

Potential till energiutvinning från deponigas på Tagenedeponin norr om Göteborg



LUNDS
UNIVERSITET

Erik Johansson

Institutionen för kemiteknik
Examensarbete 2020

Potential till energiutvinning från deponigas på Tagenedeponin norr om Göteborg

av

Erik Johansson

Department of Chemical Engineering
Lund University

September 2020

Handledare: Mats Galbe, LTH

Lia Detterfelt, Renova

Examinator: Ola Wallberg, LTH

Bild förstasida: t.v. schakt på Tagenedeponin, t.h. nuvarande facklan i bruk på Tagene. Bilder av Erik Johansson

Postal address

P.O. Box 124
SE-221 00 Lund, Sweden

Web address

<http://www.lth.se/chemeng>

Visiting address

Kemiceentrum
Naturvetarvägen 14
223 62 Lund, Sweden

Telephone

+46 46-222 82 85
+46 46-222 00 00

Telefax

+46 46-222 45 26

Förord

Den här rapporten är produkten av mitt examensarbete och den avslutande etappen för en civilingenjörsexamen i ekosystemteknik vid Lunds universitet. Examensarbetet har utförts på uppdrag av Renova AB med stöd från Institutionen för Kemiteknik vid LTH.

Först och främst skulle jag vilja rikta ett stort tack till min handledare vid Renova, Lia för det engagemang du har visat, det stöd du har erbjudit och den förståelse som du givit genom hela arbetet. Ett stort tack till Mats också för all den hjälp du har givit mig, inte bara under detta arbete utan också för min tid vid Cementa och under utbildningen.

Ett stort tack skall också riktas till Renova som företag med Anders och Lia i spetsen som med kort framförhållning trollade fram ett väldigt intressant och utvecklade examensarbete när Corona satte stopp för mina ursprungliga planer. Utan er vet jag inte vad jag hade gjort.

Tack till alla mina kollegor på Renova för er hjälp med stort och smått under min tid här. Ett extra tack till Åsa, Lisa, Kenneth och Malin för alla frågor ni besvarat och tack till Ebba för trevligt sällskap.

Slutligen skulle jag vilja rikta ett speciellt tack till mina vänner och min familj för att stöd och engagemang i min utbildning och i detta arbete, ni är fantastiska.

Sammanfattning

När organiskt material deponeras bryts det ned över tid av mikroorganismer till en blandning av främst metan, kväve och koldioxid kallad deponigas. För att minska miljöpåverkan från deponigasen finns det idag lagkrav att deponier skall vara försedda med uppsamlingssystem och minst ett system för att förbränna gasen, ex. en fackla. En sådan deponi är Tagenedeponin norr om Göteborg som ägs och drivs av Renova AB Miljö.

Renovas klimatplan säger att klimatgaser från hantering av avfall och att utnyttja avfallets fulla potential för att generera nyttor är prioriterade klimataspekter. Renova önskar att istället för att fackla gasen, installera ett system som tillvaratar energin samt att kvantifiera sina diffusa utsläpp. Med diffusa utsläpp sammanfattas de växthusgaser som läcker ur deponin till atmosfären.

De tekniker som finns tillgängliga för att mäta diffusa utsläpp kan delas upp i direkta tekniker och indirekta metoder. Direkta tekniker mäter exempelvis koncentrationen av metan och gasflödet ur deponin (kammartekniker, eddy covariance (EC) tekniker och spårgasmetoder). Indirekta metoder bygger istället på att deponigaspotentialen modelleras varefter de diffusa utsläppen beräknas som skillnaden mellan gaspotentialen och den uppsamlade gasen.

För att göra en bedömning av dagens och framtidens diffusa utsläpp utfördes en modellering. Denna visade att idag samlas 35% av deponigasen in, vilket räknat i koldioxidekvivalenter motsvarar diffusa utsläpp på 1440 ton CO_{2ekv} per år. Resultatet av simuleringen faller väl linje med resultat i andra studier och bör anses som tillförlitligt. Validering genom direkt mätning med EC eller spårgas skulle göra modellen mer tillförlitlig. En sådan validering är inte trolig att medföra att modellen visar mindre diffusa utsläpp men kan visa att de är något högre. Den tesen grundas i att uppsamlingssystemet på Tagene skulle vara i sämre skick än andra deponier.

De största osäkerheterna i modelleringen av framtida utsläpp identifierades som två kritiska parametrar, uppsamlingseffektivitet och deponerat organiskt material. Tre scenarier ansattes för uppsamlingseffektivitet, 15%, 35% och 70%. Mängden avfall som kommer deponeras under kommande år, antogs vara samma som år 2019. Den kommande 25årsperioden visade modellen för de tre scenarierna utsläpp motsvarande 30 500, 23 300 respektive 10 800 ton CO_{2ekv}.

Modelleringen bedömdes på sikt vara det mest hållbara sättet att mäta diffusa utsläpp. Dessutom ger ett tillförlitligt underlag för att investera i en teknik för att nyttja gasen. Att använda direkta tekniker för att kontinuerligt mäta de diffusa utsläppen rekommenderas inte. Kammare skulle störa driften av deponin och inköp av den utrustning som krävs för EC eller spårgas är inte ekonomiskt försvarbart. Utrustning måste lånas, vilket skulle göra det svårt att få kontinuitet.

De tekniker som finns tillgängliga för att nyttja deponigasen kan sammanfattas i värmeproduktion (varmvattenpanna, hetvattenpanna), kombinerad el- och värmeproduktion (gasmotor, stirlingmotor, gasturbin, organisk rankinecykel) och tekniker som uppgraderar gasen till ren metangas/syngas/vätgas. En jämförelse mellan teknikerna, baserade på de tre olika uppsamlingsscenarierna och en ekonomisk livslängd på 10 år, visade att det bara fanns tre aktuella tekniker för Tagene. De var varmvattenpanna, stirlingmotor och gasturbin.

Dessa tre tekniker undersöktes sedan i en fallstudie där investeringskostnad och driftkostnad beräknades med hjälp av offerter och litterära källor. Lönsamheten för investeringen beräknades genom nuvärdesmetoden med 3% avkastningskrav. För scenariot 15% uppsamling var ingen teknik ekonomisk hållbar. För scenarierna 35% och 70% visade varmvattenpannan en avkastning på investeringen efter 7–8 år. El- och värmepris sattes konstant till 25- respektive 5öre per kWh. Lönsamheten förutsätter att kostnaden för renoveringar av våghuset som krävs för att kunna nyttja värmen i gasen bärs av andra projekt.

Resultatet av fallstudien är en rekommendation till Renova att investera i en varmvattenpanna, det innebär den minsta ekonomiska risken samtidigt som det uppfyller företagets önskan att nyttja gasen. Vidare identifierades förbättrade rutiner och underhåll samt reglering av gasuttag som lönsamma åtaganden för att förbättra gasuttaget och därmed anläggningens miljöprestanda.

Abstract

When organic material is deposited at a landfill it is decomposed over time by microorganisms to form a gas mixture consisting of mainly methane, carbon dioxide and nitrogen called landfill gas. To limit the environmental impact from this gas there is a requirement in Sweden today that all landfills which have accepted or are accepting organic material to be equipped with a gas collection system and at least a flare to combust the methane. One such landfill is Tagene north of Gothenburg which is owned and managed by Renova AB Miljö.

Renovas policy states that greenhouse gases from handling of waste and to utilise the full potential of waste to generate benefits are prioritised climate aspects. As such there is a wish from the company to replace the flare used today with a system that utilises the energy in the landfill gas and to quantify the diffuse emissions from the landfill. Diffuse emissions compile all greenhouse gases that leaks to the atmosphere through advection or diffusion.

The techniques available to measure diffuse emissions can be divided into direct techniques that measures for example the concentration of methane and the gas flow out of the landfill (chamber techniques, eddy covariance techniques and trace gas methods) and indirect methods that model the landfill gas potential. This makes it possible to calculate the diffuse emissions as the difference between the collected gas and the total production.

To assess the current and future diffuse emissions a simulation was carried out. The simulation showed that approximately 35% of landfill gas is collected today which in carbon dioxide equivalents corresponds to 1440 metric tons of CO_{2ekv} per year. The result from the simulation is similar to other studies. Further validation through direct measurement of diffuse emissions through trace gas or EC would increase the reliability of the model.

When modelling future emissions two parameters were identified as critical, gas collection efficiency and landfilled organic material. Three scenarios were employed for the collection efficiency, 15, 35 and 70%. Deposition was assumed to be the same as 2019. Seen over a 25-year period this resulted in emissions corresponding to 30500, 23300 and 10800 metric tons respectively. A simulation is assessed to be the most sustainable alternative with the added benefit that it gives substratum to and investment in a gas utilisation technique. To use direct techniques is not advised. Chamber techniques would interfere with the management of the landfill too much while the investment cost for the equipment required for EC or trace gas is too high which requires it to be loaned which makes it difficult to create continuous measurements.

The available methods to utilise the landfill gas can be summarised in direct techniques which utilises the heat in the gas (boiler, hot water boiler), combined heat and power (gas engine, stirling engine, gas turbine, ORC) and upgrading techniques to produce pure methane/syngas/hydrogen. A comparison for the techniques in the three different collection scenarios showed that there are only 3 pertinent techniques for Tagene. A boiler, a stirling engine and a gas turbine.

These three techniques were then further studied in a case study where investment and management cost were calculated through quotations and literature sources. Net present value method was used to calculate profitability of investment using a return of investment of 3% and an economic lifespan of 10 years. For the 15% collection scenario no technique was profitable whilst for the 35% and 70% scenarios a boiler gave return after 7-8 years. Cost of electricity and heat was set to 0.25 SEK and 0.05 SEK, respectively. The profitability analysis prerequisites that the cost to utilize the heat in the scale house debits other projects.

The result of the case study leads to the recommendation for Renova to invest in a boiler as it brings a small economic risk whilst it meets the company incentive to utilise the landfill gas. Furthermore, the study identified improved management and maintenance and automatization of gas extraction to be key factors to improve the gas extraction and subsequently the environmental and economic performance of the site.

Begreppslista

IPCC – International Panel Climate Change

EC – Eddy covariation

PCB – Polyklorerade bifenyler

CFC – Klorflourokarboner

PCDD – Polyklorerade 2,3,7,8-tibenzo-p-dioxiner

PAH – Polycykliska aromatiska kolväten

NMOC – Non methane organic compounds

GM – Gasmotor

SM – Stirlingmotor

ORC – Organic rankine cycle

GT – Gasturbin

BM – Bränslecell

GWP – Global warming potential

DOC – Degradable organic carbon

TOC – Total organic carbon

CHP – Combined heat and power

PSA – Pressure swing adsorption

IPP – Producer price index

NPV – Net present value (nuvärde)

Ai – Annual income (årsinkomst)

Innehåll

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte.....	1
1.2	Avgränsningar	1
1.3	Disposition.....	1
2	Teknisk Bakgrund	3
2.1	Historik.....	3
2.1.1	Tidig sophantering.....	3
2.1.2	Fjärrvärmenätverket byggs ut.....	3
2.1.3	Deponiförbud.....	4
2.1.4	Avfallshierarkin.....	4
2.2	Deponiers utformning.....	4
2.2.1	Aktiv deponi	5
2.2.2	Sluttäckning.....	6
2.3	Nedbrytningsprocessen.....	6
2.3.1	Icke Metanbildande Fas.....	6
2.3.2	Metanbildande fas	6
2.3.3	Humusbildande fas.	7
2.3.4	Miljöfaktorer.....	7
2.4	Deponigas.....	7
2.4.1	Uppsamling.....	9
2.4.2	Mikrobisk oxidation	10
2.4.3	Diffusa utsläpp.....	11
3	Rådande förutsättningar vid Tagene.....	13
3.1	Verksamhetsbeskrivning	13
3.1.1	Tillstånd.....	13
3.1.2	Avfallsmängder	14
3.1.3	Utformning	15
3.1.4	Lokaler.....	15
3.1.5	Gasuppsamling.....	16
3.1.6	Förbränning	17
3.1.7	Planerade byggnationer och projekt	18
3.2	Nedbrytning på Tagene	18
3.3	Deponigas på Tagene	19
3.4	Diffusa utsläpp på Tagene.....	20
4	Diffusa utsläpp	21
4.1	Direkta metoder att mäta diffusa utsläpp.....	21
4.1.1	Kammartekniker	21
4.1.2	Eddy Correlation Techniques	22
4.1.3	Spårgasmetoder	23
4.2	Indirekta metoder att mäta och uppskatta diffusa utsläpp	24
4.2.1	Modellering av deponigasproduktion.....	24
4.2.2	Oxidationsmätningar	27
4.3	Simulering av gaspotentialen	28

4.4	Validering av simulering.....	29
4.5	Resultat	31
4.5.1	Diffusa utsläpp idag	31
4.5.2	Diffusa utsläpp framåt.....	32
4.6	Diskussion.....	33
4.7	Slutsats	34
5	Energiutvinning ur deponigas	35
5.1	Värmeproduktion	35
5.1.1	Förbränningspanna.....	35
5.1.2	Uppvärmning in situ.....	36
5.1.3	Fjärrvärme.....	37
5.1.4	Andra applikationer.....	38
5.2	El- & Värmeproduktion	39
5.2.1	Gasmotor.....	39
5.2.2	Stirlingmotor	40
5.2.3	Organisk Rankinecykel	42
5.2.4	Gasturbin.....	43
5.3	Uppgradering	45
5.3.1	Rening till metangas.....	45
5.3.2	Torr reformering till syntetisk gas	45
5.4	Jämförelse av tekniker för att utnyttja energin i deponigasen.....	46
5.5	Fallstudie.....	49
5.5.1	Investering.....	49
5.5.2	Drift.....	50
5.5.3	Lönsamhet.....	50
5.6	Resultat	51
5.6.1	Uppsamlingseffektivitet 15%.....	51
5.6.2	Uppsamlingseffektivitet 35%.....	52
5.6.3	Uppsamlingseffektivitet 70%.....	54
5.7	Diskussion.....	56
5.8	Slutsats	58
6	Framtida arbete	59
7	Referenser	60
8	Bilagor.....	68
8.1	Bilaga 1: Mottagna Avfallsmängder	68
8.2	Bilaga 2: Effekter för fallstudie	69
8.3	Bilaga 3: Kostnads kalkyl Mall.....	69
8.4	Bilaga 4. Kostnads kalkyl Våghuset	70
8.5	Bilaga 5. Kostnads kalkyl 15% Uppsamling.....	70
8.5.1	Bilaga 5A: Kostnads kalkyl Panna 15%	70
8.5.2	Bilaga 5B: Kostnads kalkyl Stirling 15%	71
8.6	Bilaga 6. Kostnads kalkyl 35% Uppsamling.....	71
8.6.1	Bilaga 5A: Kostnads kalkyl Panna 35%	71
8.6.2	Bilaga 5B: Kostnads kalkyl Stirling 35%	72

8.7	Bilaga 5. Kostnads kalkyl 70% Uppsamling	72
8.7.1	Bilaga 5A: Kostnads kalkyl Panna 70%.....	72
8.7.2	Bilaga 5B: Kostnads kalkyl Stirling 70%.....	73
8.7.3	Bilaga 5C: Kostnads kalkyl Mikroturbin 70%	73

1 INLEDNING

Metan är per molekyl en 28 gånger kraftigare växthusgas än koldioxid enligt IPPC. I deponier bildas metan vid anaerobisk nedbrytning av organiskt material och deponier är idag den tredje största antropogena källan av atmosfäriskt metan i världen efter boskapshållning, gas- och oljeindustrin och motsvarar ca 16 % av de totala metanutsläppen (McDermitt et al. 2011). I Sverige är det den näst största antropogena källan enligt Naturvårdsverket efter jordbruk, detta då vi inte har en utbredd olje- och naturgasindustri.

För att motverka metanemissionerna från deponier finns det idag lagkrav i Sverige på att alla deponier vid slutteckning skall vara försedda med ett gasuppsamlingsystem anslutet till ett förbränningsystem. Ett sådant system existerar vid Tagenedeponin norr om Göteborg som sedan 1974 drivs av Renova.

Renovas klimatplan säger att klimatgaser från hantering av avfall samt att utnyttja avfallets fulla potential för att generera nyttor är prioriterade klimataspekter. Det finns således en önskan från Renova att istället för att fackla gasen installera ett system som tillvaratar energin. Vidare vill de också få en bättre bild av de diffusa utsläpp av växthusgaser som sker från deponin. Med diffusa utsläpp sammanfattas de växthusgaser som genom advektion eller diffusion läcker ut från deponin till atmosfären.

1.1 SYFTE

Examensarbetet syftar till att utreda två huvudfrågor.

Vilka tekniker finns tillgängliga för att mäta diffusa utsläpp av deponigas och hur genomförbara är de för Renova?

1. Vilka tekniker finns tillgängliga för att nyttiggöra deponigasen och hur genomförbara är de för Renova.

För att besvara dessa frågor kommer teknikerna att jämföras i aspekter såsom kostnad, miljöpåverkan och komplexitet. Vidare ämnar examensarbetet även att ge en uppskattning av de diffusa utsläpp som finns på Tagene idag.

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet kommer inte att behandla:

- Transport av deponigas till/från Tagene.
- Eftermarknad av gasen, gasen anses endast ha ett marknadsvärde i form av energi
- Ej planerade nybyggnationer av uppsamlingsystemet. Endast det befintliga systemet, planerade nybyggnationer samt enkla anpassningar på befintligt system kommer att behandlas

1.3 DISPOSITION

I kapitel två ges den tekniska bakgrunden till problemformuleringen. Avsnittet syftar till att ge läsaren en inblick i deponier och deponigas. Först ges en insikt i deponiers uppkomst och de lagar och regler som har definierat vad som finns på gamla deponier idag. Därefter introduceras deponiförordningen och hur den definierar deponiers uppbyggnad och hantering av deponigas. Därefter behandlas processen där organiskt material bryts ner till bland annat deponigas och slutligen ges en översikt av deponigas, dess sammansättning och dess migration i och ur deponin.

Kapitel tre behandlar de rådande förutsättningarna för Tagene. Dagens verksamhet på Tagene beskrivs efter existerande miljötillstånd, utrustning och lokaler samt andra planerade projekt som

kan beröra detta redovisas. Förutsättningarna för nedbrytning, gasproduktion och diffusa utsläpp redogörs också för.

Kapitel fyra avser att besvara den första huvudfrågan rörande diffusa utsläpp. En tekniköversikt över tillgängliga tekniker för att mäta direkt (kammare, eddy covariation, spårgas) eller indirekt genom modellering och oxidationsmätningar ges. Därefter utförs en modellering med en modifierad första ordningens modell av gaspotentialen på Tagene och en validering av denna för att kunna uppskatta dagens diffusa utsläpp. Resultatet av modelleringen presenteras och diskuteras och en rekommendation till Renova ges.

Kapitel fem avser att besvara den andra huvudfrågan rörande nyttjande av den uppsamlade deponigasen. En tekniköversikt ges för tillgängliga kommersiella tekniker för Tagene samt översiktligt hur de skulle kunna integreras. Därefter görs en jämförelse där alla tekniker bedömdes för 15, 35 och 70% uppsamlingseffektivitet i olika kategorier, exempelvis investeringskostnad och miljö. De olika kategorierna är viktade mot varandra i relevans genom antalet poäng en kategori kan inbringa för en teknik. Ju fler poäng en teknik samlar ihop desto bättre lämpad anses den vara för Tagene. Efter den första jämförelsen konstruerades en fallstudie där de alternativ som fick över 40 poäng i jämförelsen utreddes noggrant med ekonomiska kalkyler. Därefter presenteras och diskuteras resultatet av fallstudien och slutligen ges en rekommendation av den bäst lämpade tekniken för Tagene.

2 TEKNISK BAKGRUND

2.1 HISTORIK

Nedbrytningen av organiskt material är en långsam process. Som exempel kan man på Brudaremossen utanför Göteborg, en deponi som togs ur bruk 1978 fortfarande gräva upp tidningspapper där rubrikerna går att läsa. Vad som har deponerats genom åren och framförallt när olika sopfraktioner slutade deponeras blir således viktigt för deponigasproduktionen idag (Kohn et al. 2010). Följande avsnitt ger läsaren en inblick i den historia, de lagkrav och praktiker som har format våra svenska deponier idag.

2.1.1 Tidig sophantering

Historisk sett har människans avfall varit biologiskt, främst utträde och det betraktades sällan som ett allvarligt problem utan snarare som en olägenhet inne i städerna på grund av doften. I och med att städerna växte under 1700- och 1800 talet växte även problemen med sophantering, vilket kulminerade i två kolerautbrott 1834 och 1853 där totalt 6000 människor i Stockholm miste livet (Dufwa och Pehrson 1989). När misstankarna växte mot att stadens latriner spred smittan uppstod en livlig debatt huruvida staden skulle ta över avträdesrenhållningen, vilket blev verklighet då Stockholms renhållningsverk inrättades den 26 januari 1859 (Dufwa och Pehrson 1989). Andra städer tog snart rygg på Stockholm och Göteborg inrättade sitt renhållningsverk 1885 på Holmen, beläget där Renova huvudkontor ligger idag. Ur koleraepidemierna växte också Sveriges första riktiga hälsolagstiftning fram i form av hälsovårdsstadgan 1874 (Stenberg 2004).

I och med att renhållningen centraliserades under det sena 1800-talet centraliserades även dumpningen av avfallet. Detta kom att leda till att deponier bildades, i folkmun känt som soptippar. Allteftersom Sveriges befolkning växte och fick det bättre kom sopbergen att växa. Det problemet löstes till en början genom att man brände sopbergen vilket resulterade att giftig rök drev in över städerna. Vidare ledde det till problem då grundvattnet förstördes genom att lakvatten med halter av skadliga ämnen såsom tungmetaller och dioxiner läckte ut. Efter andra världskriget lanserades det s.k. slit och slängidealet och sopbergen började växa i ohållbar takt och man kunde ofta läsa i tidningarna om det s.k. avfallsberget. Civilingenjör Lars Lysén hade i Göteborgsposten den 16 november 1973 följande kommentar på frågan vad man kunde göra av slammet från Ryaverket som lades på deponin i Tagene.

”Ingen vill ha det, vi måste bränna det”

2.1.2 Fjärrvärmenätverket byggs ut

Under tidigt 1970-tal hände flera viktiga saker inom svensk avfallshantering. Det kanske viktigaste kom med den kommunala renhållningslagen (1970:892). Lagen fastslog att det är kommunernas skyldighet att omhänderta hushållsfall och därmed jämbördigt avfall. Med detta följde även ett omhändertagandeförbud för andra. Således blev fastighetsägare tvungna att låta sitt avfall omhändertas av kommunerna mot en avgift. I efterhand har denna konstruktion kommit att benämnas som ”det kommunala renhållningsmonopolet” (Stenberg 2004).

Snart efter att den kommunala renhållningslagen trädde i kraft 1972 drabbades världen av oljekrisen 1973 vilket ledde till att oljepriserna sköt i höjden. Sverige som till stor del var beroende av olja för uppvärmning fann då en lösning i soporna genom kallade avfallskraftvärmeverk. I avfallskraftvärmeverk bränns sopor för att producera el och värme. Renovas avfallskraftvärmeverk på Sävenäs öster om Göteborg stod klart 1974 och började då bland annat ta emot slammet från Ryaverket som tidigare hade lagts på Tagene. Värmen leddes sedan ut genom fjärrvärmenätverk som på 70-talet byggdes ut i rekordtakt (Lunner 2018).

2.1.3 Deponiförbud

Under 80- och 90-talet växte oron kring deponiers påverkan på miljö och säkerhet. I Göteborg skedde en dödsolycka 1995 i Göteborgs skidklubbs lokaler vid foten av den nedlagda deponin på Brudaremossen. Deponin hade inte försetts med ett uppsamlingsystem då deponin var sluttäckt och metangas tog sig genom ett trasigt avloppsrör upp genom ett uttorkat vattenlås in i lokalens maskinrum. En anställd, som tyvärr var rökare gick in i maskinrummet och tände en cigarett varvid gasen antändes. Han fick svåra brännskador och dog senare på sjukhus (Kruse 2019)

Vattenföroreningar var en annan oro som debatterades under 80- och 90-talet. Inte minst i Sverige där händelser som säldöden (vilket dock inte visade sig bero på föroreningar) och klorblekning av papper eldade på debatten. Lakvattens skadliga effekter hade redan exemplifierats med förödande effekter. I den så kallade Love Island skandalen skadades hundratals boende i Niagara Falls, New York när lakvatten från deponin Love Canal förorenade grundvattnet med cancerogena ämnen såsom, bensen, kloroform, toluen, diverse dioxiner och PCB. Love Canal deponin bestod företrädesvis av industriavfall, men forskare visade snart på liknande toxicitet i lakvatten från andra deponier med företrädesvis hushållsavfall (Brown och Donnelly 1988, Ferrey 1988).

För att säkerställa en hållbar och säker skötsel av deponier gick Europeiska unionen ut med ett direktiv 1999 kring deponeringen av avfall i Gemenskapen (1999/31/EG). I direktivet sätts stränga operativa och tekniska krav på deponiföreståndare att driva sina deponier på ett för miljön hållbart sätt, däri inkluderades metans växthuseffekt vid utsläpp till atmosfären. I Sverige ledde direktivet fram till förbud mot deponering av utsorterat brännbart avfall 2002 och organiskt avfall 2005 vilket ytterligare minskade mängden avfall till deponier.

2.1.4 Avfallshierarkin

Idag implementeras avfallshierarkin, även känt som ”avfallstrappan” i svensk avfallshantering. Den grundar sig på EU:s direktiv om avfall från 2008 (2008/98/EG) och tillämpar följande prioriteringsordning vid hanteringen av avfall (Sverige 2017).

1. Förebyggande av avfall
2. Återanvändning
3. Materialåtervinning och biologisk återvinning
4. Energiåtervinning
5. Deponering

Deponerings är således den sista utvägen för avfall och endast avfall som inte kan hanteras på något annat sätt hamnar på deponier. I övriga EU förblir dock deponier en viktig del av sophanteringen och 2017 hamnade 28 % av EU:s hushållsavfall på deponi att jämföra med 0,7% i Sverige (Sverige 2017). Trots det är våra deponier idag den näst största källan av metanutsläpp till atmosfären efter jordbrukssektorn. En tydlig minskning har emellertid skett på senare år, enligt Naturvårdsverket siffror har det minskat med 77 % sedan 1990 (Naturvårdsverket 2019).

2.2 DEPONIERS UTFORMNING

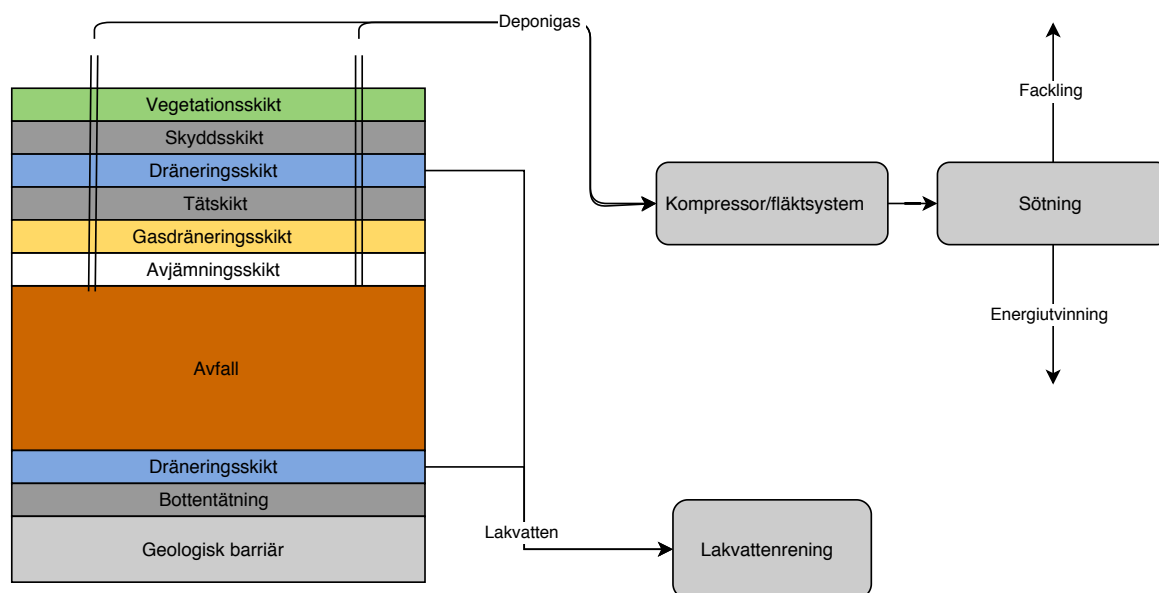
Vad som får läggas på deponi och hur en deponi skall vara utformad är definierat av förordningen om deponering av avfall (2001:512). Följande avfall får inte deponeras.

- Flytande avfall
- Avfall som är explosivt, frätande, oxiderande, brandfarligt.
- Sjukvårdsavfall och annat kliniskt avfall från medicinska eller veterinärmedicinska verksamheter
- Avfall av kemiska ämnen från forskning, utveckling eller undervisning som inte är identifierade
- Hela begagnade däck som inte är cykeldäck.
- Utsorterat brännbart avfall

- Organiskt avfall

Dispens från deponering av utsorterat brännbart avfall och organiskt avfall kan i undantagsfall ges av länsstyrelsen. Till exempel konstaterade man när en gammal kontorsbyggnad på Backaplan i Göteborg skulle rivras att hela byggnaden var kontaminerad av asbest. Därmed gick allting till deponi i Tagene, däribland stora mängder kontorsmöbler.

Förordningen definierar också hur en deponi skall vara utformad under drift och efter slutteckning, se Figur 1



Figur 1. En deponis uppbyggnad med sluttäckning, deponigasuppsamlingssystem och lakvattenrening. Aminbehandling av gasen behövs endast om svavelhalten är hög vilket inte gäller för alla deponier. Tagene är ett exempel på en deponi där svavelhalterna är så låga att det inte behövs.

2.2.1 Aktiv deponi

Under den aktiva fasen skall deponin vara lokaliserad så att det finns en geologisk barriär. Barriären behöver vara utformat så att transporttiden genom barriären inte får vara kortare än 200 år för deponier med farligt avfall, 50 år för deponier med icke-farligt avfall och 1 år för inertdeponier. Om det inte finns en naturlig barriär som uppfyller detta skall en barriär upprättas som uppfyller kraven i Tabell 1.

Tabell 1. Krav på permeabilitet och tjocklek på konstruerade geologiska barriärer enligt förordningen om deponering av avfall (2001:512)

Typ	Permeabilitet	Tjocklek
Farligt avfall	10^{-9}	5
Icke-farligt avfall	10^{-9}	1
Inert avfall	10^{-7}	1

Vidare skall en aktiv deponi även vara försedd med en bottentätning och ett dränerande materialskikt som är minst 0,5 meter tjockt anslutet till ett uppsamlingssystem för lakvatten. Bottentätningen skall vara konstruerad så att maximalt 5 liter lakvatten per år läcker från en deponi med farligt avfall och max 50 liter från en deponi med icke farligt avfall. Det insamlade lakvatten skall behandlas. Det finns inget krav på att behandlingen skall ske in situ i förordningen. Under driftsfasen är verksamhetsutövaren skyldig att mäta deponins sammansättning, struktur och sättningsbeteende samt att mäta lakvatten, grundvatten, ytvatten och produktionen av deponigas.

2.2.2 Sluttäckning

Enligt förordningen om deponering av avfall (2001:512) är verksamhetsutövaren skyldig att se till att en deponi som avslutas förses med en sluttäckning. Det är en samlade term för de skikt som kan ses ovanpå avfallet i Figur 1. Det finns inga specifika krav på vilka lager som skall inkluderas i sluttäckningen mer än att det måste finnas ett gasuppsamlingssystem (dräneringsskikt) samt att sluttäckningen måste vara konstruerad på så sätt att genomträngningen av lakvatten inte överskrider 5 liter per kvadratmeter för farligt avfall eller 50 liter per kvadratmeter för icke-farligt avfall per år. Förordningen specificerar inte hur mycket deponigas som måste samlas upp. Efter sluttäckning ansvarar verksamhetsutövaren för att se till att deponin underhålls, övervakas och kontrolleras i minst 30 år eller den längre tid som tillståndsmyndigheten bestämmer.

2.3 NEDBRYTNINGSPROCESSEN

Farquhar och Rovers (1973) identifierade i sin studie fyra olika stadier i nedbrytningsprocessen, presenterade i Figur 2.



Figur 2. Konsumtion av tillgängligt syre -> Formation av CO_2 viss H_2 och organiska syror som ättiksyra -> Metangasproduktion, CO_2 och N förbrukas -> Humusfas, gasproduktion avtar.

