

Pro gradu-tutkielma

**Kaatopaikkakaasun muodostuminen ja hyödyntäminen
pienellä ja etäisellä kaatopaikalla
Esimerkkitapaus Kuusiselän kaatopaikka**

Paula K. Tulppo



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede- ja teknologia

15.10.2011

Tulppo Paula: Kaatopaikkakaasun muodostuminen ja hyödyntäminen
pienellä ja etäisellä kaatopaikalla - Esimerkkitapaus
Kuusiselän kaatopaikka
Pro gradu-tutkielma: 50 s.
Työn ohjaajat: Professori Jukka Rintala, insinööri (AMK) Satu Portti
Tarkastajat: Professori Jukka Rintala, FT Kai Sormunen

Lokakuu 2011

Hakusanat: kaatopaikkakaasun muodostuminen, kaatopaikkakaasun hyödyntäminen

TIIVISTELMÄ

Jätteen hajotessa kaatopaikoilla muodostuu metaania sisältävää kaatopaikkakaasua. Muodostuvan metaanin määrä riippuu jätteen orgaanisen materiaalin määrästä. Metaani on voimakas kasvihuonekaasu, mutta myös hyödynnettävissä energianlähteenä. Monet kaatopaikat on rakennettu kauas asutuksesta ja muusta teollisuudesta, jolloin kaatopaikkakaasulla tuotettavalle energialle on vähän hyödyntämiskohteita.

Tutkimuksessa verrattiin metaanin muodostumista pienellä ja sijainniltaan etäisellä esimerkkikaatopaikalla biohajoavan ja palavan jätteen eri osuuksilla. Metaanin muodostumista mallinnettiin IPCC:n FOD-mallilla ja monivaiheisella LandGEM 3.02-mallilla. Lisäksi verrattiin eri hyödyntämisvaihtoehtojen soveltuvuutta kyseiselle kaatopaikalle.

Monivaiheinen LandGEM 3.02-malli ennusti FOD-mallia suurempaa metaanintuotantoa kaikissa skenaarioissa. Vuosien 2017 – 2033 keskimääräinen kaasusta saatava polttoaineteho oli 0,7 – 1,46 MW nykyisellä jätteen koostumuksella, 0,37 – 0,76 MW puolella nykyisestä biohajoavan jätteen määrästä, 0,38 – 1,01 MW mikäli polttokelpoisen jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaisi ja 0,04 – 0,05 MW mikäli kaiken biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaisi.

Kaatopaikkakaasulla tuotettava energia riittää kaatopaikka-alueen oman sähkötarpeen kattamiseen, mikäli kaatopaikalle sijoitetaan tulevaisuudessa biohajoavaa jätettä. Jos biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa kokonaan, ei kaasua muodostu pitkällä aikavälillä hyödynnettävissä olevia määriä. Muodostuvan kaasun määrä on samaa suuruusluokkaa tapauksessa, jossa polttokelpoisen jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa ja jossa biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus vähenee puoleen nykyisestä. Hitaasti hajoavan polttokelpoisen jätteen poistaminen lyhentää metaanipäästöjen muodostumisaikaa kaatopaikan sulkemisen jälkeen.

Esimerkkikaatopaikalla kannattaa laskelmien mukaan tuottaa kaatopaikkakaasusta sähköä, sillä ylimääräinen sähkö voidaan myydä verkkoon. Lämpöä kaasusta voitaisiin tuottaa yli oman tarpeen. Mikäli lämmölle ei löydy hyödyntämiskohdetta, ei sen tuottaminen ole kannattavaa. Sähköntuotannon hukkalämmöllä voidaan kuitenkin esimerkiksi lämmittää käsittelyyn menevää kaatopaikan jätevettä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science
Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Tulppo Paula: Generation and utilisation of landfill gas in a small and distant landfill – Case Kuusiselkä landfill
Master thesis: 50 pages
Supervisors: Professor Jukka Rintala, engineer Satu Portti
Inspectors: Professor Jukka Rintala, Ph.D. Kai Sormunen

October 2011

Key words: landfill gas generation, landfill gas utilisation

ABSTRACT

During the degradation of waste landfill gas is formed in the landfills. The amount of methane formed is dependent on the organic content of the waste. Methane is a powerful greenhouse-gas but it can also be utilized as a source of energy. Many landfills have been built far from settlements and other industry and therefore there are just a few targets for the utilization of the energy produced from the gas.

In this study the formation of methane was compared in a small and distant landfill with different biodegradable and combustible contents of waste. The formation of methane was modeled using IPCC's FOD-model and multi-phase LandGEM 3.02-model. In addition the feasibility of different utilization options for the case study landfill's landfill gas was compared.

LandGEM 3.02-model predicted higher methane generation in all scenarios compared to FOD-model. The average fuel power of years 2017 – 2033 was 0,70 – 1,46 MW with current waste composition, 0,37 – 0,76 MW if half of biodegradable waste is removed from the waste stream, 0,38 – 1,01 MW if burnable waste is removed from the waste stream and 0,04 – 0,05 MW if all biodegradable waste is removed from the waste stream.

In the study landfill the energy produced from the landfill gas is sufficient to cover the electricity demand of the case study landfill area, if biodegradable waste is placed in the landfill in future. If the dumping of biodegradable waste ceases completely, the amount of the gas formed is not adequate to be utilized in long term. The amount of gas formed is the same magnitude in the case where burnable waste is removed from the waste stream and the case where half of biodegradable waste is removed from the waste stream. The removal of slowly degradable burnable waste reduces the time of methane emissions from the landfill after closure.

According to the estimates the production of electricity from the gas is viable, because the extra electricity can be sold to the grid. Heat could be produced over the demand of the landfill-area. The production of heat is not viable unless user for the heat is found. The waste heat from the electricity production can be used on the site, for example, for heating the landfill leachate before treatment.

Sisällysluettelo

1 JOHDANTO	1
1.1 Kaatopaikkojen kasvihuonekaasupäästöt.....	1
1.2 Lainsäädäntö ja kaatopaikkakaasua koskevat strategiat.....	1
1.3 Kaatopaikkakaasu.....	2
1.3.1 Muodostuminen	2
1.3.1.1 Jätteen hajoaminen ja kaatopaikkakaasun muodostuminen.....	2
1.3.1.2 Jätteen hajoamiseen ja kaasun muodostumiseen vaikuttavat tekijät	5
1.3.2 Kaatopaikkakaasun koostumus.....	8
1.3.2.1 Hyötykäyttöä haittaavat yhdisteet.....	8
1.4 Kaasun muodostumista ennustavat mallit.....	9
1.4.1 Tutkimuksessa käytetyt hajoamismallit.....	10
1.4.1.1 Landgem 3.02	10
1.4.1.2 IPCC:n FOD	10
1.5 Kaasun keräys ja puhdistaminen	11
1.5.1 Kaasun keräys	11
1.5.2 Kaasun puhdistaminen.....	11
1.5.2.1 Veden poisto	11
1.5.2.2 Rikin poisto	12
1.5.2.3 Siloksaanien poisto.....	12
1.5.2.4 Hiilidioksidin poisto	13
1.5.2.5 Muiden epäpuhtauksien poisto	14
1.6 Kaasun käsittely ja hyödyntäminen	15
1.6.1 Lämmöntuotanto	15
1.6.2 Sähköntuotannon ja yhdistetyn sähkön- ja lämmöntuotannon tekniikat	15
1.6.2.1 Sähköntuotanto ja CHP	15
1.6.2.2 Kaasumoottori.....	16
1.6.2.1 Mikroturbiini	17
1.6.2.2 Polttokennot.....	19
1.6.3 Kaasun jalostaminen liikennepolttoaineeksi	21
1.6.4 Kaatopaikkakaasun käsittely	21
1.6.4.1 Metaanin poltto soihdussa.....	21
1.6.4.2 Kaatopaikkakaasun biologinen käsittely	22
1.6 Lämmön ja sähkön hyödyntäminen	22
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	24
2.1 Esimerkkikaatopaikka	24
2.1.1 Lämmön hyödyntäminen esimerkkikaatopaikalla	25
2.1.2 Sähkön hyödyntäminen esimerkkikaatopaikalla	26
2.2 Kaasun muodostumista ennustavien mallien tiedot	26
2.3 Metaanin muodostumisen arvioinnin taustatiedot.....	28
2.3.1 Syntypaikkalajiteltu yhdyskuntajäte	28
2.3.2 Rakennusjäte	29
2.3.3 Jättemäärät ja jätteen koostumus esimerkkikaatopaikalla.....	30

2.4 Metaanista saatava energia.....	32
3 TULOKSET.....	32
4 TULOSTEN TARKASTELU.....	39
5 JOHTOPÄÄTÖKSET.....	41
KIITOKSET	41
KIRJALLISUUS.....	42

1 JOHDANTO

1.1 Kaatopaikkojen kasvihuonekaasupäästöt

Suurin osa jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä aiheutuu kaatopaikoille loppusijoitettujen biohajoavien jätteiden hajotessa vapautuvasta metaanista. Kaatopaikkoja pidetäänkin yhtenä merkittävimmistä ihmisperäisistä metaanilähteistä (Rogner ym. 2007). Jätehuollon osuus Suomen kasvihuonepäästöistä on noin neljä prosenttia (Anonyymi 2008a). Suomessa jäte hajoo kylmän ilmaston vuoksi hitaammin kuin lämpimämissä maissa, joten metaanin muodostuminen jatkuu jätteiden sijoittamisen jälkeen useiden vuosikymmenien ajan (Anonyymi 2010).

Jätehuollon päästöjä voidaan vähentää monilla eri keinoilla, joista biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen määrää vähentävät keinot ovat tehokkaimpia, mutta niiden vaikutus näkyy toiminnassa olevien kaatopaikkojen päästöissä hitaasti (Anonyymi 2010). Toiminnassa olevien kaatopaikkojen päästöjä voidaan rajoittaa nopeasti ainoastaan ottamalla kaatopaikkakaasutalteen tai hapettamalla se kaatopaikan pintakerroksessa (Tuhkanen 2002).

1.2 Lainsäädäntö ja kaatopaikkakaasua koskevat strategiat

Suomen kansallinen jätelainsäädäntö noudattelee Euroopan Unionin jätelainsäädännön kehitystä. EU:n jätelainsäädännön keskeisiä säädöksiä ovat muun muassa jätedirektiivi (2006/12/EY) ja direktiivi kaatopaikoista (1999/31/EY). Suomen kansallisessa jätelainsäädännössä jätteiden käsittelyä ja hyödyntämistä sääntelevät jätelaki (1072/1993) ja jäteasetus (1390/1993). Jätteistä aiheutuvia ympäristöhaittoja sääntelevät ympäristönsuojelulaki (86/2000) ja -asetus (169/2000).

Kaatopaikkakaasua koskevat säännökset sisältyvät valtioneuvoston päätökseen kaatopaikoista (861/1997). Se velvoittaa kaatopaikanhaltijaa seuraamaan kaatopaikkakaasun kertymistä ja purkautumista ja selvittämään kaatopaikkakaasun määrän, paineen ja kaasun ainesosista metaanin (CH₄), hiilidioksidin (CO₂) ja hapen (O₂) kuukausittain kaatopaikan käyttövaiheessa. Kaatopaikkakaasu on kerättävä yhteen ja mahdollisuuksien mukaan hyödynnettävä. Hyödyntämisen ollessa mahdotonta on kaasu käsiteltävä polttamalla. Valtakunnallisessa jätesuunni-

telmassa (Anonyymi 2008b) on asetettu tavoitteeksi kaatopaikkakaasun talteenoton ja hyödyntämisen huomattava lisääminen vuoden 2003 tasosta.

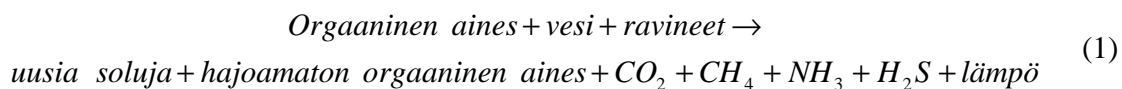
Kaatopaikalle sijoitettavan biohajoavan jätteen määrän vähentäminen ja kaatopaikan metaanipäästöjen ehkäiseminen ovat eräitä kaatopaikkadirektiivin tavoitteita. Suomessa vuonna 2016 kaatopaikoille sijoitettavan yhdyskuntajätteen biohajoava osuus saa olla enintään 35 % vuoden 1994 lähtötasosta, eli enintään 25 % kyseisenä vuonna syntyväksi arvioidusta biohajoavasta yhdyskuntajätteestä (Anonyymi 2004a). Kansallisessa ilmasto- ja energiastrategiassa (Anonyymi 2008e) ehdotettiin jätteen kaatopaikkasijoituksen rajoittamista niin, että biohajoavan ja palavan jätteen kaatopaikkasijoitus käytännössä lakkaisi vuoteen 2020 mennessä. Vastava ehdotus on esitetty ympäristöministeriön biojäte-energiatyöryhmän raportissa (Anonyymi 2010). Biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen mahdollinen kieltäminen vaikuttavat merkittävästi kaatopaikoille sijoitettavan jätteen laatuun ja sitä kautta kaatopaikoilla muodostuvan metaanin määrään.

1.3 Kaatopaikkakaasu

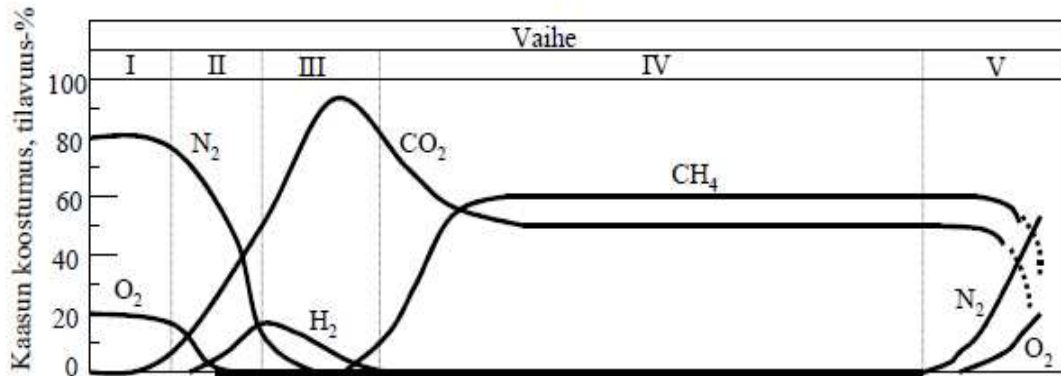
1.3.1 Muodostuminen

1.3.1.1 Jätteen hajoaminen ja kaatopaikkakaasun muodostuminen

Jätteen hajoamista voidaan kuvata yleisesti kaavalla (Tchobanoglous ym. 1993):



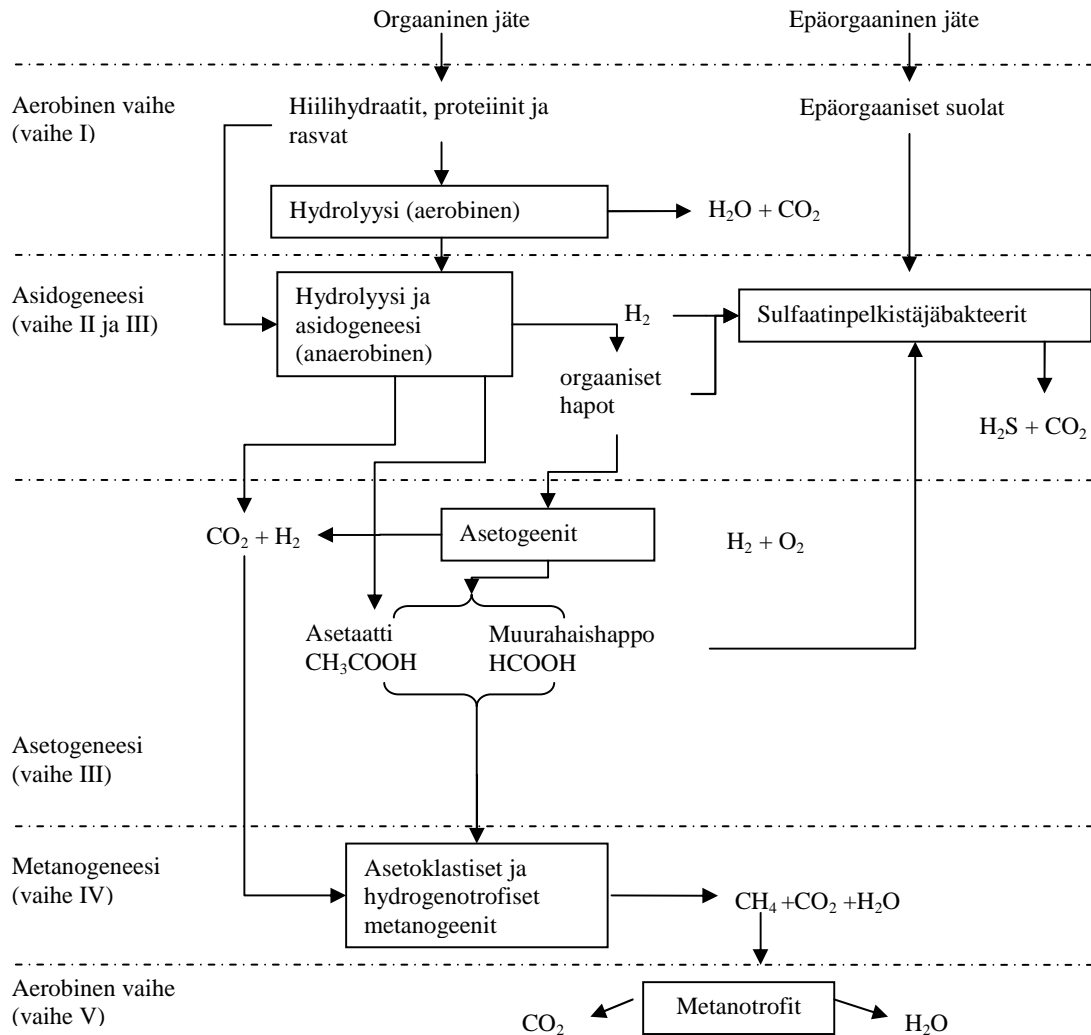
Yksityiskohtaisemmin jätetäytössä tapahtuvaa prosessia voidaan kuvata jakamalla se vaiheisiin (Kuva 1 & Kuva 2). Kunkin vaiheen kesto riippuu jätetäytössä vallitsevista olosuhteista (Smith ym. 2001) ja hitain vaihe määrää anaerobisen hajoamisen nopeuden. Normaaliolosuhteissa jätteen hajoaminen ja kaasun muodostuminen ovat nopeimmillaan ensimmäisen kahden vuoden aikana jätteen sijoittamisesta kaatopaikalle, mutta metaanin muodostuminen on tuolloin vähäistä. Kaatopaikan metaanipäästöt jatkuvat usein vuosikymmeniä jätteen kaatopaikkasijoituksen jälkeen (Tchobanoglous ym. 1993).



Kuva 1. Kaatopaikkakaasun koostumus jätteen hajoamisen eri vaiheissa (Tchobanoglous ym. 1993).

