

MSc Thesis, 30 ECTS
ISRN LUTVDG/(TVTG-5151)/1-59/(2017)

Förutsättningar för energiutvinning ur avfall med geoenergisystem

Martin Karlsson Thodenius
Teknisk Geologi
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet



Examensarbete för civilingenjörsprogrammet Ekosystemteknik/Thesis work for Master of Science in Environmental Engineering, 30 ECTS

Förutsättningar för energiutvinning ur avfall med geoenergisystem

Preconditions for energy recovery from waste with shallow geothermal energy systems

Martin Karlsson Thodenius
Teknisk Geologi/Engineering Geology
Lunds Tekniska Högskola/Faculty of Engineering
Lunds Universitet/Lund University

Lund 2017

Handledare/Supervisor:
Martijn van Praagh, Centrum för miljö- och klimatforskning, CEC

Examinator/Examiner
Jan-Erik Rosberg, Teknisk Geologi

Författare:

Martin Karlsson Thodenius, 1988-09-22

Titel:

Förutsättningar för energiutvinning ur avfall med geoenergisystem

Title:

Preconditions for energy recovery from waste with shallow geothermal energy systems

59 sidor + 3 bilagor (4 sidor)

16 figurer

8 tabeller

Abstract

Through time, mankind have given rise to waste. Along with the evolvement of technology the amount of waste has steadily increased which in turn have put high demands on waste management. Landfills and composts are some of the methods used for treatment of waste where the amount of organic waste that is being landfilled has decreased due to restrictions. The amount of organic waste that is being treated through compost may thus increase. Organic material goes through a decomposition that involves both biological and chemical processes which give rise to the forming of leachate, methane, carbon dioxide and heat. It has been known under a longer period that there is a temperature and heat generation taking place in both landfills and composts, but not to what extent. The thought of using landfills and composts as an alternative source of energy has now been raised. In this thesis the conditions for recovering that energy is described with the help of a literature study, field study and a computer model. The literature study has brought forth the temperature and heat generation in landfills and composts. Temperatures between 35°C and 70°C have been measured in landfills and between 25°C and 78°C have been measured in composts. Vertical systems for heat recovery is the most suitable system for old landfills in Sweden, with heat generations up to 72,4 MJ/m³, due to the lack of organic waste in landfills that are to be constructed. Landfills that have a collection system for gas can optimise this production with the help of heat extraction. Systems that use slinky shaped tubes for circulating a heat carrier inside composts and systems that captures the heat from the composts in the form of warm air and vapor is considered to be effective. These systems have given rise to heat generation rates in the range of 11,9 kW to 9,8 kW, respectively. In the field study heat recovery is performed for a compost at the waste management facility in Rönneholm. A tube was placed under a compost pile whereupon a heat carrier was circulated to recover the generated heat. The results showed that the placement of the tube did not result in similar numbers of heat generation rates as claimed in the literature. The heat generation rate was found to be 351 W, in average. With the help of measurements done under the field study for the temperature of the compost a simplified computer model was validated. The model was developed with COMSOL Multiphysics, a simulating and calculations software. The temperature was simulated and was seen to agree well with the measurements from the field study. The model could however not fully simulate the elevated temperatures that took place in the early beginning. Through this thesis it has been shown that there is a great opportunity for energy recovery from waste which in turn can be regarded as a renewable energy source.

Keywords: waste, heat, energy recovery, compost, landfill, shallow geothermal energy systems

Sammanfattning

Människan har genom alla tider givit upphov till avfall. I takt med att utvecklingen fortskridit har även mängden avfall ökat vilket ställt krav på en effektiv avfallshantering. Deponering och kompostering är några av de metoder som används för omhändertagandet av avfall där mängden organiskt avfall som deponeras har minskat till följd av de förbud som införts. Mängden organiskt material som omhändertas via kompostering kan därav komma att öka. Organiskt material genomgår en nedbrytning som involverar både biologiska och kemiska processer vilka ger upphov till bland annat lakvatten, metan, koldioxid och värme bildas. Det har under en längre tid varit känt att det sker en temperatur- och värmeutveckling i deponier och komposthögar men inte i vilken utsträckning. Tanken på att använda deponier och komposthögar som en alternativ energikälla har under senare tid utvecklats. I detta examensarbete redogörs förutsättningarna för utvinning av denna energi med hjälp av en litteraturstudie, fältstudie och en modell. Utifrån litteraturstudien framkommer det att det sker en temperatur- och värmeutveckling i deponier och komposthögar med temperaturer mellan 35°C och 70°C respektive 25°C och 78°C. Vertikala system för deponier anses vara mest lämpade för äldre nedlagda deponier i Sverige, med en möjlig värmeutveckling på ungefär 72,4 MJ/m³, på grund av avsaknaden av organiskt material i framtida deponier. Nuvarande deponier som innehåller ett uppsamlingsystem för deponigas kan erhålla en optimerad gasproduktion genom utvinning av värme. System som innefattar spiralformade slangar som cirkulerar en värmebärare inuti komposthögar och system som fångar den uppvärmda luften samt vattenångan som avgår från komposthögar anses vara effektiva för utvinning av värme. Dessa system har under försök givit upphov till värmeeffekter på 11,9 kW respektive 9,8 kW. I en fältstudie testades värmeutvinning ur en komposthög på Rönneholms avfallsanläggning. I studien placerades en slang underst varpå en värmebärare cirkulerade för att transportera den uppkomna värmen. Denna placering visades inte medföra en värmeeffekt motsvarande den som uppgivits i litteraturen. Värmeeffekten uppgick i medel till 351 W. Med hjälp av temperaturmätningar under fältstudien validerades en enklare modell som utvecklats med hjälp av simulerings- och beräkningsprogrammet COMSOL Multiphysics. Modellen simulerade en temperaturutveckling som stämde väl överens med den uppmätta temperaturen förutom för förhöjda temperaturer som uppkommit under komposthögens tidigare stadie. Genom detta examensarbete har det uppdagats att det finns en stor möjlighet för energiutvinning ur avfall och att denna kan ses som en alternativ förnybar energikälla.

Nyckelord: avfall, värme, värmeutvinning, kompost, deponi, geoenergisystem

Förord

Efter en lång resa avslutar nu detta examensarbete min civilingenjörsutbildning inom Ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola och jag vill därmed passa på att tacka mina nära och kära för allt det stöd som jag fått under denna tid. Detta examensarbete genomfördes med hjälp av HP Borrningar AB som tillhandahöll utrustning för fältstudien, ett stort tack och speciellt tack till John Olsson som ansvarade för utrustningen och hjälpte till med fältstudien. Tack till MERAB AB för upprättandet av komposthögen och all hjälp under fältstudiens gång. Ett speciellt tack till Rikard Andersson på MERAB AB som utförde mätningarna av komposthögens temperatur. Tack till min examinator Jan-Erik Rosberg för viktiga synpunkter kring rapportens slutliga utformning. Till sist vill jag även tacka min handledare Martijn van Praagh som gett mig värdefulla kommentarer under resans gång och som samordnade fältstudien.

INNEHÅLL

1	Inledning	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte och mål	2
1.3	Problemformulering	3
1.4	Avgränsningar	3
2	Metodik	4
2.1	Litteraturstudie	4
2.2	Fältstudie	4
2.2.1	Rönneholm	4
2.2.2	Termiskt responstest	6
2.3	Modell	7
3	Litteraturstudie	11
3.1	Historia	11
3.2	Nedbrytning av avfall	13
3.2.1	Deponering	13
3.2.2	Kompostering	14
3.3	Miljöpåverkan	15
3.3.1	Deponering	15
3.3.2	Kompostering	15
3.4	Konstruktion	16
3.4.1	Deponi	16
3.5	Geoenergisystem	17
3.6	Temperatur- och värmeutveckling	19
3.6.1	Deponering	19
3.6.2	Kompostering	22
3.6.3	Askor	23
3.6.4	Sammanfattande tabell över temperatur- och värmeutveckling	24
3.7	Påverkan på temperatur- och värmeutvecklingen	25
3.7.1	Deponering	25
3.7.2	Kompostering	26
3.8	Energiutvinning med geoenergisystem	26
3.8.1	Deponering	26

3.8.2	Kompostering	28
3.8.3	Sammanfattande tabell över energiutvinning med geoenergisystem . .	30
3.9	Värmeutvecklingens påverkan på konstruktionen	31
3.9.1	Deponering	31
4	Fältstudie	33
5	Modell	37
6	Diskussion	39
6.1	Metodik	39
6.1.1	Litteraturstudie	39
6.1.2	Fältstudie	39
6.2	Litteraturstudie, fältstudie och modell	40
6.2.1	Temperatur- och värmeutveckling	40
6.2.2	Energiutvinning med geoenergisystem	42
6.2.3	Fältstudie	44
6.2.4	Modell	45
7	Slutsats	47
8	Förslag till vidare studier	49
9	Litteraturförteckning	50
10	Bilagor	56
10.1	Temperatur- och värmeutveckling	56
10.2	Energiutvinning med geoenergisystem	56
10.3	Fältstudie	57

KAPITEL 1

INLEDNING

1.1 Bakgrund

Människans utveckling och urbaniserade framfart ger upphov till en ansenlig mängd avfall. Under 2012 uppskattades det genereras 1,3 miljarder ton hushållsavfall årligen i världens städer och en ökning till 2,2 miljarder ton hushållsavfall förutspås till år 2025 (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012). I EU, Europeiska Unionen, genererades det under 2012 totalt cirka 2,5 miljarder ton avfall (Eurostat, 2016). Den ökande mängden avfall kräver en effektiv avfallshandtering då icke omhändertaget avfall påverkar både miljön och hälsan lokalt (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012).

Deponering är en vanlig metod för bortskaffande av avfall och utgör det sista steget i avfallshierarkin, som är en central del i EU:s Avfallsdirektiv (2008/98/EG). Under 2014 deponerades totalt 3,3 miljoner ton icke-farligt avfall och 430 tusen ton farligt avfall i Sverige. Inkluderas även gruvavfallet deponerades det under 2014 totalt 85,1 miljoner ton icke-farligt avfall (Naturvårdsverket, 2016a). Deponering av avfall bidrar till växthuseffekten genom den uppkomst av, bland annat, metangas och koldioxid som sker då avfallet bryts ner. Utsläppen av metan från deponier utgör den näst största källan i Sverige och under 2014 släpptes 1,1 miljoner ton CO₂-ekv ut. Trenden visar dock på att utsläppen minskar till följd av olika styrmedel där deponeringsförbud och deponiskatt utgör en del men även en ökad energiutvinning av deponigas ligger till grund för minskningen av utsläpp (Naturvårdsverket, 2016a). År 2005 infördes förbud mot deponering av organiskt avfall. Detta förbud har inte endast medfört en minskning av volymen avfall som deponeras utan även det organiska innehållet i avfallet. Den framtida mängden deponigas kommer därav successivt att minska och så kommer även utsläppen av växthusgaser (Arvidsson m. fl., 2012). För 2015 uppgick insamlingen av deponigas från 47 deponianläggningar till cirka 190 GWh varav 137 GWh utvanns som energi och resterande facklades bort (Naturvårdsverket, 2016b).

Med förbudet mot deponi av brännbart avfall som infördes 2002 och förbudet mot deponi av organiskt avfall samt en deponiskatt ökar vikten av att återvinna avfall genom biologiska metoder. De biologiska metoderna kan vara rötning eller kompostering där miljöeffekten vid reak-

torrötning anses vara försumbar vid en sluten behandling medan komposteringens miljöeffekt till stor del beror på avfallets karaktär och komposteringsprocessens utformning och drift. Utsläpp från kompostering kan utgöras av ammoniak, lustgas och metan till atmosfären samt metaller, smittämnen och organiskt material till mark och vatten (Naturvårdsverket, 2003, 2012). Under 2014 återvanns cirka 935 tusen ton matavfall från hushåll, restauranger, livsmedelsbutiker och storkök. Av detta rötades cirka 252 tusen ton där både näringsämnen och energi togs tillvara och cirka 99 tusen ton komposterades där endast näringsämnena togs tillvara på men inte energin (Naturvårdsverket, 2016c).

I Sverige förbränns en stor del av avfallet vilket är en viktig del i energisystemet då det förbränns med energiåtervinning. Under 2015 gav avfallsförbränning med energiåtervinning upphov till 14,7 TWh värme och 2,3 TWh el (Avfall Sverige, 2016a). Förbränningen utvinner inte enbart energi utan den ger även upphov till restprodukter i form av bland annat flyg- och bottenaska. Under 2012 användes ungefär 997 tusen ton aska som konstruktionsmaterial i deponier vilket utgjorde 68% av den totala askproduktionen (Statistiska Centralbyrån, 2012).

Förutom uppkomsten av metangas och koldioxid är det även känt att avfallet i deponier och komposter genererar värme. Biologiska och kemiska processer ger upphov till denna värmeutveckling och beror till stor del på avfallets sammansättning (Yeşiller m. fl., 2015). Det har även uppdragats att bottenaska som tillförs deponier bidrar till att öka temperaturen inom deponin på grund av exotermiska reaktioner (Klein m. fl., 2001). Denna värmeutveckling som inte omhändertas skulle eventuellt kunna utgöra en alternativ källa till energi.

1.2 Syfte och mål

Syftet med detta examensarbete är att undersöka och redogöra för vilka förutsättningar som krävs för energiutvinning ur avfall med geoenergisystem. För att uppnå syftet kommer en litteratur- och fältstudie att genomföras. En enklare modell kommer även att skapas med hjälp av det kommersiella simulerings- och modelleringsprogrammet COMSOL Multiphysics för att simulera temperaturutvecklingen i en organisk komposthög som sedan valideras med hjälp av resultat från en fältstudie.

Målet med detta examensarbete är att redogöra den eventuella värmeenergi som finns i avfall och belysa denna som en potentiell alternativ energikälla.

1.3 Problemformulering

För att uppnå syftet och målet i detta examensarbete har följande problemformulering valts:

- Hur ser temperaturutvecklingen ut för respektive avfall?
- Vilka faktorer påverkar temperaturutvecklingen i avfallen?
- Vilken teknik är lämpligast för energiutvinning ur avfall?
- Har temperaturutvecklingen i avfall en påverkan på respektive material som används för omhändertagandet?
- Kan en enklare modell av en komposthög utvecklad med hjälp av COMSOL Multiphysics användas för att visa temperaturutvecklingen?
- Finns det tillgänglig värmeenergi för utvinning i en komposthög?

1.4 Avgränsningar

I denna studie har avfall avgränsats till att innefatta avfall som går till deponering, till kompostering och askor som kommer från förbränning. Med ett globalt perspektiv har insamlingen av data för litteraturstudien genomförts med fokus på svenska förutsättningar och förhållanden. Den praktiska mätning som utförts med hjälp av ett termiskt responstest för en komposthög utgår även från svenska förutsättningar och förhållanden. Med förutsättningar och förhållanden menas tillgång till organiskt material och askor, fysiska parametrar så som klimat samt tekniska förutsättningar för avfallshantering så som konstruktion av deponi eller vändning av komposthög.

KAPITEL 2

METODIK

2.1 Litteraturstudie

En litteraturstudie har genomförts där resultat och utveckling kring värmeenergi från avfall tas upp samt relevant bakgrundsfakta presenteras. Litteraturen som har använts har en vid global spridning och resultatet av studien presenteras i kapitel 3.

2.2 Fältstudie

En fältstudie utfördes på Rönneholms avfallsanläggning med hjälp av ett termisk responstest för komposterbart avfall, se nedanstående avsnitt för vidare redovisning av plats och metodik samt kapitel 4 för resultat.

2.2.1 Rönneholm

Rönneholms avfallsanläggning är en del av MERAB, Mellanskånes Renhållning AB, och är belägen utanför samhället Stehag, se figur 2.1. MERAB bildades gemensamt av kommunerna Eslöv och Höör under våren 1981 och under vintern 1989 tillkom även kommunen Hörby (MERAB, 2017a). MERAB ansvarar för insamlingen av hushållsavfall i samtliga kommuner och innehar och driver sex återvinningscentraler (MERAB, 2017c). Rönneholms avfallsanläggning har sedan 1940-talet fungerat som anläggning för deponering vilket historiskt sett har utgjort huvuddelen av avfallshanteringen (Länsstyrelsen i Skåne län, 2010). Eslövs kommun tog 1967 över driften av avfallsanläggningen och under denna tid deponerades det hushålls- och diverse industriavfall samt slam. Deponin som i dag är sluttäckt täcker in en yta på 11,4 hektar och under dess aktiva period mellan 1967 och 1994 deponerades det ungefär 560 tusen ton blandat avfall varav det under det sista året deponerades ungefär 14 tusen ton hushållsavfall (Hjelmér, 2015). Under 2015 deponerades det totalt 1 294 ton avfall på Rönneholms avfallsanläggning (MERAB, 2015). Rönneholms avfallsanläggning kan på så sätt ses likna majoriteten av de avfallsanläggningar i Sverige som innehar tillstånd för deponering (Avfall Sverige, 2016b). Vått hushållsavfall tilläts deponeras på avfallsanläggningen mellan 1991 och 1997. Detta

våta avfall placerades i bioceller då det antogs kunna påskynda nedbrytningsprocessen och öka uttaget av deponigas. Under denna period deponerades det totalt 44 266 ton källsorterat organiskt avfall samt 7 294 ton ris och ved i biocellerna (Hjelmér, 2015).

Nuförtiden tas det emot avfall som efter mekanisk sortering delas upp i återvinningsmaterial, biologiskt avfall, brännbart avfall och avfall för deponering (MERAB, 2015). Detta avfall utgörs av hushålls-, industri-, bygg- och rivningsavfall samt producentansvarsmaterial. På Rönneholms avfallsanläggning finns det även en återvinningscentral för hushållen (Länsstyrelsen i Skåne län, 2010). Det biologiska avfallet utgörs av matavfall från hushållsavfall samt organiskt industriavfall och förbehandlas genom malning, siktning och pressning för att sedan komposteras eller rötas. Komposteringen sker på en yta av 12 500 m² med typen öppen sträng-kompostering där processen styrs genom luftning med hjälp av en hjullastare som vänder komposthögen och bevattning som sker vid behov för att undvika störande lukt och sjunkande pH-värde. Lakvatten som uppkommer vid komposteringen samlas upp och behandlas av anläggningens lakvattensystem. Vätska som uppkommer då avfallet pressas vid förbehandling skickas till Maglasäte Gårds biogasanläggning för rötning (Länsstyrelsen i Skåne län, 2010; MERAB, 2015). Under 2015 samlades det in totalt 4 715 ton matavfall som efter den maskinella förbehandlingen komposterades (MERAB, 2015).



Figur 2.1: Flygfoto över Rönneholms avfallsanläggning där dess olika områden är utmärkta. Källa: Tilly (2017).

2.2.2 Termiskt responstest

Ett termiskt responstest utfördes för en komposthög med organiskt material med hjälp av utrustning från HP Borrningar AB, se figur 2.2a. Upprättningen av komposthögen och genomförandet av responstestet skedde vid området för kompostering på Rönneholms avfallsanläggning, se figur 2.1. En drygt 22 meter lång slang av typen LK PEX Universal Pipe X25 (24x3,5 mm) PE-Xa lades ut på den asfalterade avsedda platsen i en U-form. Ovanpå slangen placerades sedan komposterbart avfall samt grot, det vill säga grenar och toppar, se figur 2.2b. Den färdiga komposthögen uppmättes till 11 meter på längden, 4 meter på bredden och 3 meter på höjden, se figur 2.2c. Temperaturen mättes i komposthögen då denna var färdigställd och visade ett medelvärde på ungefär 45,9°C. Med hjälp av utrustningen från HP Borrningar AB erhöles data för bland annat den temperatur som värmebäraren höll i det ingående och utgående flödet till respektive från komposthögen, temperaturen för luften samt flödets hastighet. Värmebäraren som användes innehöll en blandning av 98% vatten och 2% etanol och läts cirkulera i slangen för att ta upp den värme som utvecklades i komposthögen. Värmebäraren cirkulerade till en början med en flödeshastighet på ungefär 0,23 l/s men sänktes sedan till 0,11 l/s då temperaturdifferensen ansågs vara för låg. Flödet sänktes ytterligare, till 0,03 l/s, då temperaturdifferensen fortfarande ansågs vara för låg. För att kyla ner, i formen av en värmelast, värmebäraren som värmts upp i komposthögen kopplades slangar till och från utrustningen till den närliggande lakvattendammen, se figur 2.2d. Försöket påbörjades den 24 april 2017 och avslutades den 9 maj 2017.