2.3.1 Icke Metanbildande Fas

I den aerobiska fasen bryter mikroorganismerna ner de komplexa organiska föreningarna som lagts på deponi till mindre, vattenlösliga organiska föreningar genom specialiserade exoenzymer. Exempel på några produkter är fettsyror, enkla sockerarter och aminosyror. Hydrolysen är endotermisk, bakterierna förbrukar mer energi än vad de får tillbaka. Produkterna från hydrolysen metaboliseras sedan ytterligare anaerobt för att utvinna energi vilket resulterar i organiska syror (främst ättiksyra), ammoniak, vatten, vätgas och koldioxid. Mikroorganismerna i det här nedbrytningssteget är generellt mycket robustare än de metanproducerande bakterierna och denna fas är sällan begränsande för nedbrytningen (Farquhar och Rovers 1973).

2.3.2 Metanbildande fas

I den metanbildande fasen är det bakterier i familjen *Methanobacterium* som är aktiva. De tillgodogör sig energi genom reduktion av koldioxid (1) och klyvning av ättiksyra (2) (Farquhar och Rovers 1973).



Kvävgas och vätesulfid kan också bildas under den anaeroba nedbrytningen. Kvävgas bildas direkt när syret är förbrukat av denitrifierande bakterier. Vätesulfid bildas av svavelreducerande bakterier under neutrala och lätt alkaliska förhållanden. Vid basiska förhållanden bildas inte vätesulfat och kvävet återfinns som ammoniak i gasform, en potentiell hälsofara (Farquhar och Rovers 1973). Vätgasen konsumeras snabbare än den bildas i den icke metanbildande fasen och således återfinns den sällan med metan (Toerien och Hattingh 1969).

2.3.3 Humusbildande fas.

Allteftersom det lättillgängliga organiska materialet konsumeras minskar den mikrobiella aktiviteten och följaktligen deponigasproduktionen. Den minskade produktionen leder till ett lägre tryck inne i deponin vilket tillåter luft att diffundera in. Luften skapar aeroba zoner med högre redoxpotential vilket leder till att humusämnen bildas. Humusämnen är komplexa, stabila organiska föreningar. Humusfasen leder också till en ökad risk för att tungmetaller ska lakas ur deponin, vilket är anledningen att den anaeroba fasen eftersträvas av verksamhetsutövare. Humusfasen har föreslagits pågå i ca 1000 år (Östman 2008).

2.3.4 Miljöfaktorer

Farquhar och Rover (1973) identifierade också en rad miljöfaktorer som påverkar produktionen av deponigas, främst fukthalt i deponierna, pH, alkalinitet och temperatur.

Vatten är nödvändigt för att upprätthålla en hög mikrobiologisk aktivitet och det har påvisats att om man saturerar deponier ökar produktionen av deponigas (Farquhar och Rovers 1973). Ett sätt att göra detta är att cirkulera lakvattnet vilket har visats öka metanhalten i deponigasen upp till 63 % vid tester på deponier i laboratorieskala (Sanphoti et al. 2006).

Under den icke metanbildande fasen bildas diverse organiska syror och koldioxid vilket leder till ett pH i intervallet 5,5 – 6,25 då den metanbildande fasen inleds (Staley et al. 2011). Farquhar och Rovers (1973) rapporterar ett optimalt intervall på 6,4 -7,2 och ett tolerant intervall på 5,5-9,0 med framförallt låg metanbildning vid sura förhållanden. I studien av Staley, Francis et al. (2011) berodde den reducerade metanbildningen vid sura förhållanden på att endast *Methanosarcina barkeri* var aktiv initialt i den metanbildande fasen, men allt eftersom pH höjs då ättiksyra och koldioxid förbrukas av bakterierna aktiveras andra metanbildande bakterier (Staley et al. 2011).

Deponiers buffrande förmåga, alkalinitet identifierades som en annan viktig aspekt. Farquhar och Rovers (1973) menar att koncentrationen av kalciumkarbonat och ammonium inte får understiga 2000 mg L⁻¹ respektive 100 mg L⁻¹ för en optimal metangasproduktion. Vidare menar de koncentrationen av ättiksyra som bildas i den icke metanbildande fasen inte får överstiga 3000 mg L⁻¹. Ett sätt att öka alkaliniteten på deponier är att tillsätta buffrande material. En studie visade att tillsatser av fyra alkaliska material, kalklera från papperstillverkning, äggskal, kalciumkarbonat och natriumbikarbonat ökade metanhalten i deponigasen. Bäst resultat gav tillsatsen av kalklera och kalciumkarbonat, vilket var direkt relaterat till deras buffrande förmåga (Chen et al. 2015).

Nedbrytningen på deponier påverkas starkt av temperaturen i deponin. I den icke metanbildande fasen är det optimalt med en mesofil miljö, medan den metanbildande fasen favoriserar högre temperaturer (Adekunle och Okolie 2015). Farquhar och Rovers (1973) rapporterar dock att metangasproduktionen hämmas kraftigt om temperaturen överstiger 55 °C och vid snabba temperaturförändringar på 1-2 °C (Farquhar och Rovers 1973).

2.4 DEPONIGAS

Deponigas är ett samlingsnamn för den typ av biogas som bildas i deponier (Speight 2019). Deponigas består främst av metan och koldioxid och är produkter av den mikrobakteriella nedbrytning som behandlades i föregående avsnitt. Metan är en kraftig växthusgas som beräknas att ha en global warming potential (GWP) om 28 i förhållande till koldioxid, d.v.s. en Nm³ metan bidrar till växthuseffekten 28 gånger mer än en Nm³ koldioxid gör (Pachauri et al. 2014). Metan påskyndar växthuseffekten både direkt genom att absorbera energi och indirekt genom att som en prekursor för ozon och stratosfärisk vattenånga (Solomon et al. 2007). Vissa forskare argumenterar för att denna bedömning inte heller är tillräcklig utan borde vara något högre då den inte räknar in produktionen av koldioxid från oxidation av metanet i atmosfären (Boucher et al. 2009).

Vidare kan andra metaboliter från nedbrytningen som kvävgas, ammoniak, svavelväte samt diverse organiska föreningar såsom alkoholer, estrar och organiska syror förekomma i deponigasen, men

generellt i små halter (Fisher et al. 1999). Visst avfall som har lagts på deponi kan även innehålla flyktiga fraktioner. Detta kan exempelvis leda till att vissa klorföreningar återfinns i deponigasen. Kolmonoxid förekommer vanligen i små fraktioner i deponigasen, ca 0,001 vol.%, men kan ibland återfinnas i högre halter om syrekvävda bränder uppstår i deponin (Fisher et al. 1999). En summering av deponigasens sammansättning vid olika deponier gjordes av Fisher, Maurice et al. (1999) för Naturvårdsverkets räkning, se Tabell 2.

Tabell 2. Komposition av deponigasen från en rad svenska deponier, dess påverkan, relevans och trend. Innehåll framtaget av (Fisher et al. 1999)

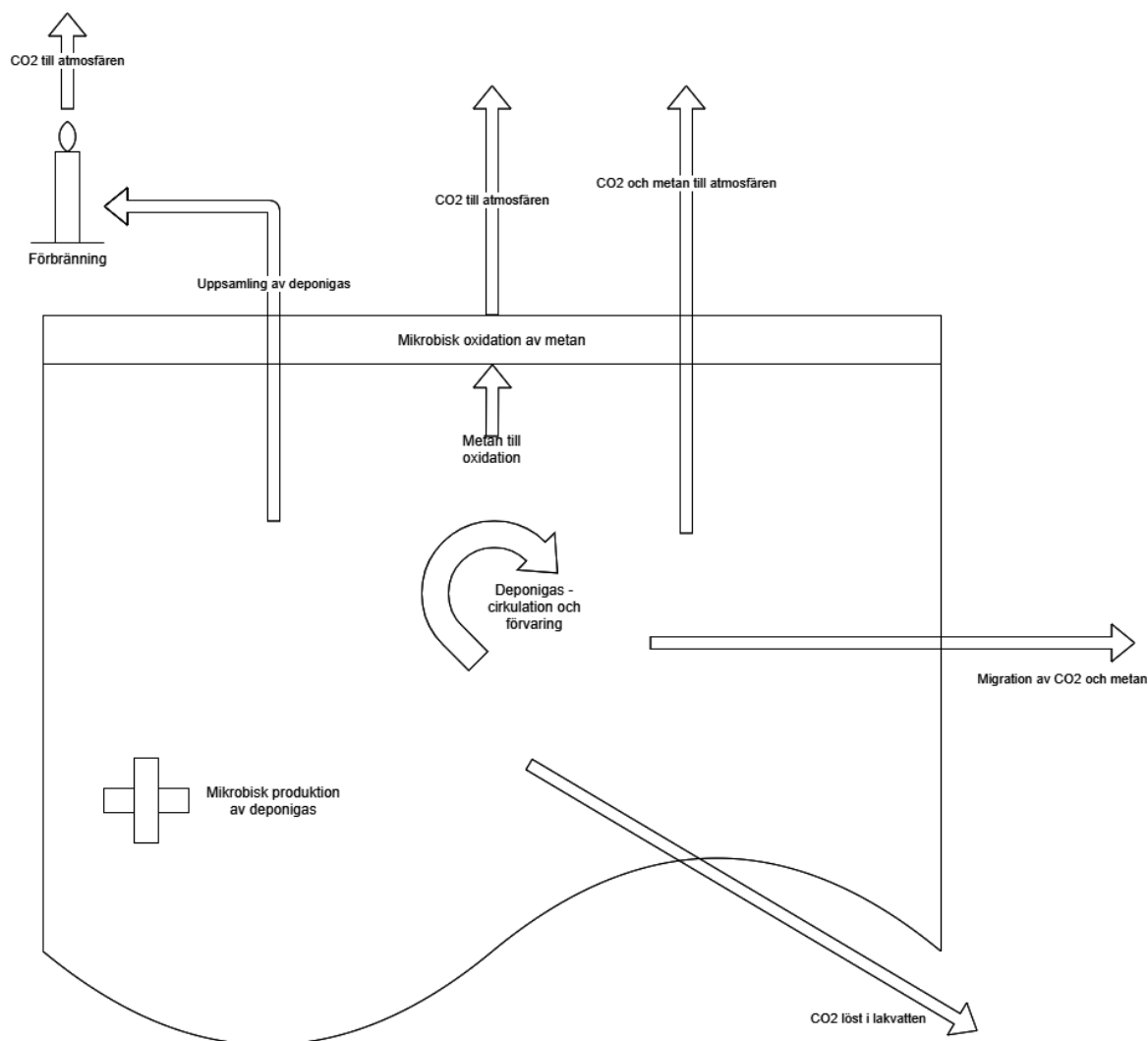
Ämne	Koncentrationsintervall	Påverkansskala	Påverkanstyp	Relevans	Trend
Koldioxid (CO₂)	20 – 50 %	Global	Växthusgas	Hög	↗
		Lokal	Syrefattig jord	Hög	
Metan (CH₄)	30 – 60 %	Global	Växthusgas	Hög	↘
		Lokal	Syrefattig jord	Hög	
		Lokal	Explosions- och brandrisk	Hög	
Aromatiska Kolväten	mg m ⁻³	Lokal	Hälsofara	Låg	↘
Klorerade Kolväten	mg m ⁻³	Global	Långlivat organisk förening	Hög	↘
		Lokal	Hälsofara, Korrosion	Hög	
CFCs	mg m ⁻³	Global	Växthusgas	Låg	↘
PCDD/Fs	mg m ⁻³	Lokal	Hälsorisk	Vid brand	→
PAHs	mg m ⁻³	Lokal	Hälsorisk	Vid brand	→
Andra NMOCs	mg m ⁻³	Lokal	Doft, Planthormon (etylen)	Låg	↘
Svavelväte	0 – 20 g m ⁻³	Lokal	Hälsofara, doft, korrosion	Hög	→
Svavelorganiska Föreningar	mg m ⁻³	Lokal	Hälsofara	Hög	→
		Lokal	Doft, Korrosion	Låg	→
Kolmonoxid	0 – 3 %	Lokal	Kvävrisk, Explosionsrisk	Låg	→
Vätgas	0 – 20 %	Lokal	Explosionsrisk	Låg	→
Kvicksilver	10 – 24 ng m ⁻³	Global	Bioackumulation	Okänd	↘
		Lokal	Hälsofara		
Kiselföreningar	mg m ⁻³	Lokal	Ökat slitage på utrustning	Okänd	↗
Ammoniak	mg m ⁻³	Global	NO _x bildning	Låg	↘
		Lokal	Doft, Hälsosfara	Låg	
Lustgas	mg m ⁻³	Global	Global uppvärmning	Okänd	↗
Kväveoxid	mg m ⁻³	Global	Förurning	Låg	↘
Damm och Aerosoler	mg m ⁻³	Lokal	Hälsofara	Hög	→

Den deponigas som bildas i deponin måste förr eller senare lämna den, antingen genom koncentrations- eller tryckgradienter. Det gör att forskare kan spåra flödena genom en massbalansprincip, vilket har gjorts i en rad studier för att förstå hur och var deponigasen lämnar deponin. (Amini et al. 2013, Spokas et al. 2006, Fisher et al. 1999, Borjesson et al. 2009, Börjesson et al. 2001). Ekvation III och IV visar principen för metan respektive koldioxid.

$$CH_4 \text{ produktion} - CH_4 \text{ migration} - CH_{4\text{oxidation}} - CH_{4\text{atmosfär}} - CH_{4\text{insamlad}} = 0 \quad \text{III}$$

$$CO_2 \text{ produktion} - CO_2 \text{ migration} - CO_2 \text{ lakvatten} - CO_2 \text{ atmosfär} - CO_2 \text{ insamlad} = 0 \quad \text{IV}$$

I ovanstående princip räknas, av författaren, inte koldioxid från mikrobisk oxidation och förbränning av deponigas in i massbalansen då de inte härstammar från den anaeroba nedbrytningen. Massbalansen illustreras i Figur 3.



Figur 3. En massbalans för metan och koldioxid i en deponi, modifierad från (Fisher et al. 1999)

2.4.1 Uppsamling

För att minska riskerna relaterade till emissioner av deponigas samt dess växthuseffekt är det lagstadgat att deponiföreståndaren samlar upp deponigasen enligt deponiförordningen (2001:512). Ett uppsamlingssystem består av perforerade rör fyllda med någon slags poröst material, exempelvis grus anslutna i ena änden till gasdräneringsskiktet och i andra änden ett rörsystem med en kompressor/fläkt som skapar ett undertryck. Detta ger upphov till en tryckgradient som drar ut gasen ur deponin. Rören kan antingen vara horisontella eller vertikala varvid de benämns som brunnar. Yip och Chua (2008) rapporterade ett lämpligt avstånd mellan brunnar är 20–30 meter, men en bedömnings bör göras för varje deponi individuellt (Yip och Chua 2008).

Det är viktigt att undertrycket inte är för stort i uppsamlingssystemet då det riskerar att sänka kvaliteten på gasen samt öka syrehalten i deponin och ge upphov till underjordiska bränder. Av den anledningen skall undertryck, syrehalt och metanhalt i gasen mätas regelbundet (Goossens 1996). Ett alternativ är att ha automatiserad kontroll över undertrycket. En rad patent har visat att detta både ökar gaskvaliteten och maximerar uttaget (Brady et al. 2006, Zison och Roqueta 1984, Hall 1990, Tooley 2007). Vidare måste även rörsystemet som förbinder brunnarna med kompressorn

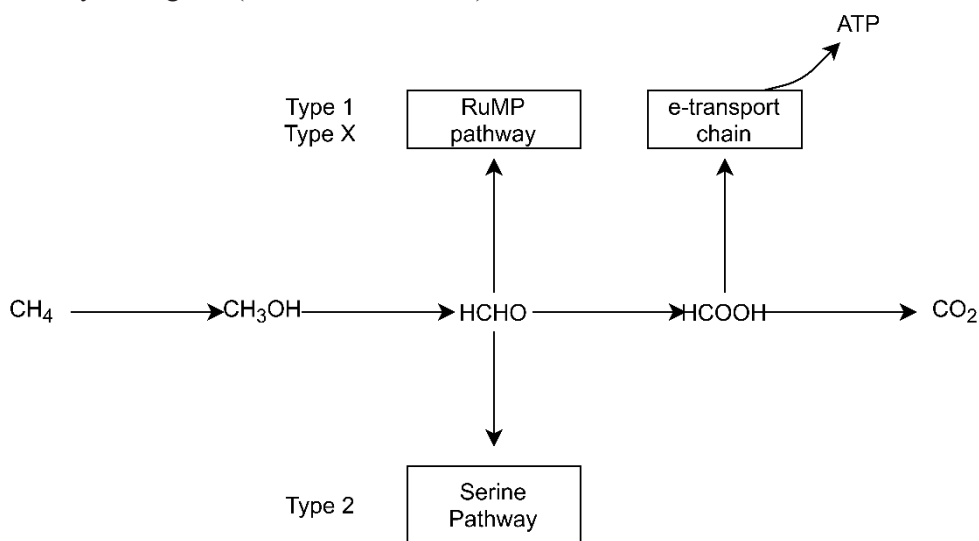
vara försedd med en kondensorbrunn så att kondenserad vattenång inte skadar kompressorn/fläkten (Goossens 1996).

Mängden deponigas som samlas upp varierar mellan olika deponier. I en studie av Börjesson, Samuelsson et al. (2009) på sex olika svenska deponier, två sluttäckta och fyra aktiva fann de att 28–78 % av gasen samlades upp, med 51% i snitt. Ett något högre intervall rapporterades i en fransk studie där man fann att 35 % av gasen samlades upp på en aktiv deponi, 65% på en aktiv men tillfälligt övertäckt, och 85–90% vid en sluttäckt deponi (Spokas et al. 2006). Båda studierna visar på bättre uppsamling än de 20% specificerade av IPCC (Eggleston et al. 2006). Detta föreslås delvis bero på att IPCC:s värden avser alla deponier, även de i ett land inte försedda med ett uppsamlingssystem. Därmed är det IPCCs värde inte applicerbart för enskilda deponier försedda med ett uppsamlingssystem. (Börjesson et al. 2009).

2.4.2 Mikrobisk oxidation

När en deponi sluttäckts läggs ett avslutande vegetationslager. Det är inte bara för att minska risken för erosion vid kraftigt regn utan det ger också förutsättningar för en koloni av bakterier som oxiderar metan. Det rör sig främst om s.k. metanotrofer (eng. methanotrophs) som kan oxidera metan för att utvinna energi, men även i mindre utsträckning nitrifierande bakterier och vissa svampar (Börjesson et al. 1998).

De metanotrofa bakterierna kan delas in i två grupper. Den första gruppen representeras av familjen *Methylococcaceae* och delas vidare in i två subgrupper, typ 1 och typ X. Typ 1 är mestadels mesofiler och psykotrofa medan typ X innehåller termofiler. Gemensamt för båda subgrupperna är att de assimilerar kol genom Ribulose Monophosphate pathway (RuMP). Den andra gruppen, kallad typ 2 består av bakterier i familjen *Metylocystaceae* vilka istället assimilerar kol genom Serine Pathway, se Figur 4 (Canfield et al. 2005).



Figur 4. Två huvudsakliga metaboliska vägar för syntes av biomassa i metanotrofer. Steg 1, formation av formaldehyd är gemensamt för alla metanotrofer. Typ 1 och Typ X metanotrofer assimilerar sedan kol genom RuMP och typ två genom Serine Pathway. Energi utvinns gemensamt för typerna då formaldehyd vidare oxideras till CO_2 . Bild inspirerad av (Canfield et al. 2005).

Faktorer såsom lutning, metanflöde, temperatur, jordtyp, syresättning och fukt påverkar oxidationen. Börjesson, Sundh et al. (1998) rapporterar en högre bakteriell aktivitet i lutande jordar vilket de korrelerade med faktumet att de också observerade större laterala flöden av metan. Vidare visade studien även att en mer kompakt täckning reducerade den metanoxiderande kapaciteten kraftigt. Detta föreslås bero på en kombination av dåliga metanflöden då transporten av metan från avfallet reduceras samtidigt som syresättningen i jorden blir sämre (Börjesson et al. 1998).

Temperatur och fukt föreslås vara två av de viktigaste faktorerna till ett vegetationslagers oxiderande kapacitet (Spokas och Bogner 2011). Temperaturer i intervallet 25-35 °C har föreslagits som optimal temperatur för oxidation i flera studier (Börjesson et al. 2004, Wang et al. 2011, Spokas och Bogner 2011). Oxidation sker även vid lägre temperaturer men då med mycket lägre hastighet då typ 2 metanotrofer inte visar någon större aktivitet innan temperaturen når 20 °C (Börjesson et al. 2004). Wang, Xia et al. (2011) visade att oxidationshastigheten ökar exponentiellt i intervallet 4–30 °C. Oxidationshastigheten börjar avta vid 45 °C och avstannar helt vid temperaturer över 60 °C (Wang et al. 2011).

Fukt är en förutsättning för mikrobiologisk aktivitet. Wang, Xia et al. (2011) kom fram till att ingen oxidation sker då fukthalten < 10%. Oxidationshastigheten ökar sedan för att nå ett optimum vid 38% varefter hastigheten avtar. Den reducerade hastigheten vid större vattentillgänglighet föreslås på försämrad syresättningsförmåga då diffusionen av syre är kraftigt försämrad i saturerade jordar (Wang et al. 2011).

Syresättning av jorden är ett krav för att oxidation skall förekomma. Syre görs tillgängligt främst genom att atmosfärisk syrgas diffunderar in i jordlagren och drivkraften är koncentrationsgradienten. Advektion kan också syresätta jorden, speciellt vid dåliga tätskikt eller för hårda undertryck i uppsamlingsystemet (Aachib et al. 2004). Diffusionskonstanten hos syrgas påverkas starkt av jordens mättnadsgrad, ju högre mättnad desto lägre diffusionshastighet. Vidare påverkas diffusionen av porositeten i materialet, mer porösa material har högre diffusionskonstanter (Aachib et al. 2004).

2.4.3 Diffusa utsläpp

Diffusa utsläpp är ett samlande begrepp för den metan som läcker direkt ut till atmosfären, utan att oxideras eller samlas upp. Diffusa utsläpp beror antingen på att deponigas diffunderar genom tätningsskikten eller advektion (Aachib et al. 2004). Diffusa utsläpp kan minimeras med bra tätning men aldrig undvikas helt. Vidare kan rottillväxt, sättningar och degradation av tätningsmaterialen på sikt öka genomsläppligheten i tätningsskikten (Simon och Müller 2004).

Simon och Müller (2004) rapporterar att ett rimligt värde för diffusa utsläpp, efter att tätning har skett, är i intervallet $10^{-5} - 10^{-6}$ ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-2}$). Detta föreslås sedan sjunka med en magnitud om 1-2 då gasproduktionen minskar. Ett intervall om $6.1 - 7.5 \cdot 10^{-7}$ ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{m}^{-2}$) har också föreslagits (Jung et al. 2009). I vissa fall kan de diffusa utsläppen från deponier vara negativa. Detta sker då den oxiderande kapaciteten i vegetationsskiktet är högre än diffusionen genom tätskiktet vilket skapar en negativ gradient. Deponin betecknas då som en metansänka (Bogner et al. 1997).

Lufttryck har visat sig starkt påverka både uppsamlingen av deponigas och de diffusa utsläppen (Gebert och Groengroeft 2006). Anledningen är att det tar ett tag för trycket inuti i deponin att anpassa sig till svängningar i det barometriska trycket. Vid lågtryck kommer således trycket inuti deponin att vara positivt i förhållande till atmosfären och gas kommer i större utsträckning läcka ut till atmosfären genom advektiv transport. När det slår om till högtryck kommer trycket inne i deponin istället att bli negativt sett till det barometriska trycket och tryckskillnaden inuti gasbrunnarna kommer att minska. På så vis försämras uppsamlingen förutsatt att det inte finns automatisk reglering på kompressorn/fläkten.

Vidare betyder högtryck också att syresättningen i vegetationsskiktet ökar, vilket förbättrar oxidationen och ytterligare minskar de diffusa utsläppen (Gebert och Groengroeft 2006). Faktorer som påverkar hög- och lågtryck såsom temperatur, luftoscillationer och andra väderfenomen blir således viktiga faktorer när man tittar på massbalansen för metan och koldioxid i en deponi.

3 RÅDANDE FÖRUTSÄTTNINGAR VID TAGENE

Tagene är beläget norr om Göteborg inom fastigheterna Kärra 31:16, 31:17, 32:2 med flera. Deponin grundades under 1960-talet för att ta emot avloppsslam från Ryaverket, en verksamhet som fortsatte till början av 1980-talet. Renova tog över verksamheten 1974 i syftet att använda den som deponi för restprodukter det nybyggda avfallskraftvärmeverket Sävenäs. Verksamheten har sedan utvecklats successivt och drivs sedan 2014 av Renovas dotterbolag Renova Miljö AB. En översikt av deponin och dess områden ges i Figur 5.



Figur 5. Karta över Tagene deponi med områdesindelning (källa Renova)

Byggnationen av det nya lakvattenreningsverket påbörjades 2019. Det stod klart under våren 2020 och är nu i drift. Inertdeponin förbereds delvis fortfarande men har börjat ta emot rena massor under 2020.

3.1 VERKSAMHETSBEKRIJVNING

3.1.1 Tillstånd

Verksamheten på Renova beskrivs av det nya miljötillståndet som Renova meddelades 2018 av Mark- och Miljödomstolen i mål nr. M 4723–16. Tillståndet togs i bruk 2019-04-07 och gäller fram till IFA-deponin har nått en höjd om 80m ö.h. i höjdsystemet RH2000. Tillståndet omfattar följande

1. På befintlig IFA-deponin ta emot och deponera maximalt 100 000 ton icke-farligt avfall samt asbest (17 06 05*) per år utslaget på en rullande treårsperiod
2. Ta emot och återvinna maximalt 300 000 ton icke-farligt avfall per år fördelat på följande verksamheter:
 - a. Sortering
 - b. Stabilisering av slagg

- c. Mekanisk bearbetning
 - d. Bränsleberedning inför förbränning
 - e. Avvattning
3. Ta emot och mellanlagra icke-farligt avfall om maximalt 240 000 ton per tillfälle. Mängden inkluderar lagring av avfall inför och efter den behandling som omfattas av punkt 2.
 4. Omlasta maximalt 50 000 ton icke-farligt verksamhetsavfall och hushållsavfall per år.
 5. Anlägg en deponi för inert avfall och här tillhörande anläggningar samt att få ta emot och deponera maximalt 300 000 ton inert avfall per år.

3.1.2 Avfallsmängder

På Tagene deponeras idag bland annat schaktmassor, asbest och obrännbart avfall. Renova har även dispens för deponering av mindre mängder organiskt avfall som inte kan hanteras på annat sätt. Exempel på sådant avfall är asbestkontaminerat konstruktionsmaterial eller trä angripet av hussvamp. Historisk sett har både brännbart avfall som hushållsavfall och slam samt avfall med hög TOC deponerats på Tagene. Enligt hörsägen har en och annan val grävts ner där med. För fullständiga data se Bilaga 1: Mottagna Avfallsmängder. En summering av de deponerade mängderna sedan 1974 ges i Tabell 3. Den stora ökningen mellan 2018 och 2019 beror på ett strategiskt beslut där schaktmassor flyttas från Fläskebo till Tagene.

Tabell 3. Mottagna avfallsmängder på Tagene sedan 1974.

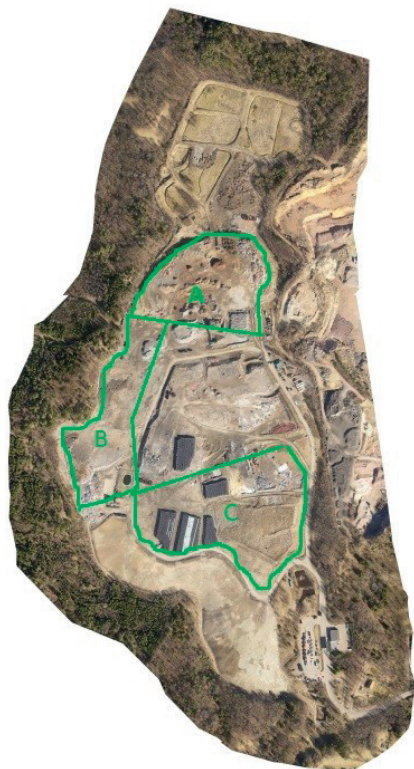
År	Deponerat [Ton]	År	Deponerat [Ton]
1974	3 346	1997	103 424
1975	127 294	1998	104 943
1976	89 232	1999	97 045
1977	101 600	2000	37 783
1978	83 555	2001	46 119
1979	87 458	2002	65 771
1980	87 263	2003	45 349
1981	84 915	2004	32 578
1982	88 208	2005	30 674
1983	104 041	2006	27 447
1984	114 904	2007	41 582
1985	127 242	2008	51 913
1986	119 188	2009	49 129
1987	116 882	2010	50 418
1988	118 397	2011	26 619
1989	214 450	2012	26 976
1990	195 445	2013	26 939
1991	121 854	2014	29 683
1992	108 597	2015	29 064
1993	94 669	2016	29 035
1994	127 717	2017	29 759
1995	147 814	2018	20 019
1996	130 734	2019	107 150

3.1.3 Utformning

Tagene är en gammal deponi konstruerad innan deponiförordningen (2001:512) och de krav på utformning som den medförde, se avsnitt 2.2. Renova har därför dispens från 22 § om att det ska finnas minst 0.5m dränerande materialskikt i botten av IFA-deponin. Vidare sker inte deponering i celler som vid moderna deponier utan istället enligt ”pannkaksmodellen” där deponin behandlas som en enda stor cell. Det finns således ett villkor i tillståndet som säger

”Verksamheten ska bedrivas så att uppfyllnad till slutnivåer sker etappvis. Varje etapp ska därefter sluttäckas så snart som möjligt”

Utöver detta villkor skall områdesspecifik slutteckning ske enligt markerade ytor i Figur 6.



Figur 6. Sluttäckningsplan enligt miljötillståndet för Tagene. A (norra): sluttäckt inom 5 år efter att tillståndet har tagits i bruk. B (västra): sluttäckt i så stor utsträckning som möjligt inom en period av 8 år. C (södra): förses om möjligt med tätande ytskikt.

I den södra delen av området, söder om område C i Figur 6 ligger det sluttäckta slamlaguner som försetts med vegetationsskikt. Även sluttningarna kring området är sluttäckta.

3.1.4 Lokaler

Våghuset på Tagene konstruerades 1974 i samband med att Renova tog över verksamheten och befinner i stort sett fortfarande i sitt originalutförande. Ventilation och fläktsystem börjar således närma sig 40 år. All uppvärmning sker med el i våghuset, Tagene är inte anslutet till fjärrvärmenätet. Två tilluftsaggregat försör kontorsutrymmen, verkstad och tvätthall med tilluft. Frånluftsfläktar finns i taket. Inget av systemen är försett med värmeåtervinning. El- och värmebehovet redovisas i

Tabell 4.

Tabell 4. El- och uppvärmningsbehov för Tagene idag. Värdena kan komma att öka då uppvärmning av det nya reningsverket tillkommer. Data från Renovas miljörapportering. Värmebehovet uppskattades av Epro Energiprojekt AB å Renovas räkning

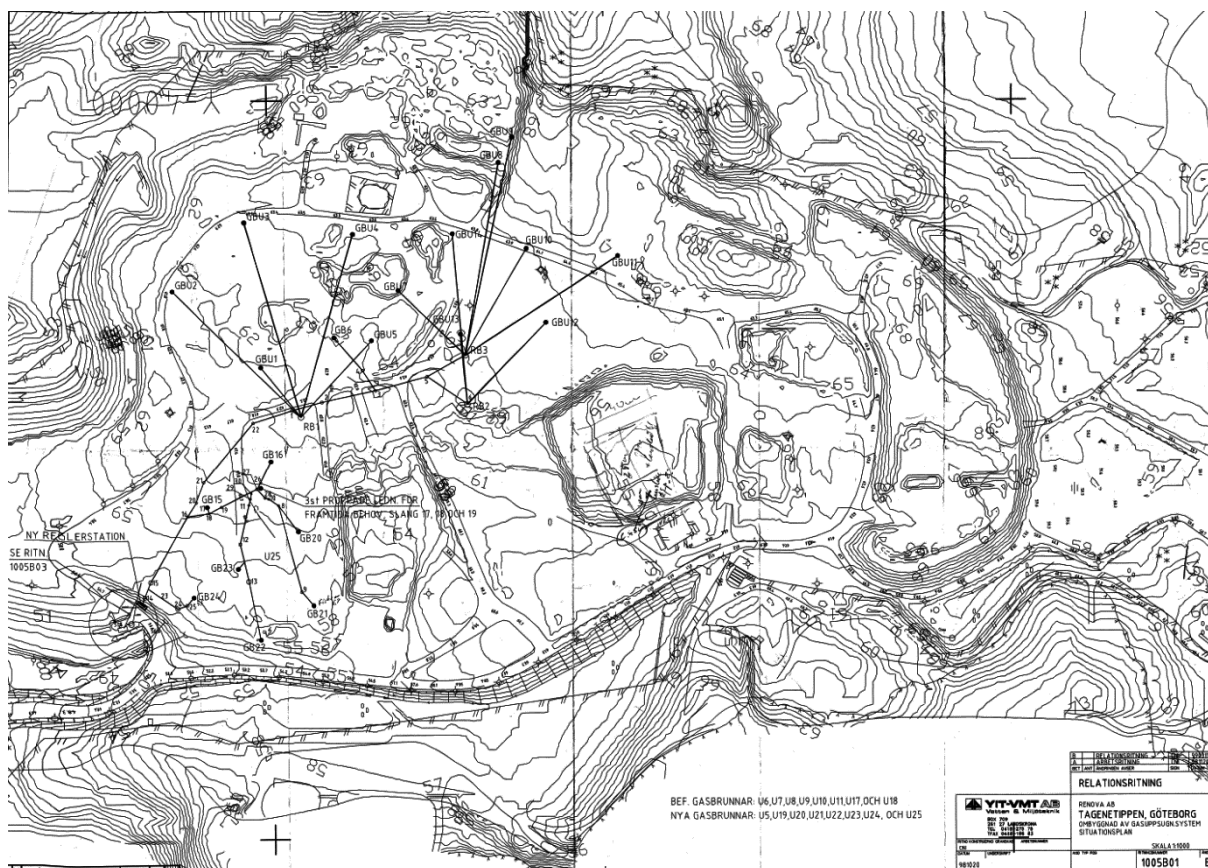
År	Total elförbrukning	Varav värme
2016	566 MWh	≈ 100 MWh
2017	651 MWh	≈ 100 MWh
2018	602 MWh	≈ 100 MWh
2019	610 MWh	≈ 100 MWh

Under våren 2020 stod det nya lakvattenreningsverket klart. Lakvattnet är ganska varmt även vintertid. Då värme behöver kompletteras för att vatten inte ska frysa sker det med en värmepump. Reningsverket beräknas öka elbehovet på Tagene, exakt med hur mycket får 2020 utvisa.