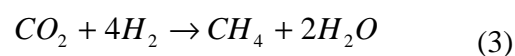
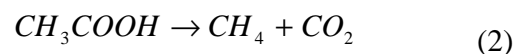
Alussa hajoamisprosessia dominoi aerobinen, eli hapellisissa olosuhteissa tapahtuva, jätteen hajoaminen (vaihe I), jossa jätteen mukana jätetäyttöön tullut happi kuluu. Muodostuva kaasu sisältää lähinnä typpeä, happea, hiilidioksidia ja vesihöyryä. Lisäksi muodostuu lämpöä. Vaihe kestää dominoivana tyypillisesti muutamista päivistä kuukausiin, mutta se jatkuu kaatopaikan pintakerroksissa myöhemminkin (Tchobanoglous ym. 1993).

Lyhyen aerobisen vaiheen jälkeen alkaa anaerobinen hajoaminen (vaiheet II-IV). Siinä muodostuva kaasu sisältää lähinnä metaania, hiilidioksidia ja vesihöyryä. Lämpöä muodostuu vähemmän kuin aerobisissa oloissa, sillä suurin osa biohajoavan jätteen sisältämästä energiasta varastoituu metaaniin (Heie & Lagerkvist 1998). Lyhyehkön siirtymävaiheen aikana (vaihe II) anaerobiset olosuhteet alkavat muodostua jätetäyttöön. Nitraatti ja sulfaatti muuttuvat typpi-kaasuksi ja vetysulfidiksi (Tchobanoglous ym. 1993). Siirtymävaiheen jälkeen alkaa anaerobinen happovaihe (vaihe III), jonka alussa entsyymit hydrolysoivat suuret orgaaniset polymeerit (mm. lipidit, polysakkaridit, proteiinit ja nukleiinihapot) liukoisemmiksi yhdisteiksi (mm. lyhytketjuiset rasvahapot, aminohapot ja monosakkaridit) (Themelis & Ulloa 2007). Hydrolyysi saattaa osoittautua hajotuksen nopeutta rajoittavaksi vaiheeksi (Barlaz ym. 1989). Hydrolyysin tuotteena syntyneet liukoiset molekyylit muuntuvat asidogeenien ansiosta yksinkertaisiksi orgaanisiksi hapoiksi (mm. etikkahappo, propionihappo, voihappo ja etanoli), hiilidioksidiksi ja vedyksi (Themelis & Ulloa 2007). Etikkahappokäymisen eli asetogeneesin kautta ne muuttuvat edelleen etikkahapoksi eli asetaatiksi (CH_3COOH), jota pidetään metaanintuotannon tärkeimpänä raaka-aineena (Tchobanoglous ym. 1993).



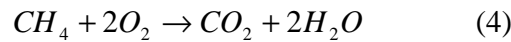
Kuva 2. Jätteen hajoamisen vaiheet jätetäytössä (Gendebien ym. 1992, Anonyymi 1995).

Seuraavana on metaanintuottovaihe (IV), jossa metanogeenit muodostavat metaania asetoklastisesti etikkahaposta (kaava 2) sekä hydrogenotrofisesti hiilidioksidista ja vedystä (kaava 3) (Themelis & Ulloa 2007).



Kaatopaikkakaasun metaanipitoisuus vakiintuu metaanintuottovaiheessa noin 40 - 65 tilavuusprosentin välille (Christensen ym. 1996). Vetyä ei enää muodostu. Kaasu sisältää myös pieniä määriä, noin 1 – 2 prosenttia, rikkiyhdisteitä ja haihtuvia rasvahappoja sekä vesihöyryä.

Kun biologisesti hajoavan orgaanisen aineksen määrä jätetäytössä vähenee, alkaa metaanikäyminen hiipua (vaihe V). Jätetäytön uloimpiin osiin muodostuu aerobisia alueita, joiden läpi kulkiessaan metaani hapettuu metanotrofien ansiosta hiilidioksidiksi ja vedeksi (kaava 4) (Smith ym. 2001). Muodostuva kaasu koostuu pääasiassa metaanista, hiilidioksidista, typpistä ja hapesta (Tchobanoglous ym. 1993).



Kun kaikki orgaaninen aines on hajonnut, vastaa kaatopaikkakaasu tyypillistä maaperän kaasu-koostumusta (Christensen ym. 1996). Todellisella kaatopaikalla, jossa jätetäyttö on koostumukseltaan ja rakenteeltaan heterogeeninen, hajoamisketju ja kaasun muodostuminen poikkeavat teoreettisesta (Smith ym. 2001). Kaatopaikan eri osissa voi olla samaan aikaan menossa hajotusprosessin eri vaiheet, mutta tietyllä ajanhetkellä yleensä jokin vaiheista on dominoiva (Heie & Lagerkvist 1998).

1.3.1.2 Jätteen hajoamiseen ja kaasun muodostumiseen vaikuttavat tekijät

Baas Beckingin (1934, de Wit & Bouvier 2006 mukaan) esittämän mikrobiologisen ekologian periaatteen mukaan vallitseva ympäristö määrää mikrobitoiminnan ('alles is overal: maar het milieu selecteert'). Näin on myös kaatopaikoilla, joissa jätetäytön sisäinen ympäristö määrää vallalla olevan hajoamisvaiheen ja vaikuttaa sitä kautta kaasun muodostumiseen.

Heterogeenisyytensä vuoksi kaatopaikka on usein tehoton ekosysteemi (Christensen ym. 1996). Biohajoava orgaaninen aines saattaa hajotusta rajoittavien ympäristötekijöiden vuoksi pysyä muuttumattomana jopa vuosikymmeniä (Sufliya ym. 1992). Siksi kaatopaikan jätetäytön sisäisillä olosuhteilla on ratkaiseva vaikutus kaatopaikan päästöihin ja niiden kestoon. Kaatopaikan sisäisiin olosuhteisiin vaikuttavat mm. lämpötila, kosteuspitoisuus, pH, jätteen partikkelikoko, ravinteet sekä happi ja muut inhibiittorit. Niitä ei voida säädellä toisista erillään (Christensen ym. 1996).

Jätetäytön sisäiseen lämpötilaan vaikuttavat mm. hajoamisvaihe ja jätetäytön korkeus. Aerobisen hajoamisen aikana lämpötila nousee tyypillisesti 30 ja 50 °C:een välille ja laskee sitten anaerobisen vaiheen aikana lähelle ympäröivän ilman lämpötilaa, pohjoismaiden kylmemmissä osissa tyypillisesti 10 ja 15 °C:een välille (Rees 1980). Sääolosuhteiden vaikutus jätetäytön sisäiseen lämpötilaan voi olla matalilla kaatopaikoilla merkittävä (Heie & Lagerkvist 1998). Lämpötilalla on merkitystä erityisesti metanogeenipopulaation muodostumisen aikana, sillä matalammissa lämpötiloissa populaation kasvu on hitaampaa. Kun elinvoimainen metanogeenipopulaatio on saavutettu, kosteuspitoisuudella on lämpötilaa merkittävämpi rooli hajoamisnopeuden säätelijänä (Heie & Lagerkvist 1998).

Vesi on yksi anaerobisen hajoamisen perusreagensseista (kaava 1) ja siten välttämätön anaerobisen hajoamisen jatkumisen kannalta (Themelis & Ulloa 2007). Jätteen kosteuspitoisuuden ollessa alle 20 %, hajoaminen jätetäytössä hidastuu hydrolyysin rajoittumisen vuoksi (Heie & Lagerkvist 1998). Kuivalla kaatopaikalla jäte saattaa muumioitua (Tchobanoglous ym. 1993). Yhdyskuntajäte sisältää yleensä riittävästi kosteutta anaerobisen hajoamisen ylläpitoon. Kuitenkin 50 %:n kosteuspitoisuutta on pidetty riittävänä hyvän hajoamisnopeuden saavuttamiseksi (Heie & Lagerkvist 1998). Korkea kosteuspitoisuus nopeuttaa mikrobien kasvua ja helpottaa niiden siirtymistä mikroympäristöjen välillä, rajoittaa hapen siirtymistä jätetäyttöön, lisää substraattien ja ravinteiden biosaatavuutta, laimentaa inhibiittoreiden pitoisuuksia ja estää hapen kulkeutumista ilmasta jätetäyttöön (Gendebien ym. 1992).

Usein jätteen kosteuspitoisuutta pyritään nostamaan kierrättämällä suotovettä takaisin jätetäyttöön (Heie & Lagerkvist 1998). Korkeampi kosteuspitoisuus mahdollistaa mikrobien kulkeutumisen muuten saavuttamattomissa olevan biohajoavan orgaanisen aineksen luo ja siten edistää jätteen hajoamista (Pommier ym. 2007). Suotoveden määrä ei kuitenkaan välttämättä ole riittävä optimaalisten olosuhteiden saavuttamiseen (Pommier ym. 2007), eikä sen kierrätyksellä aina ole merkittävää vaikutusta jätteen hajoamisnopeuteen (Barlaz ym. 2010). Ongelmia suotoveden kierrätyksessä on virtausten kanavoituminen ja suotoveden epätasainen jakautuminen jätetäytössä (Heie & Lagerkvist 1998).

Anaerobiseen hajotukseen osallistuvista mikro-organismeista metanogeenit ovat herkimpiä

pH:n vaihteluille. Niiden tehokas pH alue on 6,8 – 8,5 (Gendebien ym. 1992). Jos metanogeenien toiminta häiriintyy, jätetäyttöön alkaa kertyä haihtuvia orgaanisia happoja ja pH laskee (Christensen ym. 1996).

Alhaisessa vedyn osapaineessa asidogeenit muodostavat vetyä, hiilidioksidia ja etikkahappoa, mutta korkeassa vedyn osapaineessa ne tuottavat orgaanisia happoja, jotka saattavat akkumuloitua jätetäyttöön ja laskea pH:ta, mikä puolestaan vaikeuttaa metanogeenien toimintaa (Christensen ym. 1996).

Mitä pienempi on jätteen partikkelikoko, sitä suurempi kontaktipinta jätteessä on ja sitä nopeampaa on hajoaminen. Toisaalta pieni partikkelikoko ja jätteen suuri tiheys voivat aiheuttaa suotoveden kanavoitumista (Heie & Lagerkvist 1998).

Yleensä ravinteita ajatellaan olevan kaatopaikoilla riittävästi (Burton & Watson-Craik 1998). Kaatopaikan heterogeenisuuden vuoksi jätetäyttöön saattaa kuitenkin muodostua ravinnerajoittuneita ympäristöjä. Fosfori on ravinteista todennäköisin anaerobisen hajotustoiminnan rajoittaja (Christensen ym. 1996).

Hapettomuus on edellytys anaerobiselle toiminnalle, sillä erityisesti metanogeenit ovat erityisen herkkiä hapelle (Christensen ym. 1996). Happea pääsee jätetäyttöön diffuusion avulla ympäröivästä ilmasta, mutta sen on oletettu rajoittuvan jätetäytön ylimpiin kerroksiin (Nozhevnikova ym. 1993). Metaanintuotannolle haitallisia määriä happea saattaa kulkeutua jätetäyttöön, jos kaasun pumppauksen yhteydessä jätetäyttöön muodostuu huomattava alipaine (Christensen ym. 1996).

Sulfaatinpelkistäjäbakteerit inhiboivat metaanintuotantoa kilpailemalla lähtöaineista (vety ja etikkahappo). Tämä vaikuttaa metaanintuotantoon erityisesti, jos sulfaattia on jätetäytössä huomattavia määriä (Christensen ym. 1996). Sulfaatin lähteitä ovat mm. rakennus- ja purkujäte, paperi- ja pahvijätteet, sekä tuhkat (Zehnder & Stumm 1988, Christensen ym. 1996 mukaan).

Metaania tuottavan ekosysteemin on ajateltu olevan herkkä erilaisten inhibiittoreiden vaikutukselle. Inhiboivia tekijöitä voivat olla muun muassa haihtuvien rasvahappojen määrä (McCarty & McKinney 1961a, Christensen ym. 1996 mukaan), suuri hiilidioksidin osapaine

(Hansson & Molin 1981, Christensen ym. 1996 mukaan) sekä makro-ionit kuten natrium, kalium, kalsium magnesium ja ammonium (McCarty & McKinney 1961b, Christensen ym. 1996 mukaan). Useimmilla kaatopaikoilla inhibiittoreiden konsentraatiot ovat niin alhaisia, ettei niistä ole haittaa metaanintuotannolle (Christensen ym. 1996).

1.3.2 Kaatopaikkakaasun koostumus

Kaatopaikkakaasu koostuu pääosin metaanista (30–70%) ja hiilidioksidista (15–55%) (Taulukko 1). Lisäksi se sisältää pieniä määriä typpeä ja happea sekä epäpuhtauksina useita erilaisia yhdisteitä, joista kaasun hyötykäytön osalta merkittävimpiä ovat rikkiyhdisteet, siloksaanit ja halogenoidut hiilivedyt (Nikiema ym. 2007).

Taulukko 1. Kaatopaikkakaasun pääkomponentit ja niiden tyypilliset osuudet kaasussa

CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	Lähde
59 - 68	30 - 37			15 - 427	Shin ym. 2002
37- 62	24 - 29				Allen ym. 1997
55	37				Eklund ym. 1998
30 – 60	20 – 50	< 2	< 10		Heie & Lagerkvist 1998
47 - 62	32 - 43	<1	<1 - 17	27 - 500	Rasi 2009
45	40	0 - 5	5 - 40	0 -100	Persson ym. 2007
30 - 70	20 -50				Nikiema ym. 2007
35 - 58	40 - 55	0 -2,5	0 - 15	1 - 700	Sandelli 1992
35 - 65	15 - 50			250	Jaffrin ym. 2003

1.3.2.1 Hyötykäyttöä haittaavat yhdisteet

Biokaasun pääasiallinen rikkiyhdiste on rikkivety (H₂S). Rikkiyhdisteet aiheuttavat korroosiota kaasun käsittely- ja hyödyntämislaitteistoissa yhdessä veden kanssa (Persson ym. 2007). Lisäksi rikkivedyn palamistuotteena syntyvä rikkidioksidi (SO₂) aiheuttaa happosadetta ja kasvillisuusvahinkoja (Nijaguna 2002). Suomessa kaatopaikkakaasun rikkivetypitoisuudet ovat vaihdelleet 20 ja 600 ppm välillä (Arnold 2009).

Korroosiota aiheuttavat myös halogenoitujen, eli fluoria, bromia tai jodia sisältävien yhdisteiden palamistuotteet (Arnold 2009). Halogenoiduista yhdisteistä voi matalissa palamislämpötiloissa muodostua PCDD ja PCDF -yhdisteitä (dioksiineja ja furaaneja) (Persson ym. 2007). Halogeenit liukenevat moottoriöljyyn, minkä vuoksi öljyn vaihtoväli kaasumoottoreissa lyhenee (Arnold 2009).

Siloksaanit päätyvät kaatopaikoille niitä sisältävien tuotteiden (pesuaineet, kosmetiikka ym.) säilytykseen käytettyjen astioiden ja kaatopaikalle sijoitetun jätevesilietteen mukana (Arnold 2009). Kaatopaikkakaasun palaessa siloksaanit hapettuvat piidioksidiksi (SiO_2), joka muistuttaa kemiallisilta ja fysikaalisilta ominaisuuksiltaan lasia (Rasi ym. 2010). Piidioksidi kerääntyy kaasumoottoreiden sytytystulppiin, mäntiin ja sylinterien renkaisiin sekä öljyyn ja aiheuttaa muun muassa käyntiongelmia (Persson ym. 2007).

Kaasun ammoniakkipitoisuus riippuu biohajoavan aineksen koostumuksesta. Ammoniakkia muodostuu proteiinien hajotessa. Korkeat (yli 100 mg/Nm^3) ammoniakkipitoisuudet aiheuttavat ongelmia erityisesti kaasumoottoreissa (Persson ym. 2007). Kaatopaikkakaasussa ammoniakkia on harvoin enemmän kuin muutama ppm, eikä siitä yleensä ole haittaa kaasun hyödyntämisen kannalta (Arnold 2009).

1.4 Kaasun muodostumista ennustavat mallit

Kaatopaikkojen metaanipäästöjen arviointia varten on kehitetty useita malleja. Ne yrittävät kuvata jätteen hajotessa tapahtuvia monimutkaisia muutoksia yksinkertaistetusti ja arvioida metaanin muodostumista ajan kuluessa yleensä kolmen tekijän avulla: jätteen määrä, biohajoavan aineksen osuus (degradable organic content, DOC) ja jätteen hajoamisnopeus (k) (Thompson ym. 2009). Yleisimmin mallit perustuvat yksi- tai monivaiheiseen ensimmäisen kertaluvun kinetiikkaan (Scharff & Jacobs 2006).

Useimmat mallit olettavat, että kaikki kaatopaikalle sijoitettava jäte on yhdyskuntajätettä, joten ne eivät automaattisesti sovellu jätteeseen jonka koostumus poikkeaa tavanomaisen yhdyskuntajätteen koostumuksesta (Scharff & Jacobs 2006). Parannus mihin tahansa malliin voidaan tehdä ottamalla huomioon eri jätejakeiden erilaiset hajoamisvakiot, eli tekemällä ns. monivaiheinen mallinnus (multi-phase modelling) (Heie & Lagerkvist 1998). Eri mallien antamat tulokset eivät ole keskenään vertailukelpoisia (esimerkiksi Mosher ym. 1999, Chiemchaisri ym. 2005, Paraskaki & Lazaridis 2005, Mor ym. 2006, Scharff & Jacobs 2006, Thompson ym. 2009).

1.4.1 Tutkimuksessa käytetyt hajoamismallit

1.4.1.1 LandGEM 3.02

LandGEM 3.02 on yksi käytetyimmistä kaatopaikkakaasumalleista (kaava 5).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}} \quad (5)$$

missä: Q_{CH_4} = vuosittainen metaanintuotanto laskemisvuonna (m^3/a),

i = 1 vuoden aikalisäys,

n = (laskemisvuosi)-(toiminnan aloitusvuosi),

j = 0,1 vuoden aikalisäys,

k = metaanin muodostumisnopeus ($vuosi^{-1}$),

L_0 = metaanin muodostumispotentiaali (m^3/t),

M_i = vuonna i vastaanotetun jätteen massa(t) ja

t_{ij} = j :nnen i :ntenä vuonna vastaanotetun jätemassaosuuden M_i ikä (desimaalivuosissa)

(Alexander ym. 2005).

Malli olettaa, että puolet kaatopaikkakaasusta on metaania. Perusmuodossaan LandGEM 3.02 olettaa kaiken jätteen olevan yhdyskuntajätettä, jolloin sillä on saatu varovaisia ennusteita kaasun muodostumisesta (de la Cruz & Barlaz 2010). Jos jätteen koostumus poikkeaa tavanomaisesta yhdyskuntajätteen koostumuksesta, kannattaa käyttää monivaiheista mallinnusta, jolloin tulokset saadaan vastaamaan paremmin kenttämittauksia (de la Cruz & Barlaz 2010). Monivaiheisessa mallinnuksessa muodostuvan kaatopaikkakaasun määrä lasketaan jokaiselle jätejakeelle erikseen käyttäen jätejakekohtaisia metaanin muodostumisnopeuden (k) ja metaanin muodostumispotentiaalin (L_0) arvoja. Summaamalla kaikkien jätejakeiden tulokset saadaan koko kaatopaikkaa koskeva ennuste muodostuvan metaanin määrästä.