(a) Utrustning från HP Borrningar AB.



(b) Komposterbart avfall placeras över slangen.



(c) Komposthögen färdigställs.



(d) Lakvattendammen används som värmelast.

Figur 2.2: Upprättning av termiskt responstest för komposthög med sammansättning av komposterbart avfall och grot. Foto: Martin K. Thodenius (2017).

Den värmeeffekt som utvanns med hjälp av den cirkulerande värmebäraren samt den värmeeffekt som möjligen skulle kunna utvinnas med hjälp av en värmepump samt dess elektriska effekt beräknades enligt Banks (2008):

$$H \approx G + E \quad (2.1)$$

$$G = Z\Delta\theta C_V \quad (2.2)$$

$$E = \frac{H}{COP_H} \quad (2.3)$$

$$C_V = 0,02C_{P_{Etanol}} + 0,98C_{P_{Vatten}} \quad (2.4)$$

I ekvation 2.1 antas den totala effekten, H , från en värmepump vara ungefär lika med värmeeffekten, G , och den elektriskt tillförda effekten, E . Detta då det antas att ingen förlust av energi sker via pumpen samt att all extraherad värme och komprimerad värme transporteras utan förlust till användningsområdet (Banks, 2008). Med ekvation 2.1 sker processen under ett konstant tryck och konstant specifik värmekapacitet vilket kan anses acceptabelt då processen innefattar relativt små tryck- och temperaturförändringar (Irvine m. fl., 2010). Flödet i liter per sekund beskrivs av Z , temperaturdifferensen mellan in- och utflödets temperatur beskrivs i grader Celsius av $\Delta\theta$, värmebärarens specifika värmekapacitet beskrivs i Joule per liter och grader Celsius och COP_H beskriver värmepumpens effektivitet och kallas även för värmefaktor. Den eventuella tillförsel av värme som cirkulationspumpen avger vid cirkulering av värmebäraren har inte tagits med i beräkningen av värmeeffekten. Den specifika värmekapaciteten för värmebäraren, C_V , har beräknats enligt ekvation 2.4 då den innefattar en blandning av etanol och vatten. C_P beskriver den specifika värmekapaciteten i Joule per kg och grader Celsius för etanol och vatten.

2.3 Modell

Värmeöverföring är energi som förflyttas på grund av en temperaturskillnad. Detta kan ske på tre olika vis; konduktion, konvektion och radiation. Med konduktion, även kallat värmeledning, sker värmeöverföringen genom att molekyler eller elektroner, beroende på material, kolliderar och överför kinetisk energi. Vid konvektion sker värmeöverföringen genom att molekyler förflyttas genom en fluid, det vill säga genom en vätska eller gas, exempelvis luft. Denna förflyttning kan vara naturlig eller forcerad vilket betyder att värmeöverföringen sker utan påverkan från människan respektive med påverkan från människan, exempelvis luftkonditionering (Reistad, 2013). Vid radiation, eller strålning, sker värmeöverföringen genom transport av fotoner (COMSOL Multiphysics, 2012). Denna transport av fotoner sker för ett visst föremål beroende på dess temperatur (Reistad, 2013).

En 3D-modell av en komposthög med organiskt material utvecklades med hjälp av det kommersiella simulerings- och modelleringsprogrammet COMSOL Multiphysics 5.2 och resultaten

presenteras i kapitel 5. I COMSOL Multiphysics 5.2 finns möjligheten att skapa egna partiella differentialekvationer (PDE). Två PDE skapades för att beräkna utbredningen av temperaturen och värmeutvecklingen som sker till följd av de biologiska och kemiska processer samt koncentrationen av syre som förbrukas vid den aeroba nedbrytningen, se vidare avsnitt 3.2 för mer ingående kring nedbrytningsprocessen. De ekvationer och antaganden som använts för modellen bygger på en studie av Zambra m. fl. (2012) där turbulent flöde över en komposthög studerades samt komposthögens självuppvärmning och självantändning. Denna studie har i sin tur grundats på tidigare studier utförda av Sidhu m. fl. (2007b) och Sidhu m. fl. (2007a). De ekvationer som använts för modellen visas och redogörs för nedan:

$$(\rho C)_{eff} \frac{\partial T}{\partial t} = k_{eff} \nabla^2 T + Q_c (1 - \epsilon) A_c \rho_c C_{ox} \exp\left(\frac{-E_c}{RT}\right) + Q_b (1 - \epsilon) \rho_b \rho_c \left[\frac{A_1 \frac{-E_1}{RT}}{1 + A_2 \frac{-E_2}{RT}} \right] \quad (2.5)$$

$$\epsilon \frac{\partial C_{ox}}{\partial t} = D_{eff} \nabla^2 C_{ox} - (1 - \epsilon) A_c \rho_c C_{ox} \exp\left(\frac{-E_c}{RT}\right) \quad (2.6)$$

$$k_{eff} = \epsilon k_{air} + (1 - \epsilon) k_c \quad (2.7)$$

$$(\rho C)_{eff} = \epsilon \rho_{air} C_{p,air} + (1 - \epsilon) \rho_c C_{p,c} \quad (2.8)$$

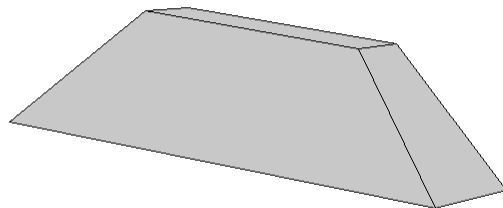
$$D_{eff} = \epsilon D_{air}, \quad (2.9)$$

Ekvation 2.5 beskriver den volymetriska värmeeffekt som sker i komposthögen, där det andra uttrycket i högerledet ger den värme som genereras från oxidering av cellulosa och där det tredje uttrycket i högerledet ger den värme som genereras från den biologiska aktiviteten. A_c , A_1 och A_2 är pre-exponentiella faktorer för hastigheten för oxideringen av cellulosa, tillväxten av biomassa och hämning för tillväxten av biomassa. E_c , E_1 och E_2 är den energimängd som krävs för aktivering av oxideringen av cellulosa, tillväxten av biomassa och hämning för tillväxten av biomassa. A_1 och E_1 representerar på så vis tillväxten av biomassa när temperaturen ökar, då aktiviteten av enzymer ökar. För att representera det stadie då tillräckligt höga temperaturer medför celledöd används A_2 och E_2 och för att garantera att ett sådant maximum av temperaturen existerar måste $E_2 > E_1$ (Sidhu m. fl., 2007b). Komposthögens massa modelleras som ett poröst medium där porositeten beskrivs av ϵ . Den värme som uppstår och överförs antas i denna modell endast ske via konduktion och beskrivs med hjälp av den effektiva termiska värmeledningskoefficienten, k_{eff} . Ekvation 2.6 beskriver den åtgång av syre som sker i komposthögen genom diffusion med hjälp av den effektiva diffusionskoefficienten D_{eff} . Åtgången av syre beskrivs även av den andra termen i högerledet i ekvation 2.6 vilken representeras av förbrukningen av syre vid oxidering av cellulosa. Definitionen av samtliga termer för ekvationer 2.1 - 2.5 samt de värden som har använts under simuleringen presenteras mer ingående i tabell 2.1.

Då de processer som sker i en komposthög är komplexa har en förenklad modell utvecklats. Utarmningen av cellulosa och biomassa har förbisetts och det har även antagits att det råder termisk jämvikt vilket för porösa medium är ett vanligt antagande. Detta betyder att de

temperaturgradienter som uppstår mellan solida partiklar och gaser inte beaktas utan istället beskriver en enskild temperatur det lokala förhållandet (Sidhu m. fl., 2007b). Oxidering av endast cellulosa har antagits då cellulosa utgör majoriteten av den organiska massan (Finstein m. fl., 1986). I linje med framtagning av en förenklad modell har endast konduktion, som tidigare nämntes, använts för att beskriva värmeöverföringen inom komposthögen. Varken konvektion, strålning eller den latent energi som avgår i samband med avdunstningen av vatten har inkluderats (Smith m. fl., 2016).

De gränsvillkor som har använts har utgjorts av ett antagande om att den yta av komposten som är i kontakt med omgivningen antar samma temperatur och syrekonzentration. Ett medelvärde, $9,6^{\circ}\text{C}$, användes som omgivningens temperatur och beräknades från den lufttemperatur som uppmättes under fältstudiens gång. Det har vidare antagits att kompostens botten utgörs av ett isolerande skikt till marken och att den ursprungliga temperaturen i komposthögen utgår från den temperatur som uppmättes för komposthögen vid fältstudien, $45,9^{\circ}\text{C}$. Det har även antagits att syrekonzentrationen i komposthögen är densamma som omgivningen. Komposthögen har konstruerats för att efterlikna den komposthög som skapades för fältstudien, se figur 2.3. Simuleringen utfördes med hjälp av en tidsberoende studie för 16 dagar med ett tidssteg på 1 timme samt villkor för att efterlikna de stadier där ingen värmeutveckling antas ske, vid 0°C respektive 80°C . En relativ feltolerans på 10^{-6} användes som kriterium för konvergens av modellens lösningar.



Figur 2.3: Modell för komposthög.

Tabell 2.1: Förklaring av de enheter som använts i modellen samt dess numeriska värden för simulering.

A_c	Pre-exponentiell faktor för oxideringen av cellulosa	$1,8 \times 10^4$	$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
A_1	Pre-exponentiell faktor för tillväxten av biomassa	$2,3 \times 10^6$	s^{-1}
A_2	Pre-exponentiell faktor för hämning av tillväxten av biomassa	$6,86 \times 10^{32}$	
$C_{p,air}$	Specifika värmekapaciteten för luft	1 005	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$
$C_{p,c}$	Specifika värmekapaciteten för cellulosa	3 320	$\text{J kg}^{-1} \text{K}^{-1}$
C_{ox}	Syrekoncentrationen	0,272	kg m^{-3}
D_{air}	Massdiffusionskoefficienten för luft	$2,4 \times 10^{-7}$	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$
E_c	Aktiveringsenergi för cellulosa	$1,1 \times 10^5$	J mol^{-1}
E_1	Aktiveringsenergi för tillväxten av biomassa	$1,0 \times 10^5$	J mol^{-1}
E_2	Aktiveringsenergi för hämning av tillväxten av biomassa	$2,0 \times 10^5$	J mol^{-1}
k_{air}	Värmeledningskoefficient för luft	0,026	$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$
k_c	Värmeledningskoefficient för cellulosa	0,18	$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$
Q_b	Exotermiskt oxidationsvärde för biomassa	$7,66 \times 10^6$	J kg^{-1}
Q_c	Exotermiskt oxidationsvärde för cellulosa	$5,5 \times 10^9$	J kg^{-1}
ϵ	Kompostens porositet	0,3	
ρ_{air}	Densitet för luft	1,17	kg m^{-3}
ρ_b	Densitet för biomassa	575	kg m^{-3}
ρ_c	Densiteten för cellulosa	1 150	kg m^{-3}
R	Allmänna gaskonstanten	8,3145	$\text{J mol}^{-1} \text{K}^{-1}$
T	Temperaturen		K

KAPITEL 3

LITTERATURSTUDIE

3.1 Historia

Människan har genom alla tider givit upphov till avfall. Från begynnelsen utgjorde dock avfallet ingen risk för människan, det vill säga i formen av sjukdomspridning, luftförorening eller förorering. Människor flyttade helt enkelt till en ny plats då ackumuleringen av avfall blivit för stor. Avfallet utgjorde vid denna tid inte heller någon större påfrestning på miljön då avfallet med lätthet kunde brytas ned i naturliga processer. Detta då avfallets sammansättning bestod av rester från jakt, samlande och tillredning av mat. I takt med att utvecklingen gick framåt och jägare och samlare ersattes av bönder och hantverkare och permanenta samhällen grundades ökade även avfallsmängden. Ackumuleringen av avfall kvarstod nu under en längre tid vilket ökade risken för påverkan på hälsan och miljön (Pichtel, 2014).

De första civilisationerna uppdagade effekterna av ökade avfallsmängder och gav genom vissa regler och tillämpningar upphov till vad som skulle kunna kallas för ett dåtidens avfallshanteringssystem. Avfallet dumpades en bit bort från samhällena vilket förmodligen gjordes för att skydda befolkningen från lukt, insekter och vilda djur. Mellan 3 000 och 1 000 år före Kristus anlade Minoerna de första deponierna genom att placera avfallet i gropar och periodvis täcka dessa med jord. Runt samma tid sammankopplades husen på Kreta med avloppskanaler för bortförsel av avfall. En tid senare, runt 800 år före Kristus, anläggs kloaker och vattenkällor i Jerusalem. I Punjab regionen, nu dagens Indien, installerar man i badrummen toaletter och avlopp. Kring 200 år före Kristus anställs särskilda sanitetspolis i Kina för att upprätthålla lagarna kring bortförslin av avfall. Romarna anses dock vara den första civilisationen som skapade en organiserad arbetsstyrka för insamling av avfall (Pichtel, 2014).

Denna kunskap föll dessvärre i glömska efter romarrikets sönderfall och den kunskap kring hygien som fanns glömdes även den bort. Detta medförde att avfallet under medeltiden fram till renässansen inte togs om hand på ett organiserat vis. Avfallet dumpades ut från fönstren ut på gatan där det sedermera ruttnade och blev en del av den jordbetäckta gatan. Den industriella revolutionen innebar inte enbart ny teknologisk utveckling utan även en ökad produktion vilket i sin tur ökade produktionen av avfall. Upptäckten av sambandet mellan

bakterier och virus och sjukdomar under mitten av 1800-talet gav sedermera även upphov till sambandet mellan hygienåtgärder där felhantering av avfallet inkluderades med sjukdomar och andra hälsoproblem. Denna nya förståelse för infektionssjukdomar utgjorde med största sannolikhet startskottet för den moderna avfallshanteringen med behandling av avloppsvatten och deponering (Pichtel, 2014).

Avfallet har i den mån som det varit möjligt återanvänts men i takt med att nya konsumentprodukter uppstått så har även komplexiteten i avfallsströmmarna ökat. Förpackningens roll utgör även en alltmer större del i avfallssammanhang och i Sverige år 1930 introducerar HSB, Hyresgästernas sparkasse- och byggnadsförening, sopnedkastet vilket medför att nu även avfallet paketeras (Lagerkvist, 1986). De flesta av Sveriges kommuner hade nu även organiserade system för avfallshantering där det mesta av avfallet kunde återanvändas, som exempelvis gödning till åkrarna, och där resterande avfall förbrändes eller deponerades. Förbränningen och deponeringen av avfallet kom senare till att öka då metallanvändningen inom städerna ökade och avfallet inte längre kunde användas som gödning. Den ökade levnadsstandarden och förändringen i konsumtionsvanor i Sverige under 1960- och 1970-talet medförde ökade mängder av avfall och användningen av plast och olika kemikalier förändrade dess sammansättning och ökade således andelen farligt avfall. Försök till att återvinna material från avfallet påbörjas till följd av den problematik som avfallsmängdens ökning medför. År 1972 införs kommunalt monopol för insamlingen av hushållsavfall och större förbränningsanläggningar konstrueras där värmen används som fjärrvärme. Avfall som inte kunde förbrännas eller som ansågs ha för låg kvalitet för återanvändning inom industrier deponerades (Östman, 2008).

Miljöproblematiken kring förbränning och den emission i form av deponigas och lakvatten från deponier som skedde kom nu till att uppmärksammas. Under 1990-talet införs lagen om principen att förorenaren betalar vilket medförde att producenten därmed tog ansvar för sin produkt (Östman, 2008). Strängare krav ställdes även på deponier för att minska dess negativa effekter på miljön genom deponidirektivet (1999/31/EG). Målet var att minska förorening av ytvatten, grundvatten, mark, luft och växthuseffekten samt risken för att människors hälsa möjligtvis skulle kunna påverkas negativt. I Sverige införlivades detta EU-direktiv år 2001 genom deponeringsförordningen (2001:512) (Naturvårdsverket, 2010). Deponeringsförordningen ställer högre krav på deponier där bland annat krav på uppsamling av lakvatten, skyddsåtgärder under och runt om deponi ska finnas och att en sluttäckning ska göras då deponin avslutas (Rihm, 2014).

Utöver deponeringsförordningen har det även tillkommit förbud mot deponering av brännbart och organiskt avfall, deponiskatt samt en avfallshierarki genom ramdirektivet för avfall (2008/98/EG) (Naturvårdsverket, 2010). Avfallshierarkin anger i vilken ordning som avfall ska prioriteras. I första hand ska uppkomsten av avfall förebyggas för att därefter i största mån återanvändas och sedan materialåtervinnas. Är detta inte möjligt skall avfallet förbrännas med energiåtervinning eller som sista utväg deponeras eller förbrännas utan energiåtervinning (Naturvårdsverket, 2016a).

De deponier som avslutades innan deponeringsförordningen tillkom uppskattas uppgå till flera tusen. Dessa deponier avslutades med lägre krav och förmodligen fanns det inga krav på skyddsåtgärder vilket tillsammans med brist på information kring storlek och avfallstyp utgör ett potentiellt hot mot hälsan och miljön (Rihm, 2014). I dag finns det ungefär 80 avfallsanläggningar där deponering av kommunalt avfall sker. Det finns även ett antal deponier för enbart industriavfall vilka oftast återfinns på verksamhetens egna område (Arvidsson m. fl., 2012). I Sverige uppgick den behandlade mängden hushållsavfall under 2015 till ungefär 4 700 000 ton vilket är ungefär 480 kg per person. Runt 38 300 ton deponerades vilket utgör 0,8% av den totala behandlingen (Avfall Sverige, 2016a).

3.2 Nedbrytning av avfall

3.2.1 Deponering

En deponi genomgår kemiska och biologiska processer som uppstår till följd av det organiska innehåll som återfinns i avfallet och den mikroflora som livnär sig på det. Avfall som har deponerats och som deponeras i dag består av en heterogen blandning av material och speglar till stor del samhället vid respektive tidpunkt för deponering. Processerna påverkas därav till stor del av avfallets sammansättning, deponeringsteknik samt påverkan av klimatfaktorer som exempelvis nederbörds mängd. Det heterogena innehållet i avfallet utgörs av både organiskt och oorganiskt material och därav kommer de biologiska och kemiska processerna att ske med olika hastighet i olika delar av deponin (Serti & Rosqvist, 2013). Till följd av dessa processer ger deponier upphov till biprodukter som lakvatten, deponigas och värme (Yesiller m. fl., 2015). Deponins processer kan delas in i olika omvandlingsfaser där den första fasen är en aerob fas, syrerik fas, följt av en anaerob fas, syrefattig fas, och sist en humusbildande fas (Serti & Rosqvist, 2013).

Innan processerna för de olika omvandlingsfaserna tar vid sker en hydrolysering av det organiska materialet. Det organiska materialet består till en början av cellulosa och stärkelse, proteiner, lipider och nukleinsyror som är biopolymerer och som inte är lösliga i vatten. Speciella bakterier utsöndrar enzymer som med hjälp av vatten hydrolyserar biopolymererna till lösliga monomerer och oligomerer, exempelvis olika sockerarter, aminosyror, glycerol och fettsyror (Lagerkvist, 2003; Rihm, 2011). Efter hydrolyseringen bryts monomererna och oligomererna ner med hjälp av syre, oxidering, i den aeroba fasen. Denna oxidering är en exotermisk reaktion varpå värme avges och då tillgången till organiskt kol är stor i denna fas är tillväxten av biomassa hög vilket medför en hög värmeutveckling. Temperaturen kan uppgå till mellan 60°C och 70°C och temperaturer högre än detta kan även förekomma i komposthögar eller i deponier som är dåligt kompakterade. Förutom värme genereras även vatten och koldioxid från oxideringen (Lagerkvist, 2003). Nedbrytningen av organiskt material utförs av olika organismer och delas in i meso- eller termofila organismer beroende på vilket temperaturintervall de föredrar. Mesofila organismer trivs då temperaturen är mellan 25°C till 40°C och då temperaturen börjar att öka tar de termofila organismerna över som trivs då temperaturen är mellan 35°C och 65°C (Diaz m. fl., 2007).

