



Miljø- og Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Etablering og monitering af biocoversystemer på affaldsdeponerings- anlæg

Vidensopsamling

Miljøprojekt nr. 1817, 2016

Titel:

Etablering og monitorering af biocoversystemer på affaldsdeponeringsanlæg

Redaktion:

Peter Kjeldsen, DTU Miljø
Charlotte Scheutz, DTU Miljø

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

Foto:

DTU Miljø

Illustration:

DTU Miljø

År:

2016

ISBN nr.

978-87-93435-14-8

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Konklusion og sammenfatning	6
Summary and Conclusion	9
1. Introduktion	12
1.1 Baggrund	12
1.2 Formål	13
1.3 Indhold og afgrænsninger	13
2. Imødegåelse af metanemission fra affaldsdeponier – en oversigt	14
2.1 Teknologier til imødegåelse af metanemission	15
2.2 Udnyttelse, affakling eller biocover?.....	15
3. Reduktion af metanudslip ved etablering af biocoversystemer	18
3.1 De metanoxiderende mikroorganismer	18
3.2 Metanoxiderationsprocessen.....	20
3.3 Vigtige miljøfaktorer for metanoxiderationsprocessen	21
3.4 Observerede metanoxiderationsrater.....	24
3.5 Fjernelse af sporgasser indeholdt i deponigas.....	28
3.6 Typer af biocoversystemer.....	28
3.6.1 Fuldt dækkende biocover.....	30
3.6.2 Bioinduesystem	30
3.6.3 Biofiltersystemer	31
3.6.4 Biogrøft.....	31
3.7 Danske og udenlandske erfaringer med biocoversystemer	32
3.8 Vigtige faktorer i biocoversystemer	33
4. Protokol for etablering og monitorering af biocover-systemer – en oversigt	41
4.1 Baggrund for opstilling af protokol.....	41
4.2 Protokollens seks elementer.....	41
5. Indledende karakterisering af affaldsdeponiet	44
5.1 Deponiets historik.....	44
5.2 Håndtering af deponigas	45
5.3 Perkolathåndtering	45
5.4 Modellering af forventet gasproduktion	46
6. Baseline-kortlægning af metanemission	48
6.1 Indledende inspektion	48
6.2 Opstilling af kortlægningsstrategi.....	48
6.3 Emissionscreening af overflade og potentielle punktudslip.....	49
6.4 Supplerende målinger.....	50
6.5 Totalmåling – sporgasdispersionsmetoden.....	52
6.6 Opstilling af opdateret konceptuel gasemissionsmodel.....	53
7. Afprøvning og valg af biocovermaterialer	56
7.1 Kortlægning af forekommende materialer til metanoxiderationslag	56
7.2 Test af oxidationsevne	57

7.3	Kortlægning af forekommende materialer til gasfordelingslag	59
7.4	Materialer til generel afdækning af affaldsdeponiet	60
8.	Design og etablering af fuldskala biocover-system	62
8.1	Dimensionering af biocover areal	62
8.2	Skitseprojekt for biocover-system.....	62
8.3	Tilsyn og funktionstests.....	64
9.	Kortlægning af biocover-systemets evne til imødegåelse af metanemission.....	66
9.1	Ibrugtagning og indkøringsfase	66
9.2	Totalmåling af metanemission	66
9.3	Identifikation og udbedring af hot-spots	67
9.4	Opstilling af løbende monitoringsplan	67
9.5	Potentielle tiltag for løbende funktionsudbedring og system-vedligeholdelse	67
10.	Analyse af de økonomiske forhold for biocover-systemet.....	70
10.1	Opstilling af skyggepris-beregning på anlægsniveau	70
	Referencer	71

Forord

Denne rapport er skrevet af docent Peter Kjeldsen og lektor Charlotte Scheutz fra DTU Miljø i dialog med Julie Katrine Jensen og Morten Mejlhede Rolsted fra Miljøstyrelsen, som en del af samarbejdsprojektet "Forundersøgelser, Biocover". Der skal rettes en tak til Torben Dolin for hjælp med det grafiske materiale.

Konklusion og sammenfatning

Deponeringsanlæg producerer biogas (deponigas), som ved frigivelse til omgivelserne kan bidrage til drivhuseffekten grundet gassens indhold af metan. Biocovers etableres for at reducere metanudslippet fra affaldsdeponeringsanlæg. Teknologien baserer sig på etablering af faciliteter, hvor der kan foregå en biologisk oxidation af metan til kuldioxid og vand. Denne rapport har primært til formål at formidle nationale og internationale erfaringer med biocovers samt tilvejebringe viden om den underliggende biologiske metanoxideringsproces. Rapporten giver eksempler på hvordan biocovers kan etableres på affaldsdeponeringsanlæg, og hvordan funktionen af biocoversystemer efterfølgende kan monitoreres.

Rapporten giver indledningsvis en kort oversigt over de forskellige tekniske alternativer, der findes for at imødegå emissionen af metan fra affaldsdeponier, samt under hvilke forhold at biocoversystemer kan benyttes – både som selvstændige løsninger på gamle lossepladser uden forudgående gasopsamling, eller som løsninger der initieres, når gasopsamlingen ikke længere af tekniske eller økonomiske grunde kan opretholdes. Endelig sammenlignes de miljømæssige effekter inden for global opvarmning ved imødegåelse af metanemission fra deponier ved henholdsvis et biocover og gasopsamling med energiudnyttelse.

Rapporten giver også en detaljeret indføring i imødegåelse med biologiske metoder med beskrivelse af metanoxideringsprocessen, de udførende mikroorganismer og dertil knyttede vigtigste miljøfaktorer, hvor tilstedeværende ilt, høje temperaturer og passende vandindhold er de mest centrale faktorer. Der gives en oversigt over målte metanoxideringsrater for forskellige materialer bestemt i laboratoriet. Der har været fokuseret mest på jord samt på forskellige kompostmaterialer. Der gives en detaljeret sammenligning af fordele og ulemper ved anvendelse af kompostmaterialer i forhold til jord. Det konkluderes, at kompostmaterialer har en række fordele i forhold til jord, dog med den begrænsning at kompostmaterialer er ustabile materialer, hvor den fortsatte modningsproces over en årrække kan ødelægge de gode egenskaber. Oversigten fokuserer mest på processens evne til at omsætte metan. Der gives dog en oversigt, der viser, at mange andre af de sporgasser, som deponigas ofte indeholder – bl.a. flygtige organiske stoffer og svovlholdige lugtgivende stoffer (herunder sulfid), også kan nedbrydes i biocovers.