På Tagene finns även en större omlastningsstation. Den är inte uppvärmd men ansluten med el för balningsmaskiner etcetera.

3.1.5 Gasuppsamling

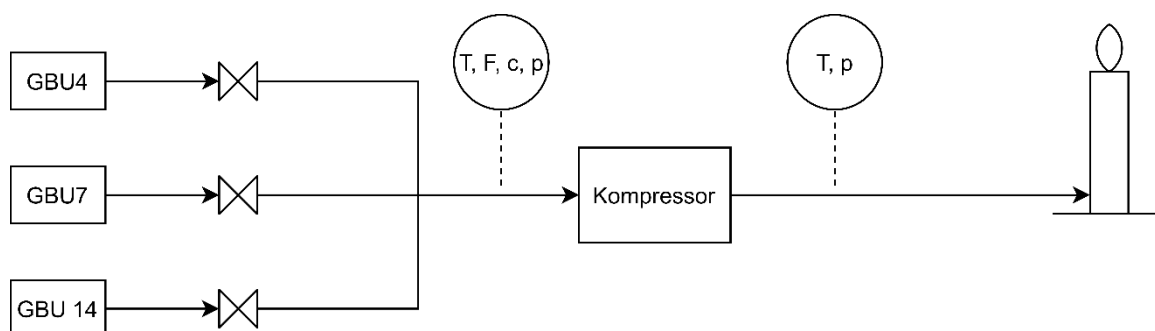
Det nuvarande gasuppsamlingssystemet om 24 vertikala brunnar anlades 1989 varav 3 fortfarande är i drift, GBU4, GBU7 och GBU14, se Figur 7. Systemet kantades tidigt av stora driftproblem. Höjningen av deponin ledde till sättningar och bakfall. Ett annat problem som uppstod var att vatten blev stående i brunnarna vilket troddes bero på ett konstruktionsfel. En lösning hade varit att ansluta en vattenpump, en lösning som använts vid andra deponier (Fisher et al. 1999). Rören mellan brunnarna och kompressorn byggdes också utan kondensatavskiljning vilket ledde till att vatten blev stående i rören och hindrade insamling. Dessa problem föreslås vara de huvudsakliga anledningarna till att gasmotorn som fanns på Tagene togs ur bruk 1995. Idag är brunnarna övertäckta och då de inte är GPS märkta är det inte genomförbart att gräva fram dem för att genomföra underhåll.



Figur 7. Karta över aktiva och inaktiva brunnar på Tagene deponi. OBS kartan är flippad 180^o gentemot Figur 5

3.1.6 Förbränning

Den uppsamlings- och förbränningsutrustning som idag finns på anläggningen tillhandahålls från och underhålls av Biogas Systems Nordic AB®. Systemet installerades 2016 och flyttades till den sin nuvarande placering i november 2019. Ett blockschema över hur uppsamlingsystemet och facklan är anslutna till de aktiva gasbrunnarna ges i Figur 8. Någon svavelrening behövs inte då svavelvätehalten är låg <2 ppm sett till utrustningskrav på marknaden.



Figur 8. Blockschema över det system som tillhandahålls av Biogas Systems Nordic AB® kopplat till de tre aktiva brunnarna.

Kompressorn körs i dagsläget inte på full last. Enligt gasföreståndare skulle den kunna hantera ungefär det dubbla flödet.

Facklan har haft en genomsnittlig tillgänglighet om 77,8 % sedan 2016. Den låga tillgängligheten under 2019 beror delvis på att hela systemet flyttades till nuvarande plats i november-december. I

och med flytten hamnade en axel snett vilket har lett till att lager blivit överhettade vilket har gett en betydande mängd driftstopp under 2020. Problemet är nu åtgärdat.

Tabell 5. Facklans tillgänglighet under perioden 2016–2020

	2016	2017	2018	2019	2020	Totalt
Period [h]	7 632	8 664	8 664	8 928	2 016	35 904
Aktiv [h]	6 205	7 639	7 036	6 045	1 018	27 943
Tillgänglighet	81,30%	88,20%	81,20%	67,70%	50,50%	77,80%

3.1.7 Planerade byggnationer och projekt

I samband med att slutteckning görs i område A i Figur 6 är konstruktion av nya brunnar planerade och budgeterade för. Totalt rör det sig om 3 brunnar som skall anläggas. En av brunnarna kommer att anläggas som en provbrunn nära facklan, vilket gör att merparten av kostnaden i rörläggning och kondensoravskiljning bortfaller. Om resultatet visar sig positivt kommer ytterligare 2 brunnar att grävas vid slutteckning och anslutas med samma metod. Brunnarna kommer att förses med GPS-markering. Det är troligt att anläggningen av nya brunnar kommer att öka gasflödet då diffusa utsläpp har identifierats via lukt i området samt betydande värmeutveckling har påvisats i området. Våghuset byggdes 1974 och inga större renoveringar har skett sedan dess. I en konsultundersökning som gjordes 2014 av EPRO energiprojekt drogs slutsatsen att fläkt- och värmesystem bör bytas inom en 5-årsperiod. Våghuset är inte stagat och byggnation är inte möjlig på höjden. En förstudie har påbörjats om våghuset skall renoveras eller byggas om, men inget beslut är fattat än (Lundström 2020).

En förstudie om en ny trafiklösning till och från Tagene är påbörjad för att möta den ökade trafiken i och med anläggningen av den nya inertdeponin. Initiala beräkningar har visat att en flytt av våghuset kan komma att bli nödvändig. Utslaget av studien, vilken skall presenteras i september 2020 av SWECO förväntas kraftigt påverka beslutet om våghuset skall byggas om eller Renoveras. Renova för diskussioner med intressenter om konstruktion av en ny pyrolysanläggning för produktion av biokol på Tagene. Eftersom en sådan anläggning kommer producera betydande mängder spillvärme förs även diskussioner med Göteborgs Energi om anläggning av fjärrvärmekulvertar till Tagene (Axner 2020). Pyrolysis av biomassa skulle även medföra produktion av syntetisk gas, något som skulle kunna användas i anslutning till deponigasen för att höja effekten på förbränningen.

3.2 NEDBRYTNING PÅ TAGENE

På grund av utformningen av Tagene som en enda stor, icke övertäckt cell råder vissa speciella förutsättningar för nedbrytningen på Tagene. Som kan ses i Figur 9, rapporteras ca 45 % av deponigasen som okänd. Det mest troliga är att denna rest är atmosfärisk kvävgas som dras in på grund av för högt undertryck i uppsamlingsystemet. Eftersom det i princip inte är något syre i den utdragna gasen måste det betyda att det råder aeroba förutsättningar någonstans i deponin, mest troligt i de övre skikten. Ett annat alternativ skulle kunna vara att delar av resten är vätgas men det är otroligt då det skulle märkas i förbränningen av operatörerna på deponin. Ett sista alternativ är att det är något fel på koncentrationsgivaren och att den största delen av resten är koldioxid, något som skulle överensstämma med data från andra deponier.

Utformningen leder också till att stora mängder vatten tränger in i deponin. Vatten påskyndar nedbrytningen av organiskt material och leder således till en högre produktion av deponigas. Allt eftersom större delar av deponin sluttäcks kommer vattentillförseln att minska vilket kommer sänka nedbrytningshastigheten och som konsekvens deponigasproduktionen. Samtidigt kommer sluttäckning att ge större möjligheter att samla upp gasen så det är inte självklart att uttaget kommer minska.

Värmeutveckling har observerats i deponin, främst i de områden där löslagring av avfall har testats. Inga temperaturmätningar har gjorts med det är möjligt att det har periodvis inhiberat nedbrytningen. Överlag bör det kalla svenska klimatet dock anses negativt för nedbrytningen i jämförelse med deponier på kontinenten.

Inga pH mätningar utförs i dagsläget på deponin vid Tagene. Ingen medveten alkalisering av avfallet eller konstruktionsmassor sker heller. Det är således inte möjligt att säga om produktionen av deponigas är påverkad av pH nivån i marken. Författaren anser att det finns grund för misstanke kring sura förhållanden förutsatt att restgasen är kväve. Detta skulle då medföra aerob nedbrytning och produktion av organiska syror. Vidare har Västsverige en kalkfattig berggrund vilket bör reflekteras i de schakt- och konstruktionsmassor som deponeras på Tagene.

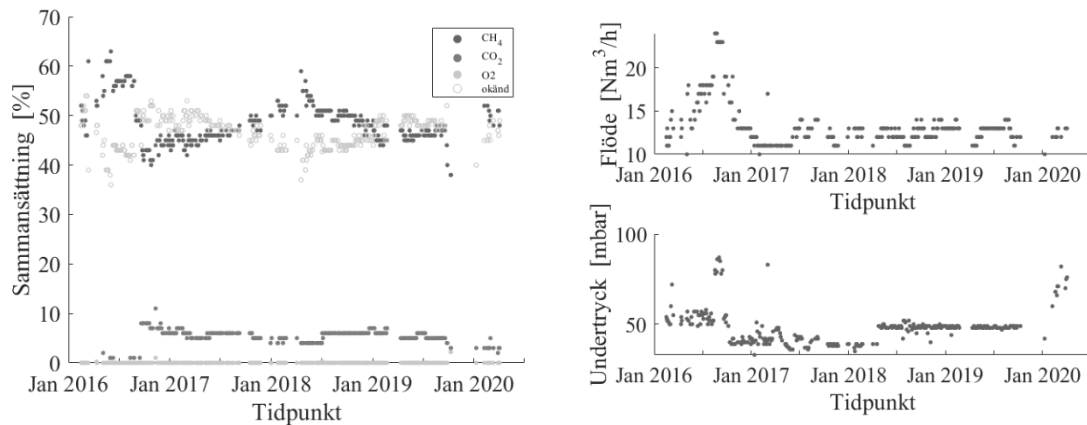
3.3 DEPONIGAS PÅ TAGENE

Uttaget har kraftigt reducerats på senare år. I Tabell 6 visas de uppsamlade mängderna vid Tagene och att uttaget har minskat med knappt en sjättedel under en 18års period. Minskningen beror delvis på att mindre organiskt avfall har deponerats men också på slitage av uppsamlingssystemet.

Tabell 6. Totalt mängd uppsamlad gas med metanhalt vid Tagene. Tabellen visar också medelvärdet i metangas per timme samt totala effekten i den uppsamlade gasen.

År	Totalt [m ³]	Metanhalt [%]	CH ₄ h ⁻¹	Effekt [kW]	Kommentar
2001	677 300	36,0%	27,8	295,0	
2005	765 352	26,0%	22,7	240,7	
2006	702 038	29,0%	23,2	246,3	
2007	559 061	31,0%	19,8	209,6	
2008	426 320	35,0%	17,0	180,5	
2009	164 083	39,0%	7,3	77,4	Driftproblem
2010	158 863	50,0%	9,1	96,1	
2011	169 513	52,0%	10,1	106,6	
2012	111 961	51,0%	6,5	69,1	
2013	116 903	36,0%	4,8	50,9	Driftproblem
2014	265 874	37,2%	11,3	119,6	
2015	137 938	50,7%	8,0	84,6	
2016	93 075	50,0%	5,3	56,3	
2017	91 165	46,0%	4,8	50,7	
2018	88 832	51,3%	5,2	55,1	
2019	88 751	47,0%	4,8	50,5	Driftproblem

Sedan installationen av det nya förbränningssystemet 2016 mäts flödet och kompositionen av deponigasen i realtid men loggas manuellt ca 2 – 3 gånger i veckan. Resultatet av det ges i Figur 9 tillsammans med undertrycket vid kompressorn för samma period. Metanhalten har visat sig vara relativt stabil under perioden, flödet har minskat något. Den okända fraktionen i gasen föreslås vara kvävgas. Figur 9 tar inte hänsyn till antalet drifttimmar på uppsamlingen. Därmed att den inte direkt korrelerar mot Tabell 6.



Figur 9. (t.v.) Kompositionen på den utdragna gasen under perioden feb. 2016 – mar. 2020. (t.h.) Flöde och undertryck under samma period.

Renova utför regelbundna kontrollmätningar av kolmonoxid och svavelväte i deponigasen. Båda har visat sig låga gentemot litterära källor och andra deponier, speciellt i fråga om svavelväte. Halterna var under 2019 [$\text{CO} < 3 \text{ ppm}$] och [$\text{H}_2\text{S} < 2 \text{ ppm}$] att jämföra mot värdena i Tabell 2. Ingen vidare analys av andra föroreningar i gasen som exempelvis klorerade kolväten eller siloxaner görs i nuläget.

Den tillgängliga effekten från deponigasen beräknas enligt ekvation V

$$E = \frac{pV_f}{RT} * \Delta h_{\text{CH}_4} \quad \text{V}$$

Där E är effekten (kW), p är trycket på deponigasen (pascal), V_f är volymflödet av metan ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$), R är den allmänna gaskonstanten, T är temperaturen i kelvin och Δh_{CH_4} är den molära förbränningsentalpin för metan, 892 kJ mol^{-1} (Villadsen et al. 2011). Ekvationen tar inte hänsyn till vattenånga i gasen.

Beräkning enligt ekvation V för Tagene med ett medelflöde av deponigas om $13.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ med 49 % metanhalt ger en topp effekt på 68 kW, vilket motsvarar en årsmedelproduktion om 604 MWh för perioden 2016–2020.

3.4 DIFFUSA UTSLÄPP PÅ TAGENE

I dagsläget görs inga mätningar av diffusa utsläpp. Det finns lösa planer på att göra punktmätningar för anläggning av nya brunnar och företaget har ett intresse att dokumentera och kvantifiera dessa. På området finns gamla slamdammar som sluttäcktes 2011. De borde därför inte innebära betydande diffusa utsläpp.

Inga mätningar görs heller i dagsläget av den mikrobiska oxidationen. Då Tagene endast i liten utsträckning täcks av ett vegetationsskikt bör den beräknas ha låg påverkan på de totala diffusa utsläppen från deponin

4 DIFFUSA UTSLÄPP

Idag finns det en rad kommersiellt tillgängliga och beprövade metoder för att mäta ytemissioner av deponigas från deponier (Strickland Kolmert et al. 2020). Generellt kan de delas upp efter tekniker som direkt mäter flödet av metan och metoder som indirekt mäter flödet genom en av de massbalansprinciper som presenterades i avsnitt 2.4.

4.1 DIREKTA METODER ATT MÄTA DIFFUSA UTSLÄPP

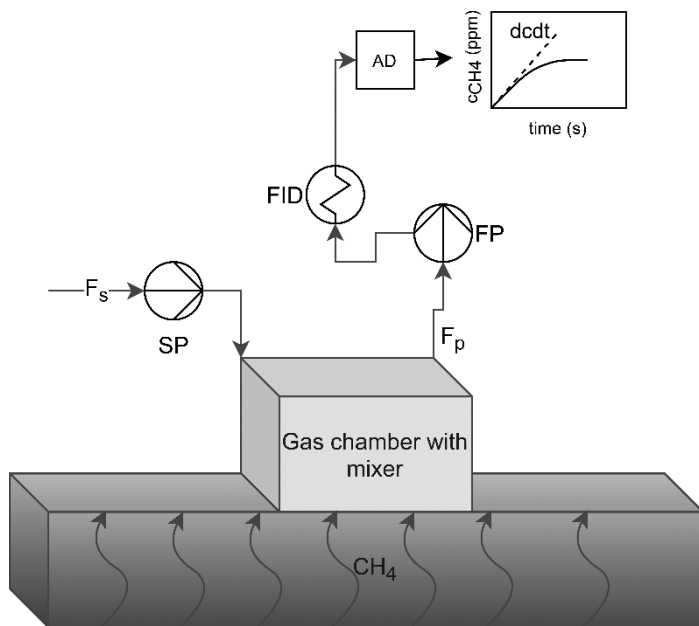
Med direkta metoder menas metoder som direkt mäter de diffusa utsläppen genom exempelvis att mäta koncentrationen av metan samt det totala gasflödet ur deponin. Direkta metoder är välförankrade i litteraturen där de inte bara används för att mäta diffusa utsläpp från deponier utan också från naturliga källor såsom våtmarker och vulkaner och andra antropogena källor såsom jordbruk och skogshållning (Cardellini et al. 2003).

4.1.1 Kammartekniker

Tekniker att mäta emissioner med slutna kammare har applicerats i flera studier för att mäta emissioner av växthusgaser. Teknikerna sträcker sig från enkla tekniker med statiska slutna kammare som provats manuellt och analyseras på labb till mer komplexa dynamiska kammare som analyserar kompositionen *in situ* (Fisher et al. 1999).

En statisk sluten kammare består av en öppen kammare eller en ram tillverkad i ett inert material som placeras ca 10 cm ner i vegetationsskiktet. Kammaren skall vara helt isolerad från atmosfären och endast öppen i ”botten”, mot deponin vid mättillfälle vilket kan åstadkommas genom att ett lock sätts på den öppna kammaren alternativt att en sluten kammare monteras på en befintlig ram (Börjesson et al. 2000). Mellan mätningarna skall kammaren vara öppen mot atmosfären för att inte få ackumulation av gas. En studie visade att bäst resultat ges då mätningen sker inom 70 sekunder från förslutningstillfället (Cardellini et al. 2003). Gasutrymmet i kammaren måste vara tillräckligt stort för att ge en homogen blandning av den uppsamlade gasen men får inte vara så stort att heterogenitet riskeras på grund av dålig blandning (Butterbach-Bahl et al. 2016). Börjesson, Danielsson et al. (2000) rapporterade en lämplig gasvolym om 7.4 L. Själva gasprovet tas från kammaren manuellt och placeras i en tät behållare för att analyseras på labb, vanligtvis genom gaskromatografi (Butterbach-Bahl et al. 2016). Flera prover av samma kammare bör tas för att förenkla analysen (Butterbach-Bahl et al. 2016).

Dynamiska kammare är konstruerade på samma sätt som statiska kammare med den skillnaden att mätningen av gasen inte tas manuellt utan analyseras *in situ*. En metod för detta beskrivs av Cardellini, Chiodini et al (2003) och gestaltas i Figur 10.



Figur 10. Schematisk design av en dynamisk sluten kammare utrustad med en FID och en analog konverterade för data i realtid. Design av (Cardellini et al. 2003)

Gaskammaren som används av Cardellini, Chiodini et al. (2003) har en volym om 3.9L och en höjd av 6 cm och är försedd med en mixer för att skapa ett homogent prov. En $0,6 \text{ L min}^{-1}$ pump (FP) drar ut gasprovet ur kammaren och matar in det i en flamjoniseringsdetektor (FID). En FID fungerar genom principen att kolväten alltid skapar joner när de oxideras och således förbränns testgasen i en liten väteflamma. Jonerna mäts med en metalldetektor. FIDs är typisk väldigt snabba och även en långsam FID mäter med en frekvens om 1 hertz medan en snabb kan ha beräkningstider kan mäta över 1000 gånger i sekunden (Cardellini et al. 2003). Signalen från metalldetektorn översätts med en analog översättare (AD) för att sedan visas i realtid på en liten dator. Samtidigt som gasprovet pumpas ut pumpas en annan pump (SP) in luft i kammaren igen för att inte skapa tryckskillnader i gasprovet vilket kan göra mätningarna osäkra (Cardellini et al. 2003).

När kamrarna sedan används för att mäta de diffusa utsläppen är placeringen av kamrarna över deponin mycket viktigt för att skapa en representativ bild av de diffusa utsläppen. Placeringen måste således ta hänsyn till:

1. Driften av deponin. Kamrarna kan på intet sätt placeras så att de stör driften samtidigt som de skall vara representativa över den yta där utsläppen skall mätas.
2. Jordtyp och vegetation. Kamrarna bör vara placerade så att de täcker de olika jordtyper som existerar på deponin. Detta då jordtyp påverkar oxidationen av metan genom exempelvis förändrad syresättning eller vegetation som kan orsaka skador på tätningskiktet, se avsnitt 2.4.2.
3. Lutning. Kamrarna skall vara representativ för all terräng i det område vilket avses studeras och skall således även vara placerade i lutande terräng, även om det kan medföra avsevärda svårigheter i konstruktionen, detta speciellt då deponigas har visat sig läcka mer i lutande tätskikt, se avsnitt 2.4.3

(Butterbach-Bahl et al. 2016)

Mätningar som tas på morgonen mellan kl. 9-11 har visat sig vara representativa för gasproduktionen under hela dagen (Butterbach-Bahl et al. 2016)

4.1.2 Eddy Correlation Techniques

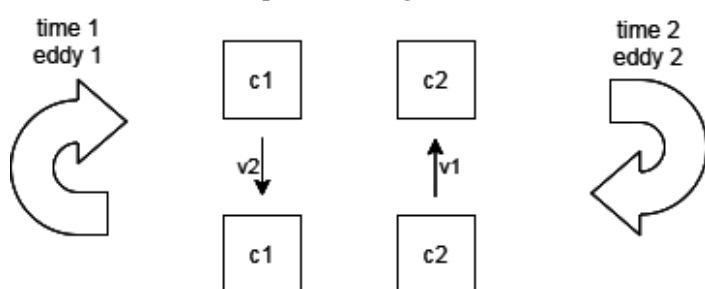
Eddy Correlation Techniques, ibland refererat till som Eddy Covariance (EC) är en typ av mikrometeorologisk teknik som främst tillämpas för att mäta flöden över naturliga metankällor, men

även applicerats i vissa fall för att mäta flöden över deponier (Lohila et al. 2007, Tregoures et al. 1999).

Den delen av atmosfären som befinner sig närmast jordytan kallas det atmosfäriska gränsskiktet och kan vidare indelas i flera underskikt. Upp till hundra meter kan gasflödena anses vara konstanta horisontalt på grund av turbulent mixning, förutsatt att terrängen är godtyckligt horisontell och homogen. Således kan man, förutsatt att man mäter koncentrationen (c), hastigheten (v), luftfuktigheten och temperaturen på en definierad volym av gas också mäta flödet enligt ekvation VI (Burba 2013)

$$F_{CH_4} = \rho_{air} \cdot \dot{v} \cdot \dot{c} \quad \text{VI}$$

Det är denna princip som används då man med hjälp av EC beräknar flödena av metan och koldioxid från deponin, se Figur 11



Figur 11. Illustration för hur EC beräknar flödena av gaser med hjälp av koncentration, hastighet, temperatur och luftfuktighet. Bild efter (Burba 2013).

Instrumentellt består tekniker som använder sig av principen beskriven i Figur 11:

1. En ortogonal anemometer som mäter vindhastigheten
2. En temperatursond som mäter temperaturen
3. Någon typ av gasanalysator som mäter koncentrationen av det eftersökta flödet, exempelvis en FID (Lohila et al. 2007) eller en tunable diode laser (TDL), (McDermitt et al. 2011).

Både anemometern och gasanalysatorn loggar data snabbt, vanligtvis med frekvenser runt 10 Hz men på grund av mätdifferenser integreras mätningarna över en längre tid för att garantera att summan av de vertikala vindarna blir noll, vanligtvis i perioder om 30–60 minuter (Tregoures et al. 1999).

Anemometern och den optiska gasanalysatorn, om sådan används måste vara placerade på så sätt att de har ett oavbrutet optiskt fält. Således placeras utrustningen ofta i torn ett par meter över marken. På senare år har även drönare använts istället för ett torn. Drönare medför fördelar då det inte är lika terrängberoende för att skapa ett oavbrutet optiskt fält och således kan användas i större utsträckning på olika deponier och vid olika vindriktningar (Strickland Kolmert et al. 2020). Storleken på det optiska fältet beror på vilken gasanalysator som används. McDermitt, Burba et al. (2011) rapporterar ett avstånd om ca 30 meter, medan Scheutz, Samuelsson et al. (2011) använder ett avstånd om 96 meter.

4.1.3 Spårgasmetoder

Ett alternativ till att använda EC är att använda sig av en spårgas som släpps ut i en given halt från deponin. Genom att sedan mäta koncentrationen av både spårgasen och metanet vid en punkt i vindens riktning kan man räkna ut de diffusa utsläppen enligt ekvation VII (Galle et al. 2001). Spårgasmetoder behöver således inte använda sig av en anemometer. I övrigt är tekniken väldigt likt EC där optiska instrument såsom en FTIR eller en TDL används för att mäta koncentrationen av spårgas och metan.

$$\frac{Q_{CH_4}}{Q_{spår}} = \frac{C_{CH_4} M_{CH_4}}{C_{spår} M_{spår}}$$

VII

Spårgasen som används bör inte ha några andra källor inom mätområdet. Vanligt är att använda svavelhexafluorid (Fisher et al. 1999, Scheutz et al. 2011) men på grund av SF₆ höga GWP på 24 900 har vissa forskare valt att istället använda lustgas (N₂O) vilket har en betydligt lägre GWP på 120 (Galle et al. 2001). Nackdelen med att använda lustgas är att det både produceras inne i deponin i små halter samt kan vara en biprodukt av vattenrening vilket gör den mindre väl lämpad för deponier med tillhörande lakvattenreningsverk.

4.2 INDIREKTA METODER ATT MÄTA OCH UPPSKATTA DIFFUSA UTSLÄPP

Med indirekta metoder menas metoder som inte direkt mäter de diffusa utsläppen utan istället simulerar den totala produktionen av deponigas och sedan använder den massbalansmetod som presenteras i avsnitt 2.4. För att differentiera mellan diffusa utsläpp och den fraktion av metanet som oxideras i vegetationsskiktet måste sedan oxidationsmätningar göras.

4.2.1 Modellering av deponigasproduktion

Modellering av deponigasproduktion i deponier är välförankrat i litteraturen och det finns en rad olika modeller för att simulera hur mycket gas som bildas i nedbrytningsprocessen. Modellerna kategoriseras vanligen efter dess grad. Generellt gäller ju lägre ordning på modellen desto enklare är den att använda och således kommer detta avsnitt endast att behandla modeller av nollte och första ordningen. Dock krävs det för dessa modeller tillförlitliga parametrar över faktorer såsom mängden avfall till deponi samt fraktion organiskt vilket ofta saknas för äldre deponier. (Thompson et al. 2009)

Några tillgängliga metoder för att simulera produktion av gas presenteras i Tabell 7

Tabell 7. Sammanställning av en rad tillgängliga modeller för att simulera produktion av deponigas i en deponi.

EPER model Germany (Scharff och Jacobs 2006)	$Q_{diffuse} = m \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot F \cdot D \cdot C_{CH_4}$	$Q_{diffuse}$ = diffusa utsläpp av metan m = deponerat avfall per år DOC = fraktion nedbrytbart organiskt material DOC _f = andelen DOC som blir deponigas F = beräkningskonstant D = uppsamlingseffektivitet C _{CH₄} = metankoncentration
TNO-model (Oonk och Boom 1995)	$Q = \zeta \cdot 1.87 \cdot m \cdot DOC_f \cdot k \cdot e^{-kt}$	Q = metanproduktion (m ³ /år) m = mängden avfall på deponi (ton) ζ = fraktion nedbrytbart organiskt material DOC _f = andelen DOC som blir deponigas k = nedbrytningskonstant (år ⁻¹) t = tid sedan avfall lades på deponi (år)
LandGEM (US-EPA 2005)	$Q_{CH_4} = \sum_i^n k \cdot L_0 \cdot \frac{M_i}{10} \cdot (e^{-kt_i})$	Q _{CH₄} = metanproduktion (m ³ /år) k = metanproduktionskonstant L ₀ = metanproduktionskapacitet (m ³ /ton) M _i = Deponerat avfall per år (ton/år) t _i = t = tid sedan avfallet lades på deponi

EPER Model Germany

European Pollutant Release and Transfer (EPER) är ett Europasamarbete där medlemsländerna, Island, Lichtenstein, Norge, Serbien och Schweiz registrerar data för nationella utsläpp baserat på sektorer. Med hjälp av denna databas togs en modell fram för bruk i Tyskland, en liknande modell har även tagits fram för bruk i Frankrike (Scharff och Jacobs 2006).

Modellen är av nollte ordningen och tar således inte hänsyn till att avfall bryts ner över tid och således är de diffusa utsläppen konstanta förutsatt att mängden avfall som accepteras per år är konstant (Fisher et al. 1999). Scharff och Jacobs (2006) presenterade värden för de olika parametrarna för EPER. Förslagen summeras i Tabell 8. Beräkningskonstanten F är molvikten för metan genom molvikten för kol. Avfallet som accepteras beskrivs som obehandlat hushållsavfall eller liknande. DOC_f ersätter i viss utsträckning nedbrytningskonstanten k i mer avancerade modeller (Scharff och Jacobs 2006)

Tabell 8. Parametrar för EPER-model föreslagna av (Scharff och Jacobs 2006).

Parameter	Värde	Enhet
DOC	0.15	MgC · MgWaste ⁻¹
DOC _f	0.5	
F	1.33	MgCH ₄ · MgC ⁻¹
D (ingen uppsamling)	0.9	
D (uppsamling utan tätskikt)	0.4	
D (uppsamling med tätskikt)	0.1	
C _{CH₄}	0.5	

Valideringar av EPER modellen har utförts av flera studier. En studie använde tre olika mikrometrologiska modeller däribland en massbalansmodell vilken är en modifikation på den EC

metod som beskrevs i avsnitt 4.1.3 och en spårgasmetod med TDL för att validera olika modeller mot tre nederländska deponier. Resultatet av valideringen visade att EPER konsekvent överuppskattade metanutsläppen de första 10 åren och sedan underskattade utsläppen de sista 5 åren (Scharff och Jacobs 2006). Samma slutsats drogs av Oonk och Boom (1995). I en validering mot 35 kanadensiska deponier fann Thompson, Sawyer et al. (2009) att EPER hade det största medelfelet av alla studerade modeller om 332 ± 396 %. Överuppskattningen föreslås av samtliga studier delvis bero på modellernas oförmåga att hantera nedbrytning över tid, speciellt när det gäller svårnedbrytbara fraktioner (Thompson et al. 2009).

TNO Model

Modellen togs fram av Oonk och Boom (1995) på uppdrag av *Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek*, förkortat TNO vilket på svenska ungefär betyder Nederländska Institutet för Applicerad och Vetenskaplig Forskning. Modellen har i efterföljande litteratur benämnts som TNO-modellen.

Modellen är av första ordningen, vilket betyder att den tillskillnad från till exempel EPER model Germany tar hänsyn till hur det organiska materialet bryts ner i deponin över tid och således är inte gasproduktionen konstant. Oonk och Boom (1995) validerade modellen och tog fram parametrar för ett tjugotal deponier i nederländarna. För att göra detta applicerade de en massbalansprincip likt den som beskrivs i avsnitt 2.4 – Deponigas där de bortsåg från lateral migration av gas samt den koldioxid som löstes i lakvattnet, se ekvation VIII att jämföra mot ekvation III (Oonk och Boom 1995).

$$Utsläpp = Produktion - Oxidation - Uppsamling \quad \text{VIII}$$

För validering och parametrering av modellen mättes utsläppen och oxidationen samtidigt genom två metoder, 1: slutna kammare och 2: mikrometrologiskt. Den mikrometrologiska tekniken ansågs ge bäst resultat då den inte led av det faktum att utsläppen av gas sker inhomogent över deponins yta. Data på uppsamlad gas för studien erhöles från deponiföreståndaren. Parametreringen gav $\zeta = 0,58$ och $k = 0,094 \text{ år}^{-1}$, se Tabell 7 för förklaring. Resultatet av valideringen hade en osäkerhet på 10–15 %. Författarna väldigt noggranna med att påpeka att parametrarna endast skall anses lämpliga för de förutsättningar som råder i Nederländerna och således bör modellen inte användas för att simulera deponigasproduktion i andra länder utan förbehåll (Oonk och Boom 1995). IPCC anger som standard 0.5 för k-värde och 0.77 för DOC_f (Change, Intergovernmental Panel On Climate 2006). En dansk studie på deponering av lågorganiskt avfall visade på ett DOC_f värde så lågt som 0.3 (Mou et al. 2014).