I frånvaron av syre påbörjas den anaeroba fasen där monomererna och oligomererna fermenteras till huvudsakligen flyktiga fettsyror, alkoholer och koldioxid för att därefter omvandlas till ättiksyra, vätgas och koldioxid. Under denna fas sjunker även pH-värdet och produktionen av koldioxid når sitt maximum. Det sista steget i den anaeroba fasen är omvandlingen av ättiksyra, vätgas och koldioxid till metan. Under detta skede ökar pH-värdet och metangasen upptar ungefär 50-65 volymprocent av deponigasen (Serti & Rosqvist, 2013). Metangasens höga energiinnehåll medför att den energi som finns tillgänglig för tillväxten av mikroorganismer är sju gånger lägre jämfört med den energi som finns tillgänglig vid den aeroba nedbrytningen. Detta medför att deponier är förhållandevis svalare under den anaeroba fasen jämfört med under den aeroba fasen. Temperaturer mellan 20° och 30°C är typiska och möjligtvis förekommer lägre temperaturer för det svenska klimatet. Deponins storlek medför även en viss påverkan på temperaturen då mindre deponier påverkas i en allt högre grad av den omgivande temperaturen (Lagerkvist, 2003). Den optimala temperaturen för produktion av metangas i en deponi ligger mellan 40°C och 45°C vilket uppmättes vid en deponi i England (Rees, 1980).

Den sista fasen är den humusbildande fasen där svårnedbrutna substrat återfinns vilket medför en minskad aktivitet bland mikroorganismerna. Den minskade aktiviteten medför således även en minskad gasproduktion som i sin tur minskar trycket inom deponin gentemot omgivningen. Syre kan på detta vis åter tränga in och skapar i avsaknaden av mikroorganismer aeroba zoner. I dessa aeroba zoner kommer stabila högmolekylära organiska föreningar, humusämnen, att bildas. Syre kan även återföras genom inträngande vatten från nederbörd (Serti & Rosqvist, 2013).

3.2.2 Kompostering

Nedbrytningsprocessen i en kompost och i en deponi är lika under den aeroba fasen men skiljer sig därefter då det för kompostering eftersträvas ett aerobt tillstånd genom hela komposteringsprocessen. Detta för att påskynda nedbrytningen och reducera tiden till den färdiga och toxinfria produkten, kompost. Med toxinfri menas en färdig kompostprodukt som inte innehåller mänskliga eller växtliga patogener, växtfröer eller insektslarver. Denna produkt kan sedan användas som exempelvis jordförbättring eller näring. Komposten blir toxinfri, eller hygieniserad, under den termofila fasen då en högre temperatur erhålls. Förutom komposten, det vill säga stabilt organiskt material, bildas det även vatten, mineraler, koldioxid och värme. Komposteringsprocessen avslutas innan humusfasen inleds för att komposten ska kvarhålla näringen (Diaz m. fl., 2007). Vid nedbrytningsprocessen avges värme vilket ökar temperaturen för kompostens substrat-, luft- och vatteninnehåll. Då luft rör sig genom komposthögen antingen via naturlig eller forcerad konvektion kommer en del av värmen att avgå. Den del som avgår är luft som värmts upp och den luft som tagit upp fukt och därmed den latent värmeenergin (Smith m. fl., 2016). Dessa mekanismer utgör en viktig del i värmetransporten och som visats vara beroende av ventilationen (MacGregor m. fl., 1981).

3.3 Miljöpåverkan

3.3.1 Deponering

Deponins konstruktion medför att en stor mängd föroreningar och miljögifter koncentreras till en begränsad yta vilka beror på avfallets sammansättning. Dessa sprids med hjälp av lakvatten som bildas, oftast från regnvatten som varit i kontakt med avfallet, samt den deponigas som uppstår vid nedbrytningen av avfallet. Det är framförallt näringsämnen och syreförbrukande ämnen som utgör lakvattnet men det kan även vara metaller och organiska ämnen. Följden av lakvattnets spridning från deponins konstruktion kan vara övergödning, försurning och spridning av gifter vilka kan ge negativa hälsoeffekter. Deponigasen som bildas utgörs till mestadels av metangas med den består även av koldioxid och kväve samt andra gaser. Det är framförallt metangasen som behöver samlas in då det är en potent växthusgas som påverkar växthuseffekten (Naturvårdsverket, 2010; Avfall Sverige, 2016a). I Sverige uppskattas det finnas flera tusen äldre nedlagda deponier. Dessa deponier avslutades i en tid då det fanns lägre krav för deponering och skyddsåtgärder. Miljöskyddet är därav sämre än för de deponier som är i drift i dag (Rihm, 2014).

3.3.2 Kompostering

Komposteringens miljöpåverkan beror till en stor del på avfallets sammansättning samt dess utformning och drift (Naturvårdsverket, 2003). De gaser som uppstår vid den aeroba nedbrytningen av avfall i komposten och som medför en negativ miljöpåverkan är huvudsakligen ammoniak, metan, lustgas samt diverse olika ämnen som orsakar dålig lukt. Under komposteringsprocessen kan det bildas lakvatten. Detta brukar endast ske vid eventuella störningar eller vid en icke-optimal process. Störst chans för detta är vid öppna anläggningar då dessa utsätts för en större mängd nederbörd. En stor del av denna nederbörd tränger inte in i komposten utan rinner istället av på dess yta. Lakvatten från kompostering anses inte utgöra någon större miljöpåverkan då det inte produceras några ansevärd mängder. Möjligtvis kan det finnas en risk för näringsläckage (RVF, 2005).

3.4 Konstruktion

3.4.1 Deponi

Deponeringstekniken har utvecklats i takt med att intresset och medvetenheten för miljön ökat och under 1940-talet börjar man att dagligen täcka deponierna med jord. Detta gjordes till största delen för att minska problematiken med råttor och lukt men även för att man förväntade sig att avfallet skulle komposteras under det täckande och isolerande lagret. Under 1970-talet börjar man till en större del att isolera hela deponin för att minska emissionerna. Dessvärre har denna isolering inte lyckats med att konservera emissionerna helt och hållet. Under de senaste åren har fokus mer riktas på de processer som äger rum inuti deponin och vilken roll kvaliteten på avfallet spelar. Förbehandling av avfallet har således blivit ett krav och utgör även ett fält inom forskningen. I dag är den vanligaste tekniken fortfarande att täcka deponin dagligen. Kompostering sker dock inte längre på grund av deponins storlek, tillväxthastighet och då avfallet kompakteras. Miljön som råder inuti deponierna är oftast anaerob, syrefattig, och innehåller en låg eller ojämnt fördelad fuktighet vilket förhindrar en optimal nedbrytning av avfallet (Lagerkvist, 2003).

En deponi kan anläggas ovan mark eller helt eller delvis under den ursprungliga markytan och dess konstruktion består huvudsakligen av tre delar; en botten, täta cellväggar och en sluttäckning. Botten ska utgöras av en geologisk barriär, bottentätning och ett uppsamlings-system för lakvattnet. Den geologiska barriären ska utgöra en extra säkerhet i det fallet att de andra barriärerna mister sin funktion och detta ska den göra under hundra eller tusentals år. Den geologiska barriären kan utgöras av jordarter och bergarter som innehåller egenskaper som förhindrar, bryter ned, fastlägger eller fördröjer den eventuella transport av ämnen och föreningar som kan ske från deponin till recipienten, det vill säga mottagaren (Arvidsson m. fl., 2012).

Bottentätningen som placeras ovanpå den geologiska barriären kan utgöras av geosyntetiska material som exempelvis kan vara gjorda av plast, gummi eller naturliga leror. Till bottentätningen kommer även ett dränerande materialsikt som kan kompletteras med dräneringsrör och ett uppsamlingsystem för lakvattnet. Tätningen av cellväggarna följer samma princip som för bottentätningen (Arvidsson m. fl., 2012; Bouazza, 2002). Lakvattnet samlas upp genom diken som placeras nedströms deponin. Dikena leder sedan lakvattnet vidare för behandling. Recirkulering av lakvattnet tillämpas även ibland där lakvattnet pumpas tillbaka till deponin vilket ökar fuktigheten. Detta gynnar den anaeroba processen men cirkuleringen kan även kyla ner deponin vilket kan påverka den anaeroba processen negativt (Lagerkvist, 2003).

Sluttäckningen utgörs av flera olika lager som ska se till att inget läcker in eller ut från deponin. Denna täckning bidrar även på sikt till att upprätthålla anaeroba förhållanden vilket medför att metaller binds hårdare till avfallet vilket minskar risken för ytterligare läckage men ökar samtidigt tiden för kontaminering (Arvidsson m. fl., 2012; Bouazza, 2002). De olika skikten består av ett avjämningsikt, gasdräneringsikt, tätsikt, dräneringsikt, skyddssikt

och sist ett växtetableringsskikt. Avjämningskiktet ser till att ovanliggande skikt ligger jämnt och att eventuella sättning utjämnas. Avjämningskiktet kan utgöras av avfall som exempelvis slaggrus eller schacktmassor. Ovan avjämningskiktet läggs sedan ett gasdräneringsskikt för att samla in den gas som bildas om avfallet har innehållit organiskt material. Därefter läggs ett tätskikt för att vatten och syre inte ska tränga in och detta utgörs av samma material som för botten tätningen. Ovan tätskikten läggs sedan ett dräneringsskikt för att kunna avleda vatten från nederbörd. För att skydda tätskiktet mot yttre faktorer så som frost, uttorkning, rotpenetration erosion eller mekanisk påverkan så läggs ett skyddsskikt ovanför. Detta skikt kan utgöras av exempelvis jord eller schacktmassor. Slutligen täcks deponin med ett växtetableringsskikt som besås för att smälta in med omgivningen. Skiktet binder jorden ytterligare och på så sätt minskar risken för erosion. De växter som sedan växer ovanpå fungerar som reglering av lakvattenbildningen genom evapotranspiration (Arvidsson m. fl., 2012).

3.5 Geonergisystem

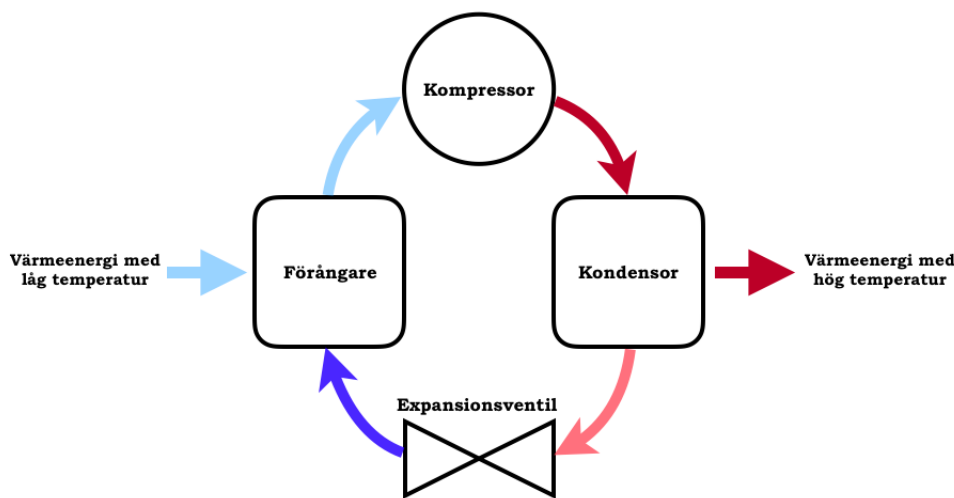
Geoenergi är i Sverige förknippat med användandet av den energi som finns lagrad i jord, berg och grundvatten samt i den övre delen av jordskorpan där överskottsvärme och -kyla lagras. Den uppvärmning som solen ger upphov till påverkar temperaturen i den övre delen av jordskorpan ner till ett djup av ungefär 10 m och medför att markens temperatur varierar enligt årstiderna. För Sverige kan temperaturen på detta djup normalt variera mellan cirka 3°C och 10°C för att därefter bli mer stabil och öka med 15-30°C/km. Detta då temperaturen påverkas i en allt högre grad av den geotermiska gradienten som värmeflödet från jordens inre ger upphov till. Denna stabila temperatur medför en möjlig källa till värme under vintern då jorden är varmare än luften och till kyla under sommaren då marken är kallare än luften (Erlström m. fl., 2016; Banks, 2008).

Begreppet geoenergi går enligt Erlström m. fl. (2016) över i geotermi i det fallet då energi utvinns från ett större djup, ungefär 400 m. Förutsättningar för svensk geotermi är störst i den sedimentära berggrunden där varmvatten kan extraheras från porösa och permeabla lager av sandsten. Vid temperaturer över 120°C kan värmen användas för elproduktion, vilket i Sveriges fall skulle kräva borrhningar ner till ett djup av 6-7 km. Geotermiska system är dock begränsade till platser med rätt förutsättningar då dessa system oftast är anpassade för storskalig uppvärmning vilket kräver tillgång till fjärrvärmenät eller industrier (Erlström m. fl., 2016). Geoenergi är däremot varken geologiskt eller geografiskt begränsat i Sverige då det klassas som ett lågtemperatursystem, det vill säga ett värmesystem som använder en låg temperatur för att distribuera och överföra värme till en byggnad (Erlström m. fl., 2016; T. Persson, 2000).

Geoenergi kan utvinnas antingen passivt eller aktivt. Passiv utvinning arbetar längs med temperaturgradienten vilket innebär att systemet drivs av en temperaturskillnad. För komfortkyla kan passiv kyla användas, benämns ofta som frikyla, vilket innebär att en direktväxling sker med en kallare källa. Passiv uppvärmning är däremot inte lika lätt då temperaturen inte

är hög nog för att ge en tillräcklig uppvärmning under vinterhalvåret. För att värma ett hus krävs det en framledningstemperatur, beroende på värmesystem, på mellan 25°C och 55°C, vid en utomhustemperatur på -20°C, och för detta måste en aktiv utvinning användas vilket görs med hjälp av en värmepump (Banks, 2008; Björk m. fl., 2013; Rosén m. fl., 2001).

Värmepumpen förflyttar värme från en omgivning med låg temperatur till en med hög temperatur och höjer på så sätt temperaturen från den tillgängliga värmen till en användbar sådan (Banks, 2008). Huvudkomponenterna i en värmepump består av fyra delar: förångare, kondensator, expansionsventil och kompressor. En köldbärare som cirkulerar i ett slutet rörsystem sammanbinder dessa komponenter. För att kunna utnyttja en värmekälla med låg temperatur justerar man köldmedlets kokpunkt genom att ändra trycket. Värmepumpens förlopp visas i figur 3.1 och börjar med att värme tas från mark, luft eller vatten och pumpas vidare till förångaren varpå köldmedlet förångas. Köldmedlet trycksätts sedan i kompressorn för att höja temperaturen till en användbar temperatur och förs sedan vidare in i kondensorn där köldmedlet, som nu är i gasform, övergår till vätskeform och samtidigt avger värme som används för uppvärmning. Köldmedlet fortsätter sedan genom expansionsventilen som sänker trycket och således även temperaturen på köldmedlet och processen kan börja om (Rosén m. fl., 2001).



Figur 3.1: Värmepumpens förlopp från värmekällan med lägre temperatur till uppvärmning med högre temperatur. Källa: Efter Banks (2008).

värmepumpssystem kan användas för både uppvärmning av byggnader och tappvarmvatten men vid utetemperaturer på omkring -5°C kan systemet behöva kompletteras med spetsvärme (Rosén m. fl., 2001). värmepumpssystem kan antingen vara öppna eller slutna. I ett öppet system pumpas exempelvis grundvatten direkt från ett borrhål genom en kollektor via värmepumpens värmeväxlare och sedan tillbaka till grundvattenkällan igen eller så avleds vattnet till en annan plats. I ett slutet system cirkulerar en värmebärare i en kollektor som går antingen direkt genom värmepumpens egna system eller indirekt via värmepumpens värmeväxlare (Banks m. fl., 2004). Kollektorn som innehåller den cirkulerande värmebäraren kan utformas

på olika vis. Antingen kan enkla raka rör läggas och böjas i olika längder eller kan rör som är spiralformade, så kallad slinky, användas. Fördelen med en spiralformad kollektor är enligt Rosén m. fl. (2001) att en större längd på röret kan användas och därmed erhålls en större kontaktyta samt att de är mer flexibla varpå de tål lättare deformationer. Spiralformade kollektorer som placerats både vertikalt och horisontellt har visats medföra en högre värmeöverföringskapacitet jämfört med traditionella system och kostnaden kunde även reduceras på grund av den mindre behövda ytan enligt Rosén m. fl. (2001). Kollektorns material bör även ha en god värmeledningsförmåga för att en god värmeöverföring skall erhållas. Värmebäraren bör även cirkuleras med ett turbulent flöde då ett laminärt flöde, som kan uppstå vid låga flöden, kan ge en försämrade värmeöverföring (Rosén m. fl., 2001).

Rosén m. fl. (2001) visar i ett exempel att en värmepump med värmeeffekten 3,2 kW kan erhålla 80 till 90% av det årsenergibehov som krävs för uppvärmning och användandet av varmvatten för en normalstor villa. I exemplet antas värmebehovet för en normalstor villa i Stockholm vara 20 000 kWh vid 50% effektäckning som baseras på en dimensionerad utetemperatur på -20°C och en inomhustemperatur på $+20^{\circ}\text{C}$.

3.6 Temperatur- och värmeutveckling

Den potentiella värmeenergi som finns i en deponi eller kompost kan approximeras på olika vis. I vissa studier används teoretiska analyser för biokemisk nedbrytning av avfall och i andra används värden från förbränning av avfall eller kurvanpassning från mätningar. Värmeutvecklingen är beroende av magnituden av temperaturökningen i avfallsmassan från biokemiska processer, avfallets värmekapacitet och värmeförluster till omgivningen (Yeşiller m. fl., 2005). För att kunna uppskatta mängden värmeenergi som kan extraheras är även avfallets värmeledningsförmåga av stor vikt (Faitli m. fl., 2015b). Den data som finns över avfallets termiska egenskaper är begränsad och resultaten skiljer sig även åt vilket delvis anses bero på avfallets heterogena sammansättning enligt Klejment och Rosinski (2008).

3.6.1 Deponering

Värme är en av de primära biprodukterna som nedbrytningen av organiskt material ger upphov till och till skillnad från deponigas och lakvatten har generering av värme i deponier inte undersökts i någon större allmän utsträckning. De flesta studier som har utförts för att analysera genereringen av värme i deponier har inte skett under en längre period eller med frekventa mätningar (Hanson m. fl., 2005). Intresset har dock ökat då det observerats att temperaturökningen kan påverka deponins olika delar negativt (Bouazza m. fl., 2011).

I en simulering av temperaturutvecklingen för deponin Tokyo Port i Japan visade Yoshida och Hozumi (1996) att temperaturen inne i deponin kan stiga upp till 60°C . Temperaturer på mellan 60°C och 70°C visades uppkomma under den aeroba nedbrytningsfasen och en temperatur på omkring 50°C under den anaeroba nedbrytningsfasen. Modellen som användes utgick

ifrån att värmeutvecklingen uppkom genom biologisk nedbrytning, gasproduktion och gaskonsumtion samt att värmeöverföringen skedde via konduktion och nederbörd. Yoshida och Hozumi (1996) ansåg glukos vara det vanligaste förekomna organiska avfallet och beräknade därav värmen från den aeroba nedbrytningen till 460 kJ/mol-O₂ och från den anaeroba nedbrytningen till 45 kJ/mol-CH₄. Graden av gaskonsumtion och gasproduktion länkades till konsumtionen av syrgas för den aeroba nedbrytningen respektive produktionen av metan för den anaeroba nedbrytningen. Värdena estimerades till 5 412 mol/m³ för syrgas och 2 707 mol/m³ för metan. Yoshida och Hozumi (1996) beräknade att i fallet att allt organiskt material bröts ner aerobt med en hastighet av 10⁻⁴ mol-O₂/(m³s) så skulle nedbrytningen vara fullständig inom två år. I fallet att allt organiskt material bröts ner anaerobt med en hastighet av 10⁻⁵ mol-CH₄/(m³s) så skulle nedbrytningen vara fullständig inom nio år. Deponin var aktiv mellan 1976 och 1979 och totalt deponerades det 12 300 000 ton kommunalt avfall vilket utgjordes till mestadelen av organiskt material, exempelvis matavfall, paper och textilier (Yoshida & Hozumi, 1996; Yoshida & Rowe, 2003). Deponin utgjorde ett område på 780 000 m² med ett djup på 30 m och för simuleringen antogs en deponeringstakt på 10 m per år. Den simulerade temperaturen jämfördes sedan med den uppmätta och visade på god överensstämmelse med några undantag. Den simulerade temperaturen vid ytan var högre än den uppmätta vilket förklarades med att mätningen utfördes under vinter när lufttemperaturen var under 5°C och varierar vilket gränsvillkoret på 15°C för simuleringen inte gjorde (Yoshida & Hozumi, 1996). I en senare studie av Yoshida och Rowe (2003) för samma deponi simulerades temperaturen vid dess botten till över 30°C och uppskattades till att kvarhålla denna temperatur under 30 år.