1.4.1.2 IPCC:n FOD

Valtiot raportoivat kaatopaikkakaasupäästöistään hallitusten väliselle ilmaston-muutospaneelille (intergovernmental panel on climate change, IPCC) Kioton protokollan mukaisesti. Käytettävä malli laskee biohajoavista jätteistä aiheutuvat kaatopaikan metaanipäästöt dynaamisella ensimmäisen kertaluvun hajoamismallilla (first order decay, FOD) (kaava 6).

$$G_{CH_4}(t) = \sum_{x=t_0}^t \left[(A * k * M(x)) * e^{-k(t-x)} \right] \quad (6)$$

missä $G_{CH_4}(t)$ on kaatopaikan jätekerroksissa syntyvän metaanin määrä vuonna t ,
 t_0 on laskennan aloitusvuosi (esim. 2005),

A on summaamisen normeeraustekijä, $A = (1 - e^{-k})/k$,

k on metaanin muodostumisnopeus ($1/a$), vaihtelee jätejakeittain ($k = \ln 2 / t/2$),

$M(x)$ on vuonna x kaatopaikalle sijoitettu jätemäärä, ja

$L_0(x)$ on metaanin muodostumispotentiaali $L_0(x) = MCF(x) * DOC(x) * DOCF * F * 16/12$ (Gg CH_4 / Gg jätettä), missä $MCF(x)$ on kaatopaikan tyypistä riippuva korjaustekijä, joka on hoidetulla kaatopaikalla 1, $DOC(x)$ on biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuus jätteessä (Gg C/Gg jätettä), $DOCF$ on kaatopaikkakaasuksi muuttuvan DOC:n osuus (paino-%), joka on Suomen oloissa 50 p-%, F on hiilenä laskettavan metaanin osuus kaatopaikkakaasun sisältämästä hiilestä (g C(CH_4)/g C(kp-kaasu)), josta käytetään 50 %, ja $16/12$ on konversiokerroin hiilestä metaaniksi (g CH_4 /g C) (Tuhkanen 2002).

Suomen kaatopaikkojen metaanipäästöt lasketaan vastaavalla mallilla (Petäjä 2008). Malliin syötetään jätemäärä- ja jäteluokkatiedot Euroopan jäteluettelo-tunnusten (European waste catalogue, EWC) tasolla. Malli laskee metaanipäästöt vuoteen 2050 asti.

1.5 Kaasun keräys ja puhdistaminen

1.5.1 Kaasun keräys

Kaasun keräysjärjestelmä koostuu yleensä imukaivoista, kokoojaputkistoista ja -kaivoista, pumppaamosta ja käsittelylaitteistoista (Gendebien ym. 1992). Imukaivot voidaan asentaa joko pystysuoraan tai vaakasuoraan salaojina (Reinhart & Townsend 1998). Molemmat kaivotyytit on mahdollista asentaa jo kaatopaikan käyttövaiheen aikana vaiheittain, mutta usein kaasun keräysjärjestelmä asennetaan ja kaasun hyödyntäminen aloitetaan vasta täyttöalueen sulkemisen jälkeen (Gendebien ym. 1992). Kaivojen tulee kestää niihin aiheutuvat massojen ja tiivistysten kuormat (Reinhart & Townsend 1998).

Kokoojaputkistot yhdistetään joko suoraan tai ala-asemien kautta pumppaamolle (Anonyymi 2008a). Kokoojaputkistot tulee asentaa routarajan alapuolelle yli 5 %:n kaltevuudella tiivistyneen vesihöyryn poistamiseksi (Anonyymi 2008a) ja niiden tulee kestää jätetäytön mahdollinen painuminen (Anonyymi 1989). Pumpuilla muodostetaan alipaine kaasun siirtämiseksi jätetäytöstä kokoojaputkistoja pitkin pumppaamolle, josta kaasu johdetaan hyötykäyttöön tai soihtupolttoon (Lagerkvist 2000).

1.5.2 Kaasun puhdistaminen

Kaatopaikkakaasun puhdistamisen tarve riippuu sen hyötykäytöstä. Pääsääntöisesti kaatopaikkakaasusta pyritään poistamaan sen hyötykäyttöä haittaavat yhdisteet, kuten kosteus, korroosiota aiheuttavat yhdisteet, hiukkaset ja hiilidioksidi (Stegman 1996).

1.5.2.1 Veden poisto

Kaatopaikkakaasu on kyllästynyt vesihöyryllä (Gendebien ym. 1992). Yhdessä muiden yhdisteiden kanssa kaasun keräysputkistossa kondensoituva vesi voi aiheuttaa syöpymistä (Stegman 1996) ja heikentää epäpuhtauksien puhdistamiseen tarkoitettujen menetelmien tehoa (Arnold 2009).

Veden poistamiseksi kaasu voidaan viilentää tai kompressoida. Vesi voidaan myös absorboida glykoliliuokseen tai hygroskooppiseen suolaan tai adsorboida piidioksidiin, aktiivihiileen tai molekyyliseulaan (Persson ym. 2007). Teoriassa veden mukana poistuu muita kaasun epäpuhtauksista, mutta todellisuudessa poistuma on vähäistä (Arnold 2009). Ainoastaan ammoniakki poistuu yleensä siinä määrin kaasun kuivauksen yhteydessä, ettei sen poistamiseen tarvita erillistä puhdistusvaihetta (Persson ym. 2007).

1.5.2.2 Rikin poisto

Rikkinyhdisteet, erityisesti rikkivety, ovat syövyttävien ominaisuuksiensa vuoksi usein merkittävimpiä epäpuhtauksia kaasun hyötykäyttöä ajatellen (Stegman 1996). Siksi rikki useimmiten poistetaan kaatopaikkakaasusta.

Kaatopaikkalaitoksilla rikin poistamiseen käytetään yleensä kemiallista tai fysikaalista adsorptiota (Persson ym. 2007). Fysikaalisessa adsorptiossa kaasuun lisätään happea ja vettä. Rikkivety hapettuu alkuainerikiksi, joka sitoutuu aktiivihiilen pintaan. Kemiallisesta adsorptiosta puhutaan, kun aktiivihiili kyllästetään reaktionopeuden lisäämiseksi esimerkiksi kaliumpermanganaatilla, kaliumjodidilla, kaliumkarbonaatilla tai sinkkioksidilla. Aktiivihiili voidaan joko regeneroida ja käyttää uudelleen tai vaihtaa uuteen, kun se on kyllästynyt rikillä.

Rikkivety voidaan poistaa myös antamalla sen reagoida rautahydroksidin tai -oksidin kanssa (Nijaguna 2002). Biokaasu johdetaan rautahydroksidia tai -oksidia sisältävän aineen

läpi, jolloin rikkiyhdisteet muuttuvat alkuainerikiksi ja adsorboituvat apuaineen pintaan. Regeneroinnista huolimatta adsorptiopinta peittyy ajan saatossa alkuainerikillä ja lopulta se tulee vaihtaa uuteen.

1.5.2.3 Siloksaanien poisto

Siloksaanien poistoon kaatopaikkakaasusta ei ole olemassa yhtä kaikkiin tapauksiin soveltuvaa tekniikkaa, mutta aktiivihiihliuodatus on yksi käytetyimmistä menetelmistä (Ajhar ym. 2010). Se on yksinkertainen, helppokäyttöinen ja puhdistustulokseltaan varma tekniikka, jolla kaasu saadaan puhdistettua mikroturbiinien ja polttokennojen vaatimaan tasoon (Arnold 2009). Kaasun lämpötila ja kosteuspitoisuus vaikuttavat menetelmän tehokkuuteen ja siksi kaasu tulisi kuivata ennen aktiivihiihliuodatusta. Kun aktiivihiihi on kyllästynyt epäpuhtauksilla, se tulee vaihtaa tai regeneroida (Arnold 2009).

Muita käytössä olevia menetelmiä ovat esimerkiksi kaasun jäähdyttäminen (Hagman ym. 2001, Dewil ym. 2006 mukaan), adsorptio silikageeliin (Persson ym. 2007) ja absorptio veteen (Rasi 2009) tai orgaaniseen liuottimeen (Huppman ym. 1996).

Siloksaanien poistoon soveltuvat tekniikat eivät ole selektiivisiä, vaan myös muita epäpuhtauksia, kuten haihtuvia orgaanisia yhdisteitä ja rikkivetyä, poistuu (Ajhar ym. 2010). Ne voivat heikentää puhdistusmenetelmän tehoa ja lyhentää sen käyttöaika (Arnold 2009).

1.5.2.4 Hiilidioksidin poisto

Hiilidioksidin poistaminen kaasusta tarkoittaa käytännössä kaasun jalostamista liikennekäyttöön (Soares 2007). Samalla poistuu myös muita epäpuhtauksia. Kaasun jalostamisen ensisijainen tarkoitus on lisätä sen energiasisältöä (Persson ym. 2007). Tärkeintä on tuotekaasun puhtaus ja toisarvoista se, kuinka suuri osa metaanista saadaan talteen (Soares 2007). Kaatopaikkakaasun jalostustekniikat voidaan jakaa kolmeen ryhmään: membraaniprosessi, adsorptio molekyylliseulaan (pressure swing adsorption, PSA) ja absorptio liuottimeen.

Membraaniprosessi perustuu siihen, että hiilidioksidi kulkee polymeerimembraanin läpi noin 20 kertaa nopeammin kuin metaani. Yleensä metaanin talteenottoaste on luokkaa 85 % ja tuotekaasun metaanipitoisuus on 97 % (Soares 2007). Membraaniprosessi poistaa hiilidioksidin

lisäksi rikkivetyä ja muita kaasumaisia epäpuhtauksia (Nijaguna 2002). NMOC:t, partikkelit ja kosteus vaurioittavat membraania, joten ne tulee poistaa ennen käsittelyä. Erillinen rikin poisto tarvitaan vain, jos kaatopaikkakaasussa on rikkivetyä yli 60 ppmv (Soares 2007).

Molekyyliseula adsorboi hiilidioksidia paineistetusta kaasusta (Petersson & Wellinger 2009). Kun aineen adsorptiokapasiteetti on kulutettu loppuun, voidaan se regeneroida laskemalla painetta, jolloin hiilidioksidi vapautuu (Soares 2007). Rikkivety ja vesi tulee poistaa kaasusta ennen molekyyliseulaa. Molekyyliseula on yksinkertainen ja investointi- ja käyttökuluiltaan edullinen puhdistusmenetelmä. Se soveltuu pieneen kokoluokkaan (250 Nm³/h) (Persson ym. 2007).

Absorptiossa NMOC:t ja hiilidioksidi pestään kaatopaikkakaasusta vedellä tai orgaanisella liuottimella (Persson ym. 2007). Menetelmä perustuu siihen, että hiilidioksidi on noin 15 kertaa metaania liukoisempaa ja painetta kasvattamalla liukoisuutta voidaan lisätä. Kaatopaikkakaasu ja liuotin johdetaan absorptiotornissa toisiinsa nähden vastavirtaan. Absorptioliuos regeneroidaan strippauskolonnissa laskemalla painetta ja ajamalla sen läpi ilmaa, johon hiilidioksidi ja muut absorboituneet epäpuhtaudet siirtyvät (Soares 2007).

1.5.2.5 Muiden epäpuhtauksien poisto

Happea ja typpeä voi olla läsnä kaatopaikkakaasussa, mikäli kaasu kerätään alipaineistetulla järjestelmällä. Happi voidaan poistaa Perssonin ym. (2007) mukaan esimerkiksi aktiivihieillä tai molekyyliseulalla. Jossain määrin happea poistuu myös rikinpoistoprosessissa. On kuitenkin halvempaa ja tehokkaampaa pyrkiä estämään hapen ja typen pääsy kaasuun (Wheeler ym. 2000). Pienistä määristä happea ja typpeä ei ole haittaa CHP-prosesseissa eikä lämmityskattilassa (Persson ym. 2007).

Kaatopaikkakaasussa voi olla kloori- ja fluorihiihivetyjä (Rasi ym. 2011). Niiden palamistuotteet ovat voimakkaasti syövyttäviä ja aiheuttavat korroosiota polttolaitteistoissa (Wheeler ym. 2000). Kloori- ja fluorihiihivedyistä on aiheutunut ongelmia Suomessa pääasiassa teollisuuskaatopaikoilla (Arnold 2009). Niiden poistamiseen kaatopaikkakaasusta soveltuvat esimerkiksi kemiallinen ja fysikaalinen absorptio (Rasi ym. 2011).

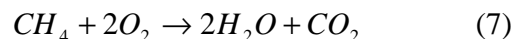
Kaatopaikkakaasussa on yleensä vain vähän partikkeleita, jotka voivat aiheuttaa kaasumoottoreiden ja turbiinien mekaanista rasitusta. Partikkelit voidaan poistaa mekaanisilla suodattimilla (Persson ym. 2007).

1.6 Kaasun käsittely ja hyödyntäminen

1.6.1 Lämmöntuotanto

Lämmöntuotannossa kaasu ohjataan vedenerotuksen jälkeen matalassa paineessa kaasupolttimelle, joka lämmittää vettä laitoksen kiertovesijärjestelmään. Kaasupolttimia on saatavilla laajasti eri kokoluokkiin ja niiden hyötysuhde voi olla jopa 95 % (Vartiainen ym. 2002).

Biokaasun palamisreaktio on samanlainen kuin maakaasulla. Erona kaasuilla on biokaasun korkeampi hiilidioksidipitoisuus ja siitä johtuva matalampi energiasisältö (Latvala 2009). Metaanin palamisreaktio koostuu sadoista reaktioista ja välivaiheista, mutta se voidaan yksinkertaistaa reaktioon (Anonyymi 2004c)



Lämmön tuotanto on Suomessa yleisin kaatopaikkakaasun hyödyntämismenetelmä. Vuoden 2009 lopussa pelkkää lämpöä tuotettiin Suomessa 14:sta 35:stä kaasua keräävästä kaatopaikkalaitoksesta. Kaatopaikkakaasun metaanipitoisuus oli näissä laitoksissa keskimäärin 46 % vaihdellen 38 ja 59 %:n välillä (Kuittinen ym. 2010).

1.6.2 Sähköntuotannon ja yhdistetyn sähkön- ja lämmöntuotannon tekniikat

1.6.2.1 Sähköntuotanto ja CHP

Kaatopaikkakaasusta voidaan tuottaa sähköä mm. kaasumoottoreilla, mikroturbiineilla ja polttokennoilla (Taulukko 2). Energiantuotannon hyötysuhdetta saadaan kasvatettua, kun sähköntuotannon hukkalämpö hyödynnetään yhdistetyssä sähkön- ja lämmöntuotannossa (combined heat and power, CHP). CHP-tuotanto on yleistä biokaasulaitoksilla (Deublein & Steinhauser 2011). Lämmön ja sähkön yhteistuotanto on yleensä taloudellisesti kannattavampaa kuin pelkän sähköntuotanto (Tolis ym. 2010).

Suomessa vuoden 2009 lopussa kaatopaikkakaasua hyödynnettiin yhdistetyssä lämmön- ja sähköntuotannossa seitsemällä kaatopaikkalaitoksella ja pelkässä sähköntuotannossa kahdella laitoksella. Pelkkää sähköä tuottavissa laitoksissa kaasun metaanipitoisuus oli keskimäärin 53 % ja sähköä ja lämpöä tuottavissa laitoksissa keskimäärin 48 % (Kuittinen ym. 2010).

Taulukko 2. Pienen kaatopaikan sähköntuotantoon soveltuvien tekniikoiden (mikroturbiini, kaasumoottori, fosforihappopolttokenno (PAFC), kiinteäoksidipolttokenno (SOFC) ja sulakarbonaattipolttokenno (MCFC)) tuotantoarvot ja käyttöikä (Lagerkvist 2000, Vartiainen ym. 2002, Ohlström & Savolainen 2005, Soares 2007, Deublein & Steinhauser 2011, Tagare 2011).

	Mikroturbiini	Kaasumoottori	PAFC	SOFC	MCFC
Tilavuusvirta (m ³ /min)	< 3	> 4 – 140			
Tehoalue	25 – 400 kW	0,1 – 12 MW	1 – 500 kW	0,1 – 50 MW	0,1 – 10 MW
Sähköntuotannon hyötysuhde (%)	15 – 35	30 – 45	38 – 43	48 – 52	50 – 55
Kokonaishyötysuhde CHP-tuotannossa (%)	75 – 85	75 – 90	75 – 85	85 – 95	85 – 95
Arvioitu käyttöikä (th)	50 – 75	60	40 – 60	40	40

Lämmön hyödyntämisen edellytyksenä on, että sen käyttäjä sijaitsee lähellä kaasun tuotantopaikkaa eli kaatopaikkaa. Taloudellisesti kannattavana etäisyytenä pidetään yleisesti alle 10 kilometriä (Lagerkvist 2000).

CHP-laitteiston mitoituksessa, erityisesti kaasumoottoreiden ja mikroturbiinien kohdalla, on huomioitava, että laitteita voidaan ajaa vain tietyllä tehoalueella, tyypillisesti noin 50 – 100 %. Mikäli laitteisto on mitoitettu liian suureksi ja kaasua ei muodostu riittävästi, ei hyödyntämislaitteistoa voida ajaa lainkaan ja biokaasu voidaan joutua polttamaan esimerkiksi soihdussa (Latvala 2009).

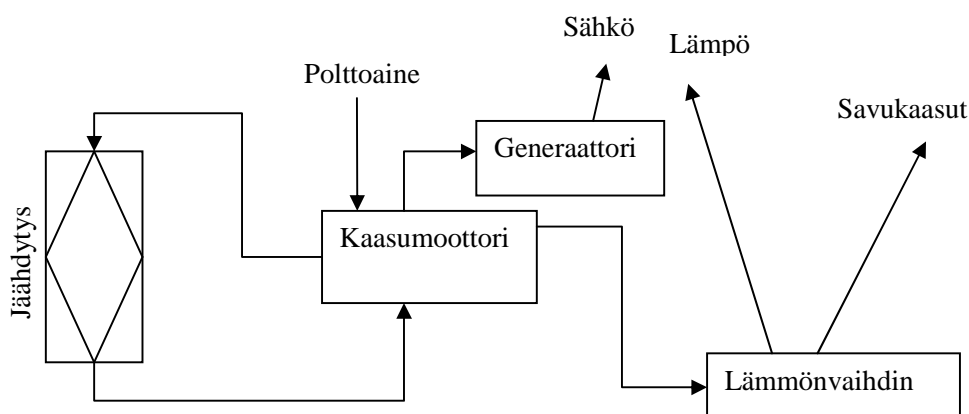
1.6.2.2 Kaasumoottori

Moottorivoimala koostuu mäntämoottorin ja generaattorin yhdistelmästä (Kuva 3). Moottoreissa käytetään joko kipinä- tai puristus-sytytystä ja kaikki alle 1 MW:n sähkötehon tuottavat

moottorit ovat yleensä turboahdettuja. Turboahdimessa kaasumainen polttoaine esipuristetaan, mikä nostaa moottorin tehoa (Vartiainen ym. 2002).

Moottorivoimaloissa sähköhyötysuhde ja kokonaishyötysuhde ovat tyypillisesti korkeita (Taulukko 2). Laitteen koon kasvaessa hyötysuhde yleensä paranee. Muita kaasumoottoreiden etuja ovat vakiintunut teknologia ja pienet taloudelliset riskit (Bove & Lunghi 2006). Lisäksi moduulirakentaminen mahdollistaa voimalan asteittaisen laajentamisen ja useaan moottoriin perustuvassa voimalassa moottoreita voidaan käyttää kulloisenkin sähkötarpeen mukaan (Kara ym. 2004).