Modellen har senare applicerats och validerats av andra studier. Thompson, Sawyer et al. (2009) gjorde en validering för 35 olika kanadensiska deponier där de kom fram till att TNO-modellen var dåligt anpassad för deras med ett medelfel om 201 ± 207 % för lågt antagna DOC_f och 376 ± 356 % för höga DOC_f (Thompson et al. 2009). Andra studier har också kommit fram till att TNO uppskattar deponigasproduktionen för högt men inte specificerat med hur mycket (Amini et al. 2012, Scharff och Jacobs 2006).

LandGEM Model

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) har tagit fram en första ordningens modell som används brett i USA. Modellen kommer med en mjukvaruapplikation i Excel och tillhörande instruktionsbok vilka båda finns tillgängliga open source på EPAs hemsida (US-EPA 2005). Modellen uppdateras kontinuerligt av EPA. Den ger förutom möjligheten att simulera metan och koldioxidhalter möjlighet att simulera icke metaniska organiska kolförening (NMOCS).

Användarmanualen ger två uppsättningar av parametrar, CAA där parametrarna är baserade på kraven ställda i den amerikanska förordningen om ren luft från 1963 (42 U.S.C. § 7401) och inventory defaults vilket baseras på EPAs rapport *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42)* (US EPA 1995). Föreslagna värden för metangasproduktionskonstanten k och

metanproduktionskapacitet ges i Tabell 9 respektive Tabell 10. Med torra deponier menas deponier som får mindre än 633,5 mm regn per år. Vattenmättade deponier är deponier där lakvatten tillsätts för att påskynda nedbrytningen (US-EPA 2005)

Tabell 9. Värden på k föreslagna av EPA

Uppsättning av parametrar	Typ av deponi	k värde [år^{-1}]
CAA	Normal	0,05
CAA	Torr	0,02
Inventory default	Normal	0,04
Inventory default	Torr	0,02
Inventory default	Vattenmättad	0,7

Tabell 10. Värden på L_0 föreslagna av EPA

Uppsättning av parametrar	Typ av deponi	L_0 värde [m^3/Mg]
CAA	Normal	170
CAA	Torr	170
Inventory default	Normal	100
Inventory default	Torr	100
Inventory default	Saturerad	96

Modellen har validerats i flera studier. Sharff och Jacobs (2006) fann att LandGEM överskattade produktionen av deponigas. De attribuerade detta främst till faktumet att LandGEM inte tillåter förändringar i mängden organiskt avfall utan antar att allt avfall är hushållsavfall enligt amerikansk standard. Författarna visade att modellen kan göra stora feluppskattningar som 14 gånger för stort testad på nederländska deponier. Thompson, Sawyer et al. (2009) fann istället när de validerade modellen mot kanadensiska deponier att den konsekvent underskattade den producerade mängden deponier, vilket de krediterade till att modellen delar produktionen med en faktor av 10 och menar att denna faktor istället borde ligga någonstans mellan 1 – 10 (Scharff och Jacobs 2006).

4.2.2 Oxidationsmätningar

När en modell tagits fram och validerats behöver den mängd som oxideras bestämmas enligt massbalansprincipen presenterad i avsnitt 2.4. Man har märkt att det varierar mycket mellan olika deponier och anses vara en stor osäkerhet när man försöker uppskatta diffusa utsläpp indirekt. Allting från 10–100% av metanet har rapporterats oxidera i vegetationsskiktet, förutsatt att flödet är positivt vilket inte alltid är fallet då deponier ibland agerar som metansänkor (Spokas et al. 2006). Genom att använda mätningar med stabila kolisotoper har forskare lyckats specificera mindre intervall för hur mycket av metanet som oxideras. Mätningar med denna teknik för oxidation i deponier har utförts i en rad olika studier (Börjesson et al. 2007, Chanton et al. 2008, Börjesson et al. 1998, Spokas et al. 2006).

Principen bygger på att metanotrofa bakterier oxiderar ^{12}C preferentiellt över ^{13}C (Spokas et al. 2006). Således kommer kvoten av ^{13}C över ^{12}C i metangasen som läcker ut ur deponin vara större än den gas som produceras i den anaeroba zonen. Fraktionen av metanet som oxideras kan således beräknas enligt ekvation IX (Liptay et al. 1998)

$$f_{ox} = \frac{\delta E - \delta A}{(\alpha_{ox} - 1) \cdot 1000} \quad \text{IX}$$

Där δE är fraktionen $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ i gasen som läcker till atmosfären och δA är fraktionen i den anaeroba zonen. α_{ox} är fraktionskoefficienten vilken tas fram genom inkubation av jordprover i kontrollerade

miljöer. Börjesson, Samuelsson et al. (2007) beräknade α_{ox} för svenska deponier till $\alpha_{ox} = (1.0281 \pm 0.0077) - (0,00381 \pm 0,00283)K^{-1}$.

Metanflödena vid ytan kan mätas genom någon av de metoder som beskrevs i avsnitt 4.1. Den isotopiska fördelningen mäts vanligtvis genom isotope-ratio mass spectrometry (IRMS) (Chanton et al. 2008).

Genom att använda den här metoden har mer specifika intervall för oxidationen i deponiers täcksikt presenterats. Liptay, Chanton et al (1998) rapporterade ett intervall om 35 ± 6 %. Börjesson, Samuelsson et al (2007) rapporterade ett värde för aktiva deponier om $15,4 \pm 9,4$ %. Ett generellt antagande om 10 % har också rapporterats (Aronica et al. 2009, Di Bella et al. 2011)

4.3 SIMULERING AV GASPOTENTIALEN

För att simulera mängden gas på Tagene användes en modifierat version av TNO-modellen då den gav större flexibilitet för inmatning av avfallet. Den totala mängden kol beräknades fram från data av mottagna avfallsmängder från Tagene, se Bilaga 1: Mottagna Avfallsmängder. I vissa fall fanns TOC mätningar för kategorierna vilka användes för att beräkna totalt DOC deponerat per år. I de fall inte TOC mätningar fanns uppskattades det organiska innehållet. Resultatet visas i Figur 9.

Tabell 11. Deponerade mängder och den framräknade halten DOC för Tagene.

År	Deponerat	DOC	År	Deponerat	DOC
1974	3 346	1 004	1997	103 424	27 075
1975	127 294	46 725	1998	104 943	31 502
1976	89 232	22 222	1999	97 045	11 494
1977	101 600	22 064	2000	37 783	4 897
1978	83 555	32 363	2001	46 119	9 553
1979	87 458	34 263	2002	65 771	6 036
1980	87 263	28 066	2003	45 349	5 505
1981	84 915	31 693	2004	32 578	4 002
1982	88 208	35 002	2005	30 674	4 070
1983	104 041	28 249	2006	27 447	2 842
1984	114 904	22 916	2007	41 582	3 219
1985	127 242	26 339	2008	51 913	5 085
1986	119 188	28 189	2009	49 129	2 860
1987	116 882	30 585	2010	50 418	3 930
1988	118 397	39 794	2011	26 619	2 652
1989	214 450	43 152	2012	26 976	1 767
1990	195 445	31 756	2013	26 939	2 040
1991	121 854	25 783	2014	29 683	2 275
1992	108 597	24 283	2015	29 064	2 653
1993	94 669	23 942	2016	29 035	2 759
1994	127 717	41 003	2017	29 759	3 222
1995	147 814	45 149	2018	20 019	2 048
1996	130 734	41 536	2019	107 150	2 152

Då Tagene bör anses vara en mindre välplanerad deponi med mycket aerobisk nedbrytning i de övre lagren sattes en korrigeringsfaktor på produktionen till 0.8 (Change, Intergovernmental Panel On Climate 2006). Med mindre välplanerad avses inte driften av deponin utan avsaknaden av en modern utformning med celler. Modellen som användes med korrigeringsfaktor ges av ekvation X.

$$Q = 1.87 \cdot m_{DOC} \cdot DOC_f \cdot korr \cdot e^{-kt} \quad X$$

Ett antagande som gjordes var att det organiska avfallet som deponeras i Sverige har mindre organiskt innehåll tillgängligt för organismerna, DOC_f att jämföra med IPCCs andra medlemsländer. Således konstruerades tre scenarion. Ett högt baserat på IPCC standard, ett medel baserat på lägsta angivna intervall i IPCC och ett lågt baserat på en dansk studie för lågorganisk deponering (Mou et al. 2014, Change, Intergovernmental Panel On Climate 2006)

Nedbrytningskonstanten k uppskattades som en kompromiss efter observationer av Oonk och Boom (1995) samt IPCC standard. Parametrarna för modelleringen ges i Tabell 12

Tabell 12. visar parametrarna som användes för modelleringen. IPCC standard för avfall är $DOC_f = 0,77$. För de reducerade scenarion antogs fraktionen minska kraftigt i och med deponiförordningen (2001:512) och EU-direktivet om deponering av avfall (1999/31/EG) för att nå ett intermediate scenario $DOC_f = 0,5$ och ett lågt scenario $DOC_f = 0,29$

År	mboc [Ton]	k [h^{-1}]	Standard	Intermediate	Low	År	mboc [Ton]	k [h^{-1}]	Standard	Intermediate	Low
1974	1 004	0,07	0,77	0,77	0,77	1997	27 075	0,07	0,77	0,77	0,77
1975	46 725	0,07	0,77	0,77	0,77	1998	31 502	0,07	0,77	0,77	0,77
1976	22 222	0,07	0,77	0,77	0,77	1999	11 494	0,07	0,77	0,74	0,73
1977	22 064	0,07	0,77	0,77	0,77	2000	4 897	0,07	0,77	0,72	0,69
1978	32 363	0,07	0,77	0,77	0,77	2001	9 553	0,07	0,77	0,7	0,65
1979	34 263	0,07	0,77	0,77	0,77	2002	6 036	0,07	0,77	0,68	0,61
1980	28 066	0,07	0,77	0,77	0,77	2003	5 505	0,07	0,77	0,66	0,57
1981	31 693	0,07	0,77	0,77	0,77	2004	4 002	0,07	0,77	0,64	0,53
1982	35 002	0,07	0,77	0,77	0,77	2005	4 070	0,07	0,77	0,62	0,49
1983	28 249	0,07	0,77	0,77	0,77	2006	2 842	0,07	0,77	0,6	0,45
1984	22 916	0,07	0,77	0,77	0,77	2007	3 219	0,07	0,77	0,58	0,41
1985	26 339	0,07	0,77	0,77	0,77	2008	5 085	0,07	0,77	0,56	0,37
1986	28 189	0,07	0,77	0,77	0,77	2009	2 860	0,07	0,77	0,54	0,33
1987	30 585	0,07	0,77	0,77	0,77	2010	3 930	0,07	0,77	0,52	0,29
1988	39 794	0,07	0,77	0,77	0,77	2011	2 652	0,07	0,77	0,5	0,29
1989	43 152	0,07	0,77	0,77	0,77	2012	1 767	0,07	0,77	0,5	0,29
1990	31 756	0,07	0,77	0,77	0,77	2013	2 040	0,07	0,77	0,5	0,29
1991	25 783	0,07	0,77	0,77	0,77	2014	2 275	0,07	0,77	0,5	0,29
1992	24 283	0,07	0,77	0,77	0,77	2015	2 653	0,07	0,77	0,5	0,29
1993	23 942	0,07	0,77	0,77	0,77	2016	2 759	0,07	0,77	0,5	0,29
1994	41 003	0,07	0,77	0,77	0,77	2017	3 222	0,07	0,77	0,5	0,29
1995	45 149	0,07	0,77	0,77	0,77	2018	2 048	0,07	0,77	0,5	0,29
1996	41 536	0,07	0,77	0,77	0,77	2019	6 320	0,07	0,77	0,5	0,29

4.4 VALIDERING AV SIMULERING

För validering av den totala deponigasproduktionen användes främst uppsamlingseffektiviteter som referens, beskrivet i avsnitt 2.4.1. Tabell 13 visar de simulerade uppsamlingseffektiviteterna baserade på de tre modellerade fallen.

Tabell 13. Simulerade uppsamlingseffektiviteter för de tre olika fallen för de år där gasuttaget på Tagene har rapporterats

År	Uppmätt [m ³ CH ₄ h ⁻¹]	IPPC _S [m ³ CH ₄ h ⁻¹]	IPCC _I [m ³ CH ₄ h ⁻¹]	IPPC _L [m ³ CH ₄ h ⁻¹]	Effektivitet IPPC _S	Effektivitet IPPC _I	Effektivitet IPPC _L
1974	na	0,12	0,12	0,12	na	na	na
1975	na	5,84	5,84	5,84	na	na	na
1976	na	8,17	8,17	8,17	na	na	na
1977	na	10,33	10,33	10,33	na	na	na
1978	na	13,60	13,60	13,60	na	na	na
1979	na	16,88	16,88	16,88	na	na	na
1980	na	19,18	19,18	19,18	na	na	na
1981	na	21,77	21,77	21,77	na	na	na
1982	na	24,59	24,59	24,59	na	na	na
1983	na	26,39	26,39	26,39	na	na	na
1984	na	27,41	27,41	27,41	na	na	na
1985	na	28,79	28,79	28,79	na	na	na
1986	na	30,30	30,30	30,30	na	na	na
1987	na	32,00	32,00	32,00	na	na	na
1988	na	34,72	34,72	34,72	na	na	na
1989	na	37,66	37,66	37,66	na	na	na
1990	na	39,01	39,01	39,01	na	na	na
1991	na	39,53	39,53	39,53	na	na	na
1992	na	39,84	39,84	39,84	na	na	na
1993	na	40,08	40,08	40,08	na	na	na
1994	na	42,40	42,40	42,40	na	na	na
1995	na	45,07	45,07	45,07	na	na	na
1996	na	47,11	47,11	47,11	na	na	na
1997	na	47,25	47,25	47,25	na	na	na
1998	na	47,91	47,91	47,91	na	na	na
1999	na	46,08	46,03	46,01	na	na	na
2000	na	43,57	43,48	43,44	na	na	na
2001	27,80	41,79	41,60	41,49	67%	67%	67%
2002	na	39,71	39,45	39,27	na	na	na
2003	na	37,70	37,36	37,12	na	na	na
2004	na	35,64	35,24	34,94	na	na	na
2005	22,70	33,73	33,26	32,90	67%	68%	69%
2006	23,20	31,80	31,28	30,88	73%	74%	75%
2007	19,80	30,04	29,46	29,00	66%	67%	68%
2008	17,00	28,64	27,93	27,34	59%	61%	62%
2009	7,30	27,05	26,28	25,64	27%	28%	28%
2010	9,10	25,70	24,83	24,09	35%	37%	38%
2011	10,10	24,30	23,37	22,59	42%	43%	45%
2012	6,50	22,82	21,90	21,12	28%	30%	31%
2013	4,80	21,44	20,52	19,76	22%	23%	24%
2014	11,30	20,17	19,25	18,49	56%	59%	61%
2015	8,00	19,06	18,11	17,33	42%	44%	46%
2016	5,30	17,96	17,01	16,23	30%	31%	33%
2017	4,80	17,00	16,03	15,23	28%	30%	32%
2018	5,20	16,07	15,09	14,28	32%	34%	36%
2019	4,80	15,76	14,57	13,61	30%	33%	35%

Valideringen i Tabell 13 faller i linje med de resultat observerade av Börjesson, Samuelsson et al. (2009) där de specificerade en medeleffektivitet om 51% och ett intervall om 28% – 78%. Att Tagene ligger i det lägre intervallet av uppsamling idag kan bero på det nedgångna skicket på uppsamlingssystemet, en hypotes som vidare stärks av att uppsamlingen har blivit sämre sedan

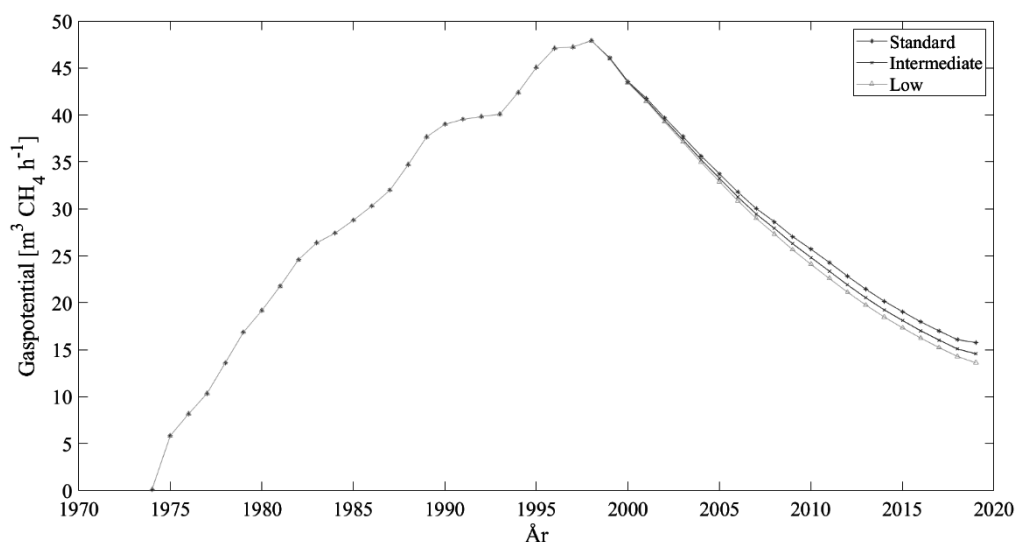
2001. Vidare faller resultatet i linje med det som påvisades av Spokas, Bogner et al. (2006) för franska deponier, 35 %. Modellen och parametrarna bör således anses som tillförlitliga med en reservation om att ingen information finns om skicket på de deponier som studerades i studierna. Således kan det betyda att den simulerade gasproduktionen är för hög/låg och att Tagene i själva verket har en högre eller lägre uppsamlingseffektivitet. Av de alternativen bedömer författaren att modellen beräknar gasproduktionen för lågt mest trolig med tanke på skicket på Tagenes uppsamlingssystem.

Ett komplement till denna validering skulle vara att utföra mätningar med EC eller spårgas, se avsnitt 4.1.2 och 4.1.3. På så sätt kan modelleringen valideras mot totala diffusa utsläpp och uppsamling. Detta kan speciellt komma att vara av intresse vid sluttäckning. En åtgärd som kommer att öka oxidationen av metan i täckningsskiktet vilket modellen i nuläget inte tar hänsyn till.

4.5 RESULTAT

4.5.1 Diffusa utsläpp idag

Resultatet av simuleringen, gaspotentialen på Tagene för de tre olika DOC_f scenarierna presenteras i Figur 12. Figuren visar att gaspotentialen var som högst 1998 då ca $48 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ metan producerades men att produktionen idag ligger i intervallet $14\text{--}16 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.



Figur 12. Resultat av simulering med deponerade avfallsmängder 1974–2019.

De diffusa utsläppen av metan beräknades som skillnaden mellan gaspotentialen och uppsamlingen. Det låga scenariot användes för gaspotentialen. I Tabell 14 presenteras resultatet i utsläpp av metan samt en översättning i koldioxidekvivalenter. Tabellen visar att de diffusa utsläppen 2019 var motsvarande 1440 ton $\text{CO}_{2\text{ekv}}$. Uppsamlingseffektiviteten var ungefär 35%. Resultatet tar inte hänsyn till de koldioxidutsläpp som tillkommer vid förbränning av den uppsamlade gasen eller den koldioxid som finns i deponigasen och som läcker direkt till atmosfären. Anledningen till det är att det är oundvikliga utsläpp om inte ett koldioxidavskiljningssystem installeras på Tagene, något som i nuläget inte är försvarbart med de små flödena. Intressant att observera i Tabell 14 är att de diffusa utsläppen har minskat i princip alla år utom 2009 och 2013 vilka båda var år som kantades av betydande driftproblem med uppsamlingsanläggningen.

Tabell 14. Diffusa utsläpp på Tagene enligt den simulering som utförts samt en omräkning i vad det motsvarar i koldioxidutsläpp med hjälp av GWP.

År	Gaspotential [m ³ /år]	Uppsamlat [m ³ /år]	Diffusa utsläpp [m ³ /år]	Koldioxidekvivalenter [Ton/år]
2001	363 458	243 828	119 630	2 228
2005	288 204	198 992	89 212	1 662
2006	270 503	203 591	66 912	1 246
2007	254 056	173 309	80 747	1 504
2008	239 505	149 212	90 293	1 682
2009	224 629	63 992	160 637	2 992
2010	211 033	79 432	131 601	2 451
2011	197 865	88 147	109 719	2 044
2012	185 042	57 100	127 942	2 383
2013	173 060	42 085	130 975	2 439
2014	161 944	98 905	63 039	1 174
2015	151 838	69 935	81 903	1 525
2016	142 206	46 538	95 668	1 782
2017	133 430	41 936	91 494	1 704
2018	125 124	45 571	79 553	1 482
2019	119 221	41 713	77 508	1 444

4.5.2 Diffusa utsläpp framåt

Att projektera de diffusa utsläppen framåt är komplicerat då det beror av två variabler som Renova har lite kontroll över. Den första variabeln är uppsamlingseffektiviteten, som idag ligger på ca 35%. Denna kan öka med planerade utbyggnationer, men också minska med fortsatt förfall på uppsamlingssystemet. Andra saker som kan öka uppsamlingseffektiviteten är reglering av uttag genom exempelvis spjäll eller en PID-controller som styr på metanhalt för kompressorn.

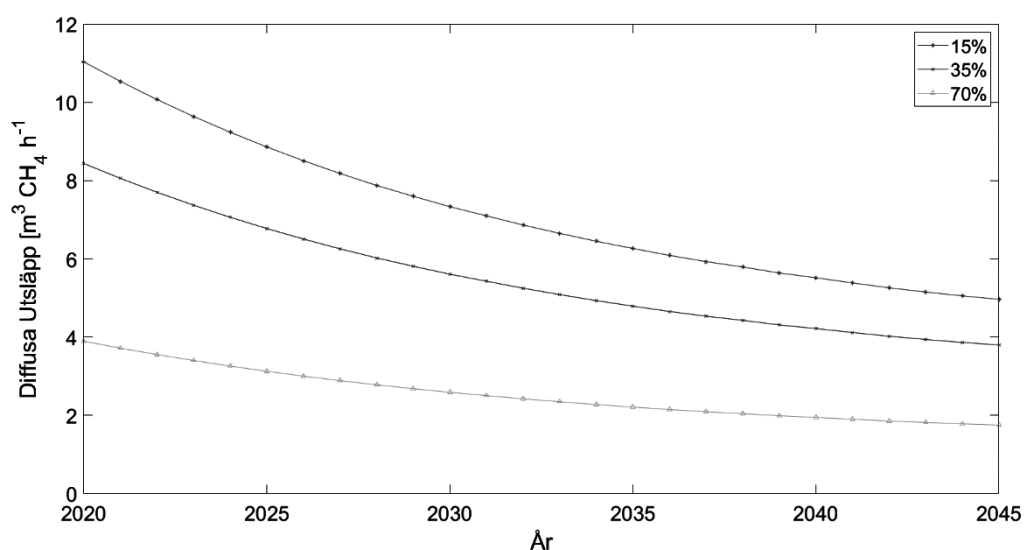
Den andra variabeln som påverkar gaspotentialen och därmed de diffusa utsläppen är den deponerade mängden organiskt avfall och dess karaktär. Fläskbodeponin, Renovas andra deponi har också tillstånd att ta emot icke-farligt avfall med en organiskt halt upp till 10%. I dagsläget styrs det mesta avfallet till Tagene men strategiska beslut kan komma att förändra detta. Vidare är mängden avfall också beroende av den verksamhet som pågår i regionen, något helt utom Renovas kontroll.

Med det i åtanke kan en extrapolering av data utföras. Uppsamlingseffektiviteten föreslås följa tre olika scenarion med grund i litteratur samt historiska data för Tagene.

- Scenario 1: Uppsamlingseffektiviteten ligger oförändrat kvar på 35%.
- Scenario 2: Uppsamlingseffektiviteten sjunker till en nivå 15% på grund av fortsatt försämring av uppsamlingssystemet. För att förenkla senare beräkningar antas detta ske direkt och inte gradvis under de kommande åren.
- Scenario 3: Uppsamlingseffektiviteten ökar till en nivå om 70% då det norra området av deponin sluttäcks och nya brunnar anläggs. För att förenkla senare beräkningar antas denna ökning ske direkt, inte när brunnarna anläggs 2022-2023.

Deponering av organiskt avfall antas under den extrapolerade 25års perioden antas ligga på samma nivå som 2019. Historiskt har mängden sjunkit snabbt men detta har främst berott på lagstiftning och förbättrade hanteringsprocesser. Samma utveckling kan inte förväntas framåt då den begränsade mängd organiskt avfall som deponeras är mycket svårt att hantera på annat sätt.

De diffusa utsläppen fram till 2045 med ovanstående beaktanden redovisas i Figur 13. Sett över en 25 årsperiod skulle varje scenario innebära diffusa metanutsläpp om 1 638 000 m³, 1 253 000 m³ respektive 578 000 m³. Detta motsvarar i koldioxidekvivalenter utsläpp på 30 500, 23 300 respektive 10 800 ton CO_{2ekv} sett över 25 år.



Figur 13. Projekterade diffusa utsläpp av metan per timme för den kommande 25årsperioden beroende av antagen uppsamlingseffektivitet.

4.6 DISKUSSION

Vid modelleringen identifierades tre parametrar som kritiska för den simulerade mängden gas.

- Andelen DOC som blir till metangas, DOC_f
- Nedbrytningskonstanten, k-värdet
- Massan organiskt avfall, m_{DOC}

Eftersom k-värdet är exponentiellt i funktionen ger den störst påverkan på producerade mängder. Det är dessutom det värde som innehåller störst osäkerhet då modellen rent matematiskt producerar mindre gas vid högre nedbrytningskonstanter. Detta är problematiskt då högre nedbrytningskonstanter egentligen borde innebära att ungefär samma mängd gas produceras, förutsatt fullständig metabolisering hos metanogenerna. För att hantera detta hade en andra ordningens modell behövt användas. Några exempel på sådana finns i litteraturen där olika avfallsslag bryts ner i olika hastigheter (Scharff och Jacobs 2006). Det finns dock inga exempel i litteraturen på hur en andra ordningens modell har använts för att kompensera för hur höga nedbrytningskonstanter ger samma mängd gas över en given tid och således ansågs detta praktiskt ogenomförbart inom ramen av detta examensarbete.

På grund av osäkerheterna i de tre ovan nämnda parametrarna kan en validering genom en direkt mätteknik vara lämplig. För detta skulle antingen spårgas eller EC lämpa sig bäst. Kammartekniker skulle kunna användas, men modulerna skulle med största sannolikhet vara i vägen för verksamheten på Tagene och således lämpar sig sådana bättre för redan sluttäckta deponier. Spårgas och EC, speciellt om en drönare används undviker helt detta problem men lider istället av att utrustningen är mycket dyr. Det är således inte försvarbart att införskaffa utrustningen för Renova. Ett bättre alternativ skulle vara att låna från exempelvis ett universitet. Om utrustningen lånas kommer det ej att vara möjligt att utföra kontinuerliga mätningar. Således rekommenderas att endast utföra direkta mätningar som ett komplement till modellering så länge deponin är aktiv. Vidare är en modellering ändå nödvändigt för att ge någon typ av investeringsunderlag för ett nyttgörande av gasen.

De värden som använts för de tre parametrarna i syftet att beräkna de diffusa utsläppen har legat i det lägsta möjliga intervall jämfört mot värden rapporterade i litteraturen. Bakgrunden till detta är förutsättningarna som råder i Sverige. Det organiska materialet som deponeras här idag är lågorganisk och svårnedbrytbart. Vidare leder det kalla klimatet till långsam nedbrytning. Det är således inte troligt att gaspotentialen skulle vara lägre än vad modellen visar.

Observationen att de diffusa utsläppen ökar när tillgängligheten på uppsamlingssystemet och facklan är låg faller i linje med teorin, men är ändå intressant. Det visar att det inte är möjligt att använda deponin som en reservoar för deponigas utan att den måste samlas upp och förbrännas kontinuerligt för att minimera klimatpåverkan och öka säkerheten. Detta är speciellt intressant då det negativt påverkar ekonomin för en anläggning att utnyttja deponigasen då energi, speciellt värme är mer ekonomiskt på vinterhalvåret.

Den simulering som gjorts för att projektera utsläppen den kommande 25-årsperioden innehåller vissa brister och bör således endast användas som en fingervisning på hur utsläppen kan komma att se ut. Det finns i dagsläget inga tecken på att mängdförhållandena mellan Fläskebo och Tagene skall ändras, men framtida strategiska beslut kan ändra detta. Vad det gäller antaganden för uppsamlingseffektiviteter bedömer författaren det troligt att effektiviteten kommer öka till eller nära de 70% som föreslås i det optimistiska scenariot. Detta grundas i siffror från studier på andra deponier som varit helt eller delvis sluttäckta samt att dagens uppsamlingseffektivitet följer de föreslagna värden från deponier som inte är sluttäckta i samma studier.

4.7 SLUTSATS

Modelleringen visar att de diffusa utsläppen av metan idag ligger i storleksordningen 1500 ton CO_{2ekv} per år. Det är en betydande mängd, men då Tagene inte omfattas av EUs utsläppsrättssystem innebär det ingen monetär kostnad. Om uppsamlingseffektiviteten förbättras till 70%, vilket är ett troligt scenario i och med planerad sluttäckning och borrning av nya brunnar skulle de diffusa utsläppen kunna halveras framåt. Detta skulle i så fall motsvara en minskning om 7200 ton CO_{2ekv} under den kommande 25års perioden.

Författarens uppfattning är att simuleringen som utförts gett ett tillfredsställande resultat av gaspotentialen. Det är inte rekommenderat att använda en direkt mätmetod för att kvantifiera de diffusa utsläppen medan deponin är aktiv. En direkt mätning skulle kunna användas som komplement till modellen dock för att öka tillförlitligheten. Det är inte troligt att en sådan validering skulle visa att de diffusa utsläppen är mindre än vad modellen specificerar, men den skulle kunna visa större utsläpp.

I dagsläget finns det inga lagkrav eller villkor på miljötillståndet för Tagene som kräver annat än uppsamling och förbränning av gas. Något som kan tolkas ske aktivt på Tagene. En kvantifiering av de diffusa utsläppen skulle dock kunna inbringa ett goodwillvärde. En risk finns dock att om andra aktörer gör detsamma att uppsamlingssystemet på Tagene visar sig vara undermåligt varvid resultatet blir det omvända.

5 ENERGIUTVINNING UR DEPONIGAS

Idag måste alla deponier vara försedda med ett uppsamlingsystem och förbränningssystem enligt deponiförordningen (2001:512). Förbränningssystemet måste minst vara en fackla som förbränner metanet till koldioxid och vatten, vilket är den rådande förutsättningen på Tagene beskrivet i kapitel 0.

2018 användes och producerades 2 TWh biogas, varav ungefär 9 % kommer från deponier. Potentialen förmodas dock vara mycket högre och enligt den nationella biogasstrategin framtagen av branchorganisationen Energigas Sverige skall deponigas stå för ca 0,8 – 1.0 TWh/år 2030 (Energigas Sverige 2020). För att nå dessa mål krävs det således att fler deponier implementerar ett system som nyttjar energin i gasen på något av följande sätt

1. Direkt förbränning av gasen och utnyttjande av värmeenergin
2. Kombinerad el- och värmeproduktion, exempelvis genom en turbin eller gasmotor
3. Uppgradering av gasen för att användas som exempelvis fordonsbränsle eller ett alternativ till fossil naturgas.

Beroende på utrustningsspecifika krav och emissionskrav kan deponigasen behöva renas från exempelvis siloxaner, svavel, fluorider eller klorider innan den nyttjas. Vidare kan ett kylsystem behöva vara på plats under varma dagar för att kondensera vattenånga i gasen under sommarhalvåret (Rettenberger 2018).