En deponi med hushålls- och industriavfall i södra Frankrike undersöktes under ett år med hjälp av 64 temperaturprober som placerats i avfallet i en studie av Lefebvre m. fl. (2000). Deponins totala volym var 200 000 m³ med ett djup på 20 m. Avfall deponerades ungefär en gång i veckan och utgjorde då ett lager med en tjocklek på runt 0,2-0,6 m. Deponin fylldes under ett år och täcktes därefter över med ett 30 cm jordlager följt av ett lufttätt membran. Under de 20 första dagarna visade mätningarna på en snabb temperaturökning i det övre avfalls lagret trots att lufttemperaturen aldrig översteg 15°C under denna tid. Temperaturen visade sig stabiliseras mellan 35°C och 50°C. Lefebvre m. fl. (2000) menade på att den snabba temperaturökningen troligtvis orsakades av den syretillförsel som trängde in från atmosfären vilket stimulerade den aeroba nedbrytningen. Efterhand som deponin fylldes och problemen erhöill ett tjockare lager avfall ovanför observerades temperaturer mellan 38°C och 55°C. Den stora variationen uppgavs bero på att avfallet inte placerats jämt eller att det inte kompakterats tillräckligt. Syrenivån sjönk även till noll varpå anaeroba förhållanden kunde observeras längs hela lagret på ett djup av 12,5 m. Temperaturerna längs detta lager observerades vara uniforma och vid sluttäckning var temperaturen mellan 50°C och 60°C för mestadels av avfallet med undantag närmre deponins väggar. Temperaturen observerades även, genom prober som placerats vertikalt, öka drastiskt för att sedan stabiliseras mellan 50°C och 60°C på ett djup av 3,5-10 m. Studien visade även på att yngre avfall medgav högre temperaturer, över 42,5°C (Lefebvre m. fl., 2000). Lefebvre m. fl. (2000) redogör i studien att mängden värmeenergi som en deponin kan ge upphov till beror på avfallens egenskaper, så som organiskt innehåll och graden av kompaktering, och att vid sluttäckning då anaeroba förhållanden råder kommer nedbrytningen att generera tillräckligt med energi för att kom-

pensera värmeförlusten som sker utmed deponins väggar. Temperaturen kommer dock att minska i takt med utarmningen av organiskt material. Lefebvre m. fl. (2000) beräknade den ackumulerade värmeutvecklingen under studiens gång till 10 MJ/m^3 .

Yeşiller m. fl. (2005) har i en studie av fyra deponier med kommunalt hushållsavfall i olika klimatregioner i Nordamerika under en lång period utvärderat temperaturutvecklingen. De deponier som studerades var lokaliserade i Michigan, New Mexico, Alaska och British Columbia. I studien observerades det att avfallets temperatur på ett djup mellan 6 till 8 m och nära kanterna av deponin överensstämmer med den säsongsenliga temperaturvariationen. Stabila temperaturer, med avseende på luft- och marktemperaturer, observerades infinna sig i mitten av avfallsmassan med temperaturer mellan 23°C och 57°C . Studien påvisade även tre distinkta faser, vid ett visst djup, för gassammansättningen av syre, koldioxid och metan. Gasernas sammansättning sågs förändras med tiden där syrekoncentrationen minskade till noll samtidigt som metan- och koldioxidkoncentrationen började att öka. En typisk topp för koldioxidkoncentrationen visade sig vara vanlig och ansågs markera slutet för den aeroba fasen och början på den transienta fasen som sedan övergår till den stabila anaeroba fasen. Denna stabila fas indikerades av stabila metan- och koldioxidkoncentrationer. Efter deponering av ett lager med avfall pågick den aeroba fasen under en period av ett fåtal veckor till tre månader och den transienta fasen pågick från två månader till längre än fem månader där koldioxidkoncentrationen nådde sin topp efter en till tre månader. Den stabila anaeroba fasen tog sin början efter fem till sex månader och visade sig vara den dominerande fasen. Temperaturen noterades öka genom dessa faser och ingen trend kring tidiga höga temperaturer under den aeroba fasen följt av avtagande temperaturer under den anaeroba fasen noterades vilket har iakttagits i andra studier enligt Yeşiller m. fl. (2005). Studien visade på att temperaturökningen under den transienta och anaeroba fasen var fem till tio gånger högre än för temperaturökningen under den aeroba fasen.

Yeşiller m. fl. (2005) beräknade värmeenergin för de fyra deponierna i Nordamerika under en period av ett år utifrån mätdata. Värmeutvecklingen, utan termiska förluster, beräknades variera mellan 23 och 77 MJ/m^3 för de olika deponierna där högst värmeutveckling beräknades för deponin lokaliserad i Michigan och lägst värmeutveckling beräknades för deponin lokaliserad i New Mexico. Den konduktiva värmeförlusten till omgivningen estimerades vara mellan 42 och $139 \text{ MJ}/(\text{m}^3 \text{ år})$ mot sluttäckningens skikt och mellan 9 och $48 \text{ MJ}/(\text{m}^3 \text{ år})$ mot botten, beräknat från avfallsmassans mitt. Med termiska förluster inkluderade beräknades värmeenergin variera mellan 71 och 279 MJ/m^3 . I en senare studie för samma deponi i Michigan visar Hanson m. fl. (2013) med hjälp av en numerisk modell att toppvärdet för värmeffödet uppgick till $1,52 \text{ W/m}^3$ för vanligt kommunalt hushållsavfall. Detta toppvärde visades nås efter 87 dagar och den totala värmeutvecklingen uppgick till 104 MJ/m^3 . För deponin i Michigan visade Hanson m. fl. (2005) på att tiden för att nå stabila temperaturer mellan deponins mitt och kant varierade mellan 250 och 1 000 dagar. För stabila förhöjda temperaturer i deponins mitt visade sig tiden vara över 1 400 dagar. I en senare, globalt, sammanfattande studie återger Yeşiller m. fl. (2015) genom beräkningar att värmeutvecklingen för kommunalt hushållsavfall för deponier varierar mellan $-8,6$ och $83,1 \text{ MJ/m}^3$. Det negativa värdet indikerar ett underskott av värmeutveckling.

Bouazza m. fl. (2011) genomförde en studie där temperaturen i en deponin analyserades under 20 månader. Deponin var lokaliserad sydost om Melbourne, Australien, och innehöll till största delen organiskt avfall med en volym på 45 000 m³ och ett djup på 8 m. Temperatursensorer placerades i mitten av avfallsmassan och visade på en typisk temperaturutveckling där temperaturen ökade under de första veckorna för att därefter minska och stabiliseras. Temperaturen ökade upp till 60°C i början av studien och minskade sedan och stabiliserades runt 55°C efter 13 månader.

3.6.2 Kompostering

Generellt anses temperaturutvecklingen för komposthögar, det vill säga med aerob nedbrytning, ske i direkt anslutning till etableringen av komposthögen. Temperaturutvecklingen sker till en början gradvis tills dess att förhållandena är gynnsamma då temperaturen kan ses öka exponentiellt med tiden, vilket beror på tillgången till lättnedbrytbart material så som socker, stärkelse och enklare proteiner. Vid temperaturer kring 65 till 70°C börjar utvecklingen att plana ut och varar i ungefär en till tre veckor, beroende på avfallets sammansättning, för att därefter gradvis avta till omgivningens temperatur. Endast 40-50% av den energi som frigörs vid nedbrytningen av det organiska materialet kan tas upp av mikroorganismerna vilket medför en stor värmeförlust till omgivningen menar Diaz m. fl. (2007). Temperaturutvecklingen beror huvudsakligen av den värmeutveckling som den mikrobiologiska populationen ger upphov till samt komposthögens isolerande förmåga (Diaz m. fl., 2007). Diaz m. fl. (2007) menar på så sätt att det finns en kritisk volym för komposthögen. För en volym under denna förloras värme lika fort som den utvecklas. En kritisk volym för ett medelhavsklimat anses enligt Diaz m. fl. (2007) vara omkring 1 m³ samtidigt som den anses vara större för kallare klimat, speciellt där starka vinda är vanligt förekommande.

I en studie av MacGregor m. fl. (1981) uppmättes temperaturer i tre komposthögar på sex ton innehållandes slam och träflis i Camden, New Jersey, USA. Komposthögarna täcktes med ett 0,2 m tjockt lager av träflis och konstruerades enligt en triangel med längden 4,5 m, bredden 4,5 m och höjden 2,4 m. Studien använde ett kontrollsystem för att justera temperaturen till en given sådan. Luft tillfördes vid temperaturer över den givna och luft bortfördes vid temperaturer under den givna. För de tre komposthögarna sattes 45°C, 55°C och 65°C som givna temperaturer. Mätningen pågick under 21 dagar och lufttemperaturen var under denna period mellan 8,9°C till 30,6°C. För komposthögen med den givna temperaturen på 45°C uppmättes temperaturen till mellan 25°C och 63°C med ett medianvärde på 48°C. Komposthögen med den givna temperaturen på 55°C uppmättes temperaturen till mellan 18°C och 78°C med ett medianvärde på 62°C. Slutligen uppmättes temperaturen för komposthögen med den givna temperaturen på 65°C värden mellan 64°C och 74°C med ett medianvärde på 67°C.

Klejment och Rosinski (2008) genomförde en analys av en komposts termiska egenskaper. Komposten innehöll utsorterat organiskt material från kommunalt hushållsavfall som stabiliserats i en process innan prover togs till laboratoriet. Analyserna utfördes i en glasullsisolerad

cylindrisk stålcontainer med dimensionerna 0,7 m i diameter och 0,77 m i höjd. Komposten luftades med hjälp av en luftpump med flödet 2,3 m³/h. Densiteten för proverna varierade mellan 440 och 600 kg/m³ och ansågs stämma överens med kompost som komposteras på industriell skala. Proverna komposterades i stålcontainern så länge som den höga temperaturfasen varade, temperaturen uppmättes under denna period till mellan 50°C och 73°C. Temperaturen för provet med densiteten 440 kg/m³ uppmättes vid analysens början till mellan 48°C och 60°C och för provet med densiteten 600 kg/m³ till mellan 40°C och 60°C. Studien visade att komposten genomsyrades av en låg värmeledningsförmåga, 0,150-0,309 W/mK, och att det under kompostens fas med högst temperaturökning frigavs 1,14 MJ/kg. Denna värmeenergi beräknades med hjälp av en kalorimeter. Värmeledningsförmågan sågs även bero på kompostens temperatur, fuktighet samt densitet där värmeledningsförmågan ökade då temperaturen och densiteten ökade. Det noterades även i studien att lägre värme genererades för komposter som innehöll äldre organiskt material. Klejment och Rosinski (2008) menar på så sätt att det är fördelaktigt att då utvinning av värme sker bör detta utföras i början av den högre temperaturfasen och då för nytt organiskt material.

Rönneholms avfallsanläggning som utgör platsen för fältstudien mäter i samband med kompostering av matavfall temperaturen. För kompostering av matavfall visar mätningar utförda under december månad, 2016, till februari månad, 2017, på en medeltemperatur på 57°C. Lufttemperaturen uppmättes under denna period till mellan -3°C och 3°C. Under juni månad, 2016, visade mätningar på en medeltemperatur på 60°C vid en lufttemperatur på mellan 15°C och 20°C. Dessa mätningar har utförts tre gånger under respektive period med mätningar utförda över och under komposthögens mitt samt med tre mätningar per sida. Komposten vänds ungefär 1 gång i månaden för att säkerställa att det råder aeroba förhållanden och förvaras på plats i ungefär 6 månader (MERAB, 2017b).

3.6.3 Askor

I södra Tyskland, Ingolstadt, studerade Klein m. fl. (2001) temperaturutvecklingen för deponerad bottenaska. Bottenaskan som deponerades fick efter förbränningen ligga kvar en timme för att därefter släckas i en vattenbassäng. Bottenaskan lagras sedan öppet under en till tre veckor för att minska dess reaktivitet och sedan avlägsnas eventuellt magnetiskt material. Den termiska konduktiviteten fastställdes till 0,23 W/mK, torr, och 1,27 W/mK, mättad. Deponin hade en lagringskapacitet på cirka 100 000 m³ där temperatursensorer placerats i deponins mitt. Mätning pågick under tre år varpå en maximal temperatur på 87°C uppmättes efter tre månader som sedan visades avta under de resterande 33 månaderna. I ett tätningsskikt, flexibelt polymermembransskikt (FML), uppmättes temperaturer på 46°C efter 17 månader som sedan avtog med 0,6°C per månad. Klein m. fl. (2001) menar på att denna temperatur ligger över den kritiska gränsen, 40°C, för att undvika depolymerisation och oxidation i FML samt sprickbildning i lerskiktstagret vilket kan medföra att lakvatten läcker ut i grundvattnet. Temperaturutvecklingen visar, enligt Klein m. fl. (2001), på att ökningen av huvudtemperaturen som sker på grund av exoterma reaktioner har en tidsskala på två till tre månader varpå reaktionsaktiviteten minskar. Därav bör varje deponerat lager ges minst tre månaders tid innan nästa lager deponeras ovanpå. Klein m. fl. (2001) avslutar

med att nämna att i det fallet som tid inte kan ges bör andra kylningsmetoder användas för att minska reaktionsaktiviteten.

3.6.4 Sammanfattande tabell över temperatur- och värmeutveckling

I detta avsnitt presenteras två sammanfattande tabeller, tabell 3.1 och tabell 3.2, för den temperatur- och värmeutveckling som observerats och beräknats äga rum i deponier och komposthögar. Sammanfattningen är för de studier som tagits upp i avsnitt 3.6.

Tabell 3.1: Sammanställande tabell över temperaturutvecklingen.

Källa	Plats	Yta (ha)	Volym (m ³)	Avfall	Temperatur ^a (°C)	Temperatur ^b (°C)
Yoshida och Hozumi (1996)	Tokyo, Japan	78	-	Deponi, KHA ^c	60-70	50
Lefebvre m. fl. (2000)	Frankrike	-	200 000	Deponi, KHA	35-50	38-60
Yesjiller (2005)	m. fl.					
	Michigan, USA	65	26 240 000	Deponi, KHA		57
	New Mexico, USA	79	11 754 000	Deponi, KHA		35
	Alaska, USA	67	317 000	Deponi, KHA		23
	British Columbia, Kanada	225	390 000	Deponi, KHA		42
Bouazza (2011)	m. fl. Melbourne, Australien	-	45 000	Deponi, organiskt avfall		55-60
MacGregor m. fl. (1981)	Camden, New Jersey, USA		24	Kompost, slam och träffis	25-78	
Klejment och Rosinski (2008)	Laboratorietest		0,3	Kompost, organiskt avfall	40-60	
MERAB (2017b)	Rönneholm, Sverige		300	Kompost, matavfall	58-60	
Klein (2001)	m. fl. Ingoldstadt, Tyskland		100 000	Deponi, botenaska		46-78

^a Aerob nedbrytning.

^b Anaerob nedbrytning.

^c Kommunalt hushållsavfall.

Tabell 3.2: Sammanställande tabell över värmeutvecklingen.

Källa	Plats	Yta (ha)	Volym (m ³)	Avfall	Värmeutveckling () ^a (MJ/m ³)
Lefebvre m. fl. (2000)	Frankrike	-	200 000	Deponi, KHA ^b	10,0 (18,0)
Yeşiller m. fl. (2005), Yeşiller m. fl. (2015)	Michigan, USA	65	26 240 000	Deponi - KHA	(83,1)
	New Mexico, USA	79	11 754 000	Deponi - KHA	(7,3)
	Alaska, USA	67	317 000	Deponi - KHA	(32,1)
	British Columbia, Kanada	225	390 000	Deponi - KHA	(24,4)
Bouazza m. fl. (2011)	Melbourne, Australien		45 000	Deponi - organiskt avfall	(46,2)
Klejment och Rosinski (2008)	Laboratorietest		0,3	Kompost - organiskt avfall	468 ^c
Klein m. fl. (2001)	Ingoldstadt, Tyskland		100 000	Deponi, bottenaska	(72,6)

^aBeräknad enligt Yeşiller m. fl. (2015).

^bKommunalt hushållsavfall.

^cSe figur 10.1 i bilagor för beräkning.

3.7 Påverkan på temperatur- och värmeutvecklingen

3.7.1 Deponering

Yeşiller m. fl. (2005) menar på att det finns ett samband mellan mängden nederbörd och utvecklingen av värme. Vattenhanteringen, exempelvis dagvattenhantering och tillfällig konfiguration av täckning av avfallet, för de fyra deponierna i Nordamerika, som tidigare nämnts i avsnitt 3.6.1, praktiserades på samma sätt vilket enligt Yeşiller m. fl. (2005) visar på en direkt indikation av fuktighetens betydelse. Hög nederbörd gav en snabb nedbrytning med hög och snabb utveckling av värmeinnehållet medan låg nederbörd gav en långsam nedbrytning med låg och långsam utveckling av värmeinnehållet. Den optimala medelmängden nederbörd beräknades vara 2,3 mm per dag. Under ett år motsvarar detta ungefär 840 mm nederbörd vilket är något högre än den svenska årliga nederbörden på ungefär, i medel, 700 mm vilket ger ungefär 1,9 mm per dag (G. Persson, 2015).

I en senare studie utförd av Yeşiller m. fl. (2011) analyseras två deponier lokaliserade i liknande klimatregioner, Michigan i USA och Asahikawa, Hokkaido i Japan för att utvärdera bland annat sambandet mellan värmeutvecklingen och nivån på lakvattnet. I studien kommer Yeşiller m. fl. (2011) fram till att temperaturer och temperaturers variation i zoner över låga lakvattenansamlingar generellt är högre gentemot förhållanden över zoner med höga lakvattenansamlingar.

Avfallets temperatur vid deponering har visat utgöra en stor skillnad vilket Hanson m. fl. (2006) visade i en studie utförd på en deponi för kommunalt hushållsavfall i Alaska under fyra år. I studien framgår det att stabila temperaturer på över 30°C uppmättes för ett 10 år gammalt avfall som deponerats under sommaren. Avfall som varit fruset vid deponeringen fortsatte att vara fruset efter 2 år på ett djup av 13 m vilket förklarades med att avfallet hade

isolerande lager av avfall både över och under. Frostdjupet för deponin var mellan 0,7 och 1,3 m vilket var mindre än för marken runt omkring vilket förklarades bero på avfallens termiska egenskaper och värmeutvecklingen. Yeşiller m. fl. (2016b) visade i sin studie att mer värme hade ackumulerats i avfall som var mellan 5 och 7 år gammalt jämfört med yngre avfall som var mellan 0 och 3 år gammalt.

3.7.2 Kompostering

Nedbrytningen av organiskt material påverkas av en mängd faktorer där förhållandet mellan kol och kväve, C/N, är en av de viktigaste. För de flesta typer av avfall anser Diaz m. fl. (2007) att ett optimalt förhållande mellan kol och kväve är 25 till 30, det vill säga att för varje del kväve används 25 eller 30 delar kol. I det fallet att mängden kol skulle överstiga detta optimala förhållande kan den biologiska aktiviteten ses minska. Samtidigt kan en mängd kol som understiger detta värde även bidra till att kväve försvinner i formen av flyktig ammoniak, vilket vidare förstärks vid pH-värden mellan 8 och 9 samt höga temperaturer. Tillgången till syre och luftning av en kompost är av stor vikt för att kvarhålla den aeroba nedbrytningen. En konstant tillförsel av syre är på så sätt ett krav för att inte förändra den biologiska aktiviteten (Diaz m. fl., 2007). Teoretiskt sett är det omöjligt att ange ett fixt värde för syretillförseln menar Diaz m. fl. (2007). Detta då den mängd syre som behövs för oxidering av kol bestäms av mängden kol i avfallet och som till vida varierar från avfall till avfall. För all biologisk aktivitet är vatten av största vikt och för kompostering är en fuktighet på 60% ett riktvärde. En för liten mängd fukt innebär en torr kompost med låg aktivitet medan en kompost med för mycket fukt hämmar gasutbytet då dess porer täpps till (Diaz m. fl., 2007). Värmeledningen och därmed värmeöverföringen kan vid låg fukthalt minska då porerna inte fylls med vatten vilket skapar en bro mellan partiklarna (Rosén m. fl., 2001).