Kaasumoottorit eivät vaadi monimutkaista kaasun esikäsitelyä, vaan yleensä kosteuden poisto riittää (Soares 2007). Kaasumoottorit vaativat kuitenkin kohtalaisen korkeaa metaanipitoisuutta (38 - 45 %) ja vaihteleva kaasun laatu aiheuttaa moottoreissa nakutusta (Lappalainen & Kouvo 2004). Kaasumoottorivoimalan investointi- ja huoltokustannukset ovat yleensä korkeammat kuin vastaavan kaasuturbiinivoimalan. Lisäksi kaasumoottorit ovat korroosioalttiita ja niiden päästöt ovat korkeat (Bove & Lunghi 2006).



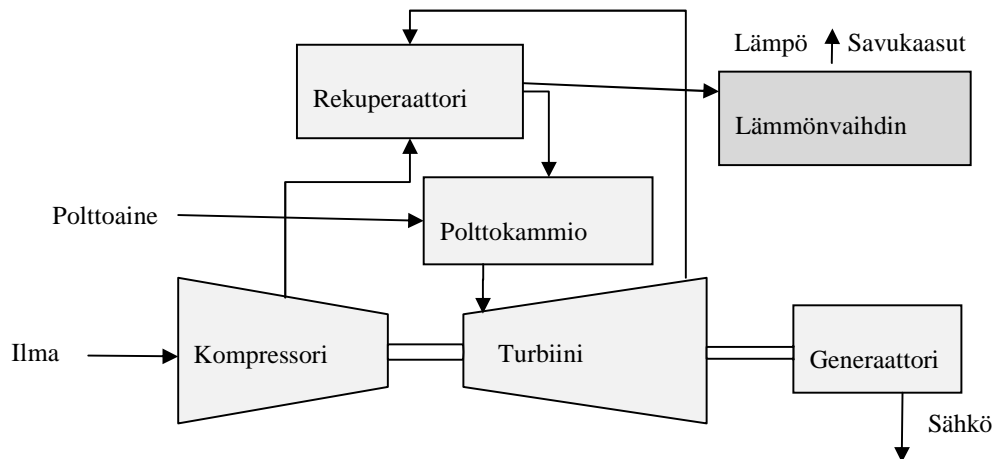
Kuva 3. Yksinkertaistettu kaaviokuva yhdistetystä sähkön- ja lämmöntuotannosta (CHP) kaasumoottorilla (Oland 2004).

1.6.2.3 Mikroturbiini

Mikroturbiineilla tarkoitetaan pienen kokoluokan (25 - 400 kW) kaasuturbiineja (Soares 2007). Yksinkertaisimmassa muodossa kaasuturbiini koostuu kompressorista, polttokammi-

osta ja turbiinista (Kuva 4). Työvälineenä on ilma, joka johdetaan kompressorilta polttokammioon. Polttokammiossa polttoaineen ja ilman seos palaa vakiopaineessa ja yli-ilmassa. Turbiiniosassa mahdollisimman suuri osa polttokammiossa muodostuneesta lämpöenergiasta muutetaan liike-energiaksi ja edelleen samalle akselille kytketyn generaattorin avulla sähköenergiaksi (Perttula 2000).

Mikroturbiinien sähköhyötysuhde (15 – 35 %) riippuu voimakkaasti turbiinin tehosta ja laskee nopeasti osakuormilla (Kara ym. 2004). Hyötysuhdetta voidaan parantaa rekuperaattorilla. Rekuperaattori on lämmönvaihdin, joka käyttää turbiinin kuumia pakokaasuja kompressorilta polttimelle menevän ilman lämmittämiseen (Soares 2007). Alle 1 MW kokoluokassa sähköhyötysuhde jää ilman rekuperaattoria 25 %:n alapuolelle.



Kuva 4. Yksinkertaistettu kaaviokuva yhdistetystä sähkön ja lämmön tuotannosta (CHP) mikroturbiinilla (Oland 2004, Deublein & Steinhauser 2011).

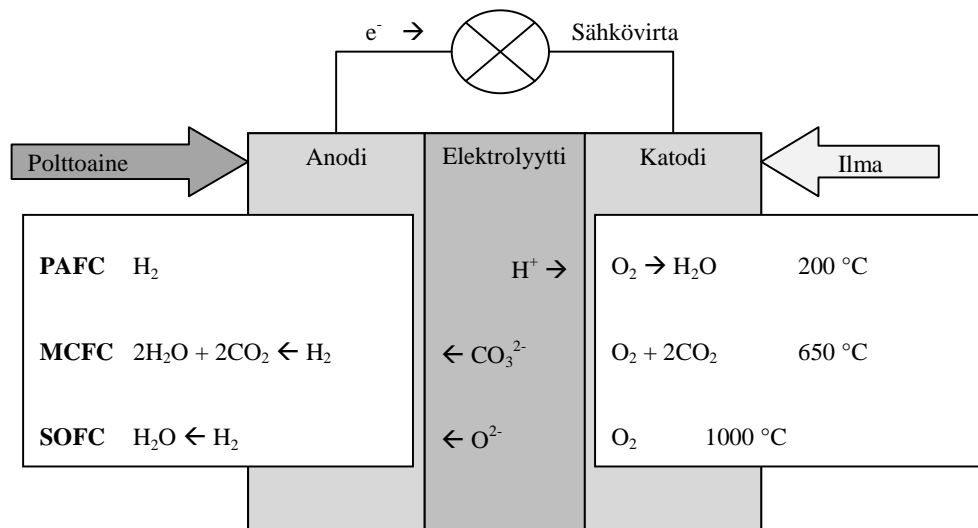
Mikroturbiinien kokonaishyötysuhde CHP-sovelluksissa on korkea (75 – 85 %), sillä pakokaasujen lämmön talteenotto on tehokasta. Myös höyryä voidaan tuottaa helposti, sillä turbiinista tulevan kaasun lämpötila on tyypillisesti 450 – 550 °C. Mikroturbiinien NO_x-päästöt ovat huomattavasti kaasumoottoreiden päästöjä alhaisemmat (Bove & Lunghi 2006) ja jopa alhaisemmat kuin soih tupolton päästöt (Soares 2007).

Mikroturbiinit voivat käyttää polttoaineena kaasua, jonka metaanipitoisuus on 30 % (Soares 2007). Mikroturbiinit soveltuvat erityisesti pienille kaatopaikoille ja sellaisille vanhoille kaa-

topaikoille, joissa kaatopaikkakaasun laatu ja määrä eivät sovellu perinteisempien kaatopaikkakaasun hyödyntämistekniikoiden käyttöön (Soares 2007).

1.6.2.4 Polttokennot

Polttokennossa polttoaineen kemiallinen energia muunnetaan suoraan sähköksi ilman välivaiheita (Deublein & Steinhauser 2011). Polttokenno koostuu kahdesta huokoisesta elektrodista ja niiden välissä olevasta elektrolyytistä (Kuva 5). Toiselle elektrodille syötetään polttoainetta ja toiselle hapetinta. Kennon elektrolyytti toimii varauksen, eli ionien, kuljettajana ja ulkoisessa virtapiirissä kulkevat elektronit synnyttävät sähkövirran. Reaktiotuotteena muodostuu vettä ja hiilidioksidia (Deulbein & Steinhauser 2011). Kennoreaktio riippuu käytettävästä polttoaineesta ja elektrolyytistä (Vartiainen ym. 2002).



Kuva 5. Kaatopaikkakaasun hyödyntämiseen soveltuvien polttokennotyyppien kenno-reaktiot ja toimintaperiaate (Deublein & Steinhauser 2011).

Kaatopaikkakaasun hyödyntämiseen soveltuvat kennotyyppit ovat fosforihappopolttokenno (phosphoric acid fuel cell, PAFC), sulakarbonaattipolttokenno (molten carbonate fuel cell, MCFC) ja kiinteäoksidipolttokenno (solid oxide fuel cell, SOFC) (Taulukko 3). Näistä PAFC on matalalämpötilainen kenno ja MCFC ja SOFC ovat korkealämpötilaisia kennoja (Vartiainen ym. 2002).

Polttokennojen suurin etu on niiden korkea sähköhyötysuhde, joka pysyy hyvänä myös osateholla (Kara ym. 2004). Matalalämpötilaisissa kennoissa ulkoinen reformointi heikentää hyötysuhdetta (Vartiainen ym. 2002). Myös polttokennon kokoluokalla on vaikutusta hyötysuhteeseen (Kara ym. 2004). Korkealämpötilaisten polttokennojen kokonaishyötysuhde CHP-tuotannossa on luokkaa 90 %. Korkealämpöisen polttokennon pakokaasuilla voidaan pyörittää mikroturbiinia, jolloin voidaan päästä jopa 80 % sähköhyötysuhteeseen (Tagare 2011).

Taulukko 3. Kaatopaikkakaasun hyödyntämiseen soveltuvien polttokennojen ominaisuudet (Soares 2007, Deublein & Steinhauser 2011).

	PAFC	MCFC	SOFC
Toimintalämpötila (°C)	130 – 220	500 – 700	600 – 1000
Polttoaineet	Vety, metaani, maakaasu, biokaasu	Vety, maakaasu, metaani, biokaasu, hiilimonoksidi	Vety, maakaasu, hiilimonoksidi, metaani, biokaasu
Reformointi	Ulkoinen	Ulkoinen/sisäinen	Ulkoinen/sisäinen
Hapetin	Happi, ilma	Hiilidioksidi, happi, ilma	Happi, ilma

Polttoaineen puhdistusvaatimukset riippuvat kennotyypistä. Yleisesti voidaan ajatella, että mitä korkeampi on kennon lämpötila, sitä paremmin se sietää epäpuhtauksia (Haji ym. 2006). Merkittävin korkealämpötilaisten kennojen sietämä epäpuhtaus on hiilimonoksidi, jota voidaan käyttää niissä myös polttoaineena (Bove & Lunghi 2006). MCFC tarvitsee hiilidioksidia katodilla reaktion hapettimena, joten kaasun hiilidioksidipitoisuus ei laske kennon tehoa merkittävästi (Urban ym. 2009). PAFC on puolestaan herkkä hiilidioksidin vaikutuksille, mutta matalasta lämpötilasta huolimatta sietää parhaiten rikkiä. (Haji ym. 2006). Korkealämpötilaisissa kennoissa rikki heikentää kennon sisäistä reformointia, mikä aiheuttaa merkittävää tehon laskua (Shiratori ym. 2010). Yleisesti ainakin rikkiyhdisteet ja raskasmetallit on puhdistettava polttokennoilla käytettävästä polttoaineesta (Kara ym. 2004).

Polttokennot soveltuvat muita menetelmiä alhaisemmille kaasun metaanipitoisuuksille. SOFC-kennolla biokaasun optimaalinen metaanipitoisuus on 45 %, mutta vielä 15 %:n metaanipitoisuudella sähköntuotanto on noin 70 % maksimituotannosta (Staniforth & Ormerod 2002). Lisäksi polttokennojen päästöt ovat alhaiset, sillä teoriassa metaania polttoaineena

käytettäessä muodostuu vain vettä ja hiilidioksidia. Esimerkiksi typen oksideja ja hiukkasia ei muodostu (Kara ym. 2004). Suurin osa päästöistä muodostuu polttoaineen esikäsittelyssä (Bove & Lunghi 2006).

Polttokennojen ongelmia ovat niiden korkeat hinnat ja heikohko kestävyys sekä vähäinen kokemus biokaasun käytöstä erityisesti korkealämpötilaisten kennojen polttoaineena (Deublein & Steinhauser 2011). Positiivisia kokemuksia on MCFC:n (Bove & Lunghi 2005, Trogisch ym. 2005) ja SOFC:n (Anonyymi 2011) käytöstä kaatopaikkakaasulla.

1.6.3 Kaasun jalostaminen liikennepolttoaineeksi

Kaasu, joka on puhdistettu 98 % metaanipitoisuuteen, voidaan rinnastaa maakaasuun. Jalostettua ja 200 bar paineeseen paineistettua kaasua voidaan käyttää myös liikennepolttoaineena kaasujoneuvoissa (Ohlström & Savolainen 2005). Jalostuksen sivutuotteena muodostuvaa hiilidioksidia voidaan käyttää kemianteollisuuden raaka-aineena (Gendebien ym. 1992).

Kaasun käyttö liikennepolttoaineena vaatii kaasulla toimivan autokannan sekä kaasun jakeluverkoston (Lantz ym. 2007). Näiden puute on todennäköisesti suurin syy siihen, ettei biokaasun jalostaminen liikennekäyttöön ole yleistynyt Suomessa (Latvala 2009).

Kaasun jalostamista liikennepolttoaineeksi ei käsitellä tässä tutkimuksessa, koska esimerkkikaatopaikka sijaitsee alueella, jolla ei ole maakaasuverkkoa eikä kaasun tankkausverkostoa (Torri 2010), eikä siten myöskään kaasuautokantaa.

1.6.4 Kaatopaikkakaasun käsittely

1.6.4.1 Metaanin poltto soihdussa

Soihtupoltto on yksinkertaisin kaatopaikkakaasun käsittelytekniikoista (Knaebel & Reinhold 2002). Sitä voidaan käyttää vararatkaisuna tai silloin, kun kaasun hyödyntäminen ei ole mahdollista. Soihtupoltossa biokaasun sisältämän metaanin kasvihuonekaasuvaikutusta pystytään minimoimaan, sillä metaani muuttuu palaessaan hiilidioksidiksi ja vedeksi (kaava 7). Kaasua hyödyntävillä laitoksilla soihtupolttoa pyritään yleensä välttämään, sillä siinä hukataan energiaa ja palamisolosuhteiden vaihtelu saattaa aiheuttaa hajuhaittoja. Lähes

jokaisella suomalaisella biokaasulaitoksella soihtu on vararatkaisuna (Latvala 2009).

1.6.4.2 Kaatopaikkakaasun biologinen käsittely

Metaanin hapettumista tapahtuu luonnollisesti kaatopaikan pintakerroksissa (kaava 4), mutta sitä voidaan myös tehostaa käyttämällä metaania hapettavaa kaatopaikan pintakerrosta tai rakentamalla biosuotimia kaatopaikkakaasun yksittäisiin purkautumiskohtiin (Anonyymi 2001). Tätä kutsutaan kaatopaikkakaasun biologiseksi käsittelyksi.

Biologisen käsittelyn huolellinen suunnittelu on olennaista, jotta metaanin hapetus olisi mahdollisimman tehokasta (Park ym. 2004). Pintakerroksen tai biosuotimen materiaalin on oltava sellaista, että se takaa metaania hapettaville bakteereille hyvät kasvuolosuhteet (Humer & Lechner 1999). Tärkeitä tekijöitä ovat pintakerroksen tai biosuotimen lämpötila (Christophersen ym. 2000, Einola 2010), kosteus (Albanna ym. 2007), hapen määrä (Hanson & Hanson 1996), typen määrä (Bodelier & Laanbroek 2004), orgaanisen hiilen määrä ja ravinteet (Nikiema ym. 2005) sekä materiaalin huokoisuus (Humer & Lechner 1999). Ajatellaan, että kylmän ilmaston vuoksi Suomessa ei voida saavuttaa parasta mahdollista metaanin hapettumisastetta (Anonyymi 2008a), mutta sitä voidaan parantaa jakamalla kaasu tasaisesti koko hapettavalle alueelle (Einola 2010).

Tuhkanen (2002) pitää kaasun biologista käsittelyä järkevimpänä alle 5 ha kaatopaikoilla. Huber-Humer ym. (2008) pitävät biosuodinta hapettavaa pintakerrosta parempana metaanin biologisen käsittelyn ratkaisuna. Kaatopaikkojen lopettamisoppaan mukaan (Anonyymi 2001) biologinen käsittely on vaihtoehto, kun kaasusta saatava polttoainetehto on alle 0,5 MW. Kaatopaikkakaasun biologisen käsittelyn etuja ovat sen edullisuus ja kyky mukautua vaihteleviin metaanipitoisuuksiin (Jiang ym. 2010).

1.7. Lämmön ja sähkön hyödyntäminen

Kaatopaikkakaasusta tuotettua energiaa voidaan käyttää kaatopaikkavesien lämmittämiseen ennen puhdistusta käänteisosmoosiyksiköllä. On todettu, että veden korkea lämpötila (15 – 35 °C) vähentää käänteisosmoosiyksikön energiankulutusta ja nopeuttaa sen toimintaa (Jin ym. 2009), mutta voi myös aiheuttaa membraanin nopeaa tukkiutumista (Jawor & Hoek 2009).

Vesimassan lämmittämiseen tarvittava energia riippuu mm. veden lähtölämpötilasta ja tavoitelämpötilasta (kaava 8).

$$Q = \frac{p * c_p * V * (t_2 - t_1)}{3600} \quad (8)$$

missä Q = veden lämmittämiseen kuluva energia kWh

p = veden tiheys 1000 kg/m³.

c_p = veden ominaislämpökapasiteetti 4,2 kJ/(kg* °C)

V = veden määrä m³

t₂ = veden tavoitelämpötila

t₁ = veden lähtölämpötila, ja

3600 = yksikkömuunnoskerroin (kJ -> kWh) (Kalliomäki 2007).

Kaatopaikkavedet voidaan myös puhdistaa haihduttamalla. Haihdutuslämpötila on tyypillisesti 80 – 90 °C ja energiaa siihen kuluu 0,83 – 0,97 kWh/kg(H₂O) (Roe ym. 1998). Alipaineisen haihdutuksen lopputuotteena muodostuu puhdistettua kaatopaikkavettä eli lauhdetta ja konsentraattia, joka sisältää haihtumattomat yhdisteet, kuten raskasmetallit (Marttinen ym. 2000). Konsentraatti voidaan johtaa takaisin jätetäyttöön kaatopaikkakaasun muodostumisen voimistamiseksi sekä jätteen stabiloitumisen nopeuttamiseksi. Haihdutuksessa muodostuu poistokaasua, joka voidaan veden erottamisen jälkeen polttaa soihdussa ylijäämäkaatopaikkakaasun seassa (Roe ym. 1998).

Kaatopaikkakaasulla tuotettua lämpöenergiaa voidaan käyttää kasvihuoneen lämmitykseen ja kattilan pakokaasua voidaan laimennuksen jälkeen syöttää kasvihuoneeseen, jossa sen sisältämä hiilidioksidi edistää kasvien kasvua (Roe ym. 1998). Pakokaasussa saattaa kuitenkin olla mm. rikkivetyä ja etyleeniä, jotka ovat kasveille haitallisia ja siksi sen soveltuvuus kasvihuonekäyttöön tulee selvittää (Hanson 1997, Roe ym. 1998 mukaan). Hyödyntämismenetelmän on arvioitu olevan kannattava, mikäli kasvihuone sijaitsee alle viiden kilometrin etäisyydellä kaatopaikasta (Roe ym. 1998).

Lämmön tuotannon ja hyödyntämisen suhteen ongelmana kaatopaikoilla on, että kaasua muodostuu eniten kesällä, jolloin lämmitysenergian kulutus on vähäisintä ja kaasun varastointi kausivaihtelun tasaamiseksi on hankalaa (Anonyymi 2008a).

Kaatopaikkakaasulla tuotettua sähköä voidaan myydä verkkoon. Suomessa kaikki tuotantolaitokset voivat liittyä yhteiseen sähköverkkoon ja myydä sähköä avoimilla sähkömarkkinoilla. Sähköntuottajan on tehtävä tuotannon liittymissopimus ja sähköntuotannon verkkopal-

velusopimus jakeluverkonhaltijan kanssa, joka asettaa laitokselle tekniset reunaehdot. Lisäksi sähkön myynnistä on tehtävä sopimus ostajan kanssa. Käytännössä liittymis- ja siirtokustannusten suuruudesta voi olla vaikea varmistua etukäteen ja siksi tulisikin mahdollisimman aikaisessa vaiheessa ottaa yhteyttä paikalliseen verkkoyhtiöön (Anonyymi 2006a).