Med udgangspunkt i de forskellige forhold, hvorunder biocoversystemer kan etableres på affaldsdeponeringsanlæg, gives en opdateret oversigt over forskellige typer af biocoversystemer. De forskellige typer omfatter fuldt dækkende biocovers, hvor det metanoxiderende materiale placeres over hele deponiets overflade, bioinduessystemer, hvor en del af deponiets gas-uigennemtrængelige jorddække udskiftes med gasgennemtrængeligt metanoxiderende materiale, samt diverse biofiltersystemer, hvor opsamlet gas enten aktivt eller passivt ledes til metanoxiderende biofilterenheder. Der gives også et overblik over forskellige etablerede biocoversystemer i Danmark og udlandet, samt en gennemgang af de vigtigste faktorer, som gør biocoversystemer funktionelle og effektive, hvor metoder som sikrer en homogen tilledning af gas til det metanoxiderende materiale er en meget afgørende faktor for at opnå succesfulde biocoverløsninger. Det fremhæves også, at metanoxiderende lag indeholdende kompostmaterialer har en evne til at opretholde høje temperaturer på alle tider af året selv i kolde, tempererede lokaliteter, såsom Danmark, hvilket giver funktionelle biocovers hele året rundt.

Rapportens videre indhold er opbygget omkring en protokol for etablering af et biocoversystem, som er blevet udviklet i forbindelse med de tre biocoversystemer, som er etableret med DTU Miljø

medvirken i Danmark. Den udviklede protokol består af seks delelementer, som gennemføres i logisk rækkefølge, for at opnå et funktionel biocoversystem med dokumenteret evne til at reducere metanudslippet fra et affaldsdeponeringsanlæg.

Protokollens første element er den indledende karakterisering af affaldsdeponiet, som har til formål at etablere basis for gennemførelse af biocoverprojektet baseret på eksisterende data (såsom areal af lossepladsen, totale affaldsmængder, modtagne affaldstyper, modtagne affaldsmængder fordelt på år, mm). På basis af de opnåede skrivebordsdata vises det hvordan, at den forventede gasdannelse kan beregnes. Det beskrives også, hvordan gas og perkolat har været håndteret, hvilket er vigtig viden for at vurdere mønstret for gasudslip fra forskellige lokaliteter på deponiet. Aktiviteten danner herved grundlag for opbygning af en indledende konceptuel model for gasdannelse og gasspredning, som er udgangspunktet for planlægning af de indledende aktiviteter i protokollens næste element, baselineundersøgelsen.

Den efterfølgende baselineundersøgelse består primært af en totalemissionsmåling og en undersøgelse af emissionsmønstret, idet der tages udgangspunkt i den dannede konceptuelle model for gasspredning og emission. Undersøgelsen af emissionsmønstret foreslås udført primært ved metankoncentrationscreening f.eks. med FID måleudstyr, mens totalemissionsmåling udføres med sporgasdispersionsmetoden, som tidligere har været anvendt på en lang række danske og udenlandske affaldsdeponeringsanlæg. Der gives også ideer til supplerende målinger, som kan udføres for at opnå en yderligere viden om emissionsmønstret.

Protokollens næste element omfatter afprøvning og valg af biocovermaterialer. Indledningsvist anbefales det, at der sker en systematisk identifikation af lokalt tilgængelige, og egnede materialer, der potentielt kan bruges i et biocoversystem, herunder det metanoxiderende materiale, materiale til gasfordelingslaget, og/eller materiale til den almindelige afdækning af deponioverfladen. Der gives forslag til måling af specifikke parametre (vandindhold, TOC, TON, nitrat, ammonium, og pH) samt test af potentielle metanoxideringsmaterialer i simple batchtest for iltforbrug (respiration) og metanoxidationsevne. Der gives forslag til acceptværdier for de to målte parametre. Det konkluderes, at der ikke eksisterer alment anerkendte standardtests for vigtige fysiske parametre, såsom porøsitet, ledningsevne og gasdiffusivitet.

Næste step i protokollen er etablering af biocoversystemet. Der gives en anbefalet dimensionsgivende metanoxideringskapacitet på $50 \text{ gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$. Baselineundersøgelsens målte totalemissionsmåling (plus eventuelt opsamlet metan for gasopsamlingssystem, som tænkes nedlukket) benyttes sammen med den dimensionsgivende metanoxideringskapacitet til fastlæggelse af det nødvendige areal af metanoxideringsfelterne. Det anbefales at opbygge metanoxideringslaget i tynde lag ovenpå hinanden – for at sikre homogene forhold – til en samlet tykkelse på 80-100 cm. Metanoxideringslaget bør underlægges af et gasfordelingslag af grove materialer (nedknust beton, ærtsten el. lign.) til en minimum-tykkelse på 30 cm. Forholdsregler i forhold til afledning af nedbør, som infiltrerer metanoxideringsfelterne, samt opbygning af andre bestanddele af biocoversystemet diskuteres også.

Efter etablering af biocoversystemet opstilles i protokollens næste step retningslinjer for kortlægning af biocover-systemets evne til imødegåelse af metanemission. Monitorering er, som det var tilfældet for baselinemålingerne, baseret på totalmåling af metanemissionen med sporgasdispersionsmetoden i kombination med overflade-metanscreening for at identificere mulige utætheder/hot spots på metanoxideringsfelterne såvel som for andre overflader, som kan udbedres. Der gives konkrete bud på, hvordan biocoversystemets imødegåelseeffektivitet (i %) kan bestemmes under forskellige scenarier.

Protokollens sidste element er en analyse af de økonomiske forhold for biocoversystemet med henblik på at udregne systemets "skyggepris", idet de samlede udgifter (både etablerings- og

driftsudgifter) for alle årene i den fastsatte driftsperiode divideres med den samlede imødegåede mængde drivhusgas (i tons CO₂-ækvivalenter) for driftsperioden, hvorved "skyggeprisen" opnås (i DKK/tons CO₂-ækvivalenter).

Summary and Conclusion

Landfills produce biogas which by its release to the surroundings contributes to global warming due to the methane content of the gas. Biocovers are established on landfills to reduce the methane emission. The technology is based on construction of facilities, which remove the methane content in the gas by microbial oxidation of methane to carbon dioxide and water by the use of atmospheric oxygen. The objective of this report is primarily to give national and international experiences with biocovers and the underlying microbial methane oxidation process, and to give guidance in establishing biocovers on landfills and to set up monitoring plans to document the functionality of the mitigating system.

The report introduces the different technical options, which exist for mitigating the potential methane emission from landfills. It also highlights the different scenarios in which biocover systems can be used – as stand-alone solutions on old abandoned landfills without established gas collection or as solutions initiated when the gas collection no longer is technically or economically feasible. The report also compares establishment of gas collection versus biocover as mitigation options at old landfills not having any existing gas management activity.