3.8 Energiutvinning med geoenergisystem

3.8.1 Deponering

Det finns två olika typer av system för energiutvinning av värme ur deponier, vertikala och horisontella system. Dessa system följer även de principer som redovisades i avsnitt 3.8 för geoenergisystem. Beroende på temperaturen kan systemen användas med eller utan värmepump (Grillo, 2014). Enligt Yeşiller m. fl. (2016b) anses vertikala system medföra högre interna värmeöverföringar inom deponin vilket förklaras bero på att temperaturen genom hela djupet av deponin tillåts att utjämnas. Detta till följd av den termiska gradient som utvecklats. De vertikala systemen kan installeras först då deponeringen av avfall avslutats eller då en viss höjd har nåtts. De horisontella systemen ger inte upphov till samma höga interna värmeöverföring då den termiska gradienten utvecklas längs deponins bredd och därmed begränsar värmeöverföringen. Detta medför en hög potential för extraktion av värmeenergi menar Yeşiller m. fl. (2016b). Horisontella system medför även en tidigare start av energiutvinning då systemet kan installeras under deponins drift. Detta kan dock medföra komplikationer för den dagliga driften menar Yeşiller m. fl. (2016b). De båda systemen kan

påverkas av den sättning som sker inom deponin i takt med att nedbrytningen av avfallet fortgår. Grillo (2014) menar dock att vertikala system har fördelen med att var mer lättillgängliga än horisontella system och kan på så sätt repareras eller bytas. Detta är inte möjligt för de horisontella systemen utan att gräva upp dem.

Extraktion av värmeenergi kan utföras enligt Yeşiller m. fl. (2016b) via två olika strategier där antingen all överskottsvärme över en given nivå extraheras eller där endast en del av överskottsvärmen extraheras för att på så sätt gynna produktionen av gas. Detta då den optimala temperaturen, vilken anses ligga mellan 35°C och 40°C , för gasproduktion bibehålls. Överskottsvärmen för deponierna i Michigan och New Mexico beräknades enligt Yeşiller m. fl. (2016b) ligga mellan $-48,4$ till $72,4 \text{ MJ/m}^3$ för Michigan och mellan $-18,6$ till $15,9 \text{ MJ/m}^3$ för New Mexico. De negativa återger att värme behöver tillföras för att bibehålla den optimala temperaturen.

Vid en deponi för kommunalt hushållsavfall i Kalifornien, tempererad klimatregion, konstruerades en pilotanläggning för extraktion av värmeenergi av Yeşiller m. fl. (2016a). Deponin hade en kapacitet på 2 miljoner ton avfall, vars ålder från ytan till botten var 1 respektive 11 år gammalt, och täckte en yta av $49\,000\,000 \text{ m}^2$. Ett borrhål på ett djup av $23,5 \text{ m}$ och 1 m i diameter anlades och ett slutet vertikalt system av HDPE-slangar med vatten som värmeöverföringsmedium installerades i borrhålet. Pilotanläggningen var i drift under ett års tid och var i drift under 24 timmar en gång i veckan med ett turbulent flöde med hastigheten $0,3 \text{ m/s}$. Under driften observerades en temperaturökning från ungefär 22°C till 39°C under en period av två till nio timmar, beroende på omgivningens temperatur. Extraktionssystemets påverkan på deponins temperatur iaktogs minska med ökande avstånd från borrhålet. En temperaturminskning på 20°C uppmättes i närmast anslutning till borrhålet. Systemet ansågs enligt Yeşiller m. fl. (2016a) vara effektivt för utvinning av en avsevärd mängd värme. I studien beskrivs även hur ett turbulent flöde eftersträvades då detta ansågs utvinna mer energi jämfört med laminärt flöde.

En liknande studie genomfördes av Faitli m. fl. (2015a) på en deponi i Ungern där även ett vertikalt system användes. Systemet bestod av fyra borrhål med ett djup på 16 m där även HDPE-slangar och vatten, som värmeöverföringsmedium, användes. Systemet var kopplat till deponins lakvattenbassäng för att påskynda avdunstningen av lakvattnet. Systemet kördes under 19 dagar varav 6 dagar med konstant flöde från cirkulationspumpen och resterande 13 dagar med avstängd cirkulationspump, för regenerering av borrhålet. Resultaten visade på en avtagande temperatur under de dagar som cirkulationspumpen var i drift och en tilltagande temperatur då cirkulationspumpen var avstängd för regenerering. Från dessa resultat beräknades sedan värmeflödet och den totala energimängden till $1\,152 \text{ W}$ respektive $0,63 \text{ GJ}$ (Faitli m. fl., 2015a).

3.8.2 Kompostering

Energiutvinning ur komposter kan generellt utföras med hjälp av tre olika metoder. Den första metoden används vanligen för växthus då det är en enklare metod. Denna metod bygger på att den värme som avgår från komposten i form av vattenånga används direkt i växthuset samtidigt som växterna kan tillgodose den koldioxid som även avges. För denna metod behöver de flyktiga organiska föreningar och ammoniak som avges från komposten renas. Den andra metoden använder ett rörsystem inuti komposthögen där en vätska cirkulerar och fungerar som värmebärare. Dessa system kan användas för olika ändamål som kräver varmvatten, exempelvis rengöring av verktyg eller uppvärmning av lokaler. Den tredje metoden bygger på att den latent energi i vattenångan utvinns genom en värmeväxlare med kondensator. Detta system utvinns mest värmeenergi enligt (Smith m. fl., 2016) då vattenånga är den dominerande värmekällan från kompostens värmeutveckling. De olika systemens effektivitet beror på den flödes hastighet som tillämpas och den temperatur som värmebäraren innehar. Ett system som har en hög flödes hastighet och en låg ingångstemperatur utvinns generellt mer värmeenergi men utgångstemperaturen tenderar till att avta. Systemens effektivitet beror således på användningsområdet där en hög konsumtion av värme ger en låg ingångstemperatur och för system med cirkulerande vätskor där en stor andel värme tas ut kan kompostens temperatur minska som en följd. De system som använder den uppvärmda luften som källa beror även de på flödes hastigheten för lufttillförsel och den temperatur som den ingående luften har (Smith m. fl., 2016).

Irvine m. fl. (2010) studerade i Skottland potentialen för energiutvinning ur kompost med hjälp av en modell. Studien utfördes med åtta speciella komposterings tunnlar. Dessa tunnlar skiljde sig åt i dimensionerna varav en till fyra stycken var 5 m breda och 25 m långa och två stycken var 5,3 m bred och 35 m långa och de resterande två var 5 m breda och 35 m långa. Tunnlarna hade en likadan höjd på 5 m men under studien var höjden på komposthögar endast 3 m. Tillförsel av luft skedde genom små lufthål i golvet varav aeroba förhållande kunde garanteras. Luft som steg upp mot tunnelns tak samlades upp och återcirkulerade tillsammans med luft utifrån genom komposthögar. En värmeväxlare utvecklades och utgjordes av ett U-format rörverk av rostfritt stål med en total längd på 95 m. Värmeväxlaren fästes i taket på sådant vis att värmeväxlaren positionerades mellan taket och komposthögen. Vatten tilläts cirkulera genom rörverket och värmdes upp av den luft som värmts upp av komposthögen. Temperaturen mättes under en period av 15 dagar för varje månad och pågick från januari fram till december, 2008. Detta gjordes för att få med påverkan från de olika säsongerna. Mätningar visade att temperaturen var högst under sommaren, mellan 35°C och 70°C, och lägst under vinter, mellan 30°C och 65°C. Den maximala värmeeffekten inträffade i början av perioden och beräknades till ungefär 6 MJ/(kg dag). Värdet för den kumulativa värmeutvecklingen beräknades även under den 15 dagarsperiod som komposteringen ägde rum under och uppgick som högst till ungefär 10 MJ/kg under sommaren och som lägst till ungefär 7 MJ/kg under våren. Irvine m. fl. (2010) menar på att denna skillnad i värmeutveckling under säsongen troligtvis berodde på skillnaden i det material som var tillgängligt under respektive säsong. Med ett flöde för vattnet på 0,05 l/s beräknades den utgående temperaturen på vattnet till 47°C då det ingående vattnet höll en temperatur på 0°C. Samma beräkningar utfördes för ingående temperaturer på 5°C och 10°C vilket gav en

utgående temperatur på 49°C respektive 50°C. Enligt dessa beräkningar menar Irvine m. fl. (2010) att det varma vattnet skulle kunna transporteras till ett lagringskärl. Detta vatten skulle på så sätt kunna utgöra ett bidrag till den varmvattenmängd som en närliggande kontorsbyggnad konsumerar. Kontorsbyggnadens dagliga behov av varmvatten approximerades till 180 l/dag och skulle kunna utgöras helt av det uppvärmda vattnet från komposten men enligt lag måste vattnet hålla en temperatur på 60°C för att undvika tillväxten av legionellabakterier. Irvine m. fl. (2010) menar på att detta kan åstadkommas genom att flera tunnlars seriekopplas och beräkningar utförda för detta scenario visar på att det skulle räcka med att två tunnlars sammankopplades för att ge en temperatur på 60°C.

I ett laboratorietest analyserade Li m. fl. (2013) möjligheterna för att använda den värme som utvecklas, genom aerob nedbrytning, ur bioavfall till att värma vatten. Systemet innefattade två kamrar, en nedbrytningskammare för bioavfallet och en kammare för värmeväxling mellan luft och vatten. Avfallet som testades innefattade bland annat löv, sågspån och slam och maximal avfallskapacitet för systemet var 92 kg. Luft tillfördes konstant för att maximera nedbrytningen samt vatten för att stabilisera luftens fuktighet kring 75%. Analysen visade att en optimal temperatur för den tillförda luften var mellan 30°C och 40°C och det redan efter 8, av totalt 72, timmar vilket gav en värmeeffekt på 1 380 W och en maxeffekt på 2 242 W efter 18 timmar. Li m. fl. (2013) summerar testet med att en daglig värmeeffekt på 32 kWh/dag, netto, kan erhållas vilket man menar på skulle kunna räcka till 8 hushålls varmvattenbehov som approximerade till 4 kWh/dag.

Pain och Pain (1972) visade genom sina försök att en 6 meter lång, 5 meter bred och 2,5 meter hög hög på 50 ton träflis och humusgödsel värmd vatten som cirkulerade i plaströr inuti komposten från 10°C till 60°C. Det gjordes med ett flöde på ungefär 0,07 l/s samtidigt som komposteringsprocessen inte kunde ses påverkas av uttaget. Fukthalten hölls konstant på mellan 40 och 50%. Pain och Pain (1972) noterade att ett horisontellt system var enklare att installera men att det var svårare att ta bort efter processen på grund av sättningar. Ett vertikalt system ansågs mer lämpat för större volymer och krävde mer precision vid installation men var lättare att ta bort efteråt. Pain och Pain (1972) menade på att den värme som togs ut från komposthögen räckte till att värma ett hus på 100 m² och dess varmvattenbehov under minst 6 månader.

I en studie av Smith m. fl. (2016) för olika system med värmeutvinning ur komposter sammanfattas den värmeeffekt som är möjlig för respektive system. Smith m. fl. (2016) analyserar de olika systemens teknik vilka sträcker sig från varma bäddar i Kina som användes för 2 000 år sedan till dagens moderna super-termiska värmeldningsrörsystem. Slutsatsen som Smith m. fl. (2016) kommer fram till för de 45 olika system som analyserades är att det råder en stor variation i den värmeenergi som kan utvinnas och att ingen tydlig trend kan ses bland systemen. För system som används i laboratorium beräknades ett medelvärde på 1 895 kJ/h (1 159 kJ/kg torr substans), 20 035 kJ/h (4 302 kJ/kg torr substans) för pilotanläggningssystem och 204 907 kJ/h (7 084 kJ/kg torr substans) för kommersiella system. Smith m. fl. (2016) påpekar dock att det endast fanns vetenskapliga rapporter för de system som använts i laboratorium medan de resterande systemen rapporterade data direkt från själva driften. I sin

slutsats menar Smith m. fl. (2016) att ett system som använder vattenånga som värmekälla är att föredra framför ett system som har ett rörsystem inuti komposthögen. Detta då det inbyggda rörsystemet kan skadas på grund av ökat tryck vid sättningar eller vid tillförsel och bortförsl av material. Att cirkulera vätskan inuti rörsystemet i en alltför hög grad eller för tidigt kan även medföra minskade temperaturer. Komposten kan inte vändas eller blandas utan att rörsystemet tar skada. Kompostens värmeledning ansågs även vara för låg enligt Smith m. fl. (2016).

3.8.3 Sammanfattande tabell över energiutvinning med geoenergisystem

I detta avsnitt presenteras en sammanfattande tabell, tabell 3.3, för den energiutvinning som uppmätts och beräknats för deponier och komposthögar. Sammanfattningen är för de studier som tagits upp i avsnitt 3.8.

Tabell 3.3: Sammanställande tabell över energiutvinning med geoenergisystem.

Källa	Plats	Massa (kg)	Volym (m ³)	Avfall	System	Värmeeffekt (W)	Värmeenergi (MJ)
Faitli m. fl. (2015a)	Gyál, Ungern	-	485 328 ^a	Deponi - KHA ^b	Vertikalt, slutet	1 152	630
Pain och Pain (1972)	Frankrike	50 000	75	Kompost - träflis och humusgödsel	Värmeöverföring via konduktion, metod 2	11 700 ^c	182 000
Irvine m. fl. (2010)	Deerdykes, Skottland	-	162 ^d	Kompost - trädgårdsavfall och flytande avfall samt slam	Värmeöverföring via kondensation, metod 3	9 800 ^e	12 700
Li m. fl. (2013)	Laboratorietest	92	-	Kompost - löv, sågspån och slam	Värmeöverföring via kondensation, metod 3	1 380	358

^aMedelvärde.

^bKommunalt hushållsavfall.

^cSe figur 10.2 i bilagor för beräkning.

^dMedelvärde.

^eSe figur 10.2 i bilagor för beräkning.

3.9 Värmeutvecklingens påverkan på konstruktionen

3.9.1 Deponering

Deponins olika tätningsskikt ska se till att inga föroreningar sprider sig i en sådan mängd att det skulle kunna påverka omgivningen negativt (Rowe, 1998). Tätningsskikten ska inte endast minska spridningen av föroreningar utan de ska även kunna motstå de kemikalier som lakvattnet innehåller vilket beror på avfallets innehåll samt de produkter som bildas under nedbrytningsprocessen. Även materialens livslängd är av stor vikt då de ska vara lika länge som avfallet utgör en risk för omgivningen (Lagerkvist, 2003). Tätningsskikten kan utgöras av antingen naturliga eller syntetiska material och förekommer med avseende på dess olika fysiska och hydrologiska egenskaper samt livslängd. Naturliga material kan exempelvis utgöras av jordarterna morän eller lera. De syntetiska materialen, eller geosyntetiska material som de även kallas, kan exempelvis vara geomembran, som är gjorda av plast eller gummi, eller geosyntetiska lermembran, som oftast består av ett lager med bentonitlera mellan två geotextilier eller ett lager med bentonitlera ihopklistrat med ett geomembran (Lagerkvist, 2003; Bouazza, 2002). Både geomembran och geosyntetiska lermembran varierar i valet av konstruktionsmaterial och design. Geomembran kan konstrueras av exempelvis högdensitetspolyeten, HDPE, eller polyvinylklorid, PVC. De geosyntetiska materialen har flera användningsområden och används därav för både botten tätning och sluttäckning och det är vanligt att använda ett kompositlager där flera olika geosyntetiska material används samtidigt. Vanligtvis läggs ett geosyntetiskt lermembran under ett geomembran för att samla upp eventuella läckage ifrån detta (Bouazza, 2002; Azad m. fl., 2001).

De olika tätningssystem som används i en deponi har en teoretisk livslängd på över 100 år men möjligheten att någon av komponenterna i tätningssystemet fallerar måste ändå tas i beaktning menar Rowe (2005). De komponenter som utsätts för hårdast kemiska och biologiska förhållanden är lakvattensystem och geomembran. Lakvattensystemet har till uppgift att kontrollera den volym av lakvatten som samlas ovanpå botten tätningen och att föra bort detta för antingen återcirkulering eller behandling. Sätts detta system igen kommer volymen av lakvatten att öka vilket samtidigt kommer att ökar den advektiva transporten av föroreningar genom botten tätningen samt temperaturen i botten tätningen (Rowe, 2005).

I en studie av Bouazza m. fl. (2014) utsattes ett kompositlager, bestående av ett HDPE geomembran och ett natriumbentonit geosyntetiskt lermembran, för förhöjda temperaturer, upp till 70°C, och låg vertikal påfrestning under 60 dagar. Studien visade på ett minskat fuktinnehåll, ungefär 80%, i det geosyntetiska lermembranet. Denna minskning av fuktinnehåll observerades inte medföra sprickor på grund av uttorkning och natriumbentoniten fann vid studiens slut fortfarande inneha en gelaktig konsistens. Bouazza m. fl. (2014) menar på att detta förmodligen beror på att uppvärmningen utfördes under kontrollerade former samt att testet inte utfördes under en längre tidsperiod. Azad m. fl. (2001) visar i en studie betydelsen av underlagets fuktighetshalt när ett dubbelt kompositlager, bestående av ett primärt lager med ett geomembran och ett geosyntetiskt lermembran under och ett sekundärt lager med ett geomembran och ett geosyntetiskt lermembran under, läggs ovanpå. I studien observerades

ingen uttorkning av de två geosyntetiska lermembranen då underlagets fuktighetshalt var 10% eller högre samt då temperaturen i det primära geomembranet var 40°C. Sprickor på grund av uttorkning observerades i det primära geosyntetiska lermembranet då underlagets fuktighetshalt var mellan 10-11% och temperaturen i det primära geomembranet var 45°C samt i det sekundära geosyntetiska lermembranet då underlagets fuktighetshalt var ungefär 5% och temperaturen i det sekundära geomembranet var 40°C. Azad m. fl. (2001) menar på att även då sprickor uppstår till följd av uttorkning behöver nödvändigtvis inte permanent ökning av den hydrauliska konduktiviteten uppstå. I tester med uttorkade bentonitprover observerades det att sprickorna slöts till följd av att bentoniten svällde då avjoniserat vatten tilläts genomtränga proverna. Den hydrauliska konduktiviteten observerades även minska men Azad m. fl. (2001) menar samtidigt att då detta är positivt så är genomträngning av avjoniserat vatten ett idealfall varpå det möjligen inte sker samma minskning av den hydrauliska konduktiviteten då lakvatten genomtränger till följd av kemiska interaktioner mellan bentoniten och lakvattnet. Risken för uttorkning av geosyntetiska lermembran kan dock minskas genom att den termiska gradienten är så låg som möjlig och att det geosyntetiska lermembranet behöver hållas fuktigt då det inte är i direktkontakt med underlaget.