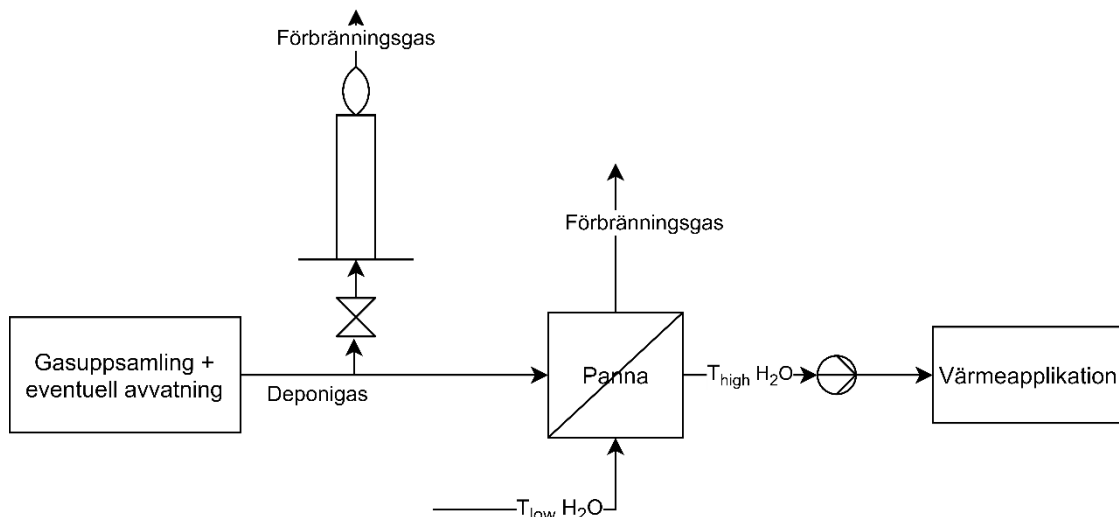
5.1 VÄRMEPRODUKTION

Direkt förbränning och utnyttjande av värmeenergin är den enklaste formen och kräver generellt minst renings- och processteg (Rettenberger 2018). Direkta tekniker lämpar sig väl för anläggningar med stora uppvärmningsbehov alternativt för integration med befintligt fjärrvärmenät. Gemensamt är att gasen förbränns i en panna för att generera varmvatten, alternativt ånga som sedan exempelvis kan användas för att värma upp lokaler, avdunsta lakvatten eller skickas ut i fjärrvärmenätet (Rettenberger 2018).

5.1.1 Förbränningspanna

Förbränningspannor har generellt mycket hög effektivitet, kring 80–90% av energin i gasen utvinns. Vidare är pannorna okänsliga för låga metanhalter och vissa speciella brännare klarar så låga metanhalter som 4,5 % (Rettenberger 2018). Pannor är generellt ganska okänsliga för föroreningar då de inte innehåller lika mycket rörliga delar som gasmotorer eller turbiner. Det är rekommendabelt att regelbundna kontroller utförs för att kontrollera att påbyggnader inte sker i pannan på grund av siloxaner eller att korrosion inte uppstår vid hög vattenmättad i gasen eller höga svavelvätehalter (Rettenberger 2018).

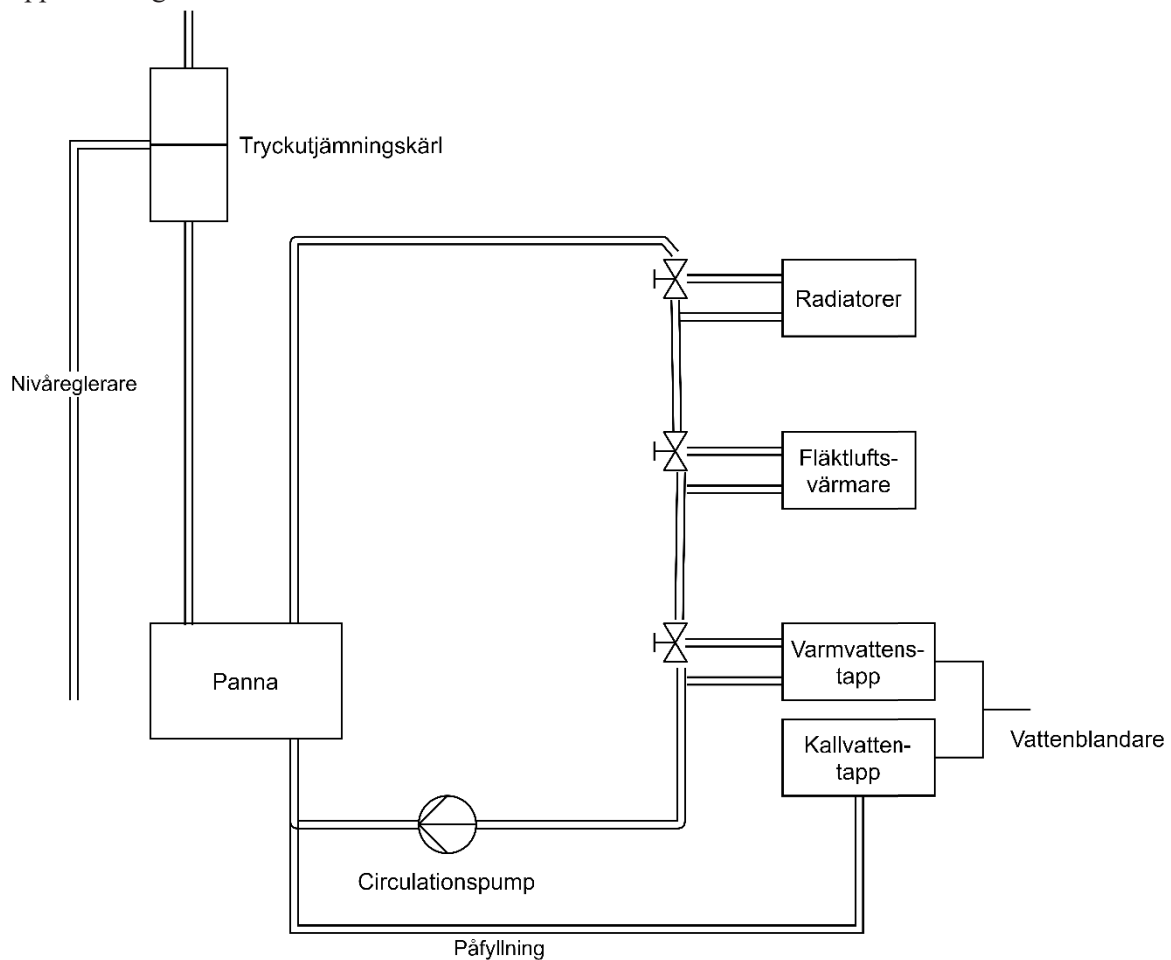
Det huvudsakliga problemet med att direkt förbränna gasen är att värmebehovet fluktuerar över året och under sommarhalvåret är värmebehovet kraftigt nedsatt. Lagring av gas, speciellt under längre perioder har visat sig ekonomisk ohållbart och således måste en panna kombineras med till exempel en fackla eller ett fjärrkylningssystem (Rettenberger 2018). Figur 14 visar hur en förbränningspanna kan kombineras med den befintliga utrustningen på Tagene.



Figur 14. Schematisk design hur en panna kan integreras med det befintliga uppsamlings- och fackelsystem som finns på Tagene idag.

5.1.2 Uppvärmning in situ

Värmeenergin kan med fördel utnyttjas för uppvärmning av lokaler och produktion av varmvatten för hygienanvändning. I Figur 15 visas ett öppet system som skulle kunna tillgodose Tagenes uppvärmningsbehov.

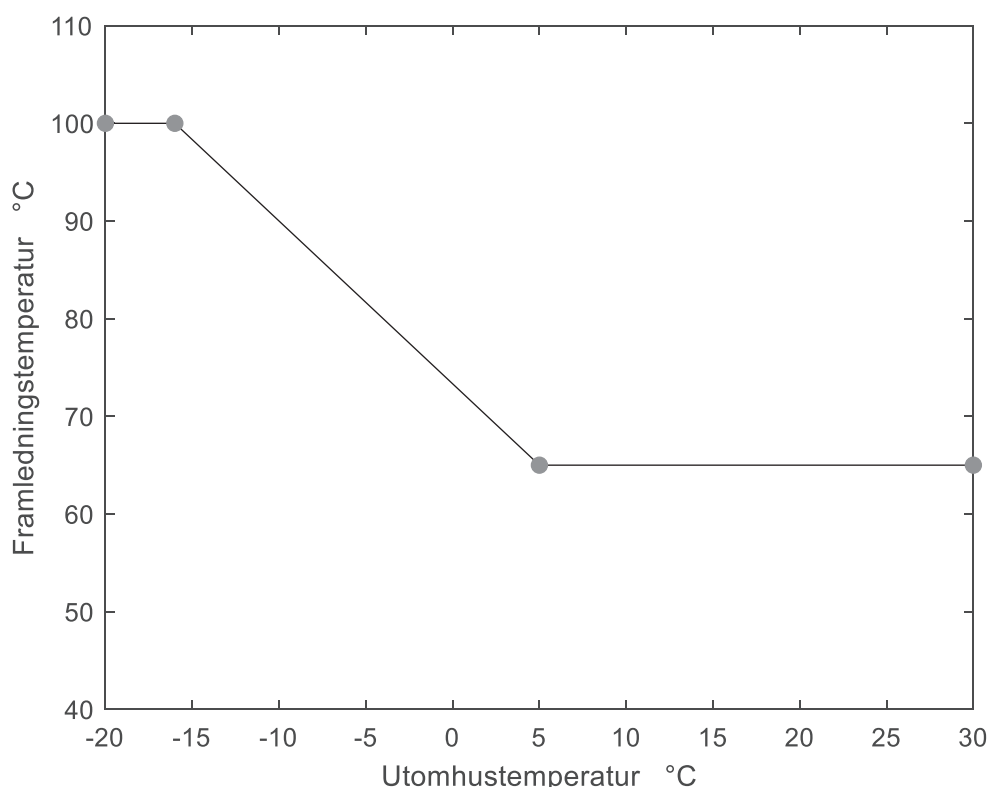


Figur 15. Schematisk design över ett öppet varmvattenssystem för integration på Tagene.

Varmvattnets trycks runt av en pump. Pumpen är försedd med en backventil för att förhindra bakåtflyde. Varmvattenstillförsel till radiatorer, fläktluftsvärmare och varmvattenstapp kan slås på och av manuellt vilket är önskvärt under sommarmånaderna och vid eventuella renovationer. Pannan trycksätts med hjälp av vätskenivån i tryckutjämningskärlet och höjdskillnaden. Blir det ett överskott av vatten i kärlet kan det avledas via rör till golvbrunn (Bruhn 2020).

5.1.3 Fjärrvärme

Utöver lokal uppvärmning kan förbränningspannan anslutas till det lokala fjärrvärmenätet genom en värmeväxlare. Värmen tillförs då som en effekthöjning på det befintliga nätverket. I Göteborg ägs och drivs fjärrvärmenätet av Göteborgs Energi. Framledningstemperaturen beror på yttertemperaturen och specificeras i Figur 16. Returtemperaturen är inte specificerad och är årstidsberoende.



Figur 16. Framledningstemperatur specificerad av Göteborgs Energi som en funktion av utomhustemperaturen

Att leverera en framledningstemperatur på 100 °C påverkar valet av panna och värmeväxlare kraftigt. Ekvation XI beskriver hur energi överförs från pannan till fjärrvärmenätet.

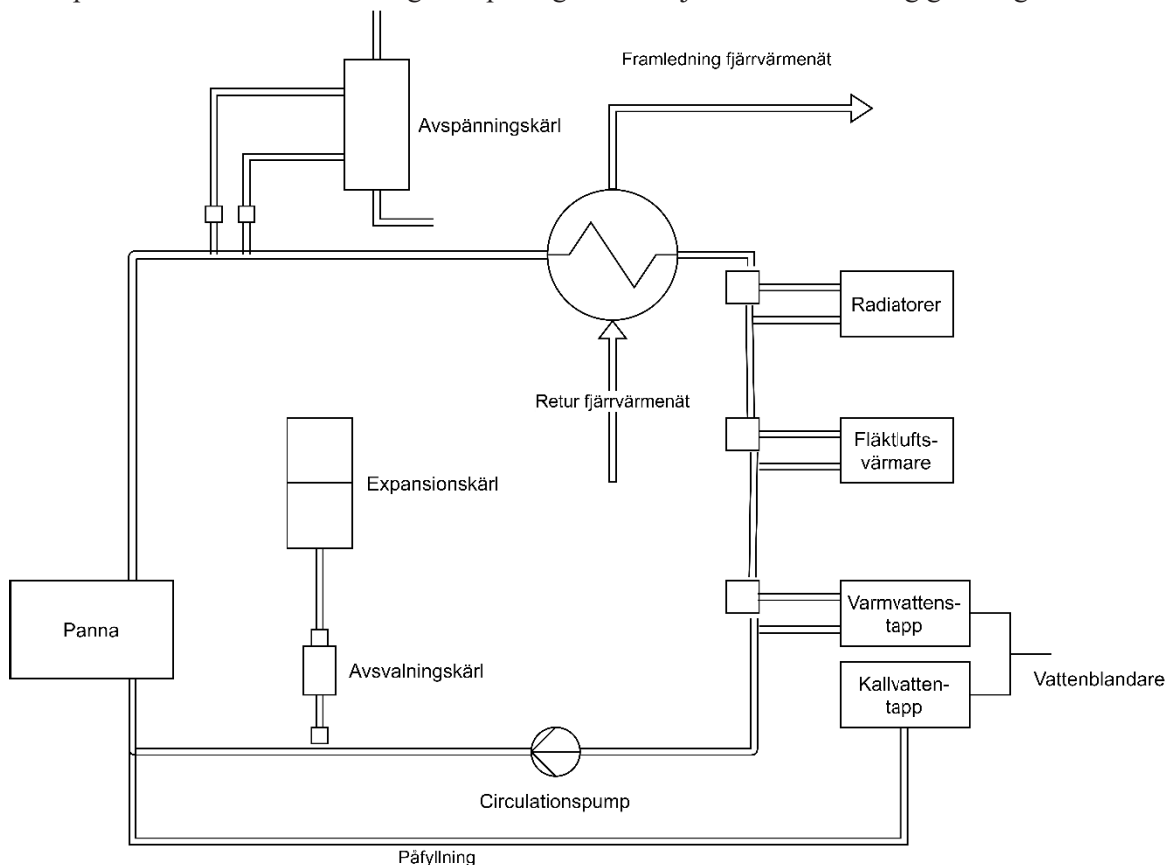
$$\dot{Q} = UA \cdot LMTD \quad \text{XI}$$

där \dot{Q} är den mängd energi som överförs till fjärrvärmenätet, UA är en måttenhet på hur svårt det är att överföra energin över arean A och betecknas ofta som termisk resistans TR . $LMTD$ är den logaritmiska medeltemperaturskillnaden. $LMTD$ för en motström värmeväxlare och TR beräknas enligt ekvation XII och XIII (Genrup och Thern 2019).

$$LMTD = \frac{(T_{h,out} - T_{c,in}) - (T_{h,in} - T_{c,out})}{\ln \frac{T_{h,out} - T_{c,in}}{T_{h,in} - T_{c,out}}} \quad \text{XII}$$

$$\frac{1}{UA} = TR = TR_{insida} + TR_{vägg} + TR_{utsida}$$

Således ju mindre temperaturskillnad mellan temperaturen som utvecklas i pannan och framledningstemperaturen är desto större area behövs på värmeväxlaren. Alternativt kan material med lägre termisk resistans användas. Båda alternativet ökar investeringskostnaden. En varmvattenpanna, likt den som beskrevs i Figur 15 klarar av att leverera vatten i temperaturer upp till ca 110 °C på grund av viss trycksättning i systemet (Bruhn 2020). För högre temperaturer krävs en hetvattenpanna som trycksätts för att möjliggöra högre temperaturer utan att koka vattnet. Ett exempel för hur en sådan kan integreras på Tagene med fjärrvärmeanslutning ges i Figur 17



Figur 17. Trycksatt hetvattenssystem försedd med både expansionskär och avspänningskär anslutet till fjärrvärmenätet och lokalt uppvärmningssystem.

Ett hetvattenssystem ställer högre krav än ett varmvattenssystem på all utrustning då trycket vanligtvis ligger mellan 6–18 bar (Genrup och Thern 2019). Fjärrvärme kan också anslutas till det varmvattenssystem som beskrevs visades i Figur 15 men skulle ge en lägre framledningstemperatur, ca 80 °C förutsatt en kostnadseffektiv värmeväxlare (Bruhn 2020).

5.1.4 Andra applikationer

Ett alternativ till att använda spillvärmen som fjärrvärme är att möjliggöra för lokala satsningar som kräver billig värmeenergi. Ett exempel på en lyckad sådan satsning är Swegros växthus på Gotland som har odlat gurkor och andra grönsaker året om sedan 90-talet. Satsningar på att integrera jordbruk med det befintliga fjärrvärmenätet diskuteras flitigt idag och har föreslagits som en nödvändig satsning i fjärde generationens fjärrvärme (Lund et al. 2014, Gentry 2019).

Integration med jordbruk lämpar sig synnerligen väl för deponier då båda verksamheterna ofta inte är lokaliserade nära annan bebyggelse eller fjärrvärmenät. Vidare kräver integration med jordbruk lägre framledningstemperaturer än fjärrvärmenätet och kan således mer effektivt kombineras med enklare varmvattenssystem (Gentry 2019).

Ett annat alternativ är att använda värmeenergin för avdunstning av lakvatten vilket beskrivs av flera författare (Benyoucef et al. 2016, Gómez Blasco et al. 2017, Zhao et al. 2017). Genom att tillsätta energi kan den naturliga avdunstningstakten ökas och lakvattenmängden minska. Det slam som bli kvar efter avdunstning kan sedan återintroduceras till deponin eller behandlas vidare med andra reningsprocesser (Gómez Blasco et al. 2017).

5.2 EL- & VÄRMEPRODUKTION

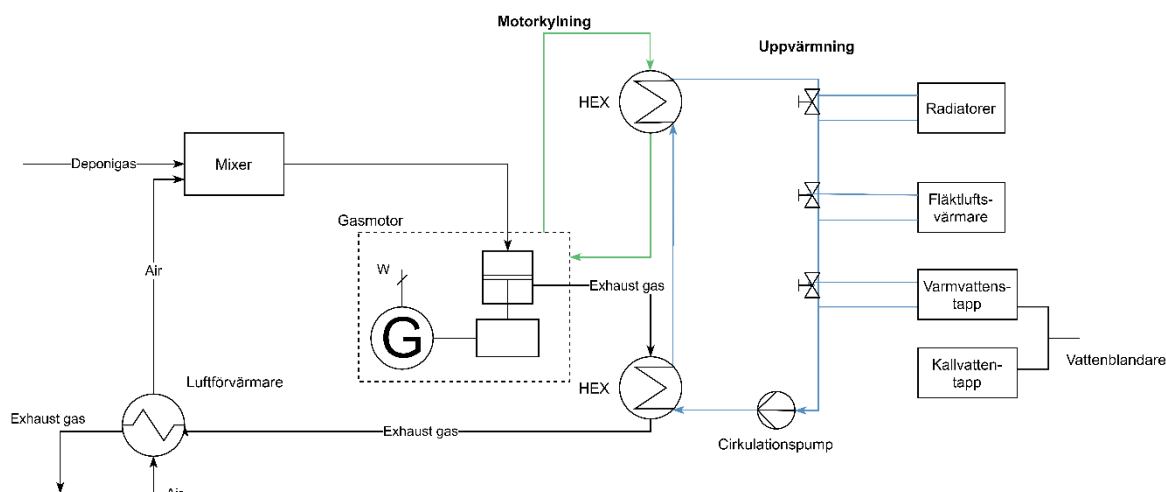
Kombinerade kraft och värmesystem (CHP) är den vanligaste metoden för att utnyttja deponigas och metodik har beskrivits av flera olika författare (SCS Engineers 1997, Rettenberger 2018, Bove och Lunghi 2006, Ahmed et al. 2015, Goossens 1996, Tsai 2007, Yip och Chua 2008).

Elektricitet som energikälla har större flexibilitet än värme, behövs året om och genererar ett högre pris undantaget kalla vinterdagar. De flesta CHP system som finns idag använder sig av en gasmotor för att producera el, men även andra system används kommersiellt (Rettenberger 2018). I detta avsnitt kommer 4 olika tekniker att redovisas:

- Gasmotor (GM)
- Stirlingmotor (SM)
- Organisk Rankinecykel (ORC)
- Gasturbin (GT)

5.2.1 Gasmotor

En gasmotor kan även benämnas som en förbränningsmotor och kännetecknas av förbränning i en eller flera cylindrar som genererar mekanisk energi. Den kinetiska energin omvandlas därefter till elektricitet i en generator. Värme utvecklas från motorn i två steg, 1: genom kylning av motorns rörliga delar och 2: genom värmeväxling mot rökgasen som bildas vid förbränning (Bove och Lunghi 2006). En översikt hur en gasmotor skulle kunna integreras på Tagene ges i Figur 18.



Figur 18. Schematisk design för hur en gasmotor kan integreras på Tagene. Systemet består av 2 slutna kretsar och 1 öppen. Förbränningskretsen ges i svart, motorkylningssystemet i grönt och uppvärmningssystemet i blått. Energin transporteras mellan kretsarna genom värmeväxlare.

I Tabell 15 summeras några typiska värden för en gasmotor verksam vid en deponi.

Tabell 15. Egenskaper hos en Caterpillar 3516 SITA verksam vid en deponi. Data från (SCS Engineers 1997), *(MWM 2020), **(ClarkeEnergy 2020), ***(Rettenberger 2018)

Elektrisk verkningsgrad	33%
Bränslekonsumtion [kJ kWh ⁻¹]	10 972
NO _x [µg kJ ⁻¹]	56.6
CO [µg kJ ⁻¹]	56.6
Effekt	50kw* – 10 000 kW**
Metankoncentration	> 30% ***

Tagene hade en gasmotor i drift under 90-talet men den avvecklades på grund av en rad driftproblem. Trots det är gasmotorer en både tillgänglig och bevisad teknik på marknaden (Bove och Lunghi 2006). De huvudsakliga fördelarna är:

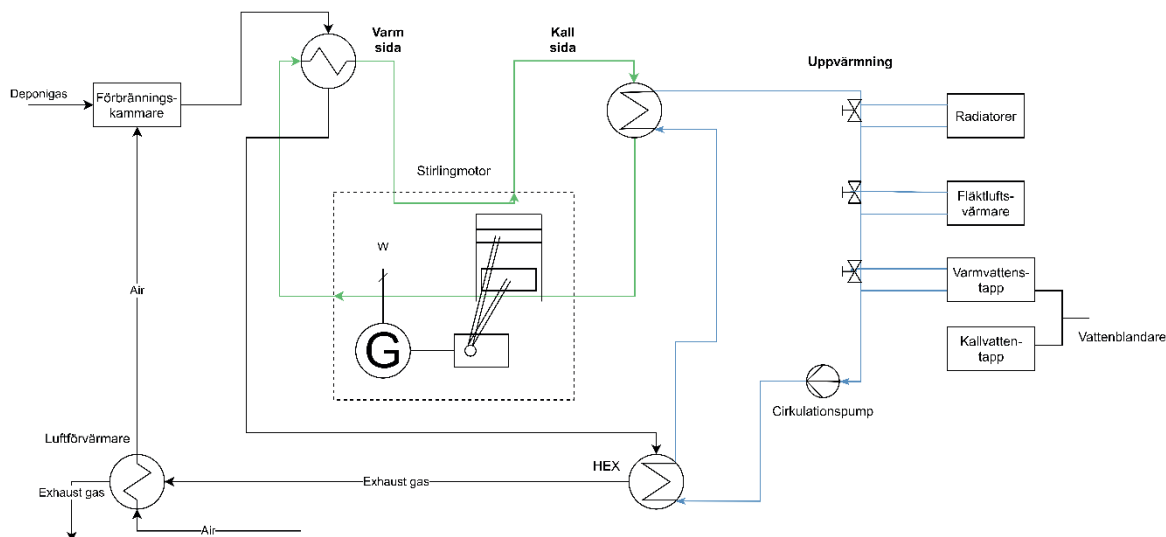
- Gasmotorer är generellt okänsliga för föroreningar undantaget siloxaner som kan skapa pålagringar i cylindrarna och orsaka skador på motorn (Tansel och Surita 2017). Toleransen för siloxaner ligger vanligtvis i intervallet 10–50 mg/Nm³ CH₄ (Kuhn et al. 2017).
- Gasmotorer har en relativt hög elektrisk effektivitet, vanligtvis drygt 30 procent, men motorer med över 40 % effektivitet har rapporterats i litteraturen (Rettenberger 2018). För att få ut en högre effektivitet använder sig dessa motorer av en kompressor för att öka kompressionsförhållandet, d.v.s. mängden luft som ryms i cylindern i förhållande till förbränningsutrymmet (Hansson 2020).
- Det är möjligt att återvinna nästan all värme från processen och gasmotorer har en total effekt om 90 % (Niskanen et al. 2013).
- Gasmotorer är jämförelsevis till andra tekniker billiga och innebär således en låg ekonomisk risk för verksamhetsutövaren (Rettenberger 2018).
- Gasmotorer är kompakta och lättflyttade och således kan motorer bytas ned i storlek allteftersom gasflödet och metanhalt minskar (Rettenberger 2018).

De huvudsakliga nackdelarna med gasmotorer är:

- Effektiviteten på en gasmotor minskar kraftigt då den inte kör med full last. Det är således viktigt att ha rätt dimension på gasmotorn, något som kan vara komplicerat då mängden deponigas minskar med tiden (Rettenberger 2018).
- Gasmotorer har jämförelsevis höga utsläpp av NO_x och CO vilket kan kräva fler reningssteg av avgasen (Bove och Lunghi 2006).
- Gasmotorer kräver jämfört med andra tekniker relativt höga metankoncentrationer, speciellt för motorer med lägre effekt (Rettenberger 2018).
- Gasmotorer är underhållsintensiva (oljebyten, motorinspektioner, pålagringskontroller etcetera) och skapar en betydande mängd buller (Rettenberger 2018)

5.2.2 Stirlingmotor

Stirlingmotorer är en typ av extern förbränningsmotor där bränslet förbränns i en separat förbränningskammare utanför motorcylindern. Värmen förflyttas därefter till cylindern genom ett medium, vanligtvis helium eller vätgas som tillåts komprimera och expandera för att driva en kolv och skapa elektricitet (Strachan 2004). Stirlingmotorn är baserad på gammal teknik och den mesta utvecklingen skedde i början av 1900-talet men glömdes bort då diesel- och ottomotorer uppvisade högre effektivitet och bättre krafttäthet (Bove och Lunghi 2006). Men, i och med utvecklingen av bättre värmeöverföringsfluider och snabb utveckling av framförallt solkraft har intresset för stirlingmotorer tagit fart igen under 2010-talet (Rettenberger 2018). Idag finns det flera aktörer som erbjuder stirlinglösningar, exempelvis utredde Renova 2014 insättandet av en stirlingmotor på Tagene från dåvarande Cleanenergy AB, idag Azelio AB.



Figur 19. Schematisk design för hur en stirlingmotor kan integreras på Tagene. Systemet består av 2 slutna kretsar och en öppen. Grönt visar arbetsfluiden, blått det lokala uppvärmningssystemet och svart förbränningskretsen.

I Tabell 16 sammanfattar några typiska värden för en stirlingmotor verksam vid en deponi.

Tabell 16. Egenskaper hos en SM verksam vid en deponi. Data från (Bove och Lunghi 2006), * (Rettenberger 2018), ** (CleanEnergy 2015).

Elektrisk verkningsgrad	25 % *
Bränslekonsumtion [kJ kWh^{-1}]	9390
NO_x [$\mu\text{g kJ}^{-1}$]	3.11
CO [$\mu\text{g kJ}^{-1}$]	15
Effekt	10–20 kW **
Metangashalt	> 18 % *

Bove, Lunghi (2006) påtalade i en studie bristen på storskaliga stirlingmotorer. Detta gäller fortfarande och de motorer som existerar är generellt anpassade för småskalig produktion (Rettenberger 2018). De huvudsakliga fördelarna med Stirlingmotorer är:

- Stirlingmotorer är väl anpassade till små gasflöden. 10–20 kW och lämpar sig således väl till små eller äldre deponier med låga och/eller ojämna flöden (Rettenberger 2018).
- Eftersom stirlingmotorn har en extern förbränningskammare kan flera motorer kopplas till samma förbränningskälla. Detta ger stor flexibilitet och möjlighet att justera genom att stänga av en eller flera enheter i perioder av låga gasflöden (CleanEnergy 2015).
- Stirlingmotorn kan köras på låga metanhalter, ner till 18% på grund av den externa kammaren (CleanEnergy 2015)
- Det är möjligt att återvinna nästan all värme från processen genom växling mot avgasen från förbränningen och kylning av arbetsmediet. Således har stirlingmotorer en jämförlig total effekt med gasmotorer på ca 90 % (Biedermann et al. 2003).
- Stirlingmotorer är nästan helt tysta, kräver mycket litet underhåll och är okänsliga för föroreningar i gasen (Bove och Lunghi 2006).

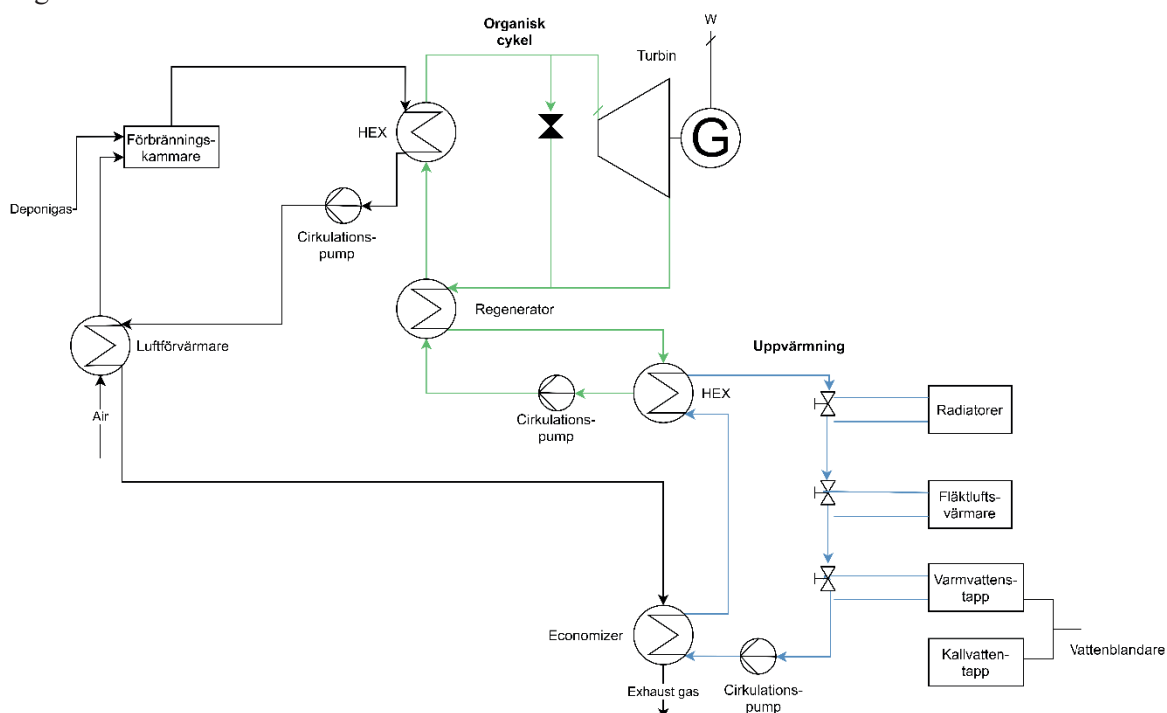
De huvudsakliga nackdelarna med stirlingmotorer är:

- Investeringskostnaden per utvecklad effekt är hög men kan ofta vara befogad vid låga gasflöden. Vid högre gasflöden skenar kostnaden fort iväg ty det krävs många enheter (Rettenberger 2018).
- Även om stirlingmotorer hanterar små svängningar i gasflöden bra har de svårt att hantera stora förändringar, sådana som exempelvis när en ny brunn borrar (Rettenberger 2018)

5.2.3 Organisk Rankinecykel

Rankinecykel eller ångkraftcykeln som den också är känd som arbetades fram under mitten av 1800-talet. Det är en typ av sluten cykel där vatten används som arbetsmedium. Fördelarna med att använda vatten är många men en av de huvudsakliga nackdelarna är att vatten har en hög specifik värmekapacitet och kräver således ett bränsle med högt värmetal (Vanslambrouck et al. 2011). Vatten som arbetsmedium ställer också höga krav på turbinkonstruktionen då vatten kan kondensera i slutstegen av expansionen vilket kan orsaka skador på turbinen. Ett sätt att undvika dessa problem är att byta ut arbetsmediet mot ett organiskt medium exempelvis iso-butan eller propan vilket ger en s.k. Organisk Rankinecykel (ORC) (Bove och Lunghi 2006).