Kaatopaikkakaasulla tuotettu sähkö ei kuulu uusiutuvilla energianlähteillä tuotetulle sähkölle maksettavan syöttötariffin piiriin, mutta kiinteän tuotantotuen saaminen lienee mahdollista (Anonyymi 2009a).

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Esimerkkikaatopaikka

Tutkimuksen esimerkkikaatopaikka on Napapiirin Residuum Oy:n Kuusiselän kaatopaikka (Kuva 6). Se sijaitsee 18 km päässä Rovaniemen kaupungin keskustasta eteläkaakkoon (Anonyymi 2008c). Kaatopaikalle sijoitetaan omistajakuntien (Rovaniemi, Ranua ja Pello) alueella syntyvät hyödyntämiseen kelpaamattomat yhdyskunta- ja rakennusjätteet. Jätteet on syntypaikkalajiteltu, mutta niille ei tehdä muuta käsittelyä ennen loppusijoittamista (Anonyymi 2008d).



Kuva 6. Kuusiselän kaatopaikka (Torvinen 2011)

Kuusiselän kaatopaikan tämänhetkinen jätetäytön kokonaispinta-ala on 4 ha. Se koostuu kahdesta alueesta, jotka on otettu käyttöön 15.11.2005 ja 2.10.2009 (Bäck 2010). Jätteiden loppusijoitustoiminnan on suunniteltu jatkuvan kaatopaikalla vuoteen 2032 asti (Anonyymi 2003).

Tuorein ympäristölupapäätös (Anonyymi 2008c) velvoittaa toiminnanharjoittajaa seuraamaan kaatopaikkakaasun muodostumista täyttövaiheessa vuosittain. Kaatopaikkakaasun käsittelyjärjestelmä tulee rakentaa viimeistään ensimmäisen täyttöalueen sulkemistöiden yhteydessä, arviolta vuonna 2017. Jätetäytössä muodostuvat kaatopaikkakaasut on ensisijaisesti pyrittävä hyödyntämään.

Tutkimuksen tavoite oli arvioida ja verrata kaasun muodostumista esimerkkikaatopaikalla neljässä vaihtoehtoisessa jätteenkäsittelyskenaariossa. Skenaarioiden aiheuttamien muutosten oletettiin tulevan voimaan vuoden 2010 alusta. Lähtökohtana oli, että jätettä muodostuu nykytilanteessa 33000 t vuodessa:

- ”nolla”: jätteen käsittely ei muutu nykytilanteesta, eli syntypaikkalajiteltu yhdyskuntajäte sijoitetaan sellaisenaan kaatopaikalle.
- ”poltto”: jätteen palava osuus lajitellaan edelleen poltettavaksi ja ainoastaan polttoon kelpaamaton osuus sijoitetaan kaatopaikalle.
- ”bio50”: biohajoavan jätteen lajittelu tehostuu ja nykytilanteessa kaatopaikalle sijoitetusta biohajoavan jätteen osuudesta vain puolet päätyy kaatopaikalle.
- ”bio0”: biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa kokonaan.

Lisäksi tutkimuksen tavoitteena oli selvittää kaasun käsittely- ja hyödyntämisvaihtoehtoja ja laskennallisesti arvioida kaasun riittävyttä eri skenaarioissa ja hyödyntämismenetelmien soveltuvuutta esimerkkikaatopaikalle.

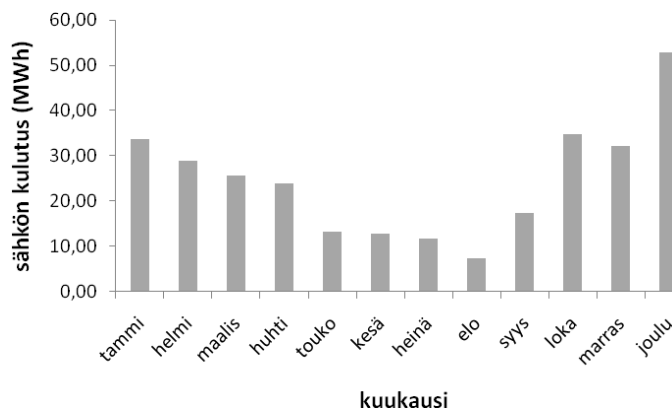
2.1.1 Lämmön hyödyntäminen esimerkkikaatopaikalla

Esimerkkikaatopaikka sijaitsee kaukana muusta teollisuudesta ja asutuksesta, eikä lähistöllä ole esimerkiksi kaukolämpöverkkoa, johon lämpöä voitaisiin tuottaa. Kaatopaikalla lämpöä voitaisiin hyödyntää kaatopaikan rakennusten ja käänteisosmoosiyksiköt sisältävien merikonttien lämmitykseen sekä suotoveden lämmitykseen ennen käänteisosmoosikäsittelyä tai suotoveden käsittelyyn haihduttamalla.

Kaatopaikan suotovedet johdetaan kahteen tasausaltaaseen ja sieltä edelleen käänteisosmoosikäsittelyyn. Tasausaltaiden koot ovat 2500 ja 3500 m³. Käänteisosmoosiyksiköllä voidaan nykyisen ympäristöluvan mukaan käsitellä enimmillään 90 m³ vettä vuorokaudessa, eli enintään 32850 m³ vuodessa. Vuonna 2010 suotovettä käsiteltiin yhteensä 23617 m³. Kuusiselän kaatopaikan käänteisosmoosiyksikölle tulevan veden lämpötila on vaihdellut vuosina 2009 – 2010 4 ja 20 °C:en välillä (Vaaramaa-Hiltunen 2011). Laskuissa oletettiin, että veden alkulämpötila on 4 -20 °C ja veden tavoitelämpötila 20 – 26 °C.

2.1.2 Sähkön hyödyntäminen esimerkkikaatopaikalla

Toiminnanharjoittajalla on ensisijaisesti tarkoitus tuottaa sähköä kaatopaikka-alueen omaan tarpeeseen (Portti 2011). Vuotta 2009 käytettiin vertailuvuotena sähkönkulutuksen suhteen laskettaessa kaatopaikkakaasulla tuotettavan energian riittävyyttä. Kuusiselän kaatopaikalla sähköä kului vuonna 2009 keskimäärin 24,5 MWh kuukaudessa, eli yhteensä 294 MWh koko vuoden aikana. Alhaisin kulutus oli 7,26 MWh ja korkein 52,75 MWh kuukaudessa (Kuva 7). Ylimääräinen sähkö on tarkoitus myydä verkkoon (Portti 2011).



Kuva 7. Kuusiselän kaatopaikan sähkönkulutus vuonna 2009, sähkön kokonaiskulutus oli 294 MWh/a ja keskimääräinen kulutus 24,5 MWh/kk.

2.2 Kaasun muodostumista ennustavien mallien tiedot

Metaanin muodostumisen arviointiin käytettiin LandGEM 3.02- ja IPCC:n FOD-malleja. Koska tutkimuksessa tarkasteltiin kaasun muodostumista tavanomaisesta poikkeavilla yhdyskuntajätteen koostumuksilla, päätettiin LandGEM 3.02-mallin osalta käyttää monivaiheista

mallinnusta. Jätejakeiden hajoamisnopeuksina käytettiin de la Cruz & Barlazin (2010) tutkimuksessa käytettyjä bioreaktorikaatopaikan arvoja (Taulukko 4), koska esimerkkikaatopaikan käänteisosmoosiyksikön rejekti johdetaan takaisin jätetäyttöön, jolloin jäte on tavanomaista kaatopaikkaa kosteampaa (Anonyymi 2009b).

Muodostuvan metaanin määrä laskettiin aluksi erikseen kaikille taulukossa 4 esitetyille jätejakeille käyttäen jätejakohtaisia k - ja L_0 -arvoja. Koko kaatopaikan kaasuntuotanto saatiin summaamalla jätejakohtaiset ennusteet vuosittain.

Taulukko 4. Arvio eri jätejakeiden metaanintuottopotentiaaleista (k) ja metaanin muodostumisnopeuksista (L_0) kenttäolosuhteissa bioreaktorikaatopaikoilla (de la Cruz & Barlaz 2010)

Jätejake	k (1/a)	L_0 (m ³ /dry Mg)
Tekstiilit (puuvilla)	0,088	217,3
Puu	0,045	62,6
Ruokajäte	0,432	300,7 *
Puutarhajäte	0,484	79,2 *
Paperit ja pahvit	0,153	204,975 *

* lähde: Eleazer ym. 1997

IPCC:n FOD-malli ottaa jätteen koostumuksen huomioon jäteluokkien perusteella. FOD-mallissa käytettiin metaanintuottopotentiaalille LandGEM 3.02-mallia vastaavia arvoja: hitaasti hajoavalle jätteelle keskiarvoa tekstiilien, paperin ja pahvin ja puun metaanintuottopotentiaaleista, $k_{\text{hidas}} = 0,09$ ja nopeasti hajoavalle jätteelle keskiarvoa ruokajätteen, puutarhajätteen ja sekalaisen orgaanisen jätteen metaanintuottopotentiaaleista, $k_{\text{nopea}} = 0,44$ (Taulukko 4). IPCC:n oletusarvona käytettiin $k_{\text{IPCC}}=0,12$ (de la Cruz & Barlaz 2010). Lisäksi LandGEM 3.02-mallissa käytettävien L_0 -arvojen (Taulukko 4) perustella laskettiin jätejakeiden DOC-osuudet FOD-mallia varten, jotka eloperäisen jätteen ja puun osalta poikkesivat FOD-mallin oletusarvoista (Taulukko 5).

Taulukko 5. Tässä tutkimuksessa käytetyt ja FOD-mallin oletusarvot jätteen biohajoavan orgaanisen aineksen (DOC) osuuksista jäteryhmittäin.

FOD-mallin jäteryhmä	DOC-osuus (FOD-mallin oletusarvo)	DOC-osuus (tämä tutkimus)
Tekstiilit	0,4	0,4
Eloperäinen (ruokajäte ja puutarhajäte)	0,16	0,38
Paperi ja kartonki	0,4	0,4
Puu	0,3	0,13

2.3 Metaanin muodostumisen arvioinnin taustatiedot

2.3.1 Syntypaikkalajiteltu yhdyskuntajäte

Kuusiselän kaatopaikalle sijoitettavasta syntypaikkalajitellusta yhdyskuntajätteestä ei ole tehty lajittelututkimuksia, joten arvio sen koostumuksesta tehtiin muualla Suomessa tehtyjen lajittelututkimusten perusteella. Syntypaikkalajitellun yhdyskuntajätteen koostumusta Suomessa on tutkittu lajittelututkimuksilla pääkaupunkiseudulla (Anonyymi 2004b, Pulkkinen ym. 2008) sekä Turun (Roström & Uggeldahl 2003), Lahden (Anonyymi 2006b), Savonlinnan (Karvonen & Voutilainen 2007), Kuopion (Hynynen 2008) ja Mikkelin (Teirasvuori 2010) seuduilla. Kotitalouksien sekajätteen tutkimukset voidaan yleistää koko maan kattaviksi (Moureh ym. 2007).

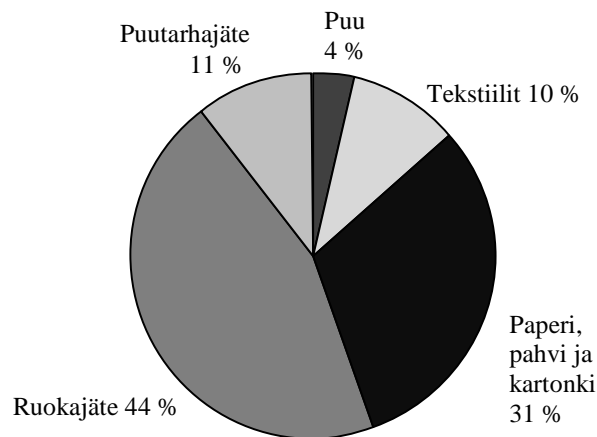
Eri tutkimuksissa jätteen lajitteluperusteet erosivat toisistaan siten, että kaikkien tutkimusten tulosten yhdistäminen ei ollut mahdollista. Lajitteluluokkien yhtenevyyden perusteella valittiin käytettäväksi Lahden (Anonyymi 2006b), Savonlinnan (Karvonen & Voutilainen 2007) ja Kuopion (Hynynen 2008) seuduilla tehdyt tutkimukset. Jätteen biohajoavat ja palavat osuudet luokiteltiin seuraaviin ryhmiin: ”ruokajäte” (sisältää tutkimusten jakeet biojäte ja pehmopaperi), ”puutarhajäte” (sisältää tutkimusten jakeet risut ja haravointijätteet), ”puu”, ”tekstiilit”, ”paperi, pahvi ja kartonki” (sisältää tutkimusten jakeet keräyspaperi, keräyspahvi ja kartonki ja muu energiajäte) sekä ”muovi ym. palava” (sisältää tutkimusten jakeet vaipat ja kuukautissiteet ja muovien energiajäte). Kolmen tutkimuksen jätekoostumuksista laskettiin keskiarvo, jota käytettiin määrittäessä esimerkkikaatopaikalle sijoitetun yhdyskuntajätteen koostumusta. Samoja prosenttiosuuksia käytettiin määrittäessä FOD-mallissa sekajätteen koostumus.

Tutkimusten perusteella syntypaikkalajitellusta yhdyskuntajätteestä keskimäärin 53 % oli biohajoavaa (Taulukko 6). Biohajoavasta osuudesta suurimman osuuden muodostivat ruokajäte (35 %) sekä paperi, pahvi ja kartonki (24 %) (Kuva 8). Biohajoavaan jätteeseen kuulumattomat palavat jätteet, kuten polttokelpoiset muovit muodostivat keskimäärin n. 20 % kaatopaikoille sijoitettavasta yhdyskuntajätteestä (Anonyymi 2006b, Karvonen & Voutilainen 2007, Hynynen 2008).

Taulukko 6. Suomessa tehtyjen lajittelututkimuksien perusteella (Anonyymi 2006b, Karvonen & Voutilainen 2007, Hynynen 2008) määritetty syntypaikkalajitellun yhdyskuntajätteen biohajoavan osuuden koostumus.

Sekajätteen biohajoavan osuuden koostumus (paino- % sekajätteen kokonaismassasta)						
Ruokajäte *	Puutarhajäte **	Puu	Tekstiilit	Paperi, pahvi ja kartonki ***	Yhteensä	Lähde
23	12	2	2	12	51	Hynynen 2008
27	2	2	5	21	57	Karvonen & Voutilainen 2007
22	3	2	9	16	52	Anonyymi 2006b
24	6	2	5	16	53	keskiarvo

* Sisältää: biojäte & pehmopaperi
 ** Sisältää: risut & haravointijätteet
 *** Sisältää: keräyspaperi, keräyspahvi- ja kartonki & muu energijäte

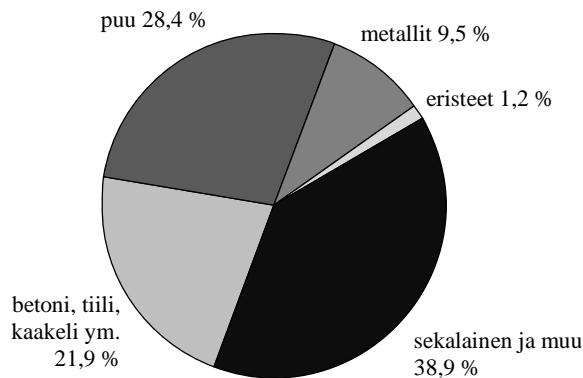


Kuva 8. Suomessa tehtyjen lajittelututkimusten (Anonyymi 2006b, Karvonen & Voutilainen 2007, Hynynen 2008) keskiarvon mukainen kotitalouksien syntypaikkalajitellun yhdyskuntajätteen biohajoavan osuuden koostumus.

2.3.2 Rakennusjäte

Esimerkkikaatopaikalle sijoitetun rakennusjätteen koostumusta arvioitiin Euroopan ympäristöviraston (Brodersen ym. 2002) selvityksen perusteella. Sen mukaan muodostuvasta rakennusjätteestä noin 30 % sijoitetaan kaatopaikoille. Kaatopaikalle sijoitettavasta rakennusjätteestä 28 % on puuta (Kuva 9), jonka oletettiin muodostavan kaatopaikalle sijoitettavan rakennusjätteen biohajoavan osuuden. Sekalaisen rakennusjätteen, joka sisältää pääasiassa muovia,

arvioitiin olevan polttokelpoista. Tämän perusteella kaatopaikalle sijoitetun rakennusjätteen palavaksi osuudeksi oletettiin 67 %.



Kuva 9. Kaatopaikalle sijoitetun rakennusjätteen keskimääräinen koostumus Suomessa vuonna 1997 Euroopan ympäristöviraston selvityksen perusteella (Brodersen ym. 2002).

2.3.3 Jättemäärät ja jätteen koostumus esimerkkikaatopaikalla

Jätteen koostumusta Kuusiselän kaatopaikalla tulevaisuudessa arvioitiin vuosina 2006–2009 kaatopaikalle sijoitetun jätteen keskimääräisen koostumuksen perusteella. Vuosi 2005 jätettiin huomiotta, koska kaatopaikka aloitti toimintansa vasta loppuvuodesta ja jätejakeiden suhteet olivat siten epätyypillisiä.

Vuodesta 2010 alkaen kaatopaikalle sijoitettavan jätteen kokonaismäärän arvioitiin olevan 33 000 t vuodessa (Bäck 2010). Jätetäytön sulkemisvuodeksi valittiin vuosi 2033, eli oletettiin, ettei jätetäyttöön sijoiteta sen jälkeen lisää jätettä. Kaatopaikkakaasun muodostumisen ja jätteen koostumuksen arvioimiseen kussakin skenaariossa käytettiin lajittelututkimusten perusteella arvioituja jätejakeiden prosenttiosuuksia.

Muun kuin kotitalouksissa syntyvän syntypaikkalajitellun yhdyskuntajätteen (mm. maatalous, matkailu, metsätalous, myymälät, sairaalat ja teollisuus) osuus kaikesta Kuusiselän kaatopaikalle sijoitettavasta yhdyskuntajätteestä oli vuosina 2006 - 2009 keskimäärin 14 %. Määrällä ei oletettu olevan merkittävää vaikutusta yhdyskuntajätteen kokonaiskoostumukseen eikä siten muodostuvan kaasun määrään. Kaiken kaatopaikalle sijoitetun syntypaikkalajitellun yhdys-

kuntajätteen oletettiin siis vastaavan koostumukseltaan keskimääräistä kotitalouksissa syntyvää syntypaikkalajiteltua yhdyskuntajätettä.

Jätteet luokiteltiin de la Cruz & Barlaz (2010) (Taulukko 4) tutkimuksessa käytettyihin luokkiin biohajoavuuden mukaan. Lisäksi otettiin käyttöön luokka ”muu palava”, jotta myös biohajoamattomat palavat jätteet otettaisiin huomioon (Taulukko 7).

Taulukko 7. Kuusiselän kaatopaikalle vuosina 2006–2009 sijoitettujen jätteiden keskimääräinen koostumus ja luokittelu biohajoavuuden ja palavuuden mukaan.