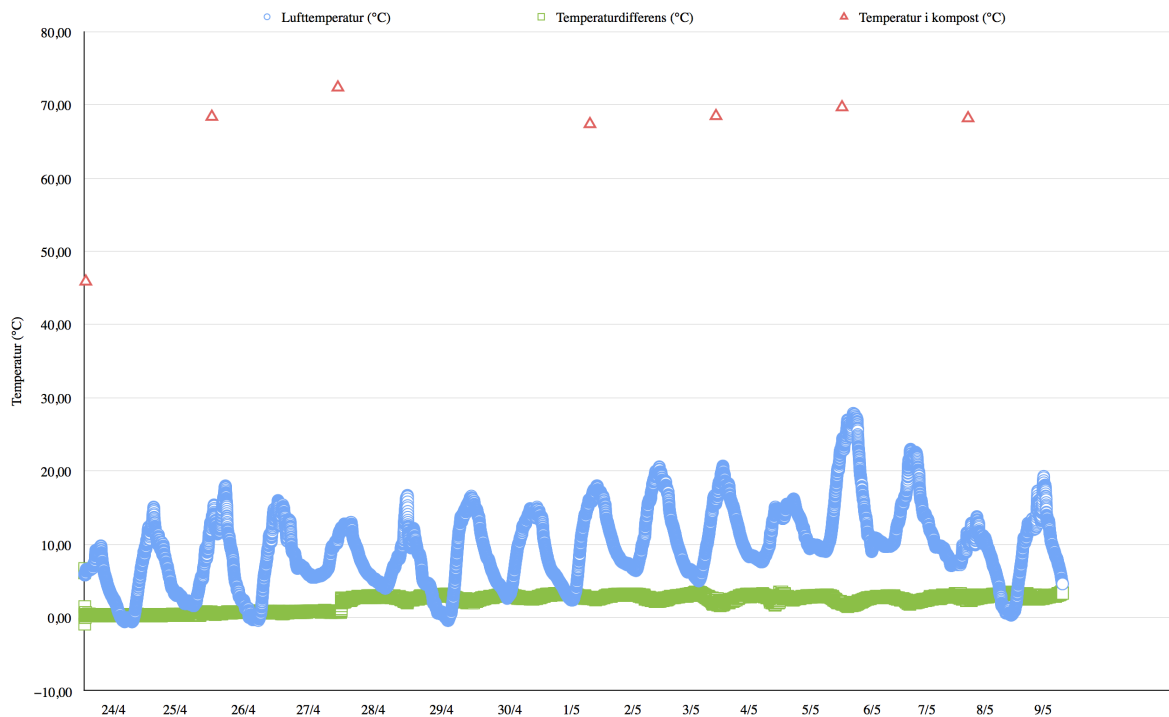
Livslängden på komponenter är av stor vikt då dessa, som det beskrevs tidigare, skall vara lika länge som avfallet utgör en risk för omgivningen. I geomembran gjorda av HDPE-plast tillsätts antioxidanter för att förhindra att materialet oxiderar och på så sätt garantera en lång livslängd. Dessa material testas oftast i laboratorium där de utsätts för en miljö som försöker efterlikna den verkliga (Hsuan & Koerner, 1998). Enligt Bouazza m. fl. (2011) utsätts bottenmembranen för en högre temperatur än vad de testas eller designas för. Testen sker med accelererande förhållanden, en ökning av temperaturen, för att simulera en längre tids användning (Hsuan & Koerner, 1998). Hsuan och Koerner (1998) analyserar i en studie utarmningen av antioxidanter för ett HDPE geomembran under 24 månader. Geomembranet placerades under ett vattenmättat sandlager och över ett torrt sandlager för att simulera förhållanden i en deponi och för att simulera en avfallsmassa på 30 m applicerades ett tryck på 260 kPa. Geomembranet utsattes för olika temperaturer, 55, 65, 75 och 85°C, varpå resultaten extrapolerades med hjälp av Arrheniusmodellen till en temperatur på 20°C. Med hjälp av Arrheniusmodellen kunde livstiden för antioxidanterna beräknas och resultaten visade på att vid en temperatur i geomembranet på 20°C är livstiden ungefär 200 år för antioxidanterna och för just det geomembran som analyserades.

Bränder har inträffat i avfall som lagrats för förbränning och även i deponier. Faktorer som ansetts varit bidragande till utvecklingen av bränder har varit den värme som utvecklas från nedbrytning av organiskt avfall samt från de kemiska processer som bryter ner avfallet främst genom pyrolys och oxidation av cellulosa. I det senare fallet kan temperaturen höjas till över 100°C vilket utgör en stor risk för självantändning. De faktorer som kan öka risken för självantändning anses vara bland annat en hög fukthalt, organiskt lättnedbrytbart material så som mat- och trädgårdsavfall, metaller som kan agera som katalysatorer och bristfällig kompaktering där hårt packat avfall möts av mindre packat avfall med en högre syretillgång. Bränder i deponier medför att en rad olika föreningar, exempelvis dioxiner och polycykliska aromatiska kolväten som kan vara olika giftiga, släpps ut i luften (Rihm m. fl., 2014).

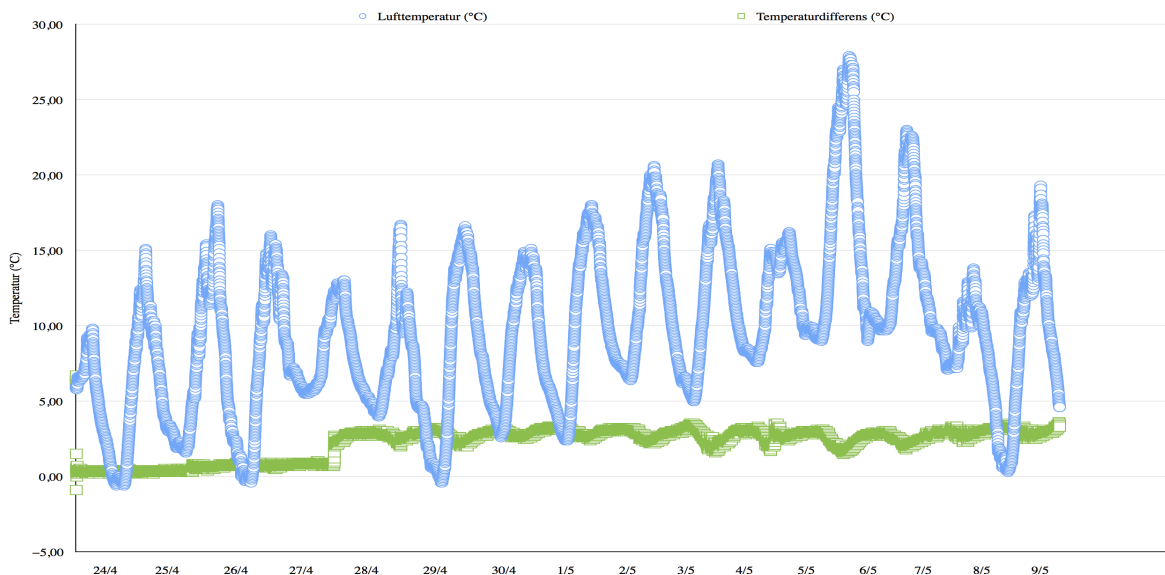
KAPITEL 4

FÄLTSTUDIE

Fältstudien utfördes under 16 dagar och under denna period registrerades lufttemperaturen, temperaturen för värmebäraren via in- och utflödet och flödeshastigheten med hjälp av HP Borringar ABs utrustning. Samtidigt utfördes manuella temperaturmätningar av personal från MERAB på komposthögen. Differensen mellan in- och utflödets temperatur har åskådliggjorts i ett diagram tillsammans med luft- och komposthögstemperaturen, se figur 4.1, samt i ett diagram utan komposthögstemperaturen, se figur 4.2.

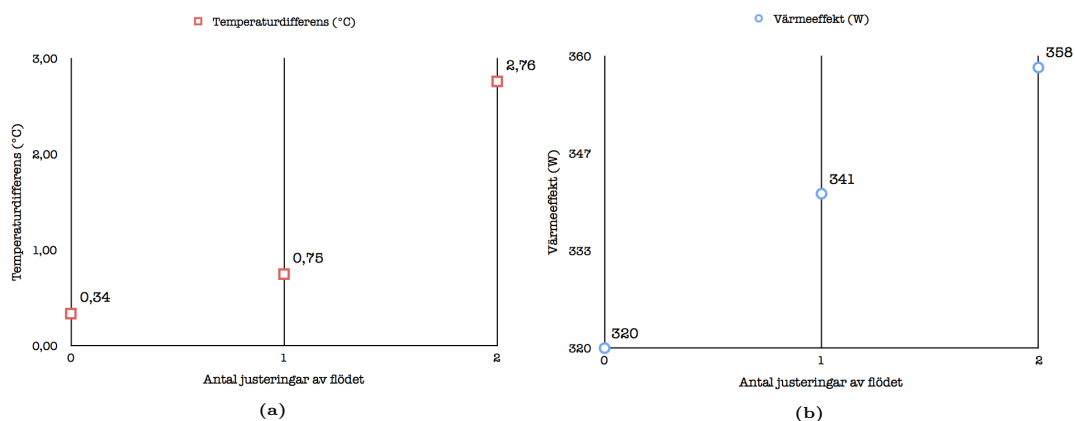


Figur 4.1: Mätningar över lufttemperaturen, differensen mellan in- och utflödets temperatur och temperaturen i komposthögen under fältstudiens gång.



Figur 4.2: Mätningar över lufttemperaturen och differensen mellan in- och utflödets temperatur under fältstudiens gång.

Under fältstudiens gång justerades flödet för värmebäraren två gånger med ändamålet att möjligtvis öka temperaturdifferensen mellan det ingående och utgående flödet då det ansågs vara för lågt. Den påverkan som detta medförde kan ses i figur 4.3 där 0, 1 och 2 anger justeringen av flödet från det ursprungliga 0,23 l/s till 0,11 l/s och till sist 0,03 l/s. Figur 4.3a visar medelvärdet för temperaturdifferensen och figur 4.3b visar medelvärdet för den värmeeffekt som beräknades vid varje justering. Temperaturdifferensens min-, medel- och maxvärde har sammanställts i tabell 4.1 för de olika justeringarna av flödet. För att kyla ner returvattnet sänktes en slang ner i den närliggande lakvattendammen vilken uppmättes under studiens gång hålla en medeltemperatur på 14,5°C.



Figur 4.3: Medelvärdet över differensen mellan in- och utflödets temperatur och den beräknade medeleffekten efter justering av flödet.

Tabell 4.1: Sammanställande tabell över temperaturdifferensen som uppmättes för flödena 0,23, 0,11 och 0,03 l/s.

Flöde (l/s)	Temperaturdifferens Min (°C)	Temperaturdifferens Medel (°C)	Temperaturdifferens Max (°C)
0,23	0,20	0,34	0,50
0,11	0,40	0,75	1,00
0,03	1,00	2,76	3,60

Den värmeeffekt som utvanns med hjälp av värmebäraren beräknades med ekvation 2.2 och har sammanställts i tabell 4.2. Tabell 4.2 visar min-, medel- och maxvärden för utvunnen värmeeffekt vid de olika flödena samt den totala värmeeffekt och värmeenergi, i medel, som utvanns under fältstudiens gång. I tabell 4.3 har en sammanställning gjorts över den värmeeffekt som möjligen skulle kunna utvinnas med hjälp av en värmepump samt till vilken tillförd elektrisk effekt. En värmefaktor på 4 har använts tillsammans med ekvationerna 2.1 och 2.3 för beräkning av värmeeffektens min-, medel- och maxvärde vid de olika flödena. För att se vad en högre temperaturdifferens respektive ett högre flöde möjligen skulle åstadkomma beräknades ett medelvärde för värmeeffekten och värmeenergin vid användandet av en värmepump samt dess tillförda elektriska effekt, se tabell 4.4. För värmepumpen användes en värmefaktor på 4 och värmeeffekten och värmeenergin med värmepump samt dess elektriska effekt beräknades enligt ekvationer 2.1, 2.2 och 2.3.

Tabell 4.2: Sammanställande tabell över den värmeeffekt som erhöles från komposthögen med flödena 0,23, 0,11 och 0,03 l/s.

Flöde (l/s)	Värmeeffekt Min (W)	Värmeeffekt Medel (W)	Värmeeffekt Max (W)	Värmeenergi Medel (MJ)
0,23	182	320	477	50
0,11	182	341	456	66
0,03	124	358	580	354
Total		351		471

Tabell 4.3: Sammanställande tabell över den värmeeffekt som möjligtvis hade kunnat erhållas med hjälp av en värmepump med värmefaktorn 4 samt dess tillförda elektriska effekt från komposthögen med flödena 0,23, 0,11 och 0,03 l/s.

Flöde (l/s)	Värmepump Min (W)	Elektrisk effekt Min (W)	Värmepump Medel (W)	Elektrisk effekt Medel (W)	Värmepump Max (W)	Elektrisk effekt Max (W)
0,23	243	61	427	107	636	159
0,11	243	61	455	114	608	152
0,03	166	41	478	119	774	193

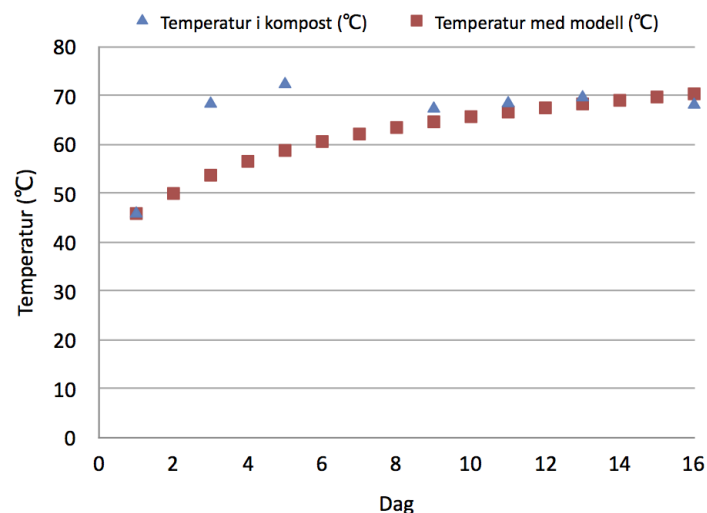
Tabell 4.4: Sammanställande tabell över den värmeeffekt, i medel, som möjligtvis hade kunnat erhållits vid en högre temperaturdifferens och högre flöden samt den värmeeffekt som skulle erhållits vid användandet av en värmepump med värmefaktorn 4 och dess tillförda elektriska effekt. Flödena som har använts är mellan 0,20 och 1,00 l/s och en temperaturdifferensen mellan 2°C och 40°C.

Flöde (l/s)	Temperaturdifferens Medel (°C)	Värmeeffekt Medel (W)	Värmepump Medel (W)	Elektrisk effekt Medel (W)
0,20	2	1658	2211	553
0,40	2	3316	4421	1105
0,60	2	4974	6632	1658
0,80	2	6632	8843	2211
1,00	2	8290	11 053	2763
0,20	10	8290	11 053	2763
0,40	10	16 580	22 107	5527
0,60	10	24 870	33 160	8290
0,80	10	33 160	44 213	11 053
1,00	10	41 450	55 267	13 817
0,20	20	16 580	22 107	5527
0,40	20	33 160	44 213	11 053
0,60	20	49 740	66 320	16 580
0,80	20	66 320	88 427	22 107
1,00	20	82 900	110 533	27 633
0,20	40	33 160	44 213	11 053
0,40	40	66 320	88 427	22 107
0,60	40	99 480	132 640	33 160
0,80	40	132 640	176 853	44 213
1,00	40	165 800	221 067	55 267

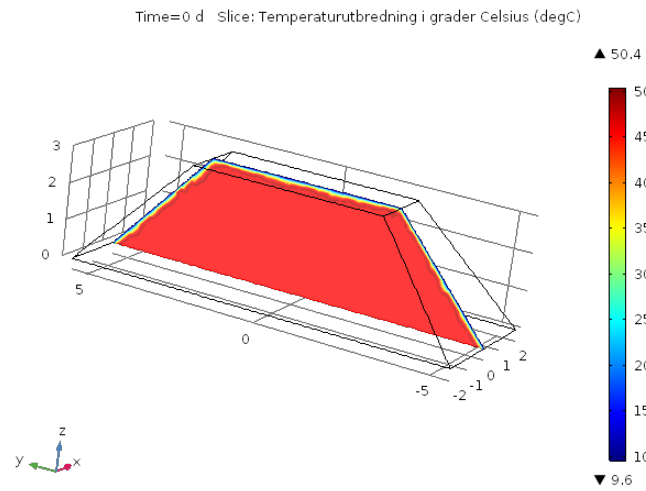
KAPITEL 5

MODELL

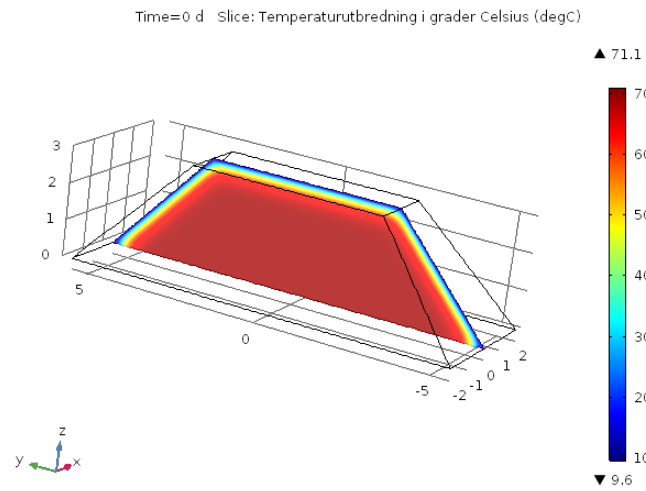
Simuleringen av komposthögens temperaturutveckling med hjälp av COMSOL Multiphysics har gjorts på ett sådant vis att i största mån eftersträva komposthögen som anlades och dess omgivning vid fältstudien. Den omgivande konstanta temperaturen för modellen var $9,6^{\circ}\text{C}$ vilket var ett medelvärde för den lufttemperatur som uppmättes under fältstudiens gång. Temperaturen inuti komposten, det vill säga starttemperaturen för modellen, sattes till medelvärdet av de mätningar som gjordes precis efter komposthögens färdigställande vid fältstudien. Denna temperatur var $45,9^{\circ}\text{C}$, se figur 10.4 till 10.6 i bilagor för den temperaturmätning av komposthögen som utfördes under fältstudien. I figur 5.1 presenteras de temperaturmätningar som utfördes under fältstudien mot temperaturutvecklingen som beräknades med hjälp av modellen. Komposthögens temperaturutbredning simulerades även med hjälp av modellen och visas i figur 5.2a och 5.2b för fältstudiens första respektive sista dag.



Figur 5.1: Jämförelse mellan temperaturutvecklingen i komposthögen från fältstudien och den framtagna modellen.



(a) Dag 1



(b) Dag 16

Figur 5.2: Temperaturutvecklingens utbredning inom den modellerade komposthögen för dag 1 och dag 16. Graderingen är i enheten meter.

KAPITEL 6

DISKUSSION

6.1 Metodik

6.1.1 Litteraturstudie

Litteraturstudien har klargjort att temperatur- och värmeutvecklingen inom deponier, komposter och askor är ett känt fenomen men även att det är ett fält som inte har undersökts i någon större utsträckning. Det är främst under 2000-talet som vetenskapliga rapporter framkommer med försök i utvinning av värmeenergin samt undersökning av temperaturutvecklingen. Det framkommer dock genom dessa rapporter att fler studier behövs utföras inom detta område. Med hänsyn till detta fås den data som redogjorts under litteraturstudien ses som någorlunda osäker. Det ska dock tilläggas att de studier som har gjorts ger en enstämig inställning mot ämnets potential och bidrag till ett förnybart energislag.

6.1.2 Fältstudie

Ekvation 2.2 som har använts för att beräkna värmeeffekten är en enklare ekvation där slangens värmeledningsförmåga eller kontaktyta inte tagits med. Därav får de beräkningar som har gjorts med hjälp av denna ekvation ses som approximationer men ändå kan de visa den potential som finns. Den pump som användes för cirkulering av värmebäraren bidrar möjligen med värme i form av det arbete som utträttas för att cirkulera runt värmebäraren och som övergår i värme. Denna eventuella värmetillförsel har inte beaktats men kan dock utgöra en påverkan i resultaten.