ORCs har utretts som en potentiell metod att producera elektricitet antingen direkt genom förbränning av deponigas (Quoilin et al. 2013, Budisulistiorini 2007, Bove och Lunghi 2006) eller indirekt som ett komplement till GMs, Stirlingmotorer etc. (Gewald et al. 2012, Vanslambrouck et al. 2011, Rettenberger 2018). I denna rapport kommer endast direkt produktion genom förbränning av deponigas att behandlas. Ett exempel på hur en sådan skulle kunna integreras på Tagene ges i Figur 20.



Figur 20. Schematisk design för hur en ORC skulle kunna integreras på Tagene. Systemet består av två slutna kretsar och en öppen. Svart visar förbränningskretsen, grönt det organiska mediet och blått den lokala uppvärmningen.

Idag används ORCs främst för geotermiska kraftverk där de producerar elektricitet och värme genom att dra nytta av jordens varmare inre samt i olika spillvärmeapplikationer för att öka elproduktionen (Bove och Lunghi 2006). 2015 var exempelvis den totala installerade kapaciteten för geotermisk energi 12,729 MW med majoriteten av produktioner i länder som ligger på förkastningssprickor i jordskorpan, exempelvis Island, Filipinerna och El Salvador (Bertani 2016). Det finns begränsat med data för applikationer för direkt utnyttjande av deponigas, men Bove och Lunghi (2006) argumenterar för att parametrar från geotermiska kraftverk bör vara applicerbara. Detta då värmekällan/förbränningen är extern och inte direkt påverkar det värmande cykeln (Bove och Lunghi 2006). I Tabell 17 ges några typiska värden för en ORC verksam vid en geotermisk värmekälla. Metanhalten uppskattas vara jämförlig med en stirlingmotor då förbränningen är extern (Pawanant och Leephakpreeda 2017)

Tabell 17. Egenskaper hos en ORC verksam vid på en geotermisk värmekälla. Data från (SCS Engineers 1997). * (Quoilin et al. 2013), ** (Pawananont och Leephakpreeda 2017).

Elektrisk verkningsgrad	18%
Bränslekonsumtion [kJ kWh ⁻¹]	19 202
NO _x [µg kJ ⁻¹]	16
CO [µg kJ ⁻¹]	18.9
Effekt	Ner på kW nivåer *
Metanhalt	> 20 % **

De huvudsakliga fördelarna med en ORC är:

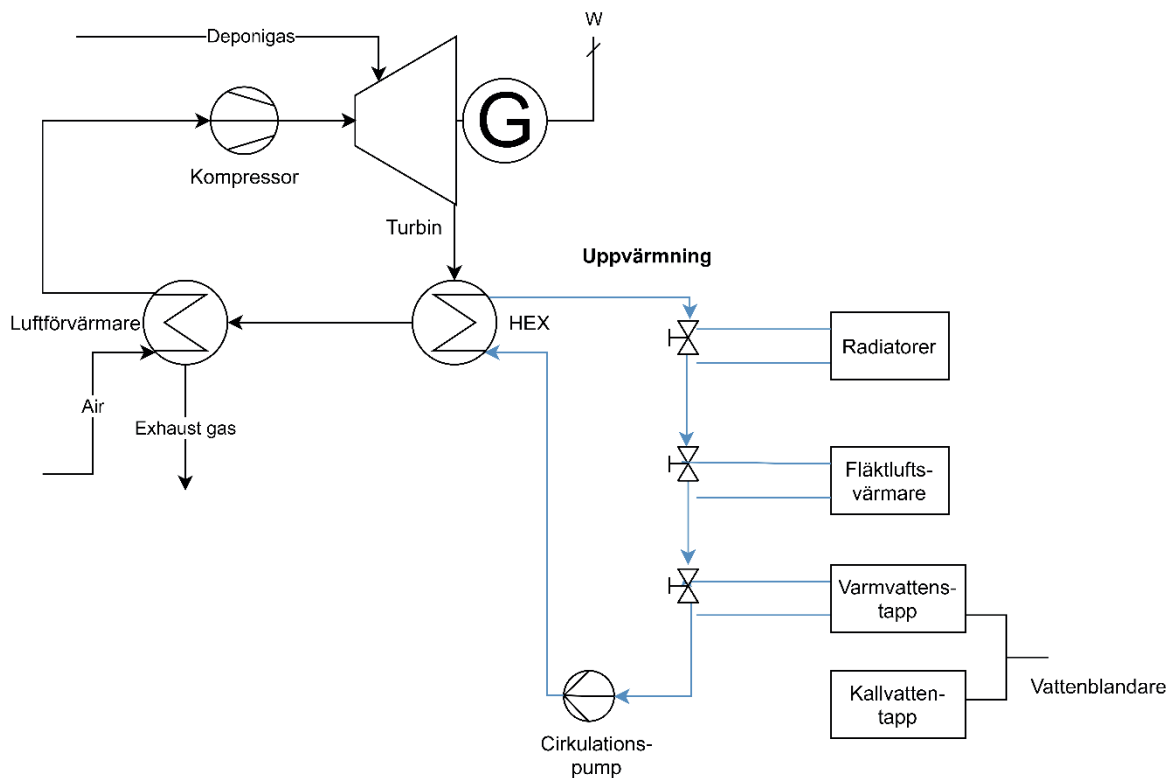
- ORCs har en jämförlig total verkningsgrad med gasmotorer och stirlingmotorer om 88 % (Quoilin 2011).
- ORCs är rent investeringsmässigt jämförliga med GM även om de är betydligt dyrare per kWh då de har lägre elektrisk verkningsgrad (Quoilin 2011).
- ORCs har precis som Stirlingmotorer en extern förbränningskammare vilket medför samma fördelar
 - Metangashalten kan vara låg, ner till 20 % (Pawananont och Leephakpreeda 2017).
 - Utsläppen av CO och NO_x är precis som för SM och GT låga i förhållande till GM (Quoilin 2011).
- ORCs har en okomplicerad turbinesdesign jämfört med GT tekniker vilket leder till lägre investeringskostnader, speciellt vid lägre effekter (Quoilin 2011)

De huvudsakliga nackdelarna med en ORC är:

- ORCs har låg elektrisk verkningsgrad, ca 18 % jämfört med de andra diskuterade teknikerna (Quoilin 2011, Bove och Lunghi 2006).
- ORCs förlorar mycket effektivitet om turbinen skulle köras på låg last och är således precis som GM och GT känslig för variationer i gasuttaget (Quoilin 2011).

5.2.4 Gasturbin

Gasturbiner används vanligtvis för bränslen med höga värmevärden, exempelvis naturgas eller syntetisk gas men kan också användas för mindre energirika gaser såsom deponigas (Qin et al. 2001). Det huvudsakliga problemet med att använda deponigas ligger i den höga mängden koldioxid vilken försvårar fullständig förbränning. Det problemet kan delvis lösas genom förvärmning av gasen (Qin et al. 2001). Ett exempel hur en GT med förvärmningssystem kan integreras på Tagene ges i Figur 21.



Figur 21. Schematisk design för hur en GT med förvärmningssystem kan integreras på Tagene. Systemet består av två kretsar, en öppen och en sluten. Svart är förbränningskretsen och blått är den lokala uppvärmningskretsen.

Gasturbiner är en beprövad teknik på marknaden och det finns idag flera verk samma deponigaskraftverk storleksordningen > 1000 kW som använder sig av tekniken (Jaramillo och Matthews 2005). Det finns även vissa exempel där så kallade mikroturbiner, i intervaller 20–65 kW används (Rettenberger 2018). Mikroturbiner har utvecklats från flyg- och bilindustrin och bygger på en öppen Bratyoncykel (G. P. Medeiros et al. 2017). I Tabell 18 ges några typiska värden för en GT verksam vid en deponi.

Tabell 18. Egenskaper hos en GT verksam vid en deponi. Data från (Bove och Lunghi 2006), * (Rettenberger 2018)

Elektrisk verkningsgrad	26%
Bränslekonsumtion [kJ kWh^{-1}]	12 872
NO_x [$\mu\text{g kJ}^{-1}$]	15
CO [$\mu\text{g kJ}^{-1}$]	19
Effekt	20 kW – mycket höga effekter *
Metangashalt	$> 25\%$ *

De huvudsakliga fördelarna med en GT är

- GT innebär jämförbara ekonomiska och tekniska risker i jämförelse med en GM. De kräver mindre underhåll men är något dyrare (Bove och Lunghi 2006)
- GT kan precis som GM och SM konstrueras kompakt i exempelvis en container och är således mobila (Wiens Tekniska Högskola 2012)

De huvudsakliga nackdelarna med en GT är

- Den totala effekten hos en GT är lägre än för de andra jämförda teknikerna, ca 70-80% (Qin et al. 2001).
- GT innehåller mycket rörliga delar och ett expansionssteg och är således känslig för föroreningar i gasen som siloxaner, svavel och vatten (Qin et al. 2001)

- Verkningsgraden för en GT minskar drastiskt då den inte körs med full last och således kan de bli aktuellt att byta ut GT med tiden då deponigasproduktionen minskar (Bove och Lunghi 2006).

5.3 UPPGRADERING

Ett annat alternativ är att uppgradera deponigasen. Med uppgradering menas antingen en förhöjning av metanhalten genom att filtrera bort koldioxid och eventuell kvävgas (Patterson et al. 2011). Den reade metangasen kan sedan användas för en rad applikationer, exempelvis försäljning till stamnätet, som fordonsbränsle eller för reformering till syntetisk gas och vätgas genom SMR. Ett alternativ till att först rena gasen och sedan reformera den genom SMR är att direkt reformera deponigasen till syntetisk gas genom en högttemperatursreaktion med en metallkatalysator (Monroy et al. 2010). Denna process kallas torr reformering och är mycket intressant ur ett energiperspektiv (Kohn et al. 2010) men används inte i större utsträckning kommersiellt idag på grund av snabb förgiftning av katalysatorn (Monroy et al. 2010).

5.3.1 Rening till metangas

Att rena biogas, också inkluderat deponigas, från koldioxid och eventuell kvävgas är en etablerad metod som används på flera håll i Sverige och övriga världen (Patterson et al. 2011). Bland annat utnyttjas tekniken av GRYAB i Göteborg där avloppsslam rötas och uppgraderas genom Pressure Swing Adsorption (PSA). Det finns många olika tekniker tillgängliga för att uppgradera metangas, nedan följer de kommersiellt mest etablerade (Patterson et al. 2011):

- Pressure Swing Adsorption (PSA)
- Water scrubbing
- Physical absorption
- Amine scrubbing
- Membrane separation
- Cryogenic distillation

På grund av de små flödena av deponigas på Tagene bedömdes efter diskussion med Rebecka Ostréus, processingenjör på Malmberg, membranseparation vara den enda genomförbara tekniken. Förutom att vara lämplig för små flöden finns det andra fördelar med membranseparation: låg investeringskostnad, låg energiåtgång och enkel drift för att nämna några (Dai et al. 2016). Övriga tekniker kommer således inte att behandlas inom ramen för detta arbete. För den intresserade läsaren ges en bra sammanfattning av Patterson, Esteves et al (2011).

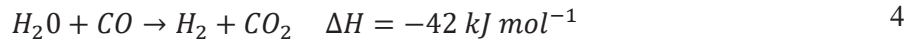
Det finns många olika sorters membran med många olika applikationer. Sötning av gas är ett typiskt exempel, vilket är en vanlig process inom naturgasindustrin där svavelväte selektivt filtreras bort (Quek et al. 2018). I fallet deponigas på Tagene rör det sig om CO₂ och vad som antagligen är kvävgas vilka måste filtreras bort, se avsnitt 3.3. Det finns många tekniker utvecklade på kommersiell skala för separation av koldioxid av metan (Dai et al. 2016). Kvävgas däremot är notoriskt svårt att separera från metan oavsett vilken metod som används och idag är den enda kommersiellt applicerade metoden storskalig kryogenisk destillation (Lokhandwala et al. 2010). Vissa framsteg har gjorts för att hitta membranmaterial som kan separera kvävgas från metan, främst för applikationer inom naturgasindustrin. Membranen kännetecknas fortfarande dock av för låg selektivitet och måste således arrangeras i flera lager, något som bli för dyrt för storskalig applikation (Lokhandwala et al. 2010).

5.3.2 Torr reformering till syntetisk gas

Torr reformering är ur energisynpunkt ett mycket attraktivt alternativ då den inte kräver ånga. Vid torr reformering omvandlas metan och koldioxid till syntetisk gas genom reaktion 3 (Kohn et al. 2010).



Utbytet av vätgas kan ökas genom en water gas shift (WGS) reaktion där kolmonoxid reagerar med vatten för att bilda vätgas och koldioxid enligt reaktion 4 (Kohn et al. 2010).



Den huvudsakliga utmaningen med torr reformering är att hitta en lämplig katalysator. Katalysatorer tenderar att deaktiveras snabbt då reformeringsreaktionen har en hög benägenhet att producera koks (Monroy et al. 2010), speciellt i fallet då billigare metaller som nickel, kobolt eller koppar används (Kohn et al. 2010). Detta problem har lett till att torr reformering appliceras i mycket begränsat kommersiell skala idag samtidigt som det finns omfattande forskning för att få fram nya, bättre katalysatorer (Heo et al. 2018, Das et al. 2018, Monroy et al. 2010, Kohn et al. 2010). Den syntetiska gasen kan sedan antingen användas för energiproduktion i turbiner/motorer eller för produktion av vätgas. Det senare är mycket intressant för Renova då en ny vätgassopbil inhandlades 2018. Ett annat alternativ är att använda vätgasen för att producera el för lokalt bruk/till elnätet. Bränsleceller har mycket hög elektrisk effekt och inga utsläpp, men är fortfarande dyra jämfört med andra CHP lösningar (Bove och Lunghi 2006). I Tabell 19 ges några typiska värden för en bränslecell

Tabell 19. Några typiska parametrar hos en bränslecell. Egenskaperna har inte verifierats på kommersiell skala. Data från (Bove och Lunghi 2006)

Elektrisk verkningsgrad	50%
Bränslekonsumtion [kJ kWh ⁻¹]	7174
Temperatur [°C]	650
NO _x [µg kJ ⁻¹]	≈0
CO [µg kJ ⁻¹]	1.4

5.4 JÄMFÖRELSE AV TEKNIKER FÖR ATT UTNYTTJA ENERGIN I DEPONIGASEN

För att väga de olika teknikerna mot varandra genomfördes en workshop 18/6–2020 på Renova. Investering, driftkostnader, driftintäkter, miljö, demonstrerad metod, goodwillvärde, teknisk komplexitet och säkerhet togs fram som de kategorier som metoderna borde viktas i. Metoderna poängsattes sedan mellan 1 – 10 eller 1 – 5 beroende på värdering, ju högre poäng desto bättre metod för Tagene.

Gaspotentialen i deponin antogs av författaren följa det lågorganiska scenariot. Detta då det scenariot är baserat på parametrar från en verksamhet liknande den vid Tagene. Precis som för de diffusa utsläppen framåt så konstruerades 3 scenarier baserade på uppsamlingseffektiviteten. Skillnaden är att tidsspannet nu syftar till den ekonomiska livslängden för utrustning, 10 år, och inte de 25 år som undersöktes för diffusa utsläpp. För effekter se Bilaga 2: Effekter för fallstudie.

- Scenario 1: Uppsamlingseffektiviteten ligger oförändrat kvar på 35% den kommande tioårsperioden.
- Scenario 2: Uppsamlingseffektiviteten sjunker till en nivå 15 % den kommande tioårsperioden på grund av fortsatt försämring av uppsamlingssystemet. För att förenkla beräkningarna antogs effektiviteten minska direkt till 15% och inte gradvis under perioden.
- Scenario 3: Uppsamlingseffektiviteten ökar direkt till en nivå om 70% då det norra området av deponin sluttäcks och nya brunnar anläggs. För att förenkla beräkningarna antogs effektiviteten öka direkt till 70%, inte 2022-2023 då konstruktionen är planerad.

Resultatet av analysen presenteras i Tabell 20.

Tabell 20 ger den första analys som gjordes för att välja fram intressanta metoder att analysera för de tre olika fallen. Hög poäng = bra teknik.

1 - 10	Varmvattenpanna	Varmvattenpanna fjärrvärme	Hetvattenpanna fjärrvärme	Gasmotor	Stirlingmotor	Gasturbin	Organisk Rankinecykel	Metangas	Syngas	Vätgas
Investering										
35%	9	7	5	5	7	3	4	1	2	2
15%	9	6	3	1	9	2	6	1	2	2
70%	9	8	4	4	1	6	2	1	2	2
Driftkostnader										
35%	9	9	7	5	7	5	3	10	1	1
15%	9	9	7	6	7	6	4	10	1	1
70%	8	8	6	4	7	4	2	10	1	1
Driftintäkter										
35%	1	2	3	7	6	6	4	7	8	10
15%	1	2	3	4	6	3	3	7	8	10
70%	1	2	3	7	6	6	4	7	8	10
Miljö										
35%	7	7	7	3	7	5	7	8	8	8
15%	7	7	7	2	7	2	7	9	8	8
70%	7	7	7	5	7	6	7	7	8	8
Demonstrerad metod										
35%	10	10	7	5	8	8	3	3	1	1
15%	10	10	7	1	8	5	3	1	1	1
70%	10	10	8	8	8	10	3	4	1	1
1 - 5										
Goodwill-värde										
35%	1	2	2	3	4	3	4	4	5	5
15%	1	2	2	3	4	3	4	4	5	5
70%	1	2	2	3	4	3	4	4	5	5
Teknisk komplexitet										
35%	5	5	2	4	4	3	2	1	1	1
15%	5	5	2	4	4	3	2	1	1	1
70%	5	5	2	4	4	3	2	1	1	1
Säkerhet										
35%	5	5	2	3	5	3	2	5	5	5
15%	5	5	2	3	5	3	2	5	5	5
70%	5	5	2	3	5	3	2	5	5	5
Summa										
35%	47	47	35	35	48	36	29	39	31	33
15%	47	46	33	24	50	27	31	38	31	33
70%	46	47	34	38	42	41	26	39	31	33

Investering

Kategorin investering innefattar alla kostnader för transport, installationspersonal och utrustning för Tagene. Kostnaderna bedömdes genom att hämta information från äldre offerter, litterära källor och tillgänglighet på marknaden. Gasuttaget har påverkat denna kategori mycket då exempelvis

kostnaden för en SM är linjärt beroende på uttaget medan en GM blir betydligt billigare per kW vid högre uttag. Inga grundliga beräkningar bedömdes nödvändiga för denna första analys.

Driftkostnader

Med driftkostnader menas kostnader som direkt kan kopplas till driften. Det innefattar främst underhåll och driftpersonal men även mindre kostnader såsom försäkringar. Poängsättningen har i första hand relaterats till underhåll där uppgradering med membran står ut då de i princip inte kräver något underhåll medan torr reformering som kräver mycket dyra katalysatorer har fått sämst poäng.

Driftintäkter

Kategorien driftintäkter avser den vinst som görs på installationen. Här innefattas sparad värme och el på Tagene samt intäkter för försäljning av el och fjärrvärme. Tagene omfattas inte av utsläppsrättshandeln och således räknades inte minskade klimatgasutsläpp som en direkt driftintäkt. Värdefulla produkter som vätgas, syntetisk gas och metan har här fått hög poäng, följt av el och sist värme vilket genererar ca 1 krona respektive 0,2 kronor per kWh.

Miljö

Kategorien miljö innefattar utsläpp av växthusgaser och andra hälso- eller miljöfarliga gaser till atmosfären.

Demonstrerad Metod

I den här kategorien har metoderna validerats efter deras tillgänglighet på marknaden. Följande resonemang har följts:

1. Finns metoden demonstrerad för en deponi med jämförbara flöden med Tagene?
2. Finns metoden demonstrerad inom ett liknande område (biogas, CCS, gasifikation) för liknande flöden?
3. Finns metoden demonstrerad för andra flöden för en deponi, men tillgänglig på marknaden i rätt dimensioner?
4. Finns metoden demonstrerad för andra flöden inom ett liknande område, men tillgänglig på marknaden i rätt dimensioner?
5. Finns metoden demonstrerad?
6. Finns metoden tillgänglig på marknaden?
7. Finns metoden bevisad på labbskala?
8. Finns metoden endast som simuleringar?

Således har etablerade metoder som förbränning rankats högt medan experimentella metoder som membranfiltrering och torr reformering rankats lågt. GM och GT som finns demonstrerat för större deponier har fått bra betyg vid ökat gasuttag men rankat väldigt lågt vid minskat uttag, medan Stirling som visats på låga flöden har fått bra betyg där men sämre vid högre uttag.

Goodwill värde

Med goodwill värden menas värden som inte direkt kan mätas monetärt. Exempelvis skulle en innovativ lösning som organiska Rankinecyklar eller vätgasproduktion kunna medföra mervärden i form av publicitet, ökat välvilja och en tydligare miljöprofil.

Teknisk komplexitet

Kategorin teknisk komplexitet avser att bedöma kompetensnivån som krävs för installation och framförallt drift av tekniken. Exempel på saker som kan vara kritiska är hur klimat och förändringar i gasuttag eller sammansättning påverkar tekniken. Avancerade tekniker som organiska rankinecyklar eller turbiner kan komma att kräva omfattande utbildning av ÅVC-operatörerna, alternativt en kompetensrekrytering och har således fått låga poäng.

Säkerhet

Säkerhet är från Renovas sida en mycket prioriterad fråga, men då ingen av teknikerna bedömdes medföra omfattande risker poängsattes kategorin lägre. Risker som togs i beaktande är

personskador, miljöfara och buller. Således fick hetvattenpannor som medför större risker för personskada och Rankinecyklar som ofta använder miljöfarliga arbetsmedium låga betyg medan etablerade tekniker, speciellt med externa förbränningskammare fick bättre betyg.

5.5 FALLSTUDIE

En fallstudie utfördes för att i detalj utreda de mest attraktiva alternativen av de tre olika uppsamlingsscenarierna. Tekniker som visade över 40 poäng i

Tabell 20 utreddes för varje scenario. Kostnader beräknades i första hand genom offerter. Om sådana inte fanns tillgängliga beräknades kostnader enligt *A Guide to Chemical Engineering Process Design and Economics: A Practical Guide* (Ulrich 2004).

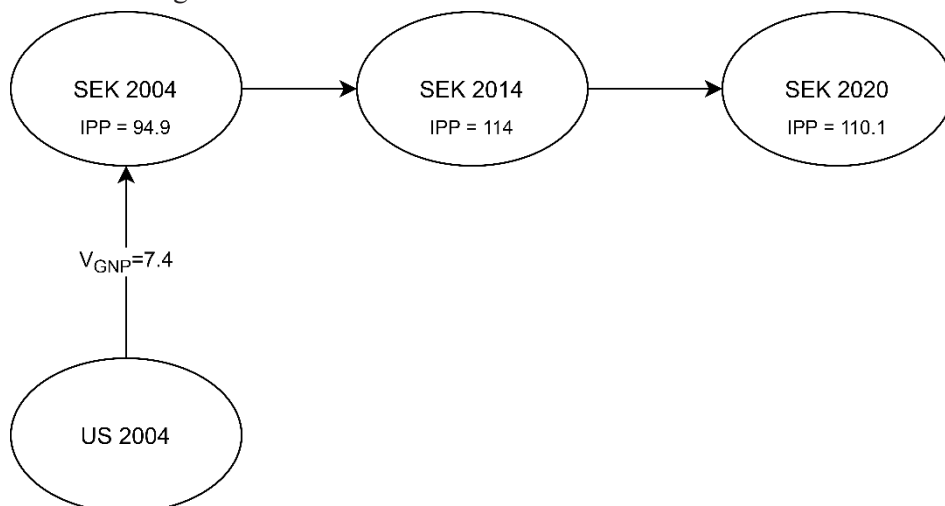
5.5.1 Investering

Investering är sammanslagningen av 3 huvudsakliga kostnadsposter: utrustningskostnad, kringutrustningskostnad och installationskostnad. Utrustningskostnaden tillhandahölls huvudsakligen via offerter för alla de sju undersökta fallen. Kringutrustning omfattar poster som styr, målning, rördragning etc. beräknades som pålägg på den totala utrustningskostnaden. Påläggsintervall användes även för att beräkna kostnaderna för installation, se Bilaga 3: Kostnadskalkyl Mall.

Investeringen för att göra det möjligt att utnyttja värme i våghuset på Tagene beräknades separat de olika fallen. Detta då den möjligheten inte påverkas av ökade eller minskade flöden av deponigas. Alla kostnader baserades på den förstudie som lämnades in av EPRO energiprojekt till Renova 2013 (Hedenberg 2013). Kostnaderna har översatts genom IPP, som beskrivet i Figur 22. Investeringen på våghuset täcker majoriteten av rörlägningsbehovet på Tagene och således belastas inte de individuella fallen för denna kostnad senare, se Bilaga 4. Kostnadskalkyl Våghuset.

Investeringen för att dra fjärrvärmekulvertar till Tagene bedöms vara i storleken 10 000 000 SEK (Axner 2020). Det är således inte realistiskt att detta projekt belastas då den proportionella investeringen för fjärrvärmekulvertar är för stor.

För att uppdatera kostnader över tid användes producer price index (IPP) för Sverige från SCB och för att översätta dollar i svenska kronor användes GNP per capita, enligt Figur 22 och ekvation XIV där man går från år Y till år X.



Figur 22. Översikt av hur kostnader kan uppdateras från vissa år samt översättas från amerikanska dollar \$.

$$f = \frac{(I_{pp})_X}{(I_{pp})_Y} (V_{BNP})_Y \quad C_{SEK} = C_{\$} \cdot f \quad \text{XIV}$$

5.5.2 Drift

Ingen av de studerade alternativen bör anses vara personalintensiva. Således gjordes bedömningen att beroende på teknikens komplexitet så varierade personalbehovet mellan 10–20% av heltid för en operatör med månadslön på 30 000 SEK. Elbehovet för utrustningen uppskattades separat för varje alternativ och kostnaden för kylarvatten försumrades. Övriga kostnader för underhåll, driftledning och lönerelaterade omkostnader beräknades med pålägg enligt metoden beskriven i Ulrich, se Bilaga 3: Kostnads kalkyl Mall.

Den nuvarande driftkostnaden för facklan uppskattades av författaren vara likvärdig med kostnaden för att driva en varmvattenpanna för de tre olika uppsamlingseffektiviteterna. Eftersom Renova har ett lagkrav som kräver minimum att gasen facklas, sattes den driftkostnaden som ”noll”. De ökade driftkostnaderna för stirlingmotorer och gasturbiner mot det lagstadgade kravet på förbränning kunde således beräknas som skillnaden mellan driftkostnaderna för de senare och pannkostnaden vid den givna uppsamlingseffektiviteten.

5.5.3 Lönsamhet

Lönsamheten på investeringarna beräknades genom nuvärdesmetoden (NPV), se ekvation XV. Kalkylräntan, X sattes till 3 % enligt Renovas principer. Den ekonomiska livslängden på investeringen, N sattes till 10 år.

$$NPV = -C_0 + \sum_{i=1}^N A_i \cdot (1 + X)^{-i} \quad \text{XV}$$

Årsinkomsten A_i beräknades som skillnaden mellan de sparade energikostnaderna sett till dagens situation på Tagene och kostnader relaterade till driften av anläggningen. Det är således möjligt att 100 MWh el sparas i uppvärmning samt det ytterligare behovet om ca 500 MWh el kan delvis tillfredsställas av en stirlingmotor eller gasturbin. Elpriset sattes till 0.25 SEK kWh⁻¹ (Axner 2020). Vi försäljning till fjärrvärmenät beräknades varje kWh värme inbringa 0,05 SEK som ett medelvärde över året. Följande antaganden gjordes när lönsamheten beräknades:

- Tillgängligheten ökar vid högre flöden av gas då högre flöden lämpar sig bättre för de tekniker som finns på marknaden. Tillgänglighet, termisk effektivitet och elektrisk effektivitet sammanfattas i
- Tabell 21.
- Endast 50% av värmeenergin bedömdes vara tillgänglig för uppvärmning av våghuset. Detta då det huvudsakliga uppvärmningsbehovet är på vintern samtidigt som flödet av deponigas är störst på sommaren. Detta antagande appliceras inte på fjärrvärmeförsäljning då försäljningspriset är ett årsmedelvärde.
- På grund av de många osäkerhetsfaktorerna vad gäller driftkostnadsberäkningar gjordes en lönsamhetsanalys som tog ökade driftkostnader i beaktande samt en lönsamhetsanalys där alla driftkostnader helt undantogs.
- På grund av den osäkra framtiden för våghuset och vilket/vilka projekt som skall belasta kostnaden för en renovation alternativt nybyggnation, exkluderades renoveringskostnaden från lönsamhetsanalysen.
- En fjärrvärmeanslutning bedömdes som trolig inom en treårsperiod sett från idag. Således räknades fjärrvärmeintäkter med i kalkylen från 2024.

Tabell 21. Värden för tillgänglighet, termisk effektivitet och elektrisk effektivitet.

År	Tillgänglighet	Termisk effektivitet	Elektrisk effektivitet
Värmepanna			
15%	0,80	0,80	0,00
35%	0,85	0,85	0,00
70%	0,85	0,85	0,00
Stirlingmotor			
15%	0,80	0,65	0,25
35%	0,85	0,65	0,25
70%	0,85	0,65	0,25
Gasturbin			
70%	0,85	0,54	0,26

5.6 RESULTAT

Förstudien renovationen av våghuset visade att det skulle kosta totalt 797 000 SEK. Av dessa bör 457 00 SEK belasta den rullande underhållsbudgeten för våghuset (Hedenberg 2013). En nybyggnation av våghuset projekteras vara en investering om ca 4 000 000 SEK (Lundström 2020).

5.6.1 Uppsamlingseffektivitet 15%

Beräkningen visade att den totala investeringen för en varmvattenpanna 32 kW med tillhörande kringutrustning och installation skulle uppgå till 142 000 SEK. Effekten på varmvattenpannan sattes högre än effekten på gasen på inrådan av tillverkarna av pannan, Armatec. Investeringen för en stirlingmotor på 32 kW beräknades till 956 000 SEK. Azelio har tillverkat stirlingmotorer med lägre effekt men inga tillförlitliga offerter för priset på sådana hittades. Den årliga driftkostnaden för de båda alternativen beräknades till 98 000 SEK respektive 121 000 SEK, se Bilaga 5A: Kostnads kalkyl Panna 15% och Bilaga 5B: Kostnads kalkyl Stirling 15%.

För att ta fram nuvärdet beräknades A_i vilket presenteras tillsammans tillskottet från fjärrvärmeförsäljning i Tabell 22 för en varmvattenpanna samt i Tabell 23 för en stirlingmotor. Observera att enligt antagande bedömdes endast 50% av värmeenergin i gasen vara tillgänglig för lokal uppvärmning på Tagene. Således kan inget av alternativen helt tillgodose värmebehovet vilket kompletteras genom installation av en eldriven varmvattenberedare, se Bilaga 4. Kostnads kalkyl Våghuset.