A thorough overview of the biological methane oxidation is given, including the active microorganisms and the controlling factors where the presence of oxygen, high temperatures and adequate water content are mentioned as most important controlling factors. Besides, an overview of methane oxidation rates for different materials, as referenced in the literature, is given with special focus on soil and compost materials. The pros and cons of the use of soils versus compost are given. It is concluded that compost has several advantages to soils, with the only limitation that compost is an unstable material with continued maturation processes going on during use in a biocover system, leading to a deterioration of the advantageous properties. The overview is mostly focusing on methane oxidation, but the degradation of other constituents is shortly mentioned. It is shown that several trace gases contained in landfill gas, such as sulfide and different VOCs, can be attenuated in biocover systems.

Given the above-mentioned different scenarios for constructing biocover systems, the different types of biocover systems are highlighted. In *full surface biocovers*, the total surface of the landfill is covered with a methane-oxidizing material, while *bio window systems* are constructed as windows in the gas-impermeable soil cover by replacing the cover soil by gas-permeable methane-oxidizing materials. Biofilter solutions are constructed by establishing open or closed biofilters, which are fed by landfill gas in an either active or passive mode, using an existing gas collection system. An overview of national as well as internationally established biocover systems is given, including the types and the monitoring approach at the different locations. The function of a biocover is discussed and important factors controlling the efficiency of biocover systems are highlighted. A very important factor is the ability to obtain a homogeneous gas load to the methane oxidation layer. It is also mentioned that compost has the ability to maintain high temperatures in the methane oxidation layer, even in cold temperate regions, due to heat-generating processes (methane oxidation and respiration).

A protocol developed for planning, establishing, monitoring and operating biocover systems is presented. The protocol has been developed through the full scale biocover project which has been carried out by Technical University of Denmark in collaboration with landfill owners and consulting

companies. The protocol consists of six elements which are carried out in a logical order to obtain a robust and efficient biocover system for mitigation of the methane release from a landfill.

The first element of the protocol is the initial characterization of the landfill with the objective to establish a base for the establishment of the biocover project, relying on existing data (such as landfill area and volume, total disposed waste amounts, received waste types given in fractions of the totally received amounts as well as the chronology of the waste filling process). Based on the existing data, a method for estimating gas production is given. Special attention is given to the landfill's gas and leachate management systems because they can have a significant influence on the gas release pattern from the landfill. Based on the suggested activities, an introductory conceptual model for gas production and gas spreading is developed. The model makes out the basis for planning the following baseline study.

The baseline study, which is the next element in the protocol, consists primarily of a whole site emission measurement and activities for revealing the emission patterns. The trace gas dispersion method is suggested as a robust method for measuring the whole site methane emission, and best practice is given for the use of this method. Emission patterns are evaluated by performing a screening of surface methane concentrations using a FID detector or similar device. The use of supplementary activities, such as measuring local fluxes using flux chambers or pore gas concentrations in the soil cover using gas probes, is described. These activities may produce important information about the gas release patterns.

The protocol's third step is testing and selecting proper materials for the biocover system. It is recommended that a systematic evaluation of locally available, potential materials is carried out, including an overview of materials for the methane oxidation layer, the gas distribution layer and materials for general cover of the landfill. A list of recommended analytical parameters for the methane oxidation materials is given, including specific parameters such as water content, TOC, TON, nitrate, ammonia and pH. It is also recommended to carry out tests on the potential methane oxidation materials, as simple batch tests for measuring methane oxidation and respiration rates. Accept criteria of the two parameters are given. It is also concluded that there is a lack of standard procedures for testing especially physical parameters such as porosity, permeability and gas diffusivity of different biocover materials.

Next step is establishing the biocover system. A recommended methane oxidation capacity of 50 gCH₄/m²·day in the established methane oxidation layer is given, based on field and lab experience. The measured whole site methane emission from the baseline study (plus the methane flux from any gas collection systems, planned to be shut down) is used together with the recommended methane oxidation capacity to calculate the necessary area of the methane oxidation layer. It is recommended to build up the entire methane oxidation layer in consecutive thin layers on top of each other to obtain homogeneous conditions of the layer. The recommended total thickness is 80-100 cm. The methane oxidation layer is to be underlain by a gas distribution layer consisting of coarse materials such as crushed concrete, pebbles etc. of a minimum thickness of 30 cm. Other constituents of the biocover systems, such as elements for discharge of infiltrating precipitation are also discussed and recommendations are given.

After the biocover system has been established, the next step is to measure the biocover system's ability to mitigate the methane emission. Similar elements as included in the baseline study is suggested, i.e. whole site emission measurements and screening of surface methane concentrations to identify any hot spots on the methane oxidation fields or on the general soil cover. Quantitative procedures are suggested for estimating the mitigation efficiency of the established biocover system in different scenarios.

The final step of the protocol is to carry out an analysis of the economic conditions of the biocover system, by calculating the price (including costs for planning, establishing and operating) for mitigating one ton of methane (DKK/ton CO₂-equivalents).

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Biocovers etableres for at reducere metanudslippet fra miljøgodkendte affaldsdepoter og gamle lossepladser, her samlet i betegnelsen affaldsdeponeringsanlæg. Teknologien baserer sig på etablering af faciliteter, hvor der kan foregå en biologisk oxidation af metan til kuldioxid og vand. Den dannede kuldioxid er såkaldt biogen kuldioxid, og indregnes derfor ikke i drivhusgasregnskaber. Der er igennem de sidste 25 år blevet forsket intensivt i den biologiske metanoxidation, og hvilke faktorer der styrer oxidationsprocessen. Ved etablering af biocovers er det vigtigt, at man har en god forståelse for processen og de styrende faktorer.

En vigtig erkendelse, som er opnået ved gennemførte undersøgelser i forbindelse med etablering af biocoversystemer, er, at emissionsmønstret er forskelligt fra deponi til deponi. Der er ingen standardløsning – men konceptet indeholder indledende målinger, som leder til en konceptuel forståelse for metanudslipsmønstret, hvilket er helt nødvendig for at designe et effektivt system specifikt til det enkelte deponi.

Gennem arbejdet med at opskalere biocover-teknologien til fuld skala, har DTU Miljø udviklet en procedure med en logisk rækkefølge af flere projektaktiviteter. På basis af de opsamlede erfaringer er der brug for en egentlig dansksproget vidensopsamling, som vil kunne bruges som inspiration for implementering af biocoversystemer på udvalgte lokaliteter.