Osuus jätteestä (%)	Selite	European waste catalogue (EWC) - luokka	Biohajoavan jätteen luokka
0,01	Teurasjäte (hirvi)	20102	Ruokajäte
0,21	Teurasjäte (poro) ja kuolleet eläimet	20202	Ruokajäte
0,24	Turkisjäte	40109	Ruokajäte
0,48	Asbesti	170605	Muu
22,88	Rakennusjäte	170904	28 % Puu 39 % Muu palava 33 % Muu
0,35	Pistävät ja viiltävät jätteet	180101	Muu
0,55	Sairaalajäte	180104	Muu palava
0,53	Välpejäte	190801	Muu palava
0,36	Hiekanerotusjäte	190802	Muu
0,04	Muut	200199	Muu
68,22	Yhdyskuntajäte	200301	24 % Ruokajäte 16 % Paperi, pahvi ja kartonki 6 % Puutarhajäte 5 % Tekstiili 2 % Puu 15 % Muu palava 32 % Muu

Teurasjäte, kuolleet eläimet ja turkisjäte rinnastettiin ruokajätteeseen. Luokkaan ”muu palava” luettiin rakennusjätteen ja yhdyskuntajätteen biohajoavaan jätteeseen kuulumaton palava jäte, kuten polttokelpoinen muovi, sekä välpejäte ja sairaalajäte. Luokkaan ”muu” sisällytettiin asbestijäte, hiekanerotusjäte, pistävät ja viiltävät jätteet sekä yhdyskunta- ja rakennusjätteen biohajoamaton ja palamaton osuus.

Jätteen koostumuksen arviot eri skenaarioissa laskettiin taulukossa 7 esitetyn jätteen keskimääräisen koostumuksen perusteella olettaen, että jätettä muodostuu nykytilanteessa 33000 t vuodessa (Taulukko 8).

Taulukko 8. Kuusiselän kaatopaikalle sijoitettavan jätteen koostumus eri skenaarioissa, kun jätettä muodostuu nykytilanteessa 33000 t vuodessa.

Jätejäte	Skenaario			
	nolla	poltto	b50	b0
Tekstiilit (t)	1122,725	-	561,3624	-
Puu (t)	2747,798	-	1373,899	-
Ruokajäte (t)	5883,539	5883,539	2941,77	-
Puutarhajäte (t)	1077,046	-	538,5232	-
Paperit, pahvit ja kartongit (t)	2702,233	-	1351,116	-
Muu palava (t)	7910,7	-	7910,7	7910,7
Muut (t)	11467,9	11467,9	11467,9	11467,9
Yhteensä (t)	33000	11632,5	26189,3	19378,6

2.4 Metaanista saatava energia

Muodostuvan metaanin energiasisältö laskettiin käyttämällä metaanin tiheytenä 0,668 kg/m³ (NTP: 20 °C, 1 atm) ja metaanin lämpöarvona 10 kWh/ m³ (kaava 9).

$$\text{metaanin sisältämä energia (MWh)} = \frac{\text{metaanin massa (kg)} * 10 \text{ kWh} / \text{m}^3}{0,668 \text{ kg} / \text{m}^3 * 1000} \quad (9)$$

Mallit olettivat kaatopaikkakaasun metaanipitoisuuden olevan 50 %. Muodostuvan kaatopaikkakaasun määrä olisi siis kaksi kertaa muodostuvan metaanin määrä. Kaatopaikkakaasun tilavuusvirta minuutissa laskettiin näiden oletusten perusteella (kaava 10).

$$\text{kaatopaikkakaasun tilavuusvirta (m}^3 / \text{min)} = \frac{\text{metaania vuodessa (m}^3) * 2}{525600 \text{ min}} \quad (10)$$

Kaasun hyödyntämistä koskevissa laskuissa käytettiin metaanin määränä vuosien 2017 – 2033 keskiarvoja. Lisäksi oletettiin, että muodostuvasta kaasusta 80 % saadaan hyödynnettyä ja, että hyödyntämislaitteiston käyttöaika on 90 % vuodesta.

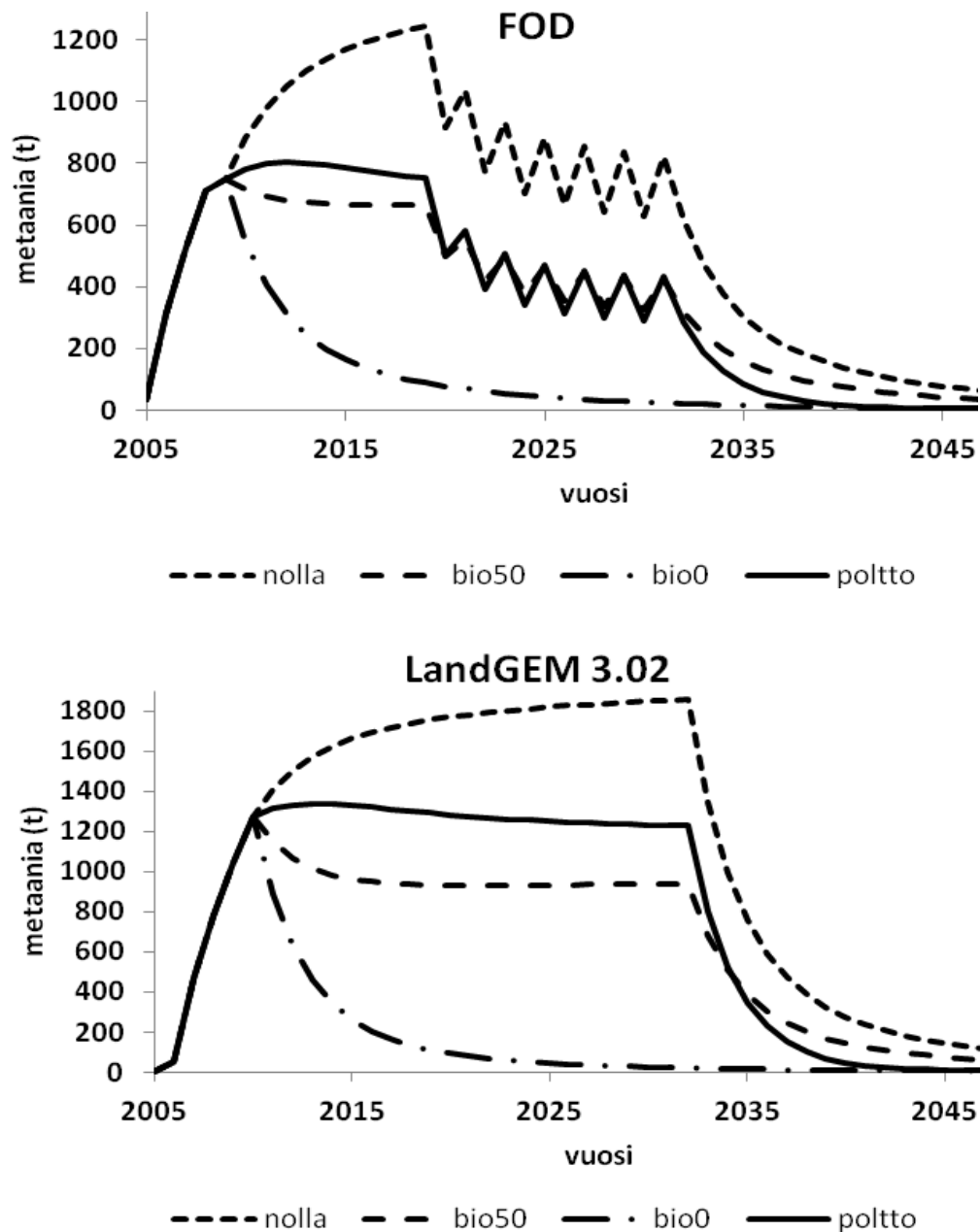
3 TULOKSET

Metaanin muodostumista esimerkkipaikatapaikalla ennustettiin IPCC:n FOD-mallilla ja monivaiheisella LandGEM 3.02-mallilla neljässä eri skenaariossa: 1) nolla: kaatopaikalle sijoitetaan syntypaikkalajiteltua yhdyskuntajätettä 33000 t vuodessa, 2) poltto: jätteen palava osuus lajitellaan edelleen poltettavaksi ja ainoastaan polttoon kelpaamaton osuus sijoitetaan kaatopaikalle, 3) bio50: kaatopaikalle sijoitettavan biohajoavan jätteen määrä puolittuu lajittelun tehostuessa, 4) bio0: biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa kokonaan. Lisäksi arvioitiin kaasun riittävyyttä eri hyötykäyttö- ja käsittelyvaihtoehtoihin.

LandGEM 3.02 ennustaa kaikissa skenaarioissa FOD-mallia suurempaa metaanintuotantoa. Lähimpänä toisiaan mallien antamat ennusteet ovat nolla-skenaariossa (Taulukko 9). Molempien mallien mukaan muodostuvan kaasun määrä eri skenaarioissa noudattaa järjestystä: nolla > poltto > bio50 > bio0 (Kuva 10).

Taulukko 9. Mallien mukaan kaatopaikalla muodostuvan metaanin määrä, energiasisältö ja laskennallinen polttoainetehto vuosien 2017 – 2033 keskiarvona, kun oletetaan, että muodostuvasta kaatopaikkakaasusta 50 % on metaania.

FOD	Muodostuvan metaanin määrä (1000 n-m ³)	Muodostuvan metaanin energiasisältö (MWh)	Laskennallinen kaasun tilavuusvirta (m ³ /min)	Laskennallinen polttoainetehto (MW)
nolla	613	6135	2,3	0,70
bio50	326	3256	1,2	0,37
bio0	38	377	0,1	0,04
poltto	329	3294	1,3	0,38
LandGEM 3.02	Muodostuvan metaanin määrä (1000 n-m ³)	Muodostuvan metaanin energiasisältö (MWh)	Laskennallinen kaasun tilavuusvirta (m ³ /min)	Laskennallinen polttoainetehto (MW)
nolla	1281	12808	4,9	1,46
bio50	662	6624	2,5	0,76
bio0	44	439	0,2	0,05
poltto	887	8878	3,4	1,01

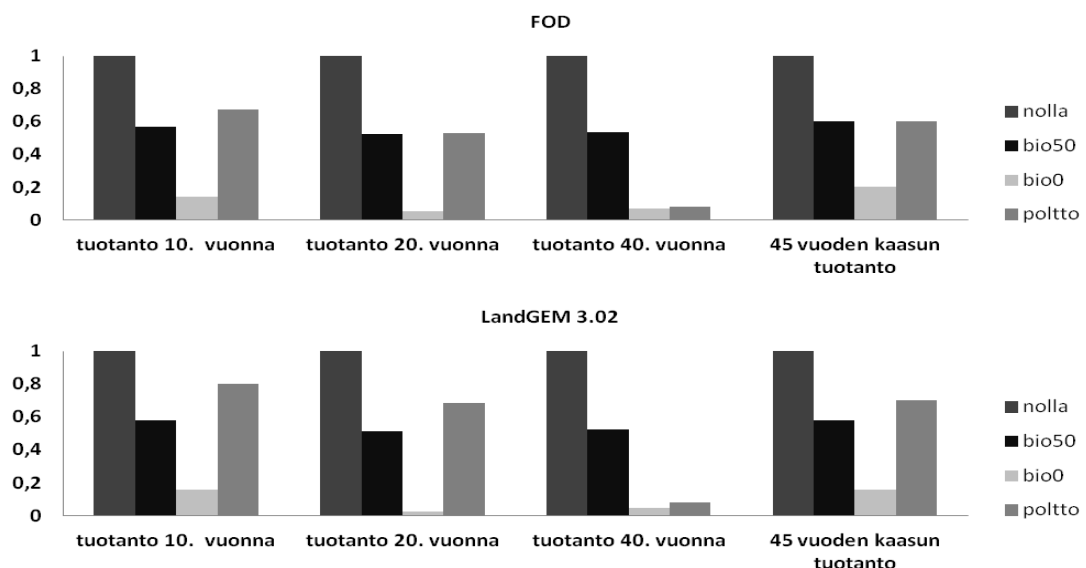


Kuva 10. Muodostuvan metaanin määrä (t) eri skenaarioissa IPCC:n FOD-mallilla ja monivaiheisella LandGEM 3.02-mallilla ennustettuna, kun metaanin osuus kaatopaikka-kaasusta on 50 %.

FOD-mallin mukaan kaikissa skenaarioissa, bio0-skenaariota lukuun ottamatta, kaasun muodostuminen laskee hitaasti aina kaatopaikan oletettuun sulkemisvuoteen (2033) saakka, jonka jälkeen kaasun muodostuminen vähenee nopeammin. Monivaiheisen LandGEM 3.02-mallin

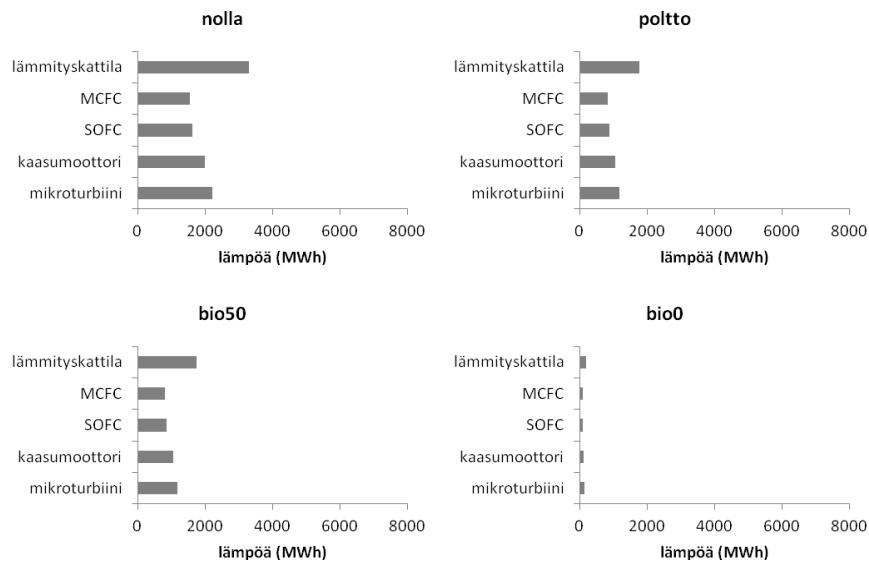
mukaan nolla-skenaariossa muodostuvan kaasun määrä kasvaa ja poltto- ja bio50-skenaariossa laskee vuoteen 2033 saakka, jonka jälkeen kaasun muodostuminen vähenee nopeasti. Bio0-skenaariossa kaasun muodostuminen lakkaa molempien mallien mukaan lähes kokonaan vuoteen 2035 mennessä.

Kaatopaikan toiminnan 10. vuotena, vuonna 2015, poltto-skenaariossa muodostuu FOD-ennusteen mukaan 67 % ja LandGEM 3.02-ennusteen mukaan 80 % samana vuonna nolla-skenaariossa muodostuvasta kaasusta (Kuva 11). Molempien ennusteiden mukaan osuus kuitenkin laskee 8 %:iin vuoteen 2045 mennessä, jolloin kaatopaikka on ollut suljettuna 12 vuotta. Bio50-skenaariossa kaasun tuotanto pysyy koko ajan 50 – 60 % nolla-skenaarion tuotannosta. Bio0-skenaariossa kaasun tuotanto laskee 15 %:sta 6 %:iin vuoteen 2045 mennessä.

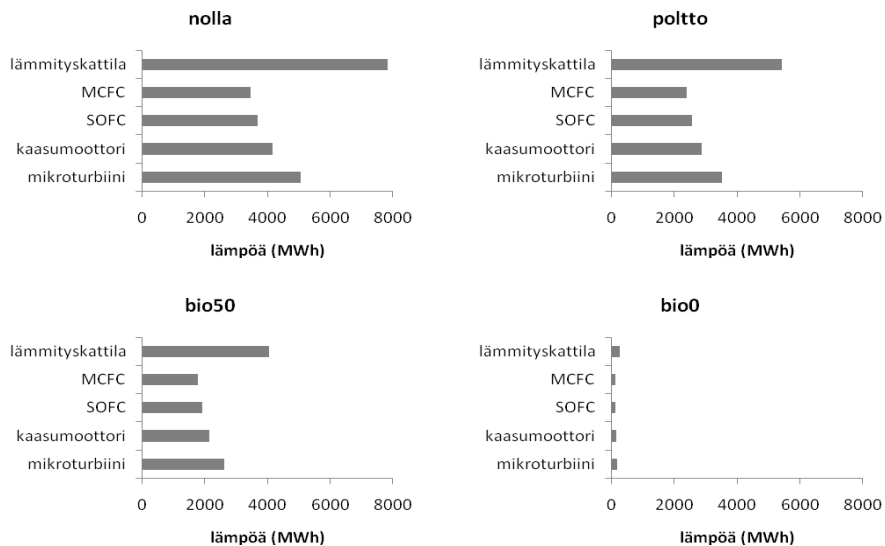


Kuva 11. Muodostuvan metaanin määrä esimerkkikaatopaikalla eri skenaarioissa 10, 20 ja 40 vuoden kuluttua kaatopaikan avaamisesta ja kumulatiivinen metaanin tuotanto vuoteen 2050 mennessä suhteessa nolla-skenaarioon FOD ja LandGEM 3.02 ennusteiden mukaan.

Kaikissa tapauksissa, bio0-skenaariota lukuun ottamatta, saadaan kaatopaikkakaasusta tuotettua FOD-ennusteen mukaan 800 – 4200 MWh ja LandGEM 3.02-ennusteen mukaan 1800 – 7800 MWh lämpöä vuodessa (Kuva 12 & Kuva 13). Eniten lämpöä saadaan tuotettua lämmityskattilalla ja vähiten polttokennoilla.

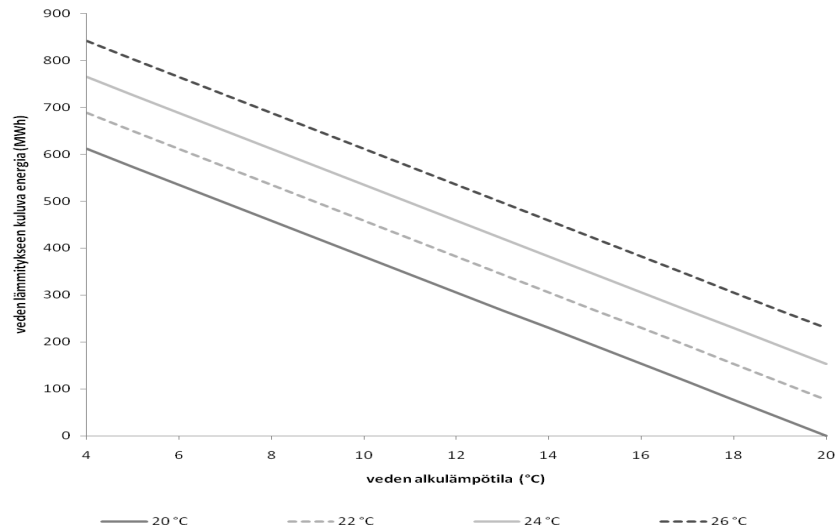


Kuva 12. Lämmityskattilalla ja CHP-menetelmillä saatava lämpö vuosien 2017 – 2033 kaasun tuotannon keskiarvolla FOD-mallin mukaan, kun kaasun metaanipitoisuus on 50 %, kaasusta hyödynnetään 80 % ja hyödyntämislaitteistoa käytetään 90 % vuodesta.