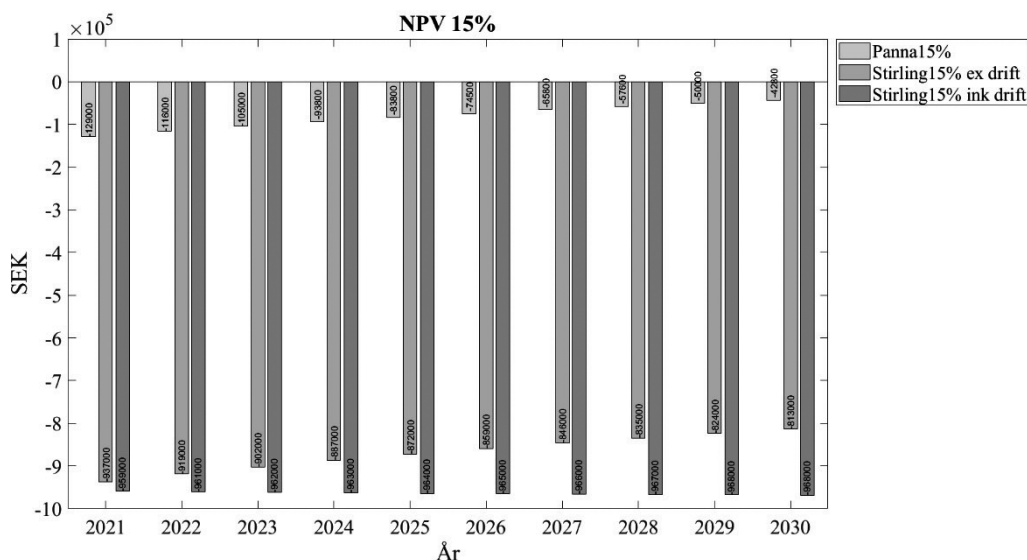
Tabell 22. Den årliga inkomsten A_i vid installation av varmvattenpanna, scenario 15% uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning skulle kunna tillföra ekonomiskt

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	A_i	A_i + Fjärrvärme
2021	172 600	138 080	110 464	13 SEK	808 14 331 SEK
2022	164 994	131 995	105 596	13 SEK	200 13 479 SEK
2023	157 903	126 322	101 058	12 SEK	632 12 685 SEK
2024	151 291	121 033	96 826	12 SEK	103 12 103 SEK
2025	145 126	116 101	92 881	11 SEK	610 11 610 SEK
2026	139 378	111 503	89 202	11 SEK	150 11 150 SEK
2027	134 019	107 215	85 772	10 SEK	721 10 721 SEK
2028	129 022	103 217	82 574	10 SEK	322 10 322 SEK
2029	124 487	99 590	79 672	9 959 SEK	9 959 SEK
2030	120 124	96 099	76 880	9 610 SEK	9 610 SEK

Tabell 23. Den årliga inkomsten A_i vid installation av stirlingmotor, scenario 15% uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning skulle kunna tillföra ekonomiskt

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	El [kWh]	A_i	A_i + Fjärrvärme
2021	172 600	138 080	89 752	34 520 SEK	19 SEK	849 19 849 SEK
2022	164 994	131 995	85 797	32 999 SEK	18 SEK	974 18 974 SEK
2023	157 903	126 322	82 110	31 581 SEK	18 SEK	159 18 159 SEK
2024	151 291	121 033	78 671	30 258 SEK	17 SEK	398 17 398 SEK
2025	145 126	116 101	75 466	29 025 SEK	16 SEK	690 16 690 SEK
2026	139 378	111 503	72 477	27 876 SEK	16 SEK	028 16 028 SEK
2027	134 019	107 215	69 690	26 804 SEK	15 SEK	412 15 412 SEK
2028	129 022	103 217	67 091	25 804 SEK	14 SEK	837 14 837 SEK
2029	124 487	99 590	64 733	24 897 SEK	14 SEK	316 14 316 SEK
2030	120 124	96 099	62 465	24 025 SEK	13 SEK	814 13 814 SEK

Resultatet från kalkyl med nuvärdesmetoden presenteras i Figur 23. Från 2024 beräknas fjärrvärmekulvertar vara anslutna, varvid kolumn 7 används istället för kolumn 6 i Tabell 22 och Tabell 23. Nuvärdet för en varmvattenpanna 2030 visade -43 000 SEK, d.v.s. investeringen är inte direkt ekonomiskt hållbar. Samma nuvärde för en stirlingmotor var -813 000 SEK om driftkostnaderna helt undantogs och -968 000 SEK om det inte gjordes.



Figur 23. Nuvärdesutvecklingen för varmvattenpannan och stirlingmotorn, med och utan drift under den ekonomiska livslängden, scenario 15 % uppsamlingseffektivitet.

5.6.2 Uppsamlingseffektivitet 35%

Beräkningen visade att den totala investeringen för en varmvattenpanna 47 kW med tillhörande kringutrustning och installation skulle uppgå till 172 000 SEK. Investeringen för en stirlingmotor på 32 kW beräknades till 962 000 SEK. Den årliga driftkostnaden för de båda alternativen beräknades till 100 000 SEK respektive 121 000 SEK, se Bilaga 5A: Kostnadskalkyl Panna 35% och Bilaga 5B: Kostnadskalkyl Stirling 35%.

Ai samt Ai med fjärrvärmeanslutning redovisas för varmvattenpanna i Tabell 24 och för stirlingmotor i Tabell 25. För det lokala värmebehovet behovet antogs återigen 50% vara tillgängligt för uppvärmning.

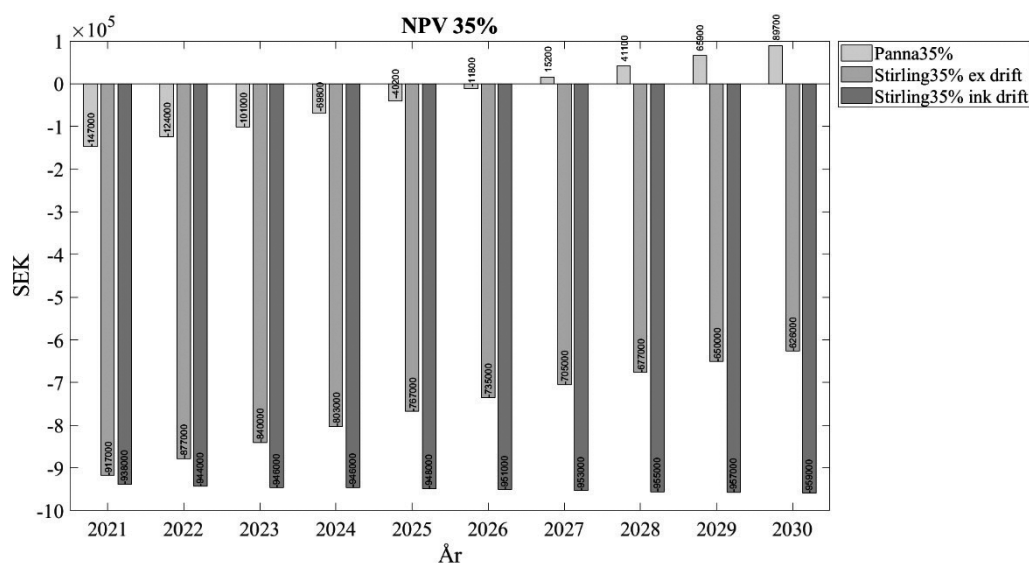
Tabell 24. Den årliga inkomsten Ai vid installation av varmvattenpanna, scenario 35 % uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning kan tillföra ekonomisk.

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	Ai	Ai + Fjärrvärme
2021	402 733	342 323	290 974	25 000 SEK	37 116 SEK
2022	384 987	327 239	278 153	25 000 SEK	36 362 SEK
2023	368 440	313 174	266 198	25 000 SEK	35 659 SEK
2024	353 013	300 061	255 052	25 000 SEK	35 003 SEK
2025	338 628	287 834	244 659	25 000 SEK	34 392 SEK
2026	325 216	276 433	234 968	25 000 SEK	33 822 SEK
2027	312 710	265 804	225 933	25 000 SEK	33 290 SEK
2028	301 050	255 893	217 509	25 000 SEK	32 795 SEK
2029	290 470	246 899	209 865	25 000 SEK	32 345 SEK
2030	280 290	238 247	202 510	25 000 SEK	31 912 SEK

Tabell 25. Den årliga inkomsten Ai vid installation av stirlingmotor, scenario 35 % uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning kan tillföra ekonomisk.

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	El [kWh]	Ai	Ai + Fjärrvärme
2021	402 733	342 323	222 510	85 581	46 395 SEK	52 521 SEK
2022	384 987	294 515	191 435	73 629	42 336 SEK	46 908 SEK
2023	368 440	281 857	183 207	70 464	40 517 SEK	44 677 SEK
2024	353 013	270 055	175 536	67 514	38 820 SEK	42 597 SEK
2025	338 628	259 050	168 383	64 763	37 238 SEK	40 658 SEK
2026	325 216	248 790	161 714	62 198	35 764 SEK	38 849 SEK
2027	312 710	239 223	155 495	59 806	34 388 SEK	37 163 SEK
2028	301 050	230 303	149 697	57 576	33 106 SEK	35 591 SEK
2029	290 470	222 209	144 436	55 552	31 943 SEK	34 164 SEK
2030	280 290	214 422	139 374	53 605	30 823 SEK	32 792 SEK

Resultatet från kalkyl med nuvärdesmetoden presenteras i Figur 24. Nuvärdet efter den ekonomiska livslängden var för pannan 90 000 SEK, d.v.s. den är ekonomiskt hållbar. Samma värde för stirlingmotorn var -626 000 SEK om driftkostnaden helt undantogs och 959 000 SEK om det inte gjordes.



Figur 24. Nuvärdesutvecklingen för varmvattenpannan och stirlingmotorn, med och utan drift under den ekonomiska livslängden, scenario 35 % uppsamlingseffektivitet.

5.6.3 Uppsamlingseffektivitet 70%

Beräkningen visade att den totala investeringen för en varmvattenpanna 95 kW med tillhörande kringutrustning och installation skulle uppgå till 224 000 SEK. Investeringen för två stirlingmotorer å 32 kW beräknades till 1 553 000 SEK och för en mikroturbin från Capstone® med 30kWe till 1 976 000 SEK. Den årliga driftkostnaden för de tre alternativen beräknades till 104 000 SEK respektive 156 000 SEK för stirlingmotorerna och 279 000 SEK för gasturbinen, se Bilaga 5A: Kostnadskalkyl Panna 70%, Bilaga 5B: Kostnadskalkyl Stirling 70% och Bilaga 5C: Kostnadskalkyl Mikroturbin 70%

Ai samt Ai med fjärrvärmeanslutning redovisas för varmvattenpanna i Tabell 26, stirlingmotorer i Tabell 27 och gasturbin i Tabell 28 .

Tabell 26. Den årliga inkomsten Ai vid installation av varmvattenpanna, scenario 70% uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning kan tillföra ekonomisk.

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	Ai	Ai + Fjärrvärme
2021	805 465	684 645	581 949	25 000 SEK	49 097 SEK
2022	769 973	654 477	556 306	25 000 SEK	47 815 SEK
2023	736 880	626 348	532 396	25 000 SEK	46 620 SEK
2024	706 025	600 121	510 103	25 000 SEK	45 505 SEK
2025	677 256	575 667	489 317	25 000 SEK	44 466 SEK
2026	650 431	552 867	469 937	25 000 SEK	43 497 SEK
2027	625 421	531 608	451 866	25 000 SEK	42 593 SEK
2028	602 101	511 786	435 018	25 000 SEK	41 751 SEK
2029	580 940	493 799	419 729	25 000 SEK	40 986 SEK
2030	560 580	476 493	405 019	25 000 SEK	40 251 SEK

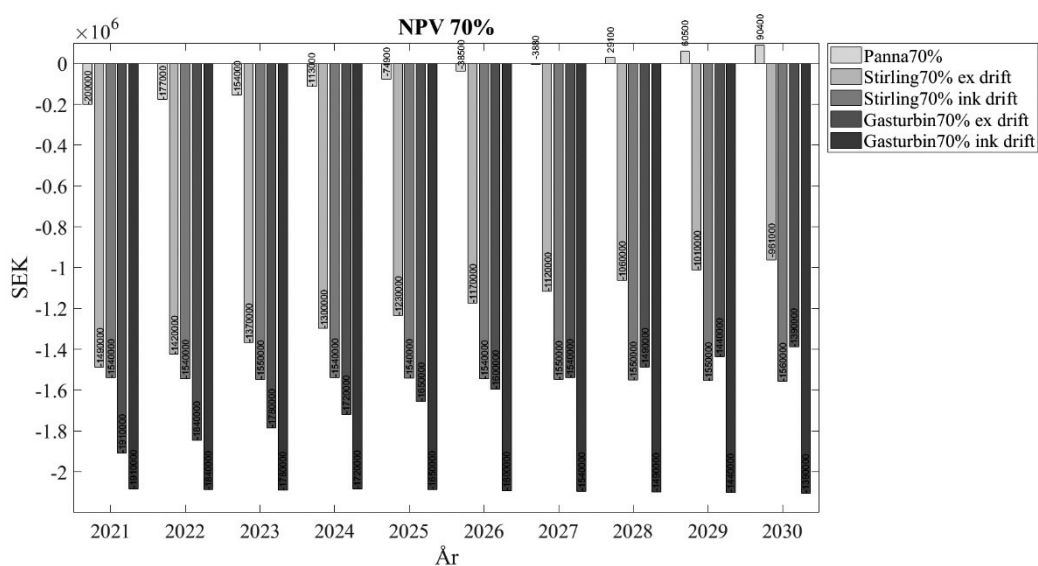
Tabell 27. Den årliga inkomsten A_i vid installation av stirlingmotor, scenario 70% uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning kan tillföra ekonomisk.

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	El [kWh]	A_i	A_i + Fjärrvärme
2021	805 465	684 645	445 020	171 161	67 790 SEK	85 041 SEK
2022	769 973	654 477	425 410	163 619	65 905 SEK	82 175 SEK
2023	736 880	626 348	407 126	156 587	64 147 SEK	79 503 SEK
2024	706 025	600 121	390 079	150 030	62 508 SEK	77 012 SEK
2025	677 256	575 667	374 184	143 917	60 979 SEK	74 688 SEK
2026	650 431	552 867	359 363	138 217	59 554 SEK	72 522 SEK
2027	625 421	531 608	345 545	132 902	58 225 SEK	70 503 SEK
2028	602 101	511 786	332 661	127 946	56 987 SEK	68 620 SEK
2029	580 940	493 799	320 969	123 450	55 862 SEK	66 911 SEK
2030	560 580	476 493	309 721	119 123	54 781 SEK	65 267 SEK

Tabell 28. Den årliga inkomsten A_i vid installation av gasturbin, scenario 70% uppsamling samt vad en fjärrvärmeanslutning kan tillföra ekonomisk.

År	Total [kWh]	Tillgänglig [kWh]	Värme [kWh]	El [kWh]	A_i	A_i + Fjärrvärme
2021	805 465	684 645	369 709	178 008	69 502 SEK	82 987 SEK
2022	769 973	654 477	353 418	170 164	67 541 SEK	80 212 SEK
2023	736 880	626 348	338 228	162 851	65 713 SEK	77 624 SEK
2024	706 025	600 121	324 066	156 032	64 008 SEK	75 211 SEK
2025	677 256	575 667	310 860	149 674	62 418 SEK	72 961 SEK
2026	650 431	552 867	298 548	143 745	60 936 SEK	70 864 SEK
2027	625 421	531 608	287 068	138 218	59 554 SEK	68 908 SEK
2028	602 101	511 786	276 364	133 064	58 266 SEK	67 084 SEK
2029	580 940	493 799	266 651	128 388	57 097 SEK	65 429 SEK
2030	560 580	476 493	257 306	123 888	55 972 SEK	63 837 SEK

Resultatet av kalkyl med nuvärdemetoden presenteras i Figur 25. Nuvärdet efter den ekonomiska livslängden för en varmvattenpanna är 90 000 SEK. För de två stirlingmotorerna gäller -961 000 SEK om driftkostnaden exkluderas och -1 557 000 SEK om de inkluderas. Nuvärdet för investeringen i en gasturbin är -1 389 000 SEK om driften avskrivs och -2 104 000 SEK om den inte avskrivs.



Figur 25. Nuvärdesutvecklingen för varmvattenpannan, stirlingmotorerna och gasturbinen, med och utan drift under den ekonomiska livslängden, scenario 70 % uppsamlingseffektivitet.

5.7 DISKUSSION

Scenarier

Den enskilt viktigaste faktorn för vilken teknik som väljs är effekten på den gas som samlas in. Med effekten menas den effekt som utvecklas om gasen förbränns fullständigt. Effekten bestämmer inte bara vilken teknik som är bäst lämpad utan också vilken dimensionering som skall väljas på utrustningen. Detta är en av anledningarna till att deponigas ofta ses som en problematisk energikälla då den både sinar över tid och fluktuerar med årstider. Tilltro till uppsamlingssystemets driftsäkerhet samt den modellerade gaspotentialen blir således väldigt viktigt som investeringsunderlag.

Den modellerade gaspotentialen faller som tidigare diskuterat inom de ramar som litteraturen erbjuder. Kompletterat med en verifiering genom mätningar av diffusa utsläpp bör den ses som det bästa verktyget för ett investeringsbeslut. Detta förutsatt att ett sådant skall fattas innan provbrunn samt sluttäckningsbrunnar anläggs. Det finns mycket som indikerar att de nya brunnarna kommer att ge gas. Svavelos har påträffats vid de aktuella områdena samt tidigare deponering av organiskt avfall är dokumenterat. Det har även varit viss värmeutveckling i det aktuella området. Det är således ett rimligt antagande att gasuttaget kommer att öka till nära de 70% som föreslås i det optimistiska scenariot. Med tanke på hur viktigt det är vad de nya brunnarna ger finns det mycket som talar för att vänta med investeringsbeslut till det nya flödet är definierat. Det som talar emot att vänta är att gaspotentialen minskar med tiden och det blir både svårare att driva och få ekonomi i en anläggning. Detta speciellt i Tagenes fall då mycket av den utrustning som finns på marknaden inte är gångbar på grund av de låga gasflödena. Obeslutsamhet kan således omöjliggöra en investering.

Den andra faktorn som påverkar flödet av deponigas är driftsäkerheten i uppsamlingen. Detta är något som Renova har haft problem med redan sedan anläggningen av uppsamlingssystemet 1989. Vissa fel begicks vid konstruktionen, främst att gasledningarna konstruerades utan kondensatavskiljare vilket helt omöjliggjorde driften av gasmotorn och ledde till snabb kollaps av många brunnar. Därefter har det varit ett stadigt förfall av de kvarvarande brunnarna som lett till att endast 3 fortfarande ger gas idag. Här finns det en förbättringspotential. Brunnarna behöver kontinuerligt underhåll och får således inte täckas över. Driften på uppsamling och förbränning behöver övervakas mer frekvent så att driftstopp kan förebyggas och en stabil gasström kan levereras till förbränningen. Tillgängligheten på facklan de senaste fyra åren, i genomsnitt 77,8% är låg med tanke på att det bör vara den enklast möjliga lösningen. Biogas Systems Nordic AB tillhandahåller ett styrsystem för kompressor och fackla via trådlöst nätverk, något som Renova betalat för men inte använder. Detta system kan med största sannolikhet även kompletteras med ett reglersystem för att stabilisera flödet baserat på undertryck och eventuellt spjäll för brunnanslutningarna. Något som bör undersökas vidare då det både har visat öka effektiviteten på uppsamlingen och antagligen är nödvändigt för att ha en hög tillgänglighet på en eventuell varmvattenpanna/stirlingmotor/gasturbin som alla kan vara känsliga för fluktuationer i lastnivån.

Ett alternativt komplement till ett reglersystem är också att installera en blandningstank för gasen innan förbränning. Detta skulle kunna leda till ett stabilare flöde och trycksättning för förbränningen vilket i sin tur skulle ge bättre förbränningseffektivitet och tillgänglighet för vald teknik.

Metodik

Den utrustnings som har föreslagits i investeringskalkylerna är inte direkt anpassad för applikation på fjärrvärmenätet. Anledningen till detta är att det är oklart om det går att värma direkt på fjärrvärmeledningen eller om Göteborgs Energi kräver indirekt värmning genom en värmeväxlare. Om det senare skulle vara fallet krävs det att en värmeväxlare dimensioneras enligt metodiken beskriven i avsnitt 5.1.3. Det skulle öka investeringskostnaderna för alla alternativ, dock proportionellt mest för det billigaste alternativet, en varmvattenpanna.

Det finns en genomgående osäkerhet i de utrustningskostnader som ligger som grund för de ekonomiska kalkylerna. De offerter som har använts som grund har med undantag för värme pannorna främst varit från 2014. För brännarna och gasturbinen har inte några offerter hittats utan en bedömning har istället gjorts efter en benchmark över liknande produkter via återförsäljare. För att beräkna filtren användes Ulrich Plant Cost Index, en metodik som har visat sig tillförlitlig under många år på LTH men som givetvis inte är lika bra som en offert. Eftersom utrustningen sedan även används som påläggsbas för majoriteten av kringutrustning-, installations- och driftkostnader skapar det en större osäkerhet i kalkylen. För att kompensera detta har osäkerhetskostnaden i kalkylen satts högt. Detta bör tas i beaktande om någon av kalkylerna används för en mer detaljerad projektering längre fram.

Utöver osäkerhet i driftkostnad som kommer av osäkerhet i påläggsbasen (utrustningskostnaden) finns ytterligare problematik i att göra jämförelser mellan olika alternativs driftkostnad. Renovas miljötillstånd lyder ”insamlad gas ska, om möjligt, nyttiggöras och i annat fall facklas”. Det kan därmed vara risk i att låta små, osäkra differenser i driftkostnad ligga till grund för beslut om investering, speciellt då Renova har ett krav att om möjligt nyttiggöra gasen. Rekommendationen är således att vikten läggs på lönsamhet exkluderat driftkostnader när beslut fattas.

Den 3% kalkylränta som användes är standard inom Renova, att jämföra mot privata företag som har högre avkastningskrav, 10–15%. Bakgrunden till det är att Renova har ett mycket mer trögflytande kapital än många privata bolag. Beroende på de projekterade effekterna av Covid-19 kan den räntan behöva revideras för att kompensera för en kommande lågkonjunktur vilket är en fråga som antagligen redan lyfts utan författarens kännedom. Därmed förbehålls vissa förändringar i lönsamhetsanalysen vid nya besked.

Lönsamhetsanalysen förutsätter att den el och värme som används på Tagene idag kan helt eller delvis kompletteras genom en teknik för att utnyttja gasen. Vidare förutsätter den ett konstant uppköp- och försäljningspris för el och värme. Det finns brister i dessa antaganden. Det mest uppenbara är att det framtida energibehovet på Tagene inte alls behöver se ut som idag. Elektrifiering av fordonsflottan skulle exempelvis öka elbehovet markant. Ett annat exempel är att om fjärrvärmekulvertar dras skulle fjärrvärme antagligen kunna köpas billigare än den el som används för uppvärmning idag.

Problemet med att anta konstant uppköp- och försäljningspris av framförallt el är att vi befinner oss mitt i en omställning av energimarknaden. Sämre tillgång på el i främst södra Sverige leder till stigande elpriser. Det är således otroligt att elpriset faktiskt förblir konstant, även om Renova har producentavtal. Ökade elpriser är positivt för stirlingmotor och gasturbinlösningar. Som ett exempel skulle ett försäljningspris på el om 0,68 SEK/kWh göra det möjligt att räkna hem investeringen för en stirlingmotor vid scenariot 35% uppsamling.

Stigande elpriser kommer antagligen också öka marknadsvärdet på fjärrvärme då kraftvärmeverk maximerar elproduktion samtidigt som det finns ett större incitament att inte använda el för uppvärmning. Detta är dock inte aktuellt för potentiell försäljning av fjärrvärme från Renova då vi har ingått i ett värmeavtal med Göteborgs Energi som sträcker sig till 2030, d.v.s. hela den ekonomiska livslängden.

Antagandet som gjordes att endast 50% av värmeenergin i gasen är tillgänglig är en grov uppskattning. För att göra en noggrannare analys skulle man kunna titta på elkonsumtionen månadsvis på Tagene och korrelera detta till data för utdragen gas och dess energipotential. Problemet med detta är att tillgängliga data visar den totala elkonsumtionen på Tagene och inte ger en uppfattning av hur mycket av det som används för uppvärmning. Således hade transmissionsberäkningar behövt utföras, något som ligger utanför ramen av detta arbete.

Resultat

Det ekonomiska resultatet följer den förväntade utfallet att den deponigas som utvinns på Tagene inte kan bära tunga investeringar på grund av de låga flödena. Det går att få ekonomi i en

varmvattenpanna förutsatt att gasuppsamlingen håller sig kvar på dagens nivå eller förbättras. Viss osäkerhet i det resultatet förbehålls dock för förändrade värme- och elpriser.

Ur ett ekonomiskt perspektiv med valda parametrar ter sig inte stirlingmotorerna eller gasturbinen som en bra lösning. Som nämndes tidigare bör dock stigande elpriser tas i beaktande för hur åtminstone en stirlingmotor kan räknas hem. Vidare kan ett argument framföras att det finns ett större PR-värde att producera el än värme från deponigas då el är en mer eftersökt energikälla. Stirlingmotorer och gasturbiner kan dock inte anses vara en innovativ eller ny teknik då den brukas vid deponier sedan många år tillbaka. Således bör det inte inbringa någon extra goodwill.

Andra projekt och vägen framåt

Beslutet kring en investering för att utnyttja deponigasen på Tagene beror av en rad andra projekt. Renovation/nybyggnation av våghuset är kanske det mest kritiska då det är nödvändigt för att kunna utnyttja energin. Eftersom möjligheten att driva och få ekonomi i en anläggning minskar ju längre Renova väljer att vänta med en investering vill författaren uppmuntra till att driva den processen mer intensivt.

5.8 SLUTSATS

Baserat på utslaget av den ekonomiska analysen är rekommendationen för Renova att satsa på en varmvattenpanna för att utnyttja energin i gasen. Deponigasflödena är för små för att bära större investeringar som stirlingmotorer eller gasturbiner även om dessa skulle kunna inbringa ett mervärde i form av PR och miljövinst. En varmvattenpanna kommer att minska energikostnaden för Tagene och således ge avkastning på investering efter ca 7-8 år, beroende på gasflöde. Detta förutsatt att uppsamlingseffektiviteten ökar eller bibehålls vid dagens nivåer. Avkastningen är inte tillräcklig för att finansiera nybyggnation eller renovation av våghuset men kan samfinansiera med andra projekt.

Vidare bör en utredning om reglering av uttaget av gas tillsättas. Speciellt viktigt är att denna utredning genomförs innan de nya brunnarna anläggs om spjäll skall installeras. Reglering av uttag skulle inte bara gynna effektiviteten och tillgängligheten hos en eventuell panna utan också förbättra miljöprestandan på facklan och för deponin, en prioriterad fråga för Renova.

Ett resultat av detta arbete är att det har framkommit att säkerhet i driften är mycket viktigt för att utslaget av en investering skall bli bra, exemplifierat historiskt av den gasmotor som tidigare fans på Tagene. Således bör skötsel, övervakning och rutiner ses över så att tillgängligheten kan optimeras i framtiden.

6 FRAMTIDA ARBETE

Under arbetet har vissa frågor uppstått som inte kunde utredas inom ramen av examensarbetet. En sådan fråga är sammansättningen på Tagenes deponigas. Litterärt rapporteras deponigas bestå av ungefär 50% metan och 50 % koldioxid. Beroende på vad som deponerats kan det även innehålla fraktioner av andra ämnen och upp till 20% vätgas. Däremot föreslås sällan kväve existera i betydande mängder och aldrig i de 47 % som föreslås på Renova. Två anledningar till detta har föreslagits.

Den första är att deponigasen på Tagene inte innehåller 47% kväve. Den resterande mängden gas skulle då istället kunna vara en blandning av vätgas, kolmonoxid och kväve. Detta är dock otroligt då vätgas skulle leda till små explosioner i facklan vilket skulle märkts av operatörer. Ett annat alternativ är att mätinstrumenten är felkalibrerade. Detta har också föreslagits som otroligt då personal uppger att systemet underhålls och kontrolleras av Biogas Nordic Systems AB® regelbundet.

Det andra alternativet är att det faktiskt är kväve i gasen. Diverse hypoteser har föreslagits. Det ena är att deponin på grund av sin utformning befinner sig i flera faser samtidigt. De övre lagren med minst organiskt material befinner sig i en aerob fas där luft dras in på grund av undertrycket i uppsamlingssystemet. Således är det endast de nedersta lagren som befinner sig i den önskvärda, anaeroba fasen.

Ett annat alternativ, vilket inte enskilt kan förklara de höga kvävehalterna, är att denitrifierande bakterier bryter ner material med hög halt av kväve. Exempel på sådana material skulle kunna vara gödsel eller vissa plaster.

Det finns flera anledningar för Renova att utreda källan till kvävet i deponigasen. Om det är så att kvävet kommer från atmosfären kan det betyda att undertrycket i uppsamlingssystemet är för högt. Detta leder till onödigt slitage på utrustning och kan medföra sämre förbränning. Atmosfäriskt kväve betyder också att gas lätt transporteras vertikalt i deponin vilket antyder dålig täckning. Nackdelarna med dålig täckning är ökade diffusa utsläpp och större vattenreningskostnader då lakvatten lättare tränger in i deponin.

En annat problem med kvävehalten i gasen är att det omöjliggör uppgradering. I nuläget hade det antagligen inte varit aktuellt ändå men den accelererade forskningen kring membran kan i framtiden visa sig vara ett intressant alternativ för småskalig uppgradering.

En annan frågeställning som kommande dykt upp under exjobbet är utvecklingen av elpriset och värmepris under investeringens ekonomiska livslängd. Den svenska energimarknaden står inför en omställning där kärnkraft och fossilkraft fasas ut till förmån för förnybar. Det är inte otroligt att tänka sig ett scenario där elpriset ökar så att det möjliggör en investering i en stirlingmotor. Azelio AB utvecklar just nu andra generationens stirlingmotor för att använda till bland annat deponigas. Den beräknas finnas tillgänglig på marknaden 2023 vilket sammanfaller med andra planerade projekt på Tagene. Således kan den potentiellt bli ett mycket attraktivt alternativ, även om det i nuläget inte är hållbart.

7 REFERENSER

AACHIB, M., MBONIMPA, M. and AUBERTIN, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, and soil pollution*, **156**(1), pp. 163-193.

ADEKUNLE, K.F. and OKOLIE, J.A., 2015. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, **6**(03), pp. 205.

AHMED, S.I., JOHARI, A., HASHIM, H., MAT, R., LIM, J.S., NGADI, N. and ALI, A., 2015. Optimal landfill gas utilization for renewable energy production. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, **34**(1), pp. 289-296.

AMINI, H.R., REINHART, D.R. and MACKIE, K.R., 2012. *Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties.*

AMINI, H.R., REINHART, D.R. and NISKANEN, A., 2013. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. *Waste Management*, **33**(12), pp. 2720-2728.

ARONICA, S., BONANNO, A., PIAZZA, V., PIGNATO, L. and TRAPANI, S., 2009. Estimation of biogas produced by the landfill of Palermo, applying a Gaussian model. *Waste Management*, **29**(1), pp. 233-239.

AXNER, J., 2020. *Diskussion kring planer på att anlägga fjärrvärmekulvertar till Tagene med Jonas Axner, teknisk chef på Renova Miljö AB.*

BENYOUCEF, F., MAKAN, A., EL GHMARI, A. and OUATMANE, A., 2016. Optimized evaporation technique for leachate treatment: small scale implementation. *Journal of environmental management*, **170**, pp. 131-135.

BERTANI, R., 2016. *Geothermal power generation in the world 2010–2014 update report.*

BIEDERMANN, F., CARLSEN, H., SCHÖCH, M. and OBERNBERGER, I., 2003. Operating experiences with a small-scale CHP pilot plant based on a 35 kWel hermetic four cylinder Stirling engine for biomass fuels, *Proc. of the 11th International Stirling Engine Conference 2003*, pp. 248-254.

BOGNER, J., MEADOWS, M. and CZEPIEL, P., 1997. Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. *Soil Use and Management*, **13**, pp. 268-277.

BÖRJESSON, G., CHANTON, J. and SVENSSON, B.H., 2001. Methane oxidation in two Swedish landfill covers measured with carbon-13 to carbon-12 isotope ratios. *Journal of environmental quality*, **30**(2), pp. 369-376.

BÖRJESSON, G., DANIELSSON, Å and SVENSSON, B.H., 2000. *Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements.* ACS Publications.

BÖRJESSON, G., SAMUELSSON, J. and CHANTON, J., 2007. Methane oxidation in Swedish landfills quantified with the stable carbon isotope technique in combination with an optical method for emitted methane. *Environmental science & technology*, **41**(19), pp. 6684-6690.

BORJESSON, G., SAMUELSSON, J., CHANTON, J., ADOLFSSON, R., GALLE, B. and SVENSSON, B.H., 2009. A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, **61**(2), pp. 424-435.

BÖRJESSON, G., SUNDH, I. and SVENSSON, B., 2004. Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS microbiology ecology*, **48**(3), pp. 305-312.

BÖRJESSON, G., SUNDH, I., TUNLID, A. and SVENSSON, B.H., 1998. *Methane oxidation in landfill cover soils, as revealed by potential oxidation measurements and phospholipid fatty acid analyses*.

BOUCHER, O., FRIEDLINGSTEIN, P., COLLINS, B. and SHINE, K.P., 2009. The indirect global warming potential and global temperature change potential due to methane oxidation. *Environmental Research Letters*, **4**(4), pp. 044007.

BOVE, R. and LUNGHI, P., 2006. *Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies*.

BRADY, J., POWELL, G.S. and MARKS, R., 2006. No title. *Landfill gas extraction constant flow control method and device*, .

BROWN, K.W. and DONNELLY, K.C., 1988. An estimation of the risk associated with the organic constituents of hazardous and municipal waste landfill leachates. *Hazardous waste and hazardous materials*, **5**(1), pp. 1-30.

BRUHN, M., 2020. *District heat discussion with Malin Bruhn, Process Engineer at Renova AB*.

BUDISULISTIORINI, S.H., 2007. Electricity generation from landfill gas. *Jurnal Presipitasi*, **3**(2), pp. 9-15.

BURBA, G., 2013. *Eddy covariance method for scientific, industrial, agricultural and regulatory applications: A field book on measuring ecosystem gas exchange and areal emission rates*. LI-Cor Biosciences.

BUTTERBACH-BAHL, K., SANDER, B.O., PELSTER, D. and DÍAZ-PINÉS, E., 2016. *Quantifying greenhouse gas emissions from managed and natural soils*. Springer, Cham.