Klima, Energi- og Bygningsministeriet (KEBMIN) præsenterede i deres Virkemiddelkatalog udsendt i 2013 etablering af biocovers på nedlukkede affaldsdeponier som et middel til at reducere udledningen af drivhusgassen metan (Tværministeriel arbejdsgruppe, 2013). Biocovers er efterfølgende udvalgt som et ud af mange initiativer til reduktion af Danmarks drivhusgasudledning, og der er på Finanslov 2015 afsat 185 millioner DKK i perioden 2014-17 til etablering af cirka 100 biocovers, idet tilskudsordningen skal gå til statslig finansiering af etablering af biocovers. For projekter der modtager støtte fra den statslige tilskudsordning for biocovers gælder, at principperne for måling og etablering først og fremmest skal følge krav og retningslinjer som angivet i bekendtgørelsesudkast (Miljøstyrelsen, 2015) samt tilhørende vejledning. De i denne rapport beskrevne erfaringer med måling og etablering af biocoversystemer kan således benyttes som inspiration til etablering af projekter under den statslige støtteordning. Rapporten er baseret på DTUs egne erfaringer opnået via laboratorie- og feltundersøgelser, samt etablering af biocoversystemer i fuld skala. Desuden er den internationale litteratur gennemgået, blandt andet flere håndbøger, som beskriver nationale erfaringer med etablering og monitorering af biocoversystemer (primært fra Australien (DECCW, 2010) og Østrig (Amann et al., 2008)).

1.2 Formål

Denne vidensopsamling har til formål at:

- a) formidle danske og internationale erfaringer med metanoxideringsprocessen samt de styrende faktorer
- b) give vejledning i hvordan man etablerer biocovers på affaldsdeponeringsanlæg
- c) give forslag til hvordan funktionen af et biocover-system monitoreres efter etableringen for at sikre funktionen fremadrettet
- d) give forslag til opstilling af økonomien for imødegåelsen i form af såkaldte ”skyggepriser”, som angiver prisen for reduktion af et tons CO₂-ækvivalenter

Vidensopsamlingen er i det efterfølgende refereret som rapport.

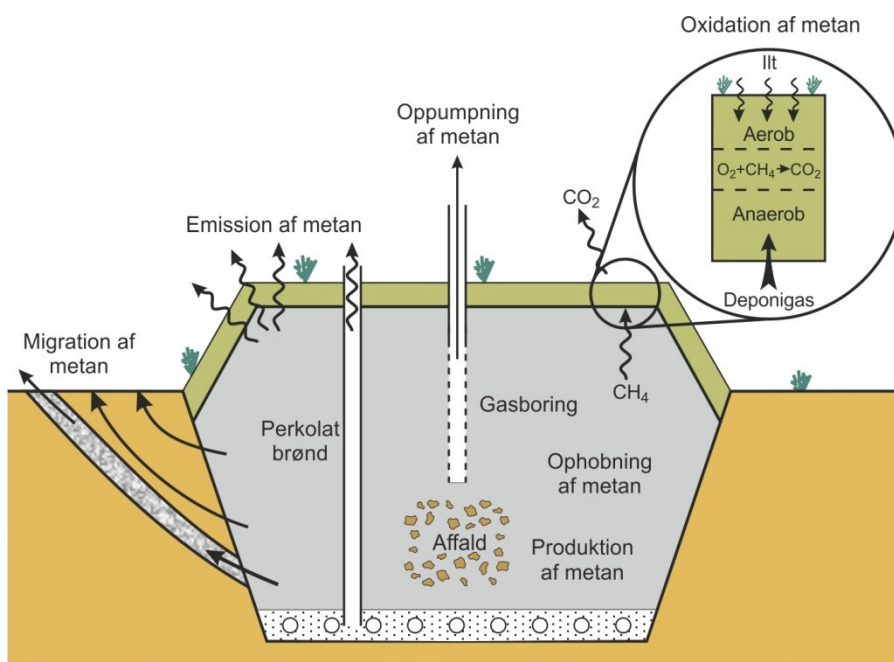
1.3 Indhold og afgrænsninger

Rapporten indeholder en detaljeret beskrivelse af nødvendige skrivebordsaktiviteter og feltundersøgelser – herunder beskrivelse af egnet udstyr til feltundersøgelserne. Igennem teksten i rapporten vil der blandt andet refereres til ”Håndbog i monitoring af gasemission fra danske affaldsdeponier” (Kjeldsen & Scheutz, 2015), som blev udgivet af Miljøstyrelsen tidligere i 2015.

Rapportens kapitel 2 giver en kort oversigt over de forskellige tekniske alternativer der findes for at imødegå emissionen af metan fra affaldsdeponier, herunder en kort sammenligning af gasudnyttelsessystemer over for biocoversystemer. Kapitel 3 giver en detaljeret indføring i imødegåelse med biologiske metoder med beskrivelse af metanoxideringsprocessen og dertil knyttede vigtigste miljøfaktorer. Der gives en oversigt over målte metanoxideringsrater for forskellige materialer bestemt i laboratoriet, samt oversigt over hvilke andre indholdsstoffer i deponigas, som kan fjernes i biocoversystemer. Kapitlet giver også en opdateret oversigt over forskellige typer af biocoversystemer, herunder overblik over forskellige etablerede biocoversystemer i Danmark og udlandet, samt en gennemgang af de vigtigste faktorer som gør biocoversystemer funktionelle og effektive. Kapitel 4 giver en kort gennemgang af en protokol for etablering af et biocoversystem, som er blevet udviklet i forbindelse med de tre biocoversystemer, som er etableret med DTU Miljø medvirken i Danmark. Protokollen danner grundlag for de efterfølgende kapitler. Kapitel 5 beskriver den indledende karakterisering baseret på eksisterende historik for deponiet, hvor Kapitel 6 giver ideer til, hvordan baseline-kortlægningen af metanemission gennemføres. Kapitel 7 gennemgår vigtig information og krav til de forskellige materialer, som vil indgå i et biocoversystem, samt hvorledes materialerne testes, mens Kapitel 8 gennemgår processen med at designe og etablere biocoversystemet. Kapitel 9 giver retningslinjer for, hvordan effektiviteten af biocoversystemet dokumenteres, samt hvordan systemet forbedres, hvis det ikke lever op til de opstillede krav til reduktion af metanemissionen. Endelig beskriver Kapitel 10, hvorledes biocoversystemets skyggepris estimeres, dvs. hvad prisen bliver for hvert tons metan, som er omsat. Projektet med Klintholm Biocover (se Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014) er brugt som gennemgående eksempel på brug af den opstillede projekt-protokol ved præsentation af en eksempelboks i hvert af kapitlerne 5 til 9.

2. Imødegåelse af metanemission fra affaldsdeponier – en oversigt

Dette kapitel giver en kort oversigt over de mulige tiltag, som eksisterer til at imødegå emissioner af deponigas – indeholdende metan – fra affaldsdeponier og gamle lossepladser. Deponigas er en betegnelse for den gas, der genereres ved omdannelse af organisk materiale indeholdt i deponiet. Gassen indeholder primært metan (CH_4) og kuldioxid (CO_2), som opstår under den anaerobe omdannelsesproces. Sammensætningen og omfanget af gasemissionerne vil afhænge af en række faktorer som bl.a. affaldets sammensætning og alder, deponiets fysiske udformning samt, måden hvorpå deponiet bliver drevet, både under og efter affaldsdeponeringen har fundet sted (Kjeldsen & Scheutz, 2015). Den dannede gas, herunder indholdet af metan, kan undergå forskellige processer og enten blive oppumpet, ophobet i affaldet, emitteret til omgivelserne og atmosfæren eller blive oxideret i de yderste lag af deponiet – se Figur 2.1, som er yderligere kommenteret i Gasemissionshåndbogen (Kjeldsen & Scheutz, 2015). De eksisterende forhold i deponiet vil ofte lede til, at gasproduktionen vil stige gennem den første tid til et maksimum for derefter – når der ikke længere deponeres affald på deponiet – stille og roligt falde til lavere gasproduktionsrater. På globalt plan er affaldsdeponier en væsentlig kilde til den menneskeskabte emission af metan til atmosfæren.