Kuva 13. Lämmityskattilalla ja CHP-menetelmillä saatava lämpö vuosien 2017 – 2033 kaasun tuotannon keskiarvolla LandGEM 3.02-mallin mukaan, kun kaasun metaanipitoisuus on 50 %, kaasusta hyödynnetään 80 % ja hyödyntämislaitteistoa käytetään 90 % vuodesta.

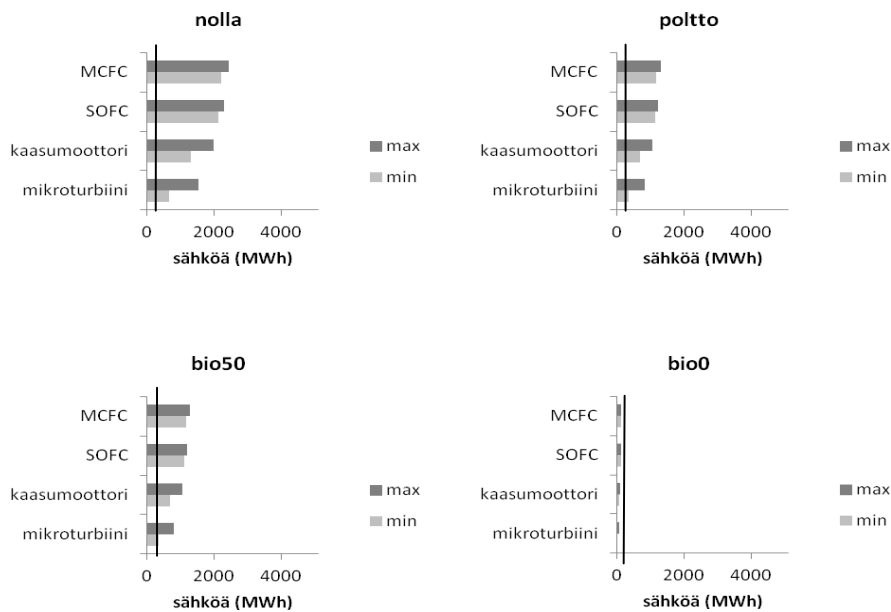
Kaatopaikan käänteisosmoosilaitteistolla vuosittain maksimissaan käsiteltävän vesimassan (32850 m³) lämmittämiseen kuluva energia vaihtelee veden alku- ja tavoitelämpötilan erotuksen mukaan. Mitä suurempi erotus on, sitä enemmän energiaa veden lämmittämiseen kuluu (Kuva 14).



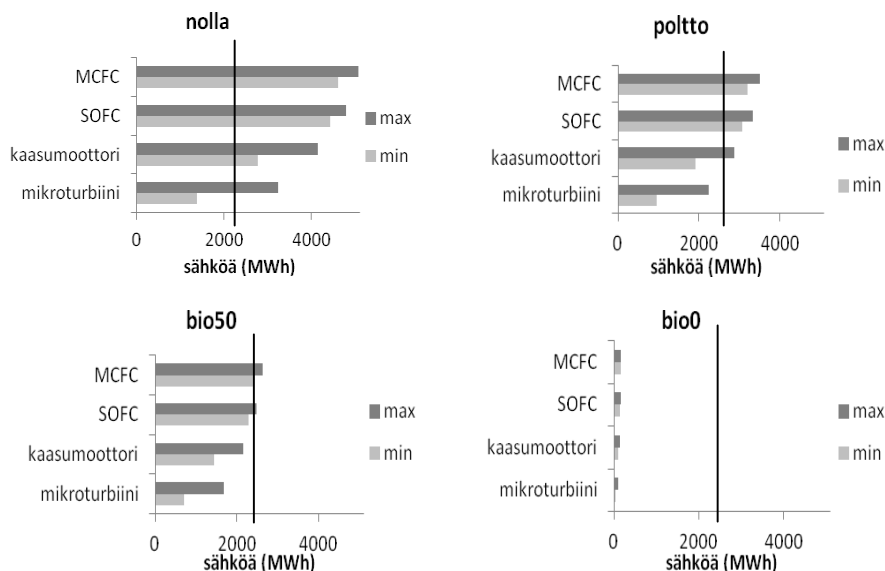
Kuva 14. Kuuselän kaatopaikan käänteisosmoosilaitteistolla käsiteltävän veden (32850 m³/a) eri tavoitelämpötiloihin lämmittämiseen kuluva energia veden alkulämpötilan funktiona.

Esimerkkikaatopaikan käänteisosmoosilaitteistolla vuosittain maksimissaan käsiteltävän suotoveden haihduttamiseen kuluisi 27,3 – 31,9 GWh energiaa. Vuonna 2010 käänteisosmoosiyksiköillä käsiteltyä vesimäärää vastaavan määrän haihduttamiseen kuluisi 19,6 – 23,0 GWh energiaa. Kaatopaikka-alueen rakennusten lämmitykseen kuluvan energian arviointi on hankalaa, sillä ne ovat sähkölämmitteisiä ja sähkön kulutuksesta on tietoa vain koko kaatopaikan osalta, mutta ei rakennusten osalta erikseen (Portti 2011).

Kaatopaikkakaasusta saadaan tuotettua sähköä, bio0-skenaariota lukuun ottamatta, FOD-ennusteen mukaan 350 – 2400 MWh ja LandGEM 3.02-ennusteen mukaan 2300 – 5000 MWh vuodessa (Kuva 15 ja Kuva 16). Bio0-skenaariossa sähköä voidaan tuottaa FOD-ennusteen mukaan 40 – 150 MWh ja LandGEM 3.02-ennusteen mukaan 50 – 170 MWh vuodessa. Eniten sähköä saadaan tuotettua polttokennoilla ja vähiten mikroturbiinilla.



Kuva 15. Eri menetelmillä kaatopaikkakaasusta saatava sähkö FOD-mallin mukaan vuosien 2017 – 2033 kaasun tuotannon keskiarvolla verrattuna Kuusiselän kaatopaikan vuotuisen sähkönkulutukseen (294 MWh), kun kaasun metaanipitoisuus on 50 %, kaasusta hyödynnetään 80 % ja hyödyntämislaitteistoa käytetään 90 % vuodesta.



Kuva 16. Eri menetelmillä kaatopaikkakaasusta saatava sähkö LandGEM 3.02-mallin mukaan vuosien 2017 – 2033 kaasun tuotannon keskiarvolla verrattuna Kuusiselän kaatopaikan vuotuisen sähkönkulutukseen (294 MWh), kun kaasun metaanipitoisuus on 50 %, kaasusta hyödynnetään 80 % ja hyödyntämislaitteistoa käytetään 90 % vuodesta.

4 TULOSTEN TARKASTELU

Jätteen koostumuksella on merkittävä vaikutus muodostuvan kaatopaikkakaasun määrään ja kaasun muodostumisen kehitykseen. Jos biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa, laskee metaanintuotanto nopeasti riippuen siitä, kuinka paljon biohajoavaa jätettä jätetäytössä on ennestään. Muodostuvan kaasun kokonaismäärä on 45 vuoden aikana suunnilleen yhtä suuri, jos biohajoavan jätteen määrä puolittuu tai, jos polttokelpoisen jätteen kaatopaikkasijoitus lakkaa. Noin kymmenen vuotta kaatopaikan sulkemisen jälkeen kaasua muodostuu kuitenkin yhtä vähän kaatopaikalla, jolle ei sijoiteta polttokelpoista jätettä, kuin kaatopaikalla, jolle ei sijoiteta lainkaan biohajoavaa jätettä (Kuva 11).

Nopeasti biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen vähentämisen aiheuttama muutos kaatopaikan päästöissä näkyy noin kymmenessä vuodessa, kuten tämän tutkimuksen bio50- ja bio0-skenaarioissa. Jos taas hitaasti hajoavan jätteen, kuten paperin, pahvin ja puun, kaatopaikkasijoitusta vähennetään, näkyvät sen vaikutukset vasta pidemmällä aikavälillä. Samaan asiaan on kiinnittänyt huomiota de la Cruz & Barlaz (2010) tutkiessaan erilaisten jätekomponenttien hajoamisvakioita laboratorio-olosuhteissa. Jätteen poikkeavan koostumuksen huomioiminen metaanipäästöjen mallinnuksessa on tärkeää (de la Cruz & Barlaz 2010).

Käytetyt mallit ottavat yhtä hyvin huomioon jätejakeiden erilaisen hajoamisnopeuden ja metaanintuottopotentialin vaikutuksen kaatopaikan metaanintuotantoon. FOD-malli ennustaa noin puolet pienempää metaanintuotantoa kuin monivaiheinen LandGEM 3.02-malli kaikissa skenaarioissa bio0-skenaariota lukuun ottamatta. Perusmuodossaan LandGEM-mallin on todettu antavan todellista kaasuntuotantoa korkeampia arvioita metaanintuotannolle. FOD-mallin on puolestaan todettu aliarvioivan kaatopaikkojen metaanintuotantoa (Scharff & Jacobs 2006). Todellinen kaasuntuotanto esimerkkikaatopaikalla lienee siis jossain näiden kahden mallin ennustamien arvojen välissä.

Tulosten perusteella esimerkkikaatopaikalla muodostuu metaania, bio0-skenaariota lukuun ottamatta, kaikissa tapauksissa hyödynnettävissä olevia määriä. Mikäli biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoittaminen ei lakkaa, on metaanin hyödyntäminen sen määrän puolesta mahdollista.

Aiemmassa selvityksessä (Rissanen 2008) on saatu FOD-ennusteen nolla-skenaariota vastaava arvio metaanilla tuotettavan energian määrästä.

Kaatopaikkakaasu riittää kaikissa tapauksissa, bio0-skenaariota lukuun ottamatta, Kuusiselän kaatopaikka-alueen sähkötarpeen kattamiseen (Kuva 15 ja Kuva 16). Lisäksi sähköä jää kaikilla tutkituilla sähköntuottomenetelmillä myös myytäväksi verkkoon. Aiemmassa selvityksessä suositeltiin kaasun biologista käsittelyä tai soihtupolttoa (Rissanen 2008), mutta tämän tutkimuksen perusteella sähkön tuottaminen voi olla kannattava vaihtoehto.

Lämpöä voitaisiin tuottaa kaatopaikkakaasulla reilusti yli kaatopaikan oman käyttötarpeen. Suotovesien haihuttamiseen lämpö ei kuitenkaan riittäisi. Lämmölle ole lähistöllä hyödyntämiskohdetta ja mikäli sellaista ei löydy, ei lämmön tuotanto ole kannattavaa. Usein kaasun hyödyntämistä rajoittaakin enemmän laitoksen sijainti ja kannattavien hyödyntämismenetelmien puute kuin muodostuvan metaanin määrä (Latvala 2009).

Jos biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituskielto toteutuu, muodostuu kaasua niin vähän, ettei sitä kannata hyödyntää. Tällöin kaasu on käsiteltävä esimerkiksi biologisesti, joka on myös kaatopaikkojen lopettamisoppaan (Anonyymi 2001) suositus vastaaville kaasumäärille. Ennusteiden mukaan bio0-skenaariossa kaasun muodostuminen olisi lähes olematonta jo kaatopaikan sulkemisvuonna, joten soihtupolttojärjestelmän rakentaminen ei ole kannattavaa, sillä sen käyttöikä jäisi lyhyeksi.

Kaatopaikkakaasun muodostumisen arvioimiseen laskennallisesti liittyy paljon epävarmuustekijöitä. Jäteluokkien perusteella voidaan päätellä hyvin vähän metaanin muodostumisen kannalta merkittävistä jätteen ominaisuuksista. Käytettäessä tällaista luokitusta perustuu metaanintuotannon arviointi parhaimmillaankin vain valistuneisiin arvauksiin (Scharff & Jacobs 2006).

Lisäksi ilman yksityiskohtaista tietoa jätteen koostumuksesta on mahdotonta tehdä tarkkaa ennustetta metaanin muodostumisesta (Young 1995). Eri alueiden erilaisesta yhdyskuntarakenteesta ja jätteen lajitteluperusteista johtuen muilla alueilla tehtyjen lajittelututkimusten perusteella voidaan saada vain karkea arvio toisen alueen jätteen koostumuksesta. Laskennallisiin malleihin liittyy lisäksi aina taustaoletuksia. Esimerkiksi

IPCC:n FOD-malli on tarkoitettu koko valtion alueen kaatopaikkojen päästöjen arviointiin. Sen soveltuvuus yksittäiselle kaatopaikalle on epävarmaa (Pipatti 2005, Scharff & Jacobs 2006 mukaan).

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Jätteen koostumuksella on merkittävä vaikutus kaasun muodostumiseen kaatopaikalla. Nopeasti biohajoavan jätteen, kuten ruokajätteen, väheneminen näkyy kaasupäästöissä nopeasti ja hitaasti hajoavan jätteen, kuten puun, väheneminen vasta vuosien kuluessa. Hitaasti hajoavan jätteen poistaminen kaatopaikalle menevästä jätteestä pienentää kaatopaikan sulkemisen jälkeisten päästöjen määrää ja kestoja.

Esimerkkikaatopaikalla muodostuu kaasua hyödynnettäviä määriä, mikäli biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoitus ei lakkaa kokonaan. Ennen hyödyntämismenetelmän valintaa kaatopaikkakaasun määrä ja koostumus tulee mitata koepumppauksin, sillä laskennalliseen kaasun määrän arvioimiseen liittyy aina paljon epävarmuustekijöitä.

Esimerkkikaatopaikan kaatopaikkakaasusta kannattaa tuottaa sähköä, sillä sitä saadaan tuotettua riittävästi kaatopaikan omaan tarpeeseen ja sitä on myös mahdollista myydä verkkoon. Kaatopaikan etäisen sijainnin vuoksi lämmön tuotanto kaatopaikkakaasusta ei ole järkevää, mutta sähköntuotannon hukkalämpöä voidaan käyttää esimerkiksi suotovesien lämmittämiseen ennen käsittelyä. Mietittäessä sopivaa hyödyntämisvaihtoehtoa, on otettava huomioon myös kaasun hyödyntämisen taloudellinen kannattavuus ja hyödyntämismenetelmien takaisinmaksuaika. Mikäli kaasua ei päätetä hyödyntää, se tulee käsitellä kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseksi.

KIITOKSET

Kiitos Napapiirin Residuum oy:lle gradupaikasta ja aiheesta, joka oli sekä mielenkiintoinen, että haastava. Kiitos myös Kuusiselän kaatopaikan käyttöpäällikkö Satu Portille gradun perusteellisesta ohjaamisesta.

KIRJALLISUUS

- Ajhar, M., Travesset, M., Yüce, S. & Melin, T. 2010: Siloxane removal from landfill and digester gas – a technology overview. *Bioresource Technology*. 101: 2913 – 2923.
- Albanna, M., Fernandes, L. & Warith, M. 2007: Methane oxidation in landfill cover soil; the combined effects of moisture content, nutrient addition, and cover thickness. *Journal of Environmental Engineering and Science*. 6: 191 – 200.
- Alexander, A., Burklin, C. & Singleton, A. 2005: Landfill gas emissions model (LandGEM) version 3.02 user's guide. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. 56 s.
- Allen, M.R., Braithwaite, A. & Hills, C.C. 1997: Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. *Environmental science and technology*. 31: 1054 – 1061.
- Anonyymi. 1989: Waste management paper No 27: Landfill gas. Department of the Environment. HMSO London. 82 s.
- Anonyymi. 1995: Waste management paper No 26B: Landfill design, construction and operational practice. Department of the Environment. HMSO London. 47 s.
- Anonyymi. 2001: Kaatopaikkojen lopettamisopas. Ympäristöopas 89. Suomen ympäristökeskus. Edita oyj, Helsinki. 109 s.
- Anonyymi. 2003: Päätös ympäristönsuojelulain 35 §:n mukaisesta lupahakemuksesta, joka koskee uuden keskuskaatopaikan rakentamista Rovaniemen maalaiskunnassa. Luvan hakija: Napapiirin Residuum oy. Dnro 1398Y0125-121. Annettu julkipanon jälkeen 2.4.2003. Lapin ympäristökeskus.
- Anonyymi. 2004a: Kansallinen strategia biohajoavan jätteen kaatopaikkakäsittelyn vähentämisestä 2.12.2004. Ympäristöministeriö. 8 s.
- Anonyymi. 2004b: Pääkaupunkiseudun kotitalouksien sekajätteen määrä ja laatu. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2004: 13. YTV Jätehuolto. 77 s.
- Anonyymi. 2004c: Maakaasukäsikirja. Maakaasuyhdistys ry. 122 s.
- Anonyymi 2006a: Sähkön pientuotannon liittäminen verkkoon. Motiva oy, Helsinki. 41 s.
- Anonyymi. 2006b: Päijät-Hämeen jätehuolto oy:n kaatopaikkajätetutkimus 2006. Päijät-Hämeen jätehuolto oy. Lahti. 36 s.
- Anonyymi. 2008a: Kaatopaikkojen käytöstä poistaminen ja jälkihoito. Ympäristöhallinnon ohjeita 1/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 156s .
- Anonyymi. 2008b: Kohti kierrätysyhteiskuntaa - Valtakunnallinen jätesuunnitelma vuoteen 2016. Suomen ympäristö 32/2008. Ympäristöministeriö. 58 s.
- Anonyymi. 2008c: Päätös ympäristönsuojelulain 35 §:n mukaisesta ympäristölupahakemuksesta. Luvan hakija: Napapiirin Residuum oy. Dnro 1398Y0125-111. Annettu julkipanon jälkeen 3.7.2008. Lapin ympäristökeskus.

- Anonyymi. 2008d: Kuusiselän kaatopaikka, selvitys keräys-, hyödyntämis- ja käsittelymenetelmistä. Ramboll oy. 12 s.
- Anonyymi. 2008e: Pitkän aikavälin ilmasto- ja energiastategia. Valtioneuvoston selonteko eduskunnalle 6. päivänä marraskuuta 2008. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja. 160 s.
- Anonyymi. 2009a: Syöttötariffityöryhmän loppuraportti; Ehdotus tuulivoimalla ja biokaasulla tuotetun sähkön syöttötariffiksi. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja. 101 s.
- Anonyymi. 2009b: Napapiirin Residuum oy, ympäristölupahakemuksen täydennys. Lapin vesitutkimus oy. 14 s.
- Anonyymi. 2010: Biohajoavista jätteistä enemmän energiaa, Biojäte-energiatyöryhmän raportti. Ympäristöministeriön raportteja 3/2010. 46 s.
- Anonyymi. 2011: Wärtsilä has been highly successful in operating its groundbreaking fuel cell unit. Wärtsilä Corporation, lehdistötiedote, 22.2.2010. Luettu 4.7.2011.
- Arnold, M. 2009: Reduction and monitoring of biogas trace compounds. VTT tiedotteita 2496. 84 s.
- Baas Becking, L.G.M. 1934: Geobiologie of inleiding tot de milieukunde. W.P. Van Stockum & Zoon, Haag, Alankomaat. 263 s.
- Barlaz M. A., Schaefer D. M. & Ham R. K. 1989: Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Applied and Environmental Microbiology*. 55: 55 – 65.
- Barlaz, M. A., Bareither, C. A., Hossain, A., Saquing, J., Mezzari, I., Benson, C. H., Tolaymat, T.M. & Yazdani, R. 2010: Performance of North American bioreactor landfills: II. Chemical and biological characteristics. *Journal of Environmental Engineering*. 136: 839 – 853.
- Bodelier, P.L.E. & Laanbroek, H.J. 2004: Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology*. 47: 265 – 277.
- Bove, R. & Lunghi, P. 2005: Experimental comparison of MCFC performance using three different biogas types and methane. *Journal of Power Sources*. 145: 588 – 593.
- Bove, R. & Lunghi, P. 2006: Electric power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies. *Energy Conversion and Management*. 47: 1391 – 1401.
- Brodersen, J., Juul, J. & Jacobsen, H. 2002: Review of selected waste streams: Sewage sludge, construction and demolition waste, waste oils, waste from coal-fired power plants and biodegradable municipal waste. European topic centre on waste. European environmental agency. Technical report 69. 48 s.
- Burton, S. A. Q. & Watson-Craik, I. A. 1998: Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites: applicability to sustainable landfilling. *Waste Management & Research*. 16: 41 – 53.
- Bäck, P. 2010: Henkilökohtainen tiedontanto.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Salvaros, O., Luknanulak, N., Towprayoon, S. & Visvanathan, C. 2005: Comparison of different methods for determining methane emission from waste disposal sites in Thailand. *Asian Journal of Energy & Environment*. 6: 1 – 16.