CANFIELD, D.E., KRISTENSEN, E. and THAMDRUP, B., 2005. *The Methane Cycle*. Academic Press.

CARDELLINI, C., CHIODINI, G., FRONDINI, F., GRANIERI, D., LEWICKI, J. and PERUZZI, L., 2003. *Accumulation chamber measurements of methane fluxes: application to volcanic-geothermal areas and landfills*.

CHANGE, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE, 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. *Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Kanagawa, Japan*, .

CHANTON, J.P., POWELSON, D.K., ABICHOU, T. and HATER, G., 2008. Improved field methods to quantify methane oxidation in landfill cover materials using stable carbon isotopes. *Environmental science & technology*, **42**(3), pp. 665-670.

CHEN, S., ZHANG, J. and WANG, X., 2015. Effects of alkalinity sources on the stability of anaerobic digestion from food waste. *Waste Management & Research*, **33**(11), pp. 1033-1040.

CLARKEENERGY, -06-01, 2020-last update, INNIO Jenbacher Gas Engines. Available: <https://www.clarke-energy.com/gas-engines/> [<https://www.clarke-energy.com/gas-engines/>, .

CLEANENERGY, Sep 7, 2015-last update, Cleanergy Stirling CHP Systems. Available: <https://www.youtube.com/watch?v=4n0ScJUQ7i4> [-06-09, 2020].

DAI, Z., ANSALONI, L. and DENG, L., 2016. *Recent advances in multi-layer composite polymeric membranes for CO₂ separation: A review*.

DAS, S., ASHOK, J., BIAN, Z., DEWANGAN, N., WAI, M.H., DU, Y., BORGNA, A., HIDAJAT, K. and KAWI, S., 2018. *Silica–Ceria sandwiched Ni core–shell catalyst for low temperature dry reforming of biogas: Coke resistance and mechanistic insights*.

DI BELLA, G., DI TRAPANI, D. and VIVIANI, G., 2011. *Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models*.

DUFWA, A. and PEHRSON, M., 1989. *Snöröjning, renhållning, återvinning*. Stockholm: Stocholmia Förlag.

EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T. and TANABE, K., 2006. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Institute for Global Environmental Strategies Hayama, Japan.

ENERGIGAS SVERIGE, 2020. *Nationell Biogasstrategi 2.0*. Göteborg: .

FARQUHAR, G.J. and ROVERS, F.A., 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, air, and soil pollution*, **2**(4), pp. 483-495.

FERREY, S., 1988. Toxic Time Bomb: Municipal Liability for the Cleanup of Hazardous Waste. *Geo.Wash.L.Rev.*, **57**, pp. 197.

FISHER, C., MAURICE, C. and LAGERKVIST, A., 1999. *Gas Emission from Landfills*. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency.

G. P. MEDEIROS, A. H. M. STACH, A. N. COSTA, L. S. PINTO, E. G. DOMINGUES, D. P. NETO, W. P. CALIXTO and M. H. E. TSCHUDIN, 2017 Technical and economic feasibility of using microturbines for the energy utilization of landfill gas, *2017 CHILEAN Conference on Electrical, Electronics Engineering, Information and Communication Technologies (CHILECON) 2017*, pp. 1-7.

GALLE, B.O., SAMUELSSON, J., SVENSSON, B.H. and BÖRJESSON, G., 2001. Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy. *Environmental science & technology*, **35**(1), pp. 21-25.

GEBERT, J. and GROENGROEFT, A., 2006. *Passive landfill gas emission – Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters*.

GENRUP, M. and THERN, M., 2019. *MVKN65 - Kraftverksteknik*.

GENTRY, M., 2019. *Local heat, local food: Integrating vertical hydroponic farming with district heating in Sweden.*

GEWALD, D., SIOKOS, K., KARELLAS, S. and SPLIETHOFF, H., 2012. *Waste heat recovery from a landfill gas-fired power plant.*

GÓMEZ BLASCO, A.L., GUTIÉRREZ, C., SÁNCHEZ HERNÁNDEZ, A.A. and TEUTLI LEÓN, M., 2017. *Analysis of parameters for leachate treatment in a greenhouse system.*

GOOSSENS, M.A., 1996. *Landfill gas power plants.*

HALL, L., 1990. No title. *Method of controlling the flow of landfill gas from sanitary landfills and apparatus for performing the method.* .

HANSSON, R., 2020. *Discussion of Engine Systems with Robert Hansson, Dir. Vehicle Dynamics & Active Safety at VolvoCars.*

HEDENBERG, O., 2013. *Förstudie: Anpassning för värme och ventilation för inkoppling av stirlingmotorer.*

HEO, J., LEE, B. and LIM, H., 2018. *Techno-economic analysis for CO₂ reforming of a medium-grade landfill gas in a membrane reactor for H₂ production.*

JARAMILLO, P. and MATTHEWS, H.S., 2005. Landfill-gas-to-energy projects: Analysis of net private and social benefits. *Environmental Science & Technology*, **39**(19), pp. 7365-7373.

JUNG, Y., IMHOFF, P.T., AUGENSTEIN, D.C. and YAZDANI, R., 2009. Influence of high-permeability layers for enhancing landfill gas capture and reducing fugitive methane emissions from landfills. *Journal of Environmental Engineering*, **135**(3), pp. 138-146.

KOHN, M.P., CASTALDI, M.J. and FARRAUTO, R.J., 2010. *Auto-thermal and dry reforming of landfill gas over a Rh/ γ Al₂O₃ monolith catalyst.*

KRUSE, F., 2019, 31 Mar., Mossen en farlig plats. *Göteborgs-Posten.*

KUHN, J.N., ELWELL, A.C., ELSAYED, N.H. and JOSEPH, B., 2017. *Requirements, techniques, and costs for contaminant removal from landfill gas.*

LIPTAY, K., CHANTON, J., CZEPIEL, P. and MOSHER, B., 1998. Use of stable isotopes to determine methane oxidation in landfill cover soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **103**(D7), pp. 8243-8250.

LOHILA, A., LAURILA, T., TUOVINEN, J., AURELA, M., HATAKKA, J., THUM, T., PIHLATIE, M., RINNE, J. and VESALA, T., 2007. *Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill.* ACS Publications.

LOKHANDWALA, K.A., PINNAU, I., HE, Z., AMO, K.D., DACOSTA, A.R., WIJMANS, J.G. and BAKER, R.W., 2010. *Membrane separation of nitrogen from natural gas: A case study from membrane synthesis to commercial deployment.*

LUND, H., WERNER, S., WILTSHIRE, R., SVENDSEN, S., THORSEN, J.E., HVELPLUND, F. and MATHIESEN, B.V., 2014. *4th Generation District Heating (4GDH): Integrating smart thermal grids into future sustainable energy systems.*

LUNDSTRÖM, M., 2020. *Kommunikation med Magnus Lundström, Fastighetschef på Renova.*

LUNNER, E., 2018. Oljekrisens akuta och långsiktiga verkningar: En kvalitativ studie om hur oljekrisen påverkade Umeå kommun.

MCDERMITT, D., BURBA, G., XU, L., ANDERSON, T., KOMISSAROV, A., RIENSCHÉ, B., SCHEDLBAUER, J., STARR, G., ZONA, D. and OECHÉL, W., 2011. *A new low-power, open-path instrument for measuring methane flux by eddy covariance.* Springer.

MONROY, T.G., ABELLA, L.C., GALLARDO, S.M. and HINODE, H., 2010. *Catalytic Dry Reforming of Methane Using Ni/MgO-ZrO₂ Catalyst.* Amsterdam: Elsevier.

MOU, Z., SCHEUTZ, C. and KJELDSÉN, P., 2014. *Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills.*

MWM, -06-01, 2020-last update, Gas Engines / Gensets. Available: <https://www.mwm.net/mwm-chp-gas-engines-gensets-cogeneration/gas-engines-power-generators/> [-06-09, 2020].

NATURVÅRDSVERKET, Dec 12, 2019-last update, Utsläpp av växthusgaser från avfall. Available: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/vaxthusgaser-utslapp-fran-avfall/> [-04-22, 2020].

NISKANEN, A., VÄRRI, H., HAVUKAINEN, J., UUSITALO, V. and HORTTANAINEN, M., 2013. *Enhancing landfill gas recovery.*

OONK, H. and BOOM, T., 1995. *Validation of landfill gas formation models.* Elsevier.

ÖSTMAN, M., 2008. *Ageing landfills.*

OSTRÉUS, R., 2020. *Diskussion kring uppgraderingstekniker med Rebecka Ostréus, Processingenjör på Malmberg.*

PACHAURI, R.K., ALLEN, M.R., BARROS, V.R., BROOME, J., CRAMER, W., CHRIST, R., CHURCH, J.A., CLARKE, L., DAHE, Q., DASGUPTA, P., DUBASH, N.K., EDENHOFER, O., ELGIZOULI, I., FIELD, C.B., FORSTER, P., FRIEDLINGSTEIN, P., FUGLESTVEDT, J., GOMEZ-ECHEVERRI, L., HALLEGATTE, S., HEGERL, G., HOWDEN, M., JIANG, K., JIMENEZ CISNEROZ, B., KATTISOV, V., LEE, H., MACH, K.J., MAROTZKE, J., MASTRANDREA, M.D., MEYER, L., MINX, J., MULUGETTA, Y., O'BRIEN, K., OPPENHEIMER, M., PEREIRA, J.J., PICHS-MADRUGA, R., PLATTNER, G.-., PÖRTNER, H., POWER, S.B., PRESTON, B., RAVINDRANATH, N.H., REISINGER, A., RIAHI, K., RUSTICUCCI, M., SCHOLÉS, R., SEYBOTH, K., SOKONA, Y., STAVINS, R., STOCKER, T.F., TSCHAKERT, P., VAN VUUREN, D. and VAN YPSERLE, J.-., 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* IPCC.

PATTERSON, T., ESTEVES, S., DINSDALE, R. and GUWY, A., 2011. *An evaluation of the policy and techno-economic factors affecting the potential for biogas upgrading for transport fuel use in the UK.*

PAWANANONT, K. and LEEPHAKPREEDA, T., 2017. *Feasibility analysis of power generation from landfill gas by using internal combustion engine, organic Rankine cycle and Stirling engine of pilot experiments in Thailand.*

QIN, W., EGOLFOPOULOS, F.N. and TSOTSIS, T.T., 2001. *Fundamental and environmental aspects of landfill gas utilization for power generation.*

QUEK, V.C., SHAH, N. and CHACHUAT, B., 2018. Modeling for design and operation of high-pressure membrane contactors in natural gas sweetening. *Chemical Engineering Research and Design*, **132**, pp. 1005-1019.

QUOILIN, S., 2011. *Sustainable energy conversion through the use of Organic Rankine Cycles for waste heat recovery and solar applications*, University of Liège.

QUOILIN, S., BROEK, M.V.D., DECLAYE, S., DEWALLEF, P. and LEMORT, V., 2013. *Techno-economic survey of Organic Rankine Cycle (ORC) systems.*

RETTENBERGER, G., 2018. UTILIZATION OF LANDFILL GAS AND SAFETY MEASURES. *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology*, , pp. 463.

SANPHOTI, N., TOWPRAYOON, S., CHAIPRASERT, P. and NOPHARATANA, A., 2006. *The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill.*

SCHARFF, H. and JACOBS, J., 2006. *Applying guidance for methane emission estimation for landfills.*

SCHEUTZ, C., SAMUELSSON, J., FREDENSLUND, A.M. and KJELDSSEN, P., 2011. *Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique.*

SCS ENGINEERS, 1997. Comparative analysis of landfill gas utilization technologies. prepared for Northeast Regional Biomass Program, CONEG Policy Research Center, Inc., Washington, DC, .

SIMON, F. and MÜLLER, W.W., 2004. *Standard and alternative landfill capping design in Germany.*

SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K., TIGNOR, M. and MILLER, H., 2007. IPCC fourth assessment report (AR4). *Climate change*, .

SPEIGHT, J.G., 2019. *3 - Unconventional gas*. Boston: Gulf Professional Publishing.

SPOKAS, K. and BOGNER, J., 2011. *Limits and dynamics of methane oxidation in landfill cover soils.*

SPOKAS, K., BOGNER, J., CHANTON, J.P., MORCET, M., ARAN, C., GRAFF, C., MOREAU-LE GOLVAN, Y. and HEBE, I., 2006. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, **26**(5), pp. 516-525.

STALEY, B.F., FRANCIS, L. and BARLAZ, M.A., 2011. Effect of spatial differences in microbial activity, pH, and substrate levels on methanogenesis initiation in refuse. *Appl. Environ. Microbiol.*, **77**(7), pp. 2381-2391.

- STENBERG, J., 2004. *Hushållsavfall samt därmed jämförligt avfall*, Lund University.
- STRACHAN, N., 2004. *Distributed Energy, Overview*. New York: Elsevier.
- STRICKLAND KOLMERT, Å, KIVISTÖ, J. and ARVIDSSON, I., 2020. *Ytemissioner av deponigas*. Malmö: SWECO Environment.
- SVERIGE, A., 2017. Svensk Avfallshantering 2017 [Swedish Waste Management 2017]. *Avfall Sverige: Malmö, Sweden*, .
- TANSEL, B. and SURITA, S.C., 2017. Historical and projected trends of siloxane use in consumer products, associated impacts on municipal solid waste and landfill gas utilization. *International journal of environmental science and technology*, **14**(4), pp. 795-802.
- THOMPSON, S., SAWYER, J., BONAM, R. and VALDIVIA, J.E., 2009. *Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills*.
- TOERIEN, D.F. and HATTINGH, W.H.J., 1969. *Anaerobic digestion I. The microbiology of anaerobic digestion*.
- TOOLEY, J., 2007. No title. *Optimizing energy production of a landfill gas extraction system*, .
- TREGOURES, A., BENEITO, A., BERNE, P., GONZE, M.A., SABROUX, J.C., SAVANNE, D., POKRYSZKA, Z., TAUZIEDE, C., CELLIER, P. and LAVILLE, P., 1999. *Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site*. Wiley Online Library.
- TSAI, W., 2007. Bioenergy from landfill gas (LFG) in Taiwan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **11**(2), pp. 331-344.
- ULRICH, G.D., 2004. *Chemical Engineering Process Design and Economics: A Practical Guide*. Process Publishing.
- US EPA, 1995. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*, AP-42.
- US-EPA, 2005. *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. North Carolina, USA: .
- VANSLAMBROUCK, B., VANKEIRSBILCK, I., GUSEV, S. and DE PAEPE, M., 2011 Turn waste heat into electricity by using an Organic Rankine Cycle, *2nd European Conference on Polygeneration*“30th March-1st April 2011, pp. 1-14.
- VILLADSEN, J., NIELSEN, J. and LIDÉN, G., 2011. *Bioreaction engineering principles*. Springer Science & Business Media.
- WANG, J., XIA, F., BAI, Y., FANG, C., SHEN, D. and HE, R., 2011. *Methane oxidation in landfill waste biocover soil: Kinetics and sensitivity to ambient conditions*.
- WIENS TEKNISKA HÖGSKOLA, 2012. *Behandling av restgas från biogasuppträdning - teknisk översikt*. Intelligent Energy Europe.

YIP, C.H. and CHUA, K.H., 2008. An overview on the feasibility of harvesting landfill gas from MSW to recover energy. *ICCBT,(F (28))*, , pp. 303-310.

ZHAO, R., XI, B., LIU, Y., SU, J. and LIU, S., 2017. *Economic potential of leachate evaporation by using landfill gas: A system dynamics approach.*

ZISON, S.W. and ROQUETA, A., 1984. No title. *Landfill gas recovery system and method with pressure symmetry*, .

8 BILAGOR

8.1 BILAGA 1: MOTTAGNA AVFALLSMÄNGDER

8.2 BILAGA 2: EFFEKTER FÖR FALLSTUDIE

År	Gaspotential [m ³ CH ₄]	Effekt [kW]	15%	35%	70%
2020	13,0	137,6	20,6	48,1	96,3
2021	12,4	131,4	19,7	46,0	91,9
2022	11,8	125,6	18,8	43,9	87,9
2023	11,3	120,2	18,0	42,1	84,1
2024	10,9	115,1	17,3	40,3	80,6
2025	10,4	110,4	16,6	38,7	77,3
2026	10,0	106,1	15,9	37,1	74,3
2027	9,6	102,0	15,3	35,7	71,4
2028	9,3	98,2	14,7	34,4	68,7
2029	8,9	94,7	14,2	33,2	66,3
2030	8,6	91,4	13,7	32,0	64,0

8.3 BILAGA 3: KOSTNADSKALKYL MALL

Utrustning	Värde från litteraturen	Påläggsbas	Kommentar
Apparatur 1			
Apparatur 2			
Apparatur 3			
Kringutrustning			
Rördragning	13 - 43 %	Utrustning	Rörläggning för vatten och gasbehov
Ei	2-11 %	Utrustning	Anslutning el till anläggning, högspänningskabel finns
Instrumentering	10-30 %	Utrustning	Reglering och anpassning i kontrollrum
Målning	1%	Utrustning	Målning av utrustning
Stag	0 - 3 %	Utrustning	Stagning av utrustning vid behov
Styrsystem	15 - 45 %	Utrustning	Styrsystem för utrustning
Transport och installation			
Installationspersonal	43 - 63 %	Utrustning	Personal för installation
Projektering	15%	Utrustning	Kostnad för ingenjörprojektering
Transport & Försäkring	3 - 5 %	Utrustning + Kringutrustning	Transport av utrustning samt försäkring av denna under transport
Lönpålägg	70%	Installationspersonal	Sjukskrivningar, ledigheter, övertid etc. för installationspersonal
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0		Deponigasen används inte för närvarande inom verksamheten och är således gratis
Lön	30000 SEK/mån operatör		Beräknad kostnad per månad för en operatör
Driftledning	20%	Lön	Driftledning av anläggning, schemaläggning etc.
Ei	25 öre / kWh		Uppskattad elkostnad
Kylvatten	7-13 kr / m ³		Kostnad för kylvatten
Underhåll och reparation	2 - 10 %	Utrustning	Underhåll och reparationer på enheten
Reservdelar	10 - 20 %	Underhåll och Reparation	Kostnad för att hålla på reservdelar för processen
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50 % dagtid, 70 % skift	Löneposter *	Sjukskrivningar, ledigheter, övertid etc. för operatörer
Försäkring	1-3 %	Utrustning	Försäkring av utrustning vid drift
Administration	25%	Löneomkostnad	HR etc.
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investering	10 - 30 %	Utrustning, Kringutrustning Transport & Installation	Osäkerhet på kostnader relaterade till investeringen
Oförutsedda kostnader drift	10-20%	Driftkostnader	Osäkerhet på kostnader relaterade till driften

8.4 BILAGA 4. KOSTNADSKALKYL VÅGHUSET

Utrustning	2015 [SEK]	2020 [SEK]	Kommentar
Fläktluftvärmare	18 000	17 384	3 st Frico SWS12
Kylare	17 250	16 660	Offert från Luvata
Rörsystem 90 cm oisolerat	60 000	57 947	Uppskattade rörländer till batterier och FLV
Säkerhet	120 000	115 895	Ventiler, expansion, blandningskärl, växlare, pumpar mm
Aggregat	83 000	80 161	Nytt aggregat
Kanalsystem	70 000	67 605	Nytt kanalsystem i verkstadshallen
Styr	70 000	67 605	
Takhuvar	30 000	28 974	
Byggareten	100 000	96 579	
Demontering	50 000	48 289	
Elpanna	50 000	48 289	30 kW vid behov
Ingenjör	67 238	64 937	15%
Oförutsett/extra	89 650	86 583	20%
Summa	825 138	796 909	

8.5 BILAGA 5. KOSTNADSKALKYL 15% UPPSAMLING

8.5.1 Bilaga 5A: Kostnadskalkyl Panna 15%

Värmepanna 15%

Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris
Varmvattenpanna		20 620 SEK	Armotec AT8640-32
Brännare		10 000 SEK	Spec från Weishaupt
Filter		12 471 SEK	Ulrich simple cartridge filter
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump
Kringutrustning			
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus
Ei	5%	2 313 SEK	Högspänningskabel finns
Instrumentering	20%	9 250 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig
Målning	1%	463 SEK	Rör, panna etc för att öka livslängd
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur
Styrsystem	15%	6 938 SEK	Enkel PID-kontroll, viss kompetens finns inom Renova
Transport och Installation			
Installationspersonal	43%	19 888 SEK	Viss installationskompetens finnes inom Renova
Projektering	15%	6 938 SEK	Kostnad för detaljerad projektering
Transport & Försäkring	5%	3 261 SEK	Standard för försäkring Sverige
Lönepålägg	70%	13 921 SEK	För installationspersonalen
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.
Ei	25 öre / kWh	9 000 SEK	36000 kWh / år uppskattat
Kylvatten	7-13 kr / m ²	0 SEK	Försumbart
Underhåll och reparation	3%	1 388 SEK	Låg underhållskostnad p.g.a. enkel apparatur
Reservdelar	10%	139 SEK	Låg reservdelskostnad p.g.a. enkel apparatur off the shelf.
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten
Försäkring	2%	925 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investeringar	30%	32 766 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.
Oförutsedda kostnader drift	20%	16 330 SEK	20 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts
Summa			
Investering		141 986 SEK	
Drift		97 982 SEK	

8.5.2 Bilaga 5B: Kostnadskalkyl Stirling 15%

Stirlingmotor 15%			
Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris
Stirlingmotor		289 737 SEK	Azelio AB offert från 2013, 32 kW totaleffekt
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump
Filter		12 471 SEK	Ulrich simple cartridge filter
Kringutrustning			
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus
Ei	5%	15 268 SEK	Högspänningskabel finns
Instrumentering	20%	61 073 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig
Målning	1%	3 054 SEK	Rör etc. för att öka livslängd
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur
Styrssystem	0%	0 SEK	Styr för stirling bör komma från Azelio, således antogs denna kostnad ej tillkomma
Transport och Installation			
Installationspersonal	55%	167 952 SEK	Installation löses antagligen av leverantör. Lågt sattes ty plug-in
Projektering	15%	45 805 SEK	Kostnad för detaljerad projektering
Transport & Försäkring	5%	19 238 SEK	Standard för försäkring Sverige
Lönepålägg	70%	117 566 SEK	För installationspersonalen
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.
Ei	25 öre / kWh	9 000 SEK	36000 kWh / år uppskattat
Kylvatten	7-13 kr / m ³	0 SEK	Försumbart
Underhåll och reparation	5%	15 268 SEK	Underhållskostnaden går upp något då underhåll måste ske från leverantör
Reservdelar	0%	0 SEK	Reservdelar tillhandahålls av leverantör
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten
Försäkring	2%	6 107 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investeringen	30%	220 597 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.
Oförutsedda kostnader drift	20%	20 115 SEK	20 % har använts p.g.a de många uppskattningar som gjorts
Summa			
Investering		955 921 SEK	
Drift		120 691 SEK	

8.6 BILAGA 6. KOSTNADSKALKYL 35% UPPSAMLING

8.6.1 Bilaga 5A: Kostnadskalkyl Panna 35%

Värmepanna 35%			
Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris
Varmvattenpanna		23 200 SEK	Armatec AT 8640-47
Brännare		15 000 SEK	Spec från Weishaupt
Filter		14 550 SEK	Ulrich simple cartridge filter
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump
Kringutrustning			
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus
Ei	5%	2 795 SEK	Högspänningskabel finns
Instrumentering	20%	11 182 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig
Målning	1%	559 SEK	Rör, panna etc för att öka livslängd
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur
Styrssystem	15%	8 386 SEK	Enkel PID-kontroll, viss kompetens finns inom Renova
Transport och Installation			
Installationspersonal	43%	24 041 SEK	Viss installationskompetens finnes inom Renova
Projektering	15%	8 386 SEK	Kostnad för detaljerad projektering
Transport & Försäkring	5%	3 942 SEK	Standard för försäkring Sverige
Lönepålägg	70%	16 829 SEK	För installationspersonalen
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.
Ei	25 öre / kWh	10 000 SEK	40000 kWh / år uppskattat
Kylvatten	7-13 kr / m ³	0 SEK	Försumbart
Underhåll och reparation	3%	1 677 SEK	Låg underhållskostnad p.g.a. enkel apparatur
Reservdelar	10%	168 SEK	Låg reservdelskostnad p.g.a. enkel apparatur off the shelf.
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten
Försäkring	2%	1 118 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investeringen	30%	39 609 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.
Oförutsedda kostnader drift	20%	16 633 SEK	20 % har använts p.g.a de många uppskattningar som gjorts
Summa			
Investering		171 637 SEK	
Drift		99 796 SEK	

8.6.2 Bilaga 5B: Kostnadskalkyl Stirling 35%

Stirling 35%				
Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris	
Stirlingmotor		289 737 SEK	Azelio AB offert från 2013, 32 kW totaleffekt	
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump	
Filter		14 550 SEK	Ulrich simple cartridge filter	
Kringutrustning				
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus	
Ei	5%	15 372 SEK	Högspänningskabel finns	
Instrumentering	20%	61 489 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig	
Målning	1%	3 074 SEK	Rör etc. för att öka livslängd	
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur	
Styrssystem	0%	0 SEK	Styr för stirling bör komma från Azelio, således antogs denna kostnad ej tillkomma	
Transport och Installation				
Installationspersonal	55%	169 095 SEK	Installation löses antagligen av leverantör. Lågt sattes ty plug-in	
Projektering	15%	46 117 SEK	Kostnad för detaljerad projektering	
Transport & Försäkring	5%	19 369 SEK	Standard för försäkring Sverige	
Lönepålägg	70%	118 367 SEK	För installationspersonalen	
Driftkostnader				
<i>Direkta kostnader</i>				
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis	
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör	
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.	
Ei	25 öre / kWh	9 000 SEK	36000 kWh / år uppskattat	
Kylvatten	7-13 kr / m ³	0 SEK	Försumbart	
Underhåll och reparation	5%	15 372 SEK	Underhållskostnaden går upp något då underhåll måste ske från leverantör	
Reservdelar	0%	0 SEK	Reservdelar tillhandahålls av leverantör	
<i>Indirekta kostnader</i>				
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten	
Försäkring	2%	6 149 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.	
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad	
Osäkerhet				
Oförutsedda kostnader investeringen	30%	222 099 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.	
Oförutsedda kostnader drift	20%	20 144 SEK	20 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts	
Summa				
Investering		962 428 SEK		
Drift		120 865 SEK		

8.7 BILAGA 5. KOSTNADSKALKYL 70% UPPSAMLING

8.7.1 Bilaga 5A: Kostnadskalkyl Panna 70%

Värmepanna 70%				
Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris	
Varmvattenpanna		33 400 SEK	Armaterc AT 8640-95	
Brännare		20 000 SEK	Spec från Weishaupt	
Filter		16 550 SEK	Ulrich simple cartridge filter	
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump	
Kringutrustning				
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus	
Ei	5%	3 655 SEK	Högspänningskabel finns	
Instrumentering	20%	14 622 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig	
Målning	1%	731 SEK	Rör, panna etc för att öka livslängd	
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur	
Styrssystem	15%	10 966 SEK	Enkel PID-kontroll, viss kompetens finns inom Renova	
Transport och Installation				
Installationspersonal	43%	31 437 SEK	Viss installationskompetens finnes inom Renova	
Projektering	15%	10 966 SEK	Kostnad för detaljerad projektering	
Transport & Försäkring	5%	5 154 SEK	Standard för försäkring Sverige	
Lönepålägg	70%	22 006 SEK	För installationspersonalen	
Driftkostnader				
<i>Direkta kostnader</i>				
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis	
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör	
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.	
Ei	25 öre / kWh	12 500 SEK	50000 kWh / år uppskattat	
Kylvatten	7-13 kr / m ³	0 SEK	Försumbart	
Underhåll och reparation	3%	2 193 SEK	Låg underhållskostnad p.g.a. enkel apparatur	
Reservdelar	10%	219 SEK	Låg reservdelskostnad p.g.a. enkel apparatur off the shelf.	
<i>Indirekta kostnader</i>				
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Pannan kommer ej att behöva tillsyn under natten.	
Försäkring	2%	1 462 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.	
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad	
Osäkerhet				
Oförutsedda kostnader investeringen	30%	51 794 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.	
Oförutsedda kostnader drift	20%	17 315 SEK	20 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts	
Summa				
Investering		224 441 SEK		
Drift		103 890 SEK		

8.7.2 Bilaga 5B: Kostnadskalkyl Stirling 70%

Stirling 70%

Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris
Stirlingmotor		579 474 SEK	Azelio AB offert 2013, två enheter à 32 kW totaleffekt.
Cirkulationspump		6 318 SEK	Lowara Cirkulationspump x2
Filter		16 550 SEK	Ulrich simple cartridge filter
Kringutrustning			
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus
El	5%	30 117 SEK	Högspänningskabel finns
Instrumentering	20%	120 468 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig
Målning	1%	6 023 SEK	Rör etc. för att öka livslängd
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur
Styrsystem	0%	0 SEK	Styr för stirling bör komma från Azelio, således antogs denna kostnad ej tillkomma
Transport och Installation			
Installationspersonal	30%	180 703 SEK	agligen av leverantör. Lågt sattes ty plug-in samt att två enheter inte ökar installationskost
Projektering	15%	90 351 SEK	Kostnad för detaljerad projektering
Transport & Försäkring	5%	37 948 SEK	Standard för försäkring Sverige
Löneupplägg	70%	126 492 SEK	För installationspersonalen
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis
Lön	30000 SEK/mån operatör	36 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 10 % för en operatör
Driftledning	20%	7 200 SEK	Schemaläggning etc.
El	25 öre / kWh	18 000 SEK	72000 kWh / år uppskattat
Kylvatten	7-13 kr / m ²	0 SEK	Försumbart
Underhåll och reparation	5%	30 117 SEK	Underhållskostnaden går upp något då underhåll måste ske från leverantör
Reservdelar	0%	0 SEK	Reservdelar tillhandahålls av leverantör
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50%	21 600 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten
Försäkring	2%	12 047 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.
Administration	25%	5 400 SEK	Löneomkostnad
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investeringen	30%	358 333 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.
Oförutsedda kostnader drift	20%	26 073 SEK	20 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts
Summa			
Investering		1 552 777 SEK	
Drift		156 437 SEK	

8.7.3 Bilaga 5C: Kostnadskalkyl Mikroturbin 70%

Mikroturbin 70%

Utrustning	Använt pålägg	Pris	Kommentar pris
Mikroturbin		600 000 SEK	Capstone C30 Microturbine CHP system, pris beräknat utifrån diverse återförsäljare
Cirkulationspump		3 159 SEK	Lowara Cirkulationspump
Filter		16 550 SEK	Ulrich simple cartridge filter
Kringutrustning			
Rördragning	0%	0 SEK	Belastar renovering våghus
El	5%	30 117 SEK	Högspänningskabel finns
Instrumentering	20%	120 468 SEK	Reglering av uttag antagligen nödvändig
Målning	1%	6 023 SEK	Rör etc. för att öka livslängd
Stag	0%	0 SEK	Ej nödvändigt pga lätt apparatur
Styrsystem	0%	0 SEK	Styr bör tillkomma från Capstone, således antogs denna kostnad ej tillkomma
Transport och Installation			
Installationell	60%	361 405 SEK	Installation löses antagligen av leverantör. Hög installationskostnad på grund av komplicerat apparatur
Projektering	15%	90 351 SEK	Kostnad för detaljerad projektering
Transport & Försäkring	5%	38 816 SEK	Standard för försäkring Sverige
Löneupplägg	70%	252 984 SEK	För installationspersonalen
Driftkostnader			
<i>Direkta kostnader</i>			
Råmaterial	0	0 SEK	Deponigasen är en restprodukt och används intet på annat sätt, således är den gratis
Lön	000 SEK/mån operat	72 000 SEK	Beräknad tidsåtgång personal är 20 % för en operatör
Driftledning	20%	14 400 SEK	Schemaläggning etc.
El	25 öre / kWh	18 000 SEK	40000 kWh / år uppskattat
Kylvatten	7-13 kr / m ²	0 SEK	Försumbart
Underhåll och reparation	10%	61 971 SEK	Underhållskostnaden går upp något då underhåll måste ske från leverantör samt många rörliga delar
Reservdelar	0%	0 SEK	Reservdelar tillhandahålls av leverantör
<i>Indirekta kostnader</i>			
Löneomkostnad	50%	43 200 SEK	Anläggningen behöver ej tillses under natten
Försäkring	2%	12 394 SEK	Arbetsplatsförsäkring etc.
Administration	25%	10 800 SEK	Löneomkostnad
Osäkerhet			
Oförutsedda kostnader investering	30%	455 962 SEK	30 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts.
Oförutsedda kostnader drift	20%	46 553 SEK	20 % har använts p.g.a. de många uppskattningar som gjorts
Summa			
Investering		1 975 836 SEK	
Drift		279 318 SEK	