Figur 2.1 Metanbalance for et affaldsdeponi (Kjeldsen & Scheutz, 2015).

2.1 Teknologier til imødegåelse af metanemission

Der findes basalt set tre forskellige teknologier til imødegåelse af metanemission fra et affaldsdeponi/gammel losseplads nemlig; energiudnyttelse, affakling eller imødegåelse med biologiske metoder, såkaldte biocoversystemer – se Kjeldsen & Scheutz (2015) for en kort indføring i de forskellige alternativer.

På en del danske affaldsdeponier (ca. 27 anlæg) er der etableret gasudnyttelsessystemer bestående af et gasekstraktionssystem, som opsamler gassen og et energiudnyttelsessystem (ofte en gasmotor) med henblik på produktion af elektricitet og evt. varme. Energiudnyttelsesanlæggene indbefatter 21 gasmotorer og 3 varmekedler placeret på danske deponier. Desuden indgår deponigas som brændsel i to decentrale kraftvarmeværker forsynet med damptrubiner. Biogasmotorer er den dominerende anlægstype på deponier med gasopsamling og energiudnyttelse. Udnyttelse af varmeproduktion fra biogasmotorer sker kun i tre tilfælde ud af de 21 biogasmotorer, der var kendt til i 2013 (Møller et al., 2016). Der er på globalt plan også etableret andre faciliteter for at udnytte gassens energiindhold (se f.eks. Kjeldsen et al. (1998)). På enkelte anlæg har man som alternativ til at udnytte gassens energiindhold i stedet valgt at affakle gassen i et gasfakkelanlæg. Gasaffakling kræver også, at deponigassen ekstraheres fra affaldslagene vha. af gasboringer eller dræn. I begge tilfælde kan gas – alt afhængig af deponiet afdækningslag – blive transporteret gennem afdækningslaget, hvor der kan ske en delvis metanoxidation og en delvis metanemission. Begge processer vil i princippet medføre et tab af energi i forhold til en effektiv gasudnyttelse på deponiet.

I tilfælde, hvor omkostningerne for imødegåelse ved gasudnyttelse ikke står mål med gevinsten ved energiudbyttet (se også næste afsnit), og affakling er upraktisk, vedligeholdelseskrevende og eventuelt kræver store mængder støttebrændsel, kan der etableres biocoversystemer, som baserer sig på mikrobiel metanoxidation. Biocoversystemer kan etableres på affaldsdeponier, hvor der ikke tidligere har været aktiv imødegåelse af metanemissionen, eller hvor man vurderer, at et gasudnyttelse/gasaffaklingsanlæg er urentabelt i forhold til et biocoversystem. I det sidste tilfælde kan det eksisterende gasekstraktionsanlæg benyttes til opsamling af gassen, som derfra ledes til det etablerede biocover-system. Tabel 2.1 giver en oversigt over de forskellige scenarier for etablering af systemer baseret på biologisk metanoxidation. I øvrigt er det værd at bemærke at man godt kan se forskellige scenarier i spil på individuelle affaldsetaper på det samme deponi.

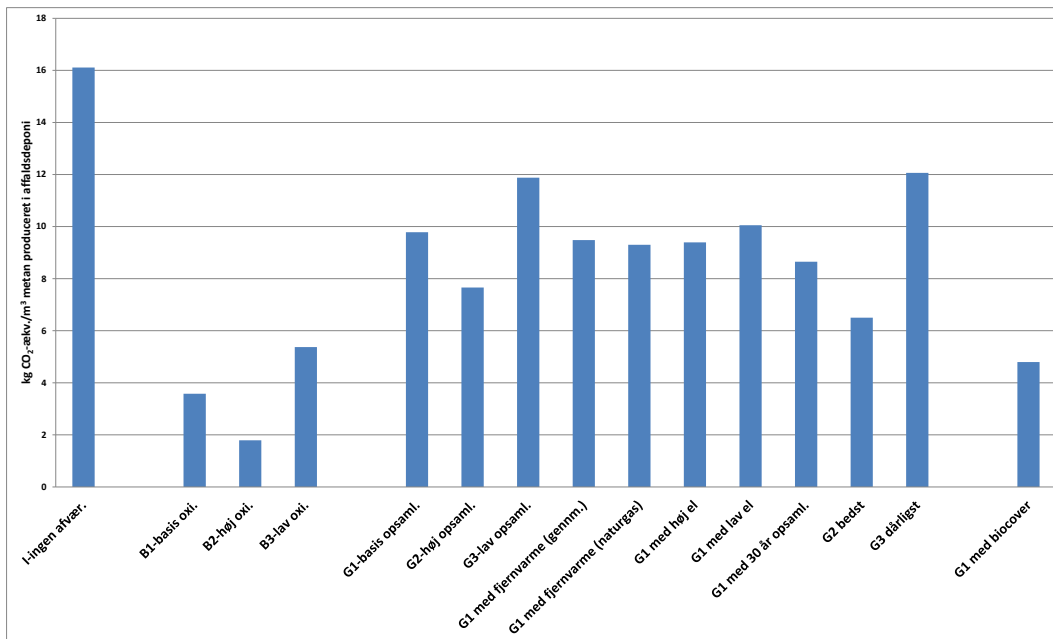
2.2 Udnyttelse, affakling eller biocover?

DTU Miljø har i forbindelse med det danske biocover-initiativ udført en livscyklusbaseret miljøvurdering af imødegåelse af metanemission fra danske affaldsdeponier. Miljøvurderingen og resultaterne heraf er rapporteret i Møller et al. (2016), og summeres kort i det følgende. Miljøvurderingen omfattede kun potentielle miljøeffekter i drivhuseffektkategorien. Miljøvurderingen blev udformet som en scenarieundersøgelse, hvor der blev modelleret en række scenarier vha. LCA-modellen EASETECH, som repræsenterede imødegåelse af metanemission fra deponier ved henholdsvis et biocover og gasopsamling med energiudnyttelse. For fuldstændighedens skyld blev der også opstillet et scenarie, hvor der ingen afværgeforanstaltninger fandt sted. Inden for de to metoder til imødegåelse af metanemission blev scenarierne modelleret med forskellige parameterværdier og rammebetingelser. Miljøvurderingen tog udgangspunkt i håndtering/behandling af 1 Nm³ metan produceret i perioden 2015 til 2115 i et generisk affaldsdeponi anlagt i 1985 (indeholdende en blanding af husholdningsaffald og erhvervsaffald inklusiv shredderaffald) og med den akkumulerede metanproduktion modelleret med affaldsdeponimodellen Afvalzorg.