6.2 Litteraturstudie, fältstudie och modell

6.2.1 Temperatur- och värmeutveckling

Deponering

Den litteraturstudie som har utförts visar på att antalet utförda och granskade studier för temperatur- och värmeutveckling för deponier och komposter är få. Det heterogena avfallet och användandet av olika tekniker och konstruktioner bidrar till att öka komplexiteten. Det har dock iakttagits att det sker en temperatur- och värmeutveckling, deponier som självantänder och börjar att brinna eller komposthögar som kan ses ryka. De studier som har utförts, och som presenteras i tabell 3.1, visar på att det för deponier utvecklas temperaturer på mellan 23 och 70°C och upp till 78°C då avfallet endast består av bottenaska. Värmeutvecklingen för deponier varierar mellan 7,3 till 83,1 MJ/m³, som presenteras i tabell 3.2 och i fallet med endast bottenaska uppgår värmeutvecklingen till 72,6 MJ/m³. Temperatur- och värmeutvecklingen för deponier ses därav bero på lokaliseringen samt dess avfallstyp. Lokaliseringen spelar en viktig roll så till vida att mängden nederbörd bör vara i medel 2,3 mm per dag. Ur ett svenskt perspektiv faller detta väl inom ramen då den årliga nederbörden i medel är ungefär 1,9 mm per dag. Deponier i Sverige borde alltså inneha goda möjligheter för en hög temperaturutveckling. Införandet av deponeringsförbudet för organiskt material år 2005 medför dock att nuvarande och framtida deponier inte kommer att följa samma temperatur- och värmeutveckling som presenterades i tabell 3.1 och 3.2. Det uppskattas dock finnas flera tusen deponier som avslutades innan deponeringsförordningen trädde i kraft år 2001. Dessa deponier utgör inte endast en miljö- och hälsorisk, då de anlades och var aktiva under en tid med lägre krav, utan möjligtvis även en potentiell källa till värme. Flera studier som tagits upp i avsnitt 3.6 visar på att temperatur- och värmeutvecklingen tenderar till att ansamlas och koncentreras i avfallsmassans mitt. Studierna anger även att stabila förhöjda temperaturer varar i flera år. En studie estimerade att en deponis bottenlager kunde hålla en temperatur på över 30°C i runt 30 år. Tiden för deponering har även visats utgöra en viktig roll då avfall som deponerats under sommaren uppnår högre temperaturer jämfört med avfall som deponerats då det varit fryst. Avfall som varit fryst vid deponering har efter 2 års tid noterats att vara i samma tillstånd. Även åldern på avfallet tenderar till att påverka temperatur- och värmeutvecklingen då ett äldre avfall verkar ackumulera mer värme än yngre avfall. Det har även visats att temperaturökningen är högre för den dominerande anaeroba fasen jämfört med den aeroba och att denna temperaturökning stabiliseras och inte avtar. Detta medför, eventuellt, att de deponier som avslutats innan 2001 fortfarande innehar stabila och förhöjda temperaturer eller möjligtvis har påbörjat en utveckling av dess temperatur och värme. Det ska dock tilläggas att i takt med att avfallsförbränningen ökar kommer även andelen bottenaska att öka, varvid en del deponeras. Bottenaska som inte tillåts mellanlagras i två till tre månaders tid för att minska dess reaktionsaktiviteten kan på så sätt bidra till förhöjda temperaturer i deponin. Det ligger dock stora approximationer bakom vilken eventuell temperatur- och värmeutveckling en deponi möjligtvis innehar eller för den delen kan komma att inneha. Detta då avfallets sammansättning är komplext och även i det fallet att en god estimation av avfallstypen kan göras för att teoretiskt beräkna temperatur- och värmeutvecklingen sker processer i olika fart och i olika delar av deponin.

Den påverkan som temperatur- och värmeutvecklingen har på deponins konstruktion har påvisats i ett antal studier men är ännu oklar då valet av material och konstruktionen i sig självt skiljer sig från deponi till deponi. Studierna har visat att de material som används och som utsätts för förhöjda temperaturer påverkas i vissa fall. Uttorkning av lermembran har noterats i vissa studier samtidigt som ingen uttorkning har noterats i andra. Den period som materialen analyseras under kan vara för kort för att en eventuell påverkan skall vara noterbar. En fortsatt studie av materialens påverkan behövs således för att undvika eventuella utsläpp till omkringliggande miljö samt att de test som materialen genomgår av tillverkaren inriktas på högre temperaturer då det ansetts att materialen testats för lägre temperaturer än vad de egentligen utsätts för. I det fallet att materialen påverkas negativt av en förhöjd temperatur kan de äldre deponier i Sverige som inte uppfyllts av deponeringsförordningen och som sluttäckts utgöra en risk för den omkringliggande miljön. Speciellt de deponier som ännu inte identifierats med vare sig innehåll eller plats. Bränder kan även utgöra en risk för deponier i de fall att en otillräcklig komprimering av avfallet har ägt rum eller på grund av sättningar varvid löst packat avfall med högre syretillgång kan reagera med det hårdare packade avfallet varpå en spontan självantändning kan äga rum. Metaller i avfallet kan agera som katalysatorer vilket ökar risken för äldre deponier där ett mer heterogent avfall deponerats. Bränder medför således inte endast en påverkan på konstruktionen och dess material utan även genom de emissioner som avges i form av olika föreningar vars toxicitet kan skilja från förening till förening.

Kompostering

Temperatur- och värmeutveckling i komposthögar anses generellt följa den utveckling där tidiga höga temperaturer nås för att sedan avta till omgivningens temperatur. Denna utveckling visade sig inte minst vid fältstudien då en medeltemperatur på $45,9^{\circ}\text{C}$ uppmättes redan vid komposthögens färdigställande. Temperaturer från de studier som har gjorts uppgår till mellan 25 och 78°C medan de studier som har gjorts för värmeutvecklingen är färre och oftast teoretiska men kan uppgå till 468 MJ/m^3 , se tabell 3.1 och tabell 3.2 samt avsnitt 3.8.2. Kompostens avfallstyp varierar även i sammansättningen varav det ökar komplexiteten för beräkning av värmeutvecklingen samt en jämförelse däremellan. Kompost har visats inneha en låg värmeledningsförmåga vilket bidrar till att värmen kvarhålls inom komposten under en tid och inte avtar direkt till dess omgivning. Detta visas även med de mätningar som gjorts på Rönneholms avfallsanläggning. Där uppmättes en medeltemperatur på 57°C under december till februari månad och en medeltemperatur på 60°C under juni månad. Temperaturen verkar således inte påverkas nämnvärt i kompostens mitt under de olika säsongerna. Till skillnad mot deponering ses äldre avfall i kompostering medföra lägre värmeenergi. Detta skulle på så kunna ses som att kompostering innehar en kortare tid av temperatur- och värmeutveckling jämfört med deponering. Komposteringens temperatur- och värmeutveckling beror så till vida på lättillgängligt material och i rätt proportioner samt tillgången till syre och vatten. Utvecklingen kan på så sätt styras eller optimeras genom att justera dessa faktorer. Det är dock svårt att avgöra exakta värden på dessa då avfallets sammansättning varierar samt att det klimat som komposten är lokaliserad i även påverkar. I Sverige är det som det tidigare

påpekades för deponier en årlig medelnederbörd på ungefär 1,9 mm per dag och sett till de mätningar som gjorts i Rönneholm verkar detta medföra en hög temperaturutveckling utan att det för den delen medför en överdriven bevattning. Kompost tillhör det avfall som lagras och likt deponier finns det risk för att en spontan självantändning sker varpå en brand kan utbryta. Sett till en komposts innehåll, oftast mat- och trädgårdsavfall, kan temperaturen höjas till över 100°C vid rätt förhållanden, förhållanden så som en alltför hög fukthalt eller en obalanserad kompaktering.

6.2.2 Energiutvinning med geoenergisystem

Deponering

Det är endast ett fåtal försök som har gjorts för att utvinna värmeenergi från deponier. Tanken på detta är så pass ny att en fullgod bedömning med hjälp av dessa försök kring vad ett optimalt system är, varaktighet eller mängden energi som kan utvinnas är svår att återge. De studier som dock har gjorts, vare sig teoretiska eller experimentella, visar på att en avsevärd mängd värme kan utvinnas och att det är möjligt. Systemens utformning kan huruvida väljas beroende på vilken fas deponin befinner sig i. Ett vertikalt system måste tillämpas i det fallet att deponins avfallshöjd har nått en sådan nivå att urgrävning är omöjlig eller det att en deponi har avslutats och täckts. Befinner sig deponin i startfasen kan ett horisontellt system anläggas vilket anses vara det system som kan utvinna mer energi då en tidigare start kan åstadkommas samt att mindre värmeförluster förekommer. För Sveriges del där de eventuella framtida deponierna inte innehåller organiskt material är det horisontella systemet uteslutet. En möjlig användning för det horisontella systemet skulle möjligtvis vara i det fallet att förbränningen av avfall ökar och då även deponeringen av reaktiv bottenaska ökar. Det vertikala systemet skulle dock kunna användas för de äldre och nerlagda deponierna men utgör samtidigt en osäkerhet då deponins avfallssammansättning är okänd. Utvinning av värme ur dessa äldre deponier skulle möjligtvis minska det diffusa utsläpp av metangas som eventuellt sker till omgivningen. Detta genom att utvinna all överskottsvärme och på sätt minska temperaturen till en nivå som understiger den för den optimala gasproduktionen vilket samtidigt potentiellt skulle minska risken för en spontan självantändning. En annan möjlighet skulle vara att för de äldre deponier som inte lades ner, de som uppfyllde de krav som ställdes i deponeringsförordningen, och innehar ett gasuppsamlingsystem skulle kunna optimeras med hänsyn till gasinsamlingen. Detta genom att en del av överskottsvärmen utvinns och på så sätt säkerställer att den optimala temperaturen för gasproduktion hålls. Att anta en överskottsvärme, mellan -48,4 och 72,4 MJ/m³, för äldre svenska deponier liknande den för deponin i Michigan är en möjlighet då liknande förutsättningar finns i form av kommunalt hushållsavfall samt ungefärlig mängd nederbörd. Studien som utfördes i Ungern visar även på att det finns värmeenergi att utvinna. Under studiens gång beräknades värmeeffekten till 1 152 W och den totala energimängden till 630 MJ, se tabell 3.3. Varaktigheten för de system som testades är dock osäker då flödet inte hölls konstant genom studiernas gång. Temperaturen sågs avta närmast borrhålen under utvinningen men visades senare tillta igen då flödet stängts av. Det är på så sätt svårt att säga under hur lång tid en deponi möjligtvis skulle kunna bidra med värme då ingen studie av utvinning har gjorts under en längre tid. Studier och simuleringar visar dock på att stabila och förhöjda temperaturer förekommer

under den längsta och dominerande anaeroba fasen. Storleken på deponin skulle möjligtvis spela en roll då flera system skulle kunna appliceras och ett värmeuttag skulle kunna varieras i takt med en avtagande eller tilltagande temperatur längs deponins massa. Därav skulle utvinningen möjligtvis kunna optimeras för större deponier och minska tiden för utvinning i väntan på regenerering av värme.

Kompostering

De flesta vetenskapliga och granskade rapporter kring energiutvinning ur komposter är få till antalet och avser mestadels försök som utförts i laboratoriet. Det är därav svårt att jämföra de olika försöken som både har olika tekniker och avfall. Det som dock är klart är att värmen från kompostering har använts under en lång tid. Att ta tillvara på den värme som utvecklas och att använda den direkt i exempelvis ett växthus för att förlänga säsongen kan ses som en enklare metod men i ett slutet kretslopp fås det ses som ett förnybart alternativ till uppvärmning. System som cirkulerar en värmebärare inuti en komposthög, vilket var det system som användes för fältstudien, kan även ses som en enkel metod där endast rör, vätska och en pump behövs. Med utförda experiment har det dock påvisats att detta system kan försörja ett hus på 100 m² med både värme och varmvatten under 6 månader. Värmeeffekten uppgick till 11,7 kW under denna period, se tabell 3.3. Att placera rör inuti en kompost medför dock vissa svårigheter vid installation och borttagandet när processen är slut. Att installera rören vertikalt anses lättast då en större volym kan används samtidigt som det visats vara lättare att avlägsna. Horisontellt placerade rör kan utsättas för sättningar efterhand som material bryts ner vilket medför svårigheter att avlägsna systemet efteråt. Det kan även försvåra möjligheten för eventuell luftning då komposthögen skall vändas. En potentiell lösning till att undvika luftningen genom att vända högen skulle kunna vara att använda ett aktivt luftningssystem, möjligen med installerade ventileringsrör i botten. System som överför den uppvärmda luften och även den latent energi i form av vattenånga till en värmebärare anses vara det system som ger mest värmeenergi. Det kan även ses som ett enklare system att underhålla då komposthögen inte behöver justeras vid eventuella fel eller riskeras att utsättas för eventuella sättningar. Det är system som oftast används på en industriell skala. Rönneholms avfallsanläggning skulle möjligtvis kunna använda detta system för utvinning av värmeenergi. Det skulle dock kräva någon form av isolerad byggnad eller liknade över själva komposten för att maximera upptaget av luft och vattenånga. Värmeenergin skulle även behöva användas på plats då långa transporter av denna, till exempelvis fjärrvärmenätet, skulle medföra förluster och säkerligen en hög kostnad. Jämförs dock dessa två system så skulle möjligtvis ett vattenburet rörsystem inuti komposten tillsammans med ett aktivt luftningssystem vara mer lämpat för den plats som kompostering försegår på Rönneholms avfallsanläggning.

6.2.3 Fältstudie

Fältstudien som utfördes vid Rönneholms avfallsanläggning på en komposthög kan ses som en förstudie. Detta då den värmeeffekt som beräknades ha utvunnits inte fullt när upp till de resultat som hittats i litteraturen. Under de 16 dagar som försöket pågick sänktes flödet två gånger med avseendet att öka temperaturdifferensen mellan in- och utflödet. En ökning av temperaturdifferensen kan ses i figur 4.2 där det även kan ses att temperaturdifferensen varierar i en högre grad med lufttemperaturen efter den sista sänkningen av flödet. Temperaturdifferensen tenderar till att öka då lufttemperaturen minskar och minska då lufttemperaturen ökar. En möjlig förklaring skulle vara att vattnet kyls av i en större mängd då lufttemperaturen minskar vilket ger en lägre temperatur på det ingående flödet och på så sätt bildas en högre temperaturskillnad. Det är tveksamt om ytterligare en sänkning av flödet skulle medfört en ökning av temperaturdifferensen då det efter den sista sänkningen redan var så pass lågt. Ser man även till ekvation 2.2 är det önskvärt att ha ett högt flöde för att erhålla en högre värmeeffekt då ett laminärt flöde med lägre värmeöverföringskapacitet förmodligen undviks. Det kan även tänkas att själva värmelasten, i studiens fall lakvattendammen, inte kylde ner tillräckligt vilket medförde en högre ingångstemperatur och därav en mindre temperaturskillnad. En annan möjlig förklaring till den låga temperaturdifferensen och där igenom den låga värmeeffekten kan vara att slangen lades direkt på asfalten, vilken i andra studier placerats i mitten av komposthögen. Detta skulle kunna betyda att det mesta av värmen missades då den värmda luften stiger och vattenångan avdunstar. En placering i mitten hade möjligtvis varit mer lyckad men hade samtidigt medfört problem när komposten väl skulle vändas för att luftas. Längden på slangen kan även ha varit för kort vilket på så sätt medfört att värmebäraren inte hunnits värmas upp. Möjligtvis hade spiralformade slangar varit en bättre lösning då en större längd och yta hade åstadkommit. En möjlig orsak kan även vara det val av material för slangen som gjordes. Det kan hända att materialet hade en låg värmeledningsförmåga vilket på så sätt minskat värmeöverföringen.

Systemet som testades i studien medförde således inte en tillräckligt hög värmning av värmebäraren för att denna skulle kunna användas direkt för uppvärmning, likt studierna. Beräkningar visar även att användning av en värmepump inte medförde en avsevärd ökad värmeeffekt. Litteraturen visar dock på att värme finns tillgänglig för utvinning och tillsammans med de mätningar som gjordes under fältstudien där en hög temperatur uppmättes torde värme finnas tillgängligt. Det får således ses som att fältstudien missade denna värme på grund av kollektorns placering. Samtidigt visar resultaten att en värmeeffekt på 351 W, i medel, utvanns. Denna värme visar på att det trots den låga temperaturdifferensen ändå finns värme i botten av komposten. De beräkningar som har gjorts för de fall där en högre temperaturdifferens uppnås samt att ett högre flöde används visar på att ett flöde på 0,40 l/s med en temperaturdifferens, i medel, på 2°C genererar en värmeeffekt, utan värmepump, på omkring 3,3 kW. Denna värmeeffekt kan jämföras med den värmeeffekt som en värmepump krävde, 3,2 kW, för att täcka in 80 till 90% av årsenergibehovet för uppvärmning och varmvatten för en normalstor villa, med kravet att denna värmeeffekt är konstant. I fallet att en temperaturdifferens på omkring 10°C uppnås med ett flöde på 0,40 l/s genereras en värmeeffekt på omkring 16,6 kW vilket är över den värmeeffekt på 11,7 kW som en studie uppnått för att täcka in uppvärmningen för ett hus på 100 m². Detta medför att så länge en tillräckligt

hög temperaturdifferens kan erhållas kan systemet användas direkt utan användning av en värmepump. Det är dock viktigt att värmeuttaget inte är alltför stort så att mikroorganismer missgynnas. En bibehållen temperatur på mellan 25 till 40°C borde säkerställa att de mesofila bakterierna gynnas och att värmeutvecklingen kan fortlöpa. Således borde en temperaturdifferens på mellan 10 och 30°C vara möjlig att utvinna värmeenergi under. Systemet som användes fungerade bra och gav, om än något låg, en värmeeffekt. För att nå högre värmeeffekter skulle systemet möjligen ha gynnats av att slangen placerats i mitten av komposthögen eller att spiralformade slangar placerats i mitten. Systemet borde även ha en värmelast som säkerställer låga temperaturer för inflödet. I inledningen beskrevs det hur kompostering endast utnyttjar näringsämnen i komposten och att ingen energi tillvaratas. Med de system som har beskrivits för utvinning av denna energi kan kompostering ses som en förnybar energikälla.

6.2.4 Modell

Det har gjorts många försök att efterlikna de processer som sker i både deponier och i komposthögar med hjälp av modeller. Processerna är komplexa och det är många faktorer som spelar in. För denna studie skapades en enklare modell för att efterlikna den temperaturutveckling som sker i en komposthög. Modellen som har skapats är en enklare modell som inte i lika stor grad tar hänsyn till de olika processer som sker. Likväl kan det ses via figur 5.1 att en god överensstämmelse erhålls vid jämförelse med de mätningar som gjordes för komposthögen för fältstudien. Modellen ses stämma bra överens i början och mot slutet men sämre i mitten för de högre temperaturer som komposthögen erhöll. Detta kan bero på att de värden från litteraturen som användes under simuleringen inte stämmer överens med komposthögens fysikaliska egenskaper. Egenskaper så som densitet, värmeledningskoefficient eller det exotermiska oxidationsvärdet. Exempelvis kan de värden som använts för cellulosa från litteraturen skilja sig från komposthögens fysikaliska egenskaper för cellulosa och då oxidationen av cellulosa medför höga temperaturer kan detta ha påverkat att de högre temperaturerna inte återgavs av modellen. En kontroll av dessa parametrar gjordes dock inte då tiden inte medgav detta. Det är således möjligt att en bättre överensstämmelse hade varit möjlig för de högre temperaturerna.

I figur 5.2 återges temperaturens utbredning i komposthögen. Utbredningen är jämn som en följd av att endast värmetransport via konduktion har använts och att den omgivande lufttemperaturen har varit konstant under simuleringens gång. Komposthögen har inte heller påverkats utifrån av konvektion eller strålning då dessa värmetransporter inte heller tagits med i modellen. Det är möjligt att inkluderandet av fukthalten i modellen hade medfört en tidigare och högre temperaturutveckling eftersom det framkommit från litteraturen att mest energi återfinns i den latent energi som upptas vid den fuktiga luftens avgång. Det kan även vara programvarans hantering och beräkning av differentialekvationer som medfört en lägre temperaturutveckling. Detta då det är väldigt stora tal som används för de pre-exponentiella faktorer, se tabell 2.1, och programvaran kan således ha svårigheter med att återge denna hastiga utveckling. Fler mätningar i komposthögen hade medfört en tydligare utveckling och således en bättre bild av överensstämmelsen mellan modell och komposthög.

Det är dock inte troligt att temperaturen varierat i någon större bemärkelse under de dagar som fältstudie pågick och därmed fås modellen, på grund av sin enkelhet, anses stämma väl överens. Modellen skulle på så sätt kunna användas i framtida analyser för att estimeras den värmeeffekt som skulle kunna utvinnas genom att inkludera cirkulering av en värmebärare i modellen.