- Christensen, T.H., Kjeldsen, P. & Lindhardt. 1996: Gas-generating processes on landfills. Teoksessa: Landfilling of waste: biogas. E & FN Spon, Lontoo. s. 27 – 50.
- Christophersen, M., Linderød, L., Erland Jensen, P. & Kjeldsen, P. 2000: Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality*. 29: 1989 – 1997.
- de la Cruz, F.B. & Barlaz, M.A. 2010: Estimation of waste-component specific landfill decay rates using laboratory-scale decomposition data. *Environmental Science and Technology*. 44: 4722 – 4728.
- Deublein, D. & Steinhauser, A. 2011: Biogas from waste and renewable resources, an introduction. 2. painos. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA Weinheim. 550 s.
- Dewil, R., Apples, L., Baeyens, J. 2006: Energy use of biogas hampered by the presence of siloxanes. *Energy Conversion and Management*. 47: 1711 – 1722.
- Einola, J. 2010: Biotic oxidation of methane in landfills in boreal climatic conditions. *Jyväskylä studies in biological and environmental science* 208. 113 s.
- Eklund, B., Anderson, E.P., Walker, B.L. & Burrows, D.B. 1998: Characterization of landfill gas composition at the Fresh kills municipal solid-waste landfill. *Environmental Science and Technology*. 31: 2233 – 2237.
- Eleazer, W. E., Odle, W. S., Wang, Y. S. & Barlaz, M. A. 1997: Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Environmental Science and Technology*. 31: 911 – 917.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi jätteistä 5.4.2006/12/EY.
- Euroopan yhteisöjen komissio KOM(2005) 666. Komission tiedonanto neuvostolle, Euroopan parlamentille, Euroopan talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle. Resurssien kestävä käytön edistäminen: jätteiden syntymisen ehkäisemistä ja kierrätystä koskeva teemakohtainen strategia. Bryssel 21.12.2005
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damanet, M.-J., Nyns, E.-J., Willumsen, H.-C., Butson, J. Fabry, R. & Ferrero G.-L. 1992: Landfill gas: from environment to energy. Commission of the European Communities. 865 s.
- Hagmann, M., Hesse, E., Hentschel, P. & Bauer, T. 2001: Purification of biogas-removal of volatile silicones. Teoksessa: Proceedings Sardinia 2001, Eighth international waste management and landfill symposium, vol. II. s. 641–4.
- Haji, S., Malinger, K.A., Suib, S.L. & Erkey, C. 2006: Fuels and fuel processing. Teoksessa: Sammes, N. (toim.). Fuel cell technology, reaching towards commercialization. Engineering materials and processes. Springer Science. 165 – 212.
- Hanson, E.H. 1997: Methods for increasing the utilization of landfill gas in Canada. E.H. Hanson engineering group.
- Hanson R.S. & Hanson T.E. 1996: Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews*. 60: 429 – 471.

- Hansson, G. & Molin, N. 1981: End product inhibition in methane fermentations – effect of carbon-dioxide on fermentative and acetogenic bacteria. *European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology* 13: 242 – 247.
- Heie A. & Lagerkvist A. 1998: Methods for assessment of landfill gas generation and emission. Nordtest technical report 380. 32 s.
- Huber-Humer, M. , Gebert, J. & Hilger, H. 2008. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions, *Waste Management & Research*. 26: 33–46.
- Humer, M. & Lechner, P. 1999: Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management & Research*. 17: 443 – 452.
- Huppmann, R., Lohoff, H.W. & Schröder, H.F. 1996: Cyclic siloxanes in the biological waste water treatment process—determination, quantification and possibilities of elimination. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*. 354: 66 – 71.
- Hynynen, J. 2008: Jätehuollon palvelutason vaikutukset kotitaloudessa syntyvän sekajätteen koostumukseen. Savonia-ammattikorkeakoulu. 66 s.
- Jaffrin, A., Bentounes, N., Joan A.M. & Makhlouf, S. 2003: Landfill biogas for heating greenhouses and providing carbon dioxide supplement for plant growth. *Biosystems Engineering*. 86: 113 – 123.
- Jawor, A. & Hoek, E.M.V. 2009: Effects of feed water temperature on inorganic fouling of brackish water RO membranes. *Desalination* 235: 44 – 57.
- Jiang, H., Chen, Y., Jiang, P., Zhang, C., Smith, T.J., Murrel, J.C. & Xing, X.H. 2010: Methanotrophs: multifunctional bacteria with promising applications in environmental bioengineering. *Biochemical Engineering Journal* 49: 277 – 288.
- Jin, X., Jawor, A., Kim, S. & Hoek, E.M.V. 2009: Effects of feed water temperature on separation performance and organic fouling of brackish water RO membranes. *Desalination* 239: 346 – 359.
- Jäteasetus 22.12.1993/1390.
- Jätelaki 3.12.1993/1072.
- Kalliomäki, P. 2007: Rakennuksen energiankulutuksen ja lämmitystehontarpeen laskenta. Ohjeet 2007. D5 Suomen rakentamismääräyskokoelma. Ympäristöministeriö, Asunto- ja rakennusosasto. 72 s.
- Kara, M., Helynen, S., Mattila, L., Viinikainen, S., Ohlström, M. & Lanhalampi, M. 2004: Energia Suomessa – Tekniikka, talous ja ympäristövaikutukset. VTT Prosessit. Edita Prima oy, Helsinki. 396 s.
- Karvonen, T. & Voutilainen, M. 2007: Yhdyskuntajätteen lajittelututkimus Nousialan jäteasemalla -raportti. Pohjois-Karjalan ammattikorkeakoulu. 29 s.
- Kettunen, R.H., Einola J.-K.M. & Rintala, J.A. 2006: Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water, Air, and Soil Pollution*. 177: 313 – 344.
- Knaebel, K. S. & Reinhold, H. E. 2003: Landfill gas: from rubbish to resource. *Adsorption*. 9: 87 – 94.

- Kuittinen V. & Huttunen M.J. 2009: Suomen biokaasulaitosrekisteri n:o 12 Tiedot vuodelta 2008. Joensuun yliopisto, Ekologian tutkimusinstituutin raportteja N:o 5. Yliopistopaino, Joensuu. 78 s.
- Kuittinen, V., Huttunen, M. J. & Leinonen, S. 2010: Suomen biokaasulaitosrekisteri n:o 13. Tiedot vuodelta 2009. Publications of the University of Eastern Finland. Reports and studies in forestry and natural sciences No 3. Joensuu. 37 s.
- Lagerkvist, A. 2000: International perspective on energy recovery from landfill gas. United Kingdom: IEA CADDET Centre for renewable energy. 100 s.
- Lantz, M., Svensson, M., Björnsson, L. & Börjesson, P. 2007: The prospects for an expansion of biogas systems in Sweden – Incentives, barriers and potentials. *Energy Policy*. 35: 1830 – 1843.
- Lappalainen, S. & Kouvo, P. 2004: Evaluation of greenhouse gas emissions from landfills in the St. Petersburg area – utilization of methane in energy production, METGAS. Lappeenrannan teknillinen yliopisto, Northern dimension research centre. 49 s.
- Latvala, M. 2009: Paras käytettävissä oleva tekniikka (BAT), biokaasun tuotanto suomalaisessa toimintaympäristössä. *Suomen ympäristö 24/2009*. 114 s.
- Manfredi, S., Tonini, D. & Christensen T.H. 2010: Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste. *Waste Management*. 30: 433 – 440.
- Marttinen S., Jokela J., Rintala J. & Kettunen R. 2000: Jätteiden hajoaminen kaatopaikalla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely. KAATO 2001 –hanke. Kirjallisuuskatsaus 20.6.2000. 75 s.
- McCarty, P.L. & McKinney, R.E. 1961a: Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. *Journal – Water Pollution Control Federation*. 33: 223 – 232.
- McCarty, P.L. & McKinney, R.E. Salt toxicity in anaerobic digestion. *Journal – Water Pollution Control Federation*. 33: 399 – 415.
- Mor, S., Ravindra, K., De Visscher, A., Dahiya, R.P. & Chandra, A. 2006: Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study. *Science of the Total Environment*. 371: 1–10.
- Mosher, B.W., Czepiel, P.M., Harris, R.C., Shorter, J.H., Kolb C.E., Mc Manus, J.B., Allwine, E. & Lamb, B. 1999: Methane emissions at nine landfill sites in the northeastern United States. *Environmental Science and Technology*. 33: 2088-2094.
- Neuvoston direktiivi 1999/31/EY, annettu 26 päivänä huhtikuuta 1999, kaatopaikoista.
- Nijaguna, B.T. 2002: Biogas technology. New age international publishers, New Delhi. 287 s.
- Nikiema, J., Bibeau, L., Lavoie, J., Brzezinski, R., Vigneux, J. & Heitz, M. 2005: Biofiltration of methane: an experimental study. *Chemical Engineering Journal*. 113: 111 – 117.
- Nikiema, J., Brzezinski, R. & Heitz, M. 2007: Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 6: 261–284.

- Nozhevnikova A. N., Nekrasova V. K., Lebedev V. S. & Lifshits A. B. 1993: Microbiological processes in landfills. *Water Science and Technology*. 27: 243-252.
- Ohlström, M. & Savolainen, I. 2005. Teknologiaa kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseen – Taustatyö kansallisen ilmastostrategian päivitystä varten. Kauppa- ja teollisuusministeriön julkaisuja 1/2005. 182 s.
- Oland, C. B. 2004. Guide to combined heat and power systems for boiler owners and operators. U.S. Department of energy, Industrial technologies program. 207 s.
- Paraskaki, I. & Lazaridis, M. 2005: Quantification of landfill emissions to air: a case study of the Ano Liosia landfill site in the greater Athens area. *Waste Management & Research*. 23: 199–208.
- Park, S.Y., Brown, K.W. & Thomas, J.C. 2004: The use of biofilters to reduce atmospheric methane emissions from landfills: part I. Biofilter desing. *Water, Air, and Soil Pollution*. 155: 63 – 85.
- Persson, M., Jönsson, O. & Wellinger, A. 2007: Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection. IEA Bioenergy task 37: Energy from biogas and landfill gas. 19 s.
- Perttula, J. 2000: Energiatekniikka. WS Bookwell oy, Porvoo. 204 s.
- Petersson, A. & Wellinger A. 2009: Biogas upgrading technologies – developments and innovations. IEA Bioenergy task 37: Energy from biogas and landfill gas. 20 s.
- Petäjä, J. 2008: Kaatopaikkojen metaanipäästöjen laskentamalli (3.12.2008 päivitetty versio). Suomen ympäristökeskus.
- Pipatti, R. & Savolainen I. 1996: Role of energy production in the control of greenhouse gas emissions from waste management. *Energy Conversion and Management*. 37: 1105 – 1110.
- Pipatti, R., Hänninen, K., Vesterinen, R., Wihersaari, M. & Savolainen, I. 1996: Jätteiden käsittelyvaihtoehtojen vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin. VTT Energia. VTT Julkaisuja 811. 85 s.
- Pipatti, R. 2005. Henkilökohtainen tiedonanto.
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M. & Lefebvre, X. 2007: A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills. *Biotechnology and Bioengineering*. 97: 473 – 482.
- Portti, S. 2011. Henkilökohtainen tiedonanto.
- Pulkkinen, S., Vehmas, A., Herkkola, H. & Sinisalo, S. 2008: Pääkaupunkiseudun kotitalouksien sekajätteen määrä ja laatu vuonna 2007. YTV Pääkaupunkiseudun yhteistyövaliokunta. 60 s.
- Rasi, S. 2009: Biogas composition and upgrading to biomethane. *Jyväskylä studies in biological and environmental science* 202.79 s.
- Rasi, S., Lehtinen, J. & Rintala, J. 2010: Determination of organic silicon compounds in biogas from wastewater treatments plants, landfills, and co-digestion plants. *Renewable Energy* 35: 2666 – 2673.

- Rasi, S., Läntelä, J. & Rintala, J. 2011: Trace compounds affecting biogas energy utilisation – a review. *Energy Conversion and Management*. 52: 3369 – 3375.
- Rees J. F. 1980: Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 30: 458 – 465.
- Reinhart, D. R. & Townsend, T. G. 1998: *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis Publisher. 189 s.
- Rissanen, N. 2008: Selvitys kaatopaikan keräys-, hyödyntämis- ja käsittelymenetelmistä. Napapiirin Residuum oy. 18.2.2008. Ramboll Finland oy. 12 s.
- Roe, S. Reisman, J. Strait, R. & Doorn, M. 1998. Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas. U. S. Environmental Protection Agency: Office of Research and Development. 67 s.
- Rogner, H-H., Zhou, D., Bradley, R., Crabbé, P., Edenhofer, O., Hare, B., Kuijpers, L. & Yamaguchi, M. 2007: Introduction. Teoksessa: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., & Meyer, L.A. (toim.): *Climate change 2007: Mitigation. Contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press.
- Roström H. & Uggeldahl P. 2003: Kotitalouksien ja vähittäiskaupan jätteen koostumuksen muutos Turussa 1987-2002. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 9/2003. 48 s.
- Sandelli, G.J. 1992: Demonstration of fuel cells to recover energy from landfill gas – Phase I final report: conceptual study. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. 8 s.
- Scharff, H. & Jacobs, J. 2006: Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*. 26: 417 – 429.
- Shin, H.-C., Park J.-W., Park K. & Song, H.-C. 2002: Removal characteristics of trace compounds of landfill gas by activated carbon adsorption. *Environmental Pollution*. 119: 227 – 236.
- Shiratori, Y., Ijichi, T., Oshima, T. & Sasaki K. 2010: Internal reforming SOFC running on biogas. *International Journal of Hydrogen Energy*. 35: 7905 – 7912.
- Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K. & Bates, J. 2001: Waste management options and climate change. Final report to the European commission, DG environment. Office for Official Publications of the European Communities. 224 s.
- Soares, C. 2007: *Microturbines, applications for distributed energy systems*. Academic Press, Elsevier Inc. USA. 270 s.
- Staniforth, J. & Ormerod, R.M. 2002: Implications for using biogas as a fuel source for solid oxide fuel cells: internal dry reforming in a small tubular solid oxide fuel cell. *Catalysis Letters*. 81: 19 – 23.
- Stegman, R. 1996. Landfill gas utilization: an overview. Teoksessa *Landfilling of waste: biogas*. E & FN Spon, Lontoo. s. 9 – 18.

- Suflita J. M., Gerba C. P., Ham R. K., Palmisano A. C., Rathje W. L. & Robinson J. A. 1992: The world's largest landfill – a multidisciplinary investigation, *Environmental Science and Technology*. 26: 1486– 1495.
- Tagare, D.M. 2011: *Electricity power generation, the changing dimensions*. John Wiley & Sons inc. 374 s.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. A. 1993: Composition and characteristics, generation, movement, and control of landfill gases. Teoksessa: *Integrated solid waste management – engineering principles and management issues*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. s. 381 – 417.
- Teirasvuori, N. 2010: Syntypaikkalajitellun sekajätteen lajittelututkimus Mikkelin seudulla. Lappeenrannan teknillinen yliopisto. Ympäristötekniikan kandidaatintyö ja seminaari. 70 s.
- Themelis, N.J. & Ulloa, P.A. 2007: Methane generation in landfills. *Renewable Energy*. 32:1243 – 1257.
- Thompson, S., Sawyer J., Bonam, R. & Valdivia J.E. 2009: Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management*. 29: 2085 – 2091.
- Tolis, A., Rentizelas, A., Aravossis, K. & Tatsiopoulou, I. 2010: Electricity and combined heat and power from municipal solid waste; theoretically optimal investment decision time and emissions trading implications. *Waste Management & Research*. 28: 985 – 995.
- Torri, P. 2010: Biokaasun jakelu maakaasuverkossa Suomessa. Gasum oy. Liikennebiokaasu ja Suomi. Joensuun tiedepuisto 31.5.2010.
- Torvinen, J. 2011. Ilmakuva. Toimitusjohtaja, Napapiirin Residuum oy. 27.6.2011.
- Trogisch, S., Hoffmann, J. & Bertrand, L. D. 2005: Operation of molten carbonate fuel cells with different biogas sources: A challenge approach for field trials. *Journal of Power Sources*. 145: 632 – 638.
- Tuhkanen, S. 2002: Jätehuollon merkitys kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä: Kaatopaikkojen metaanipäästöt ja niiden talteenotto. VTT prosessit. VTT tiedotteita 2142. 50 s.
- Urban, W., Lohmann, H. & Gómez, J.I.S. 2009: Catalytically upgraded landfill gas as a cost-effective alternative for fuel cells. *Journal of Power Sources*. 193: 359 – 366.
- Vaaramaa-Hiltunen, M. 2011: Napapiirin Residuum oy Kuusiselän kaatopaikka velvoitetarkkailun raportti vuodelta 2010. Lapin vesitutkimus oy. 18.5.2011. 22 s.
- Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista 4.9.1997/861.
- Vartiainen, E., Luoma, P., Hiltunen, J. & Vanhanen, J. 2002: Hajautettu energiantuotanto: teknologia, polttoaineet, markkinat ja CO₂-päästöt. Gaia group oy, Helsinki. 90 s.
- Wheeler, P. Holm-Nielsen, J.B. Jaatinen, T. Wellinger, A. Pettigrew, A. Lindberg, A. & Lundeberg S. 2000: Biogas upgrading and utilisation. IEA bioenergy. Task 24: Energy from biological conversion of organic waste. 20 s.
- Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A. & Stein, V.B. 2004: Long-term behaviour of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. *Waste Management*. 24: 643 – 653.

de Wit, R. & Bouvier, T. 2006: 'Everything is everywhere, but, the environment selects'; what did Baas Becking and Beijerinck really say? *Environmental Microbiology*. 8: 755 – 758.

Ympäristönsuojeluasetus 1.3.2000/169.

Ympäristönsuojelulaki 1.3.2000/86.

Young, A. 1995: Mathematical modeling of the methanogenic ecosystem. Teoksessa: *Microbiology of landfill sites*. 2. painos. Lewis Publishers. s. 67 – 89.

Zehnder A. J. B. & Stumm W. 1988: *Geochemistry and biogeochemistry of anaerobic habitats*. Teoksessa: *Biology of anaerobic microorganisms*, John Wiley & Sons inc. 1 – 39.