Tabel 2.1. Scenarier hvor etablering af et biocover-system kan være en mulighed.

Scenarie	Beskrivelse
1	<p>Der er intet gasekstraktionssystem (GES) på affaldsdeponiet, dannelsen af gas er relativt beskeden enten på grund af en høj alder af affaldet, eller at affaldet kun indeholder en beskeden mængde organisk affald. Installation af et GES og en gasmotor (eller tilsvarende energikonverteringsenhed) er ikke omkostningseffektivt. Den eksisterende metanemission er over emissionsgrænsen stillet af den ansvarlige myndighed.</p> <p>1a. Der er hverken et perkolatopsamlingsystem eller installerede gasventilationsenheder, som kunne udgøre en væsentlig gasemissionsvej.</p> <p>1b. Der er et perkolatopsamlingsystem eller installerede gasventilationsenheder, som kunne udgøre en væsentlig gasemissionsvej.</p>
2	<p>Der er et gasudnyttelsessystem etableret. Gasmotoren (eller tilsvarende energikonverteringsenhed) er gammel med høje driftsomkostninger til følge (brug af støttebrændsel eller høj nedetid). En udskiftning af gasmotoren anses ikke for omkostningseffektivt. Den eksisterende metanemission er over emissionsgrænsen stillet af den ansvarlige myndighed.</p> <p>2a. Der observeres væsentlige diffuse udslip af metan og/eller punktudslip af metan fra skrænter, områder uden jorddække, perkolatbrønde eller lignende.</p> <p>2b. Der observeres ingen væsentlige diffuse udslip og/eller punktudslip – måske grundet tilstedeværelse af konstrueret tæt topdække.</p>
3	<p>Der er etableret affaklingssystem. Faklen har svært ved at virke uden støttebrændsel. Den eksisterende metanemission er over emissionsgrænsen stillet af den ansvarlige myndighed.</p> <p>3a. Der observeres væsentlige diffuse metanudslip og/eller punktudslip fra skrænter, områder uden jorddække, perkolatbrønde eller lign.</p> <p>3b. Der observeres ingen væsentlige diffuse udslip og/eller punktudslip – måske grundet tilstedeværelse af konstrueret tæt topdække.</p>

De vigtigste forudsætninger for at modellere behandling af den funktionelle enhed viste sig at være størrelsen af metanoxidationen i biocoveret samt effektiviteten af gasopsamlingen. På baggrund af erfaringerne fra biocoveranlægget på Klintholm Deponi, som viste en gennemsnitlig metanoxidation på 80 %, blev det valgt at opstille scenarier for et biocover med hhv. 70, 80 og 90 % metanoxidationseffektivitet og med 80 % som basisværdi. Gasopsamling er ligeledes undersøgt på et antal danske deponier, som havde opsamlingseffektiviteter i intervallet 41 til 81 % af den producerede metan. Scenarier med gasopsamling blev derfor modelleret med mellem 40 og på 80 % gasopsamlingseffektivitet med 60 % som basisværdi. Gasopsamlingsperioden blev sat til 20 år fra 2015-2035; derefter formodedes den faldende gasproduktion at vanskeliggøre en rentabel gasopsamling. Biocoveret antoges at kunne oxidere metan effektivt i hele 100-års perioden fra 2015 til 2115, idet teknologiens effektivitet ikke er begrænset af en lavere metanbelastning til anlægget. Figur 2.2 viser hovedresultaterne som potentiel drivhuseffekt angivet som kg CO₂-ækvivalenter per Nm³ metan dannet i deponiet. Der er fire typer scenarier: ét scenarie uden afværgeforanstaltninger (I-ingen afvær.), tre scenarier med biocover med varierende oxidationseffektivitet (B-scenarier), ti scenarier med gasopsamling og energiudnyttelse ligeledes med varierende parametre (G-scenarier), og desuden et kombinationsscenarie (G1 med biocover), hvor gasopsamling med basisparametre blev kombineret med efterfølgende anlæggelse af et biocover med basiseffektivitet.



Figur 2.2. Den samlede potentielle drivhuseffekt i 15 scenarier med varierende imødegåelse af metanemission fra danske affaldsdeponier.

Det ses, at både biocover og gasopsamling i alle scenarier leder til en væsentlig potentiel miljøforbedring i forhold til ingen afværgeforanstaltninger. De tre scenarier B1, B2 og B3 repræsenterer biocover-metoden med hhv. 80, 90 og 70 % metanoxidationseffektivitet. Det ses, at biocover under disse forudsætninger er miljømæssigt bedre i drivhuseffekt-kategorien end samtlige scenarier med gasopsamling og energiudnyttelse. Ved kombination af gasopsamling med energiudnyttelse (med basisparametre) og efterfølgende anlægning af et biocover (scenarie "G1 med biocover") kan der opnås væsentlige forbedringer i forhold til de resterende gasopsamlings-scenarier, men sammenlignet med B1-scenariet (hvor biocoveret har samme oxidationseffektivitet) er denne løsning stadig ikke lige så hensigtsmæssig.

Selv ved høj gasopsamling (80 %) var den potentielle drivhuseffekt, som skyldes metanemission gennem afdækningslaget, dominerende. Det skyldes, at der kun sker gasopsamling i en periode på 20 år, hvorefter 90 % af metan produceret i den resterende periode ender direkte i atmosfæren. I alle gasopsamlings-scenarier tabes der 36 % af metan produceret i 100-års perioden i perioder uden opsamling, dvs. fra 2035-2115. Desuden tabes der metan i opsamlingsperioden, da opsamlingseffektiviteten højst udgør 80 %.

Samlet ses det således, at biocover for dette modellerede anlæg er mere miljømæssigt hensigtsmæssigt end gasopsamling. Dette skyldes hovedsageligt, at metanemissionen gennem afdækningslaget i og efter gasopsamlingsperioden spiller en afgørende rolle for gasopsamlings-scenarierne.