KAPITEL 7

SLUTSATS

Studierna är få kring den temperatur- och värmeutveckling som sker på grund av biologiska och kemiska processer i deponier och komposter, men de är samtidigt entydiga i att det finns förhöjda temperaturer vilka medför en värmeutveckling. Den fältstudie som utfördes och där förhöjda temperaturer uppmättes förstärker detta ytterligare. Temperaturen för den aeroba och anaeroba nedbrytningen i deponier har visats ligga mellan 35°C och 70°C respektive 38°C och 60°C. I komposthögar återfinns temperaturer på mellan 25°C och 78°C. Avfallens temperatur vid deponering har visats ha en påverkan där högre temperaturer återfanns vid deponering under sommaren och lägre temperaturer under vintern. Fuktigheten har även påvisats påverka nedbrytningen där en optimal mängd nederbörd för nedbrytningen ansågs vara 2,3 mm per dag. Även tillgången till syre, vatten och förhållandet mellan kol och kväve är av vikt för nedbrytningen i en komposthög. Det har även påvisats att äldre avfall i deponier tenderar till att ackumulera mer värmeenergi och yngre avfall i komposthögar tenderar till att medföra en högre temperaturutveckling. Detta medför en möjlighet för utvinning av den ackumulerade värmeenergin. Vertikala system anses därav vara bäst lämpade ur ett svenskt perspektiv då det anses att endast de äldre nedlagda deponierna innehåller en möjlig användbar värmeenergi. De deponier som i dag använder uppsamlingssystem för deponigas kan även ses vara lämpade i det fallet att en optimering av gasproduktionen är ändamålet. Utvinning av värmeenergi bör utföras på ett hållbart vis där endast överskottsvärme tas ut för att på så vis inte sänka temperaturen alltför mycket. Då få studier har gjorts kring utvinning kan ingen generell bild ges över vilken tid som utvinningen kan ske under. De approximationer som gjorts visar dock på flera år av stabila förhöjda temperaturer. Värmeutvecklingen kan även komma att påverka materialen som utgör själva deponins konstruktion men otydligheten och variationen av använda material medför en komplex bild. Det kan dock fastslås att fortsatta studier kring den eventuella påverkan bör göras då det kan medföra en risk för hälsa och miljö.

System med spiralformade slangar som placerats horisontellt i komposthögars mitt samt de system som tar tillvara på den uppvärmda och fuktiga luft som avges från komposthögar har visats vara effektiva med värmeeffekter på 11,7 kW respektive 9,8 kW. Energiutvinning ur komposthögar ses därmed som en källa till förnybar energi. Likt energiutvinning för deponier bör utvinningen av värmeenergi ur komposthögar även ske på ett hållbart vis. För att

åstadkomma detta bör en temperaturdifferens på mellan 10°C och 30°C hållas för att garantera att de mesofila bakterierna inte missgynnas. Fältstudien visade på att ett system som använder slangar inuti komposthögen bör placeras i mitten, för att maximera utvinningen av värmeenergi. Den värmeeffekt som kunde utvinnas under fältstudiens tid uppgick till, i medel, 351 W. Beräkningar visade dock att för en temperaturdifferens på 2°C och ett flöde på 0,4 l/s kunde en värmeeffekt på 3,3 kW erhållas utan användandet av en värmepump. Denna värmeeffekt övergår den effekt som krävs för en värmepump att täcka in, med 80-90%, en normalstor villas årliga energibehov. En enklare modell skapades med hjälp av COMSOL Multiphysics för att simulera den temperaturutveckling som sker i en kompost. Trots modellens enklare uppbyggnad överensstämde modellens simulerade temperaturutveckling väl med mätningarna som gjordes på komposthögen under fältstudien. Modellen hade dock svårigheter att återge de förhöjda temperaturer som inträffade under ett tidigt skede men anses ändå kunna bidra med framtida simuleringar av värmeeffekten.

KAPITEL 8

FÖRSLAG TILL VIDARE STUDIER

Den fältstudie som genomfördes visade på möjligheten för utvinning av värmeenergi och bör följas upp med ett liknande system, där antingen en slang i U-form eller en spiralformad slang placeras i komposthögens mitt. En studie som utvärderar den värme som avgår från komposthögen via den uppvärmda och fuktiga luften bör även utföras för att jämföra denna metod med den andra metoden. Modellen kan även utökas med en simulering av värmeutvinningen för dessa två metoder. Detta kan göras genom att inkludera slangar i modellen av komposthögen med hjälp av COMSOL Multiphysics och därav beräkna värmemängden. Fortsatta studier bör även göras för värmeutvecklingens påverkan på konstruktionsmaterial. De tester som tillverkarna genomför bör inriktas på höga och varaktiga temperaturer.

KAPITEL 9

LITTERATURFÖRTECKNING

- Arvidsson, L., Heander, E., Hedenstedt, A., van Praagh, M., Persson, K. M., & Serti, S. (2012). *Avfall Sveriges Deponihandbok - reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering*. Avfall Sverige Rapport D2012:02.
- Avfall Sverige. (2016a). *Svensk Avfallshantering 2016*.
- Avfall Sverige. (2016b). *Trender för avfallsanläggningar med deponi. Statistik 2008-2014. Rapport 2016:01*.
- Azad, F. M., Rowe, R. K., El-Zein, A., & Airey, D. W. (2001). Laboratory investigation of thermally induced desiccation of GCLs in double composite liner systems. *Geotextiles and Geomembranes*, 29, 534–543.
- Banks, D. (2008). *An Introduction to Thermogeology: Ground Source Heating and Cooling*. Blackwell Publishing.
- Banks, D., Skarphagen, H., Wiltshire, R., & Jessop, C. (2004). Heat pumps as a tool for energy recovery from mining waste. *Geological Society, London, Special Publications*, 236, 499–513. doi:10.1144/GSL.SP.2004.236.01.27
- Björk, E., Acuna, J., Granryd, E., Mogensen, P., Nowacki, J.-E., Palm, B., & Weber, K. (2013). *Bergvärme på djupet - Boken för dig som vill veta mer om bergvärmepumpar*. KTH Energiteknik och US-AB.
- Bouazza, A. (2002). *Geosynthetics in waste containment facilities - recent advances*.
- Bouazza, A., Nahlawi, H., & Aylward, M. (2011 december). In Situ Temperature Monitoring in an Organic-Waste Landfill Cell. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*.

- Bouazza, A., Singh, R., Rowe, R. K., & Gassner, F. (2014). Heat and moisture migration in a geomembrane-GCL composite liner subjected to high temperatures and low vertical stresses. *Geotextiles and Geomembranes*, 42, 555–563.
- COMSOL Multiphysics. (2012). *Heat Transfer Module - User's Guide*. Version 4.2. COMSOL Multiphysics.
- Diaz, L., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W., & Stentiford, E. (2007). Compost Science and Technology. *Waste Management Series*, 8.
- Erlström, M., Mellqvist, C., Schwarz, G., Gustafsson, M., & Dahlqvist, P. (2016 september). *Geologisk information för geoenergianläggningar – en översikt*. Sveriges geologiska undersökning.
- Eurostat. (2016). *Avfallsstatistik*. Hämtad 10 april 2017, från http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics/sv
- Faitli, J., Erdélyi, A., Kontra, J., Magyar, T., Várfalvi, & Murányi, A. (2015a). Pilot scale decomposition heat extraction and utilization system built into the Gyál municipal solid waste landfill”.
- Faitli, J., Magyar, T., Erdélyi, A., & Murányi, A. (2015b). Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, (36), 213–221. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.028>
- Finstein, M. S., Miller, F. C., & Strom, P. F. (1986 april). Monitoring and Evaluating Composting Process Performance. *Water Pollution Control Federation*, 58(4), 272–278.
- Grillo, R. J. (2014). Energy Recycling – Landfill Waste Heat Generation and Recovery. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, 1(4), 150–156. doi:10.1007/s40518-014-0017-2
- Hanson, J. L., Yeşiller, N., Howard, K. A., Liu, W. -L., & Cooper, S. P. (2006). Effects of Placement Conditions on Decomposition of Municipal Solid Wastes in Cold Regions.
- Hanson, J. L., Yeşiller, N., & Kendall, L. A. (2005). Integrated Temperature and Gas Analysis at a Municipal Solid Waste Landfill.
- Hanson, J. L., Yeşiller, N., Onnen, M. T., Liu, W.-L., & Oettle, N. K. (2013). Development of numerical model for predicting heat generation and temperatures in MSW landfills. *Waste Management*, (33), 1993–2000.
- Hjelmér, A. (2015). *Nya utmaningar för hantering av gas från deponier* (examensuppsats, Lunds universitet - CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning).

- Hoornweg, D. & Bhada-Tata, P. (2012). What a Waste - A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Development Series Knowledge Papers*, (15).
- Hsuan, Y. G. & Koerner, R. (1998). Antioxidant Depletion Lifetime in High Density Polyethylene Geomembranes. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 6(124), 532–541.
- Irvine, G., Lamont, E. R., & Antizar-Ladislao, B. (2010). Energy from Waste: Reuse of Compost Heat as a Source of Renewable Energy. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010. doi:10.1155/2010/627930
- Klein, R., Baumann, T., Kahapka, E., & Niessner, R. (2001). Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to sustainable waste management. *Journal of Hazardous Materials*, (B83), 265–280.
- Klejment, E. & Rosinski, M. (2008). Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. *Biosource Technology*, (99), 8850–8855. doi:doi:10.1016/j.biortech.2008.04.053
- Lagerkvist, A. (1986). *Om nedbrytnings- och transportprocesser i avfallsupplag*. Högskolan i Luleå.
- Lagerkvist, A. (Red.). (2003). *Landfill Technology*. Luleå tekniska universitet.
- Lefebvre, X., Lanini, S., & Houi, D. (2000). The role of aerobic activity on refuse temperature rise, I. Landfill experimental study. *Waste Management and Research*.
- Li, H., Yu, D., & Yu, Y. (2013). A preliminary study of an innovative biomass waste aerobic degradation system for hot water heating. *Materials Challenges in Alternative and Renewable Energy II: Ceramic Transactions*.
- Länsstyrelsen i Skåne län. (2010). Tillstånd enligt miljöbalken till återvinning, behandling, mellanlagring och deponering av avfall.
- MacGregor, S. T., Miller, F. C., Psarianos, K. M., & Finstein, M. S. (1981 juni). Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. *Applied and Environmental Microbiology*, 41(6), 1321–1330.
- MERAB. (2015). Årsredovisning 2015.
- MERAB. (2017a). *Historia*. Hämtad från <https://www.merab.se/Omoss-Historia>
- MERAB. (2017b). Mätningar för kompostering av hushållsavfall.
- MERAB. (2017c). *Om företaget*. Hämtad från <https://www.merab.se/Omoss-Om-foretaget>

- Naturvårdsverket. (2003). Metoder för lagring, rötning och kompostering av avfall - Handbok med allmänna råd till 2 kap. 3 § miljöbalken.
- Naturvårdsverket. (2010). Effekter av deponiförordningens införande – en effektutvärdering. *Rapport: 6381*.
- Naturvårdsverket. (2012). Styrmedel för att nå miljökvalitetsmålen - En kartläggning.
- Naturvårdsverket. (2016a). Avfall i Sverige 2014 - Reviderad version augusti 2016. *Rapport: 6727*.
- Naturvårdsverket. (2016b). Questionnaire according to Commission Decision 2000/738/EC for the report of the Member States on the transposition and implementation of Directive (99/31/EC) on the landfill of waste.
- Naturvårdsverket. (2016c september). *Ökad återvinning av matavfall*. Hämtad 7 april 2017, från <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Avfall/Atervinning-av-matavfall/>
- Pain, I. & Pain, J. (1972). The methods of jean pain: Another kind of garden.
- Persson, G. (2015). *Sveriges klimat 1860-2014 - Underlag till Dricksvattenutredningen* (tekn. rapport Nr 13). SMHI.
- Persson, T. (2000). Lågtemperaturvärmesystem - En kunskapsöversikt.
- Pichtel, J. (2014). *Waste Management Practices: Municipal, Hazardous, and Industrial* (Second Edition). CRC Press.
- Rees, J. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Chem. Technol. Biotechnol.* (30), 458–465.
- Reistad, N. (2013). *Energi- och miljöfysik Del 1* (7. utg.). Fysiska Institutionen, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet.
- Rihm, T. (2011). *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier - Lakvatten och deponigas*. Statens geotekniska institut.
- Rihm, T. (2014). *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier - Information och råd* (tekn. rapport Nr SGI Publikation 14). Statens geotekniska institut. Linköping.
- Rihm, T., Arm, M., & Lagerkvist, A. (2014). *Effekter av samhällets säkerhetsarbete inom deponering*. Sveriges geologiska undersökning.

- Rosén, B., Gabrielsson, A., Fallsvik, J., Hellström, G., & Nilsson, G. (2001). *System för värme och kyla ur mark - En nulägesbeskrivning*. Statens geotekniska institut.
- Rowe, R. K. (1998). Geosynthetics and the Minimization of Contaminant Migration through Barrier Systems Beneath Solid Waste.
- Rowe, R. K. (2005). Long-term performance of contaminant barrier systems. *Géotechnique*, 55(9), 631–678.
- RVF. (2005). Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall. *RVF Utveckling 2005:06*.
- Serti, S. & Rosqvist, H. (2013). *Handbok för deponigas*. Avfall Sverige Rapport D2013:02.
- Sidhu, H., Nelson, M., & Chen, X. D. (2007a). A simple spatial model for self-heating compost piles. *Anziam Journal*, (48), C135–C150.
- Sidhu, H., Nelson, M., Luangwilai, T., & Chen, X. D. (2007b). Mathematical modelling of the self-heating process in compost piles. *Chemical Product and Process Modeling*, (2).
- Smith, M. M., Aber, J. D., & Rynk, R. (2016). Heat Recovery from Composting: A Comprehensive Review of System Design, Recovery Rate, and Utilization. *Compost Science & Utilization*.
- Statistiska Centralbyrån. (2012). Askor i Sverige 2012.
- Tilly, S. (2017). MERAB.
- Yeşiller, N., Hanson, J. L., & Kopp, K. B. (2016a). Design and Installation of a Prototype Heat Extraction System at a Municipal Solid Waste Landfill. *Geo-Chicago 2016 GSP* 271.
- Yeşiller, N., Hanson, J. L., Kopp, K. B., & Yee, E. H. (2016b oktober). Heat management strategies for MSW landfills. *Waste Management*, 56, 246–254. doi:10.1016/j.wasman.2016.07.01
- Yeşiller, N., Hanson, J. L., & Liu, W.-L. (2005). Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*.
- Yeşiller, N., Hanson, J. L., & Yee, E. H. (2015 augusti). Waste heat generation: A comprehensive review. *Waste Management*, 42, 166–179. doi:10.1016/j.wasman.2015.04.004
- Yeşiller, N., Hanson, J. L., & Yoshida, H. (2011 januari). Landfill Temperatures Under Variable Decomposition Conditions. *Proceedings of the Geo-Frontiers 2011 Conference*, 1055–1065. Hämtad från http://digitalcommons.calpoly.edu/cenv_fac/256

- Yoshida, H. & Hozumi, H. (1996). Theoretical study on temperature distribution in a sanitary landfill. *Environmental Geotechnics*, 323–328.
- Yoshida, H. & Rowe, R. K. (2003). Consideration of Landfill Liner Temperature.
- Zambra, C., Moraga, N., Rosales, C., & Lictevout, E. (2012). Unsteady 3D heat and mass transfer diffusion coupled with turbulent forced convection for compost piles with chemical and biological reactions. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, (55), 6695–6704.
- Östman, M. (2008). *Ageing Landfills - Development and Processes* (doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala).

KAPITEL 10

BILAGOR

10.1 Temperatur- och värmeutveckling

I figur 10.1 har densiteten multiplicerats med värmeenergin för att erhålla den volymetriska värmeenergin.

Omvandling från kJ per kg till MJ per kg för värmeutvecklingen

Klejment, E. & Rosinski, M. (2008). Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. Biosource Technology, (99), 8850–8855. doi:doi:10.1016/j.biortech.2008.04.053		
Densitet (kg/m ³) Medel	Värme (kJ/kg)	Värme (MJ/m ³)
520	900	468

Figur 10.1

10.2 Energiutvinning med geoenergisystem

I figur 10.2 och 10.3 har ekvation 2.2 använts för att beräkna värmeeffekten och värmeenergin.

Beräkning av värmeeffekt och värmeenergi. Temperaturdifferensen och värmeeffekten antas vara konstant under perioden och beräkning har gjorts med ekvation 2.2.

Pain, I. & Pain, J. (1972). The methods of jean pain: Another kind of garden.					
Flöde (L/s)	Temperaturdifferens (°C)	Specifik värmekapacitet för vatten (J/(L °C))	Period (s) 6 månader	Värmeeffekt (W)	Värmeenergi (MJ)
0,07	40	4180	15552000	11704	182021

Figur 10.2

Beräkning av värmeeffekt och värmeenergi. Temperaturdifferensen och värmeeffekten antas vara konstant under perioden och beräkning har gjorts enligt ekvation 2.2.

Irvine, G., Lamont, E. R., & Antizar-Ladislao, B. (2010). Energy from Waste: Reuse of Compost Heat as a Source of Renewable Energy. International Journal of Chemical Engineering, 2010. doi:10.1155/2010/627930

Flöde (L/s)	Temperaturdifferens (°C)	Specifik värmekapacitet för vatten (J/L °C)	Period (s) 15 dagar	Värmeeffekt (W)	Värmeenergi (MJ)
0,05	47	4180	1296000	9823	12731

Figur 10.3

10.3 Fältstudie

I figur 10.4-10.6 representerar vänster och höger komposthögens sida där temperaturmätningarna utfördes. Låg och hög anger att mätningen skedde under respektive över komposthögens mitt. Siffrorna, 1 till 3, anger lokaliseringen av temperaturmätningen av komposthögen där siffran 2 representerar komposthögens mitt. Tillgång till rådata för den data som erhöles under fältstudien kan erhållas vid begäran till författaren.

STUKA: Test stucka		UPPLAGD 2017-04-24				FLYTTAD					
Temp.mätning kompost!!! Test!!											
Vänster						Höger					
Datum	24/4	26/4	28/4			Datum	24/4	26/4	28/4		
Lufttemp	8,1	12,7	5,6								
1 Låg	36,4	72,9	71,2			1 Låg	35,9	51,1	64,4		
1 Hög	44,4	76,2	76,3			1 Hög	34,5	66,7	77,2		
2 Låg	41,8	68,5	70,1			2 Låg	53,6	68,6	67,3		
2 Hög	46,8	75,8	77,1			2 Hög	58,1	60,2	73,1		
3 Låg	48,9	74,6	69,7			3 Låg	56,7	61,5	70,6		
3 Hög	42,7	69,8	73,3			3 Hög	51,2	75,1	78,1		
Medel	43,50	72,97	72,95	0,00	0,00		48,33	63,87	71,78	0,00	0,00
TEMPERATURKRAV: 2017-04-26						Hygieniseringskrav:					
						Lagring klar:					

Figur 10.4: Mätningar av temperatur för komposthögen.

STUKA vecka 2		UPPLAGD		FLYTTAD							
Temp.mätning kompost hushållsavfall											
Vänster			Höger								
Datum	2/5	4/5	5/5	Datum	2/5	4/5	5/5				
Lufttemp	12,5	13,3	13,5								
1 Låg	66,7	65,5	66,8	1 Låg	62,1	64,4	68,7				
1 Hög	69,9	72,4	71,1	1 Hög	72,2	69,2	70,2				
2 Låg	64,2	68,3	69,3	2 Låg	63,8	66,1	68,4				
2 Hög	69,7	72,2	73,3	2 Hög	69,9	71,3	70,5				
3 Låg	65,6	66,1	67,5	3 Låg	62,4	63,2	67,7				
3 Hög	73,5	72,1	70,3	3 Hög	68,8	71,2	72,3				
Medel	68,27	69,43	69,72	0,00	0,00	66,53	67,57	69,63	0,00	0,00	
TEMPERATURKRAV: 2017-05-04				Hygieniseringskrav:							
Temp i vattenet Lakvattenet: tog temp den 4/5 då var där 14.7 grader: Temp vattnet den 5/5											

Figur 10.5: Mätningar av temperatur för komposthögen.

STUKA vecka 3		UPPLAGD				FLYTTAD					
Temp.mätning kompost hushållsavfall											
Vänster					Höger						
Datum	8/5	10/5	12/5			Datum	8/5	10/5	12/5		
Lufttemp	Glömde	5,1	11,3								
1 Låg	68,1	68,3	67,8			1 Låg	64,1	66,1	67,1		
1 Hög	71,3	70,1	69,9			1 Hög	66,1	69,2	70,2		
2 Låg	67,2	68,3	68,9			2 Låg	68,3	68,3	69,6		
2 Hög	70,3	71,2	70,8			2 Hög	69,2	69,2	69,9		
3 Låg	66,2	68,3	69,1			3 Låg	68,6	71,1	70,1		
3 Hög	69,7	70,1	71,3			3 Hög	69,1	68,9	67,3		
Medel	68,80	69,38	69,63	0,00	0,00		67,57	68,80	69,03	0,00	0,00
TEMPERATURKRAV: 2017-05-10					Hygieniseringskrav:						
Siktad:					Temp i vattenet Lakvattenet: tog temp den 8/5 då var där 13,6 grader: Temp vattnet den 10/5						

Figur 10.6: Mätningar av temperatur för komposthögen.