3. Reduktion af metanudslip ved etablering af biocoversystemer

Som beskrevet i forrige kapitel kan der, som alternativ til egentlig udnyttelse eller affakling af deponigassen, etableres imødegåelsessystemer baseret på biologiske metoder. Sådanne metoder virker ved optimering af den mikrobielle metanoxidation i det etablerede system, et såkaldt biocoversystem. Dette kapitel vil give et detaljeret overblik over metanoxidationsprocessen og de vigtigste miljøfaktorer, som har indflydelse på, hvilken metanoxidationsrate, som processen kan opretholde. Mange af de opnåede erkendelser er opnået ved at studere lag af afdækningsjord på affaldsdeponier. Kapitlet giver også et overblik over de forskellige typer af biocoversystemer, som har været anvendt, og som baserer sig på en udnyttelse af den biologiske metanoxidationsproces. Stort set alle systemer indeholder et gasfordelingslag bestående af et lag af materialer med høj gasledningsevne hvorpå et metanoxidationslag er placeret, som skal understøtte etableringen af den metanoxiderende mikrobielle flora. Mange systemer vil også indeholde afdækningsjord, hvor det er hensigten at opnå en lav gasledningsevne til alle tider. Dette vil ikke altid være muligt, og gassen vil således også transporteres gennem afdækningslaget, hvor der også kan være favorable forhold for metanoxidation.

3.1 De metanoxiderende mikroorganismer

De metanotrofe bakteriers egenskaber er velbeskrevet i flere litteratur-reviews over tiden – se f.eks. Hanson & Hanson (1996), Scheutz et al. (2009) – og senest af Sadasivam og Reddy (2014). Dette afsnit giver en introduktion til de metanotrofe bakterier og de faktorer, der indvirker på metanoxidationsprocessen i afdækningslag eller etablerede metanoxidationslag på deponier. Afsnittet er primært baseret på reviewet af Scheutz et al. (2009), som er det mest fyldestgørende af de nævnte reviews og har fokus på metanotrofe bakterier og metanoxidation i relation til afdækningslag på deponier.

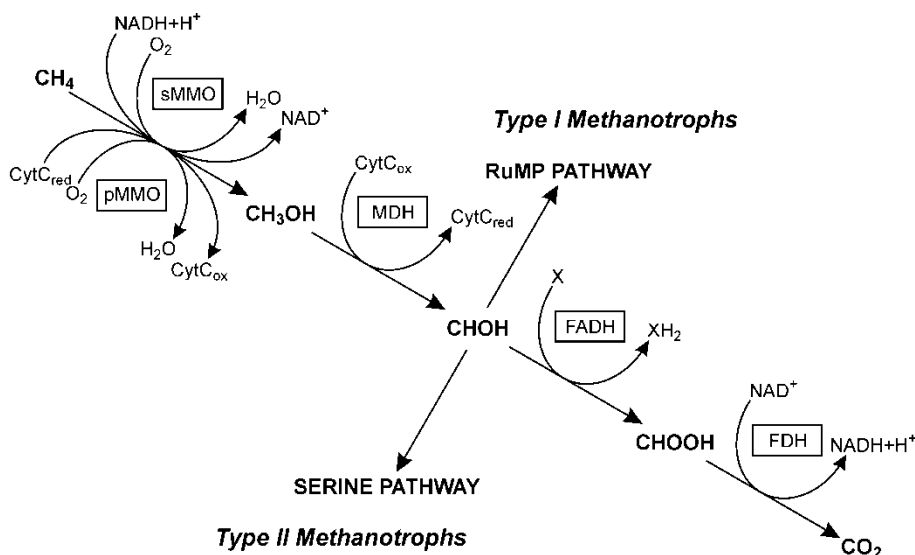
Metanotrofe mikroorganismer er i stand til at udnytte metan som deres eneste energi- og kulstofkilde under tilstedeværelse af ilt og kan således omdanne metan til energi, kuldioxid, vand og cellemateriale.

Ifølge Mancinelli (1995) er de fleste metanotrofe organismer gramnegative, mikroaerofile bakterier (stavformede (*rods*), kurvet stavformede (*vibrios*) eller kugleformede (*cocci*)), som kan danne exosporer eller cyster, der er resistente mod udtørring og varme, og kan anvende organiske nitrogenforbindelser, ammoniak, nitrat og nitrit som nitrogenkilder. De metanotrofe bakterier er strengt aerobe, og kræver således ilt, men foretrækker dog et miljø med et iltindhold lavere end atmosfærisk niveau. Hanson og Hanson (1996) rapporterer, at hvad angår temperaturpræferencer, er de fleste metanotrofer mesofile (foretrækker 25 – 45 °C), mens nogle er termofile og kan vokse ved temperaturer over 45 °C. Metanotrofe bakterier er vidt udbredte i naturen og findes i både akvatiske og terrestriske økosystemer i områder, hvor der er både metan og ilt til stede samtidig.

Den mikrobielle oxidation af metan til kuldioxid er vist på Figur 3.1 og indbefatter flere oxidationstrin. Metanotrofe bakterier anvender enzymet metan monooxygenase (MMO) til at katalysere oxidationen af metan til metanol (CH_3OH), hvilket er et ibrørende træk ved metanotrofe bakterier. Metanol oxideres efterfølgende først til formaldehyd (CHOH), som enten kan optages og indbygges i cellen eller oxideres via format (CHOOH) til kuldioxid (Hanson og Hanson, 1996). Metanoxidation kan således enten ske ved assimilation eller ved dissimilation (Mancinelli, 1995). Ved dissimilation oxideres metan fuldstændigt til kuldioxid, og producerer cellulær energi, mens kuldioxid afgives til det omgivende miljø. Ved assimilation oxideres metan og omdannes til cellulær biomasse. Metanotrofe bakterier inddeles i to grupper (type I og type II) afhængigt af, hvilken proces de anvender til at assimilere formaldehyd. Type I metanotrofer bruger den såkaldte ribulosemonophosphat pathway (RuMP), mens type II metanotrofer bruger den såkaldte serin pathway (se Figur 3.1 for yderligere information se Mancinelli, 1995 og Hanson og Hanson, 1996).

To former af enzymet MMO er blevet fundet i metanotrofe bakterier (Dalton 1991, 1992). Alle metanotrofer (type I og II) kan danne en partikulær (eller membranbundet) form af MMO (pMMO) ved dyrkning under tilstedeværelse af kobber. Metanotrofer klassificeret som type II har vist sig at syntetisere en opløselig MMO (sMMO) under forhold, hvor bakteriens vækst er kobberbegrænset. sMMO er mindre substratspecifikt sammenlignet med pMMO, hvilket betyder at Type II metanotrofer kan oxidere klorerede hydrokarboner og aromatiske hydrokarboner.

Der findes flere end 11 forskellige slægter af metanotrofe bakterier (Scheutz et al., 2009). Type I metanotrofer omfatter bl.a. slægterne *Methylococcus*, *Methylomicrobium*, *Methylobacter* og *Methylomonas*, mens type II bl.a. omfatter slægterne *Methylosinus* og *Methylocystis*. En oversigt over egenskaber ved hhv. type I og type II metanotrofer er givet i Tabel 3.1. De fleste type I metanotrofer danner cyster og kan ikke fikse N_2 . Type II metanotrofer er derimod i stand til at fikse N_2 . Da RuMP-nedbrydningsvejen er mere energieffektiv end serin-nedbrydningsvejen, har type I metanotrofer en tendens til at udkonkurrere type II metanotrofer, medmindre uorganisk N eller Cu er begrænsende, hvilket i så fald er til fordel for type II metanotrofer, der kan udtrykke sMMO og/eller har nitrogenaser til at fikse N_2 fra luften.



Figur 3.1. Nedbrydningsvejen for oxidation af metan til kuldioxid samt assimilation af formaldehyd som udføres af metanotrofe bakterier (Hanson og Hanson, 1996).

Tabel 3.1 Oversigt over egenskaber ved hhv. type I and type II metanotrofer. Efter Sadasivam og Reddy (2014).

Type I	Type II
Gamma proteobacteria	Alpha proteobacteria
Anvender pMMO til at oxidere CH₄ (under tilstedeværelse af Cu)	Anvender sMMO til at oxidere CH ₄ (ved fravær af Cu)
CHOH assimileres via RuMP pathway*	CHOH assimileres via serin pathway**
RuMP pathway – mere effektivt	Serin pathway – mindre effektiv
Har høj CH₄ affinitet	Har lav CH ₄ affinitet
Foretrækker forhold med lav CH₄/høj O₂	Foretrækker forhold med høj CH ₄ /lav O ₂
Findes i den øvre del af et afdækningslag	Findes i den nedre del af et afdækningslag
Begrænsende faktor for cellesyntese er tilgængelig CH₄	Begrænset af O ₂ ved tilstedeværelse af CH ₄ i overskud
Kan ikke fikserer atmosfærisk N₂	Kan godt fikserer atmosfærisk N ₂ når nødvendigt

* Bruger kun 1 ATP til assimilation af 3 CHOH til cellesyntese

** Bruger 3 ATP og 2 NADH til assimilation af 2 CHOH

3.2 Metanoxideringsprocessen

Aerob mikrobiel metanoxidering forekommer i alle steder i naturen, hvor metan og ilt er til stede på samme tid. I metanoxideringslaget på et deponeringsanlæg, vil der oftest være et modsatrettet gradient-system af metan og ilt, idet metan, der er produceret i affaldsvolumenet, transporteres op igennem laget, mens ilt fra atmosfæren vil diffundere ned i laget. Dette skaber en zone, hvor der er optimale forhold for vækst af metanoxiderende bakterier. Aerob metanoxidering forløber efter følgende overordnede reaktion:



Som nævnt er de fleste metanotrofe bakterier strengt aerobe og ifølge ovenstående reaktion, kræves to mol ilt til omsætning af et mol metan (Hanson & Hanson 1996). Under virkelige forhold vil forholdet mellem ilt og metan være mindre end 2 (snarere omkring 1,5), hvilket skyldes, at en del af kulstoffet i metan går til opbygning af cellemateriale (assimilation) (Hilger and Humer, 2003).

De metanotrofe bakteriers aktivitet kræver tilstrækkelige koncentrationer af både metan og ilt. De har derfor en tendens til at være begrænset til temmelig smalle horisontale bånd inden for deres levesteder, defineret af den nedadgående diffusion af atmosfærisk ilt og den opadgående diffusion af metan. I flere forsøg, som simulerede forholdene i et afdækningslag på et deponi, blev det største metanoxideringspotentiale fundet omkring 20 cm under afdækningslagets overflade; i zoner, hvor lodrette profiler af metan og ilt viste overlap (Kightley et al., 1995; De Visscher et al., 1999; Scheutz et al., 2003, 2004). Generelt ses den metanotrofe aktive zone placeret i de øverste 30-40 cm af profilet med maksimal oxidationsaktivitet i en zone, der er mellem 15-20 cm under overfladen (Jones & Nedwell, 1993, Czepiel et al., 1996b, Scheutz et al., 2004). Type I og type II metanotrofer synes at være tilpasset forskellige vækstbetingelser. I et afdækningslag med modsatrettede metan og ilt koncentrationsgradienter vil type II metanotrofer dominere i de dybereliggende zoner med lave ilt-niveauer og en konstant tilførsel af metan, der forsyner disse metanotrofer med høje metankoncentrationer. I de øverste lag med lav metankoncentration nær atmosfærisk niveau (1,7 ppmv) vil type I metanotrofer med høj metanaffinitet og kapacitet for atmosfærisk metanoptagelse dominere (Scheutz et al., 2009).

3.3 Vigtige miljøfaktorer for metanoxiderationsprocessen

Metanoxideration styres af en række miljøfaktorer: temperatur, vandindhold, metan og ilttilførsel, jordtekstur, næringsstoffer, osv. De klimatiske forhold er således af betydning for den faktiske metanoxideration. I dette afsnit præsenteres og diskuteres de vigtigste faktorer, der styrer metanoxiderationsprocessen i metanoxiderationslag og afdækningslag på deponier.

Metan og ilttilførsel

Metan og oxygen er som nævnt begge kritiske for den mikrobielle metanoxiderationsproces. Som anført tidligere, er metanotrofe bakterier almindeligt forekommende i miljøer, hvor metan blandes med atmosfærisk luft. Som følge af, at metan bevæger sig væk fra en metanproducerende kilde opstår ofte et modsatrettet gasgradientsystem, hvor metankoncentrationen er høj tæt på den metanproducerende kilde, mens iltindholdet her er lavt. Med øget afstand fra metankilden falder metankoncentrationen, mens iltkoncentrationen stiger. Et afdækningslag på et deponi er et eksempel på et sådan system, hvor metankoncentrationen er høj i den dybde del af afdækningslaget, mens iltindholdet er lavt. Omvendt vil iltindholdet i den øvre del af afdækningen være højt (tæt på det atmosfæriske indhold), mens metankoncentrationen vil være lav grundet fortynding samt omsætning. Forskning har vist, at både koncentrationen samt tilførsel af metan og ilt påvirker den mikrobielle metanoxiderationsproces. Omsætningen af metan ($\text{gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{døgn}^{-1}$) vil stige, når de metanotrofe bakterier udsættes for en stigende metankoncentration op til et vist punkt, hvorefter omsætningen vil stabiliseres og nå en maksimal værdi.

Metanotrofe bakterier er såkaldte *mikroaerofile* bakterier, som kan opnå optimale metanoxiderationsrater ved selv meget lave iltkoncentrationer. Forsøg har vist, at metanoxiderationsprocessen er uberørt af iltkoncentrationen, så længe iltindholdet er højere end 1-3 % vol. (Scheutz et al., 2009), men under dette niveau falder aktiviteten dog betragteligt. I metanoxiderationslag vil iltindtrængningsdybden ofte være den begrænsende faktor for metanoxiderationsprocessen, hvilket gør materialets sammensætning, partikelstørrelse og porøsitet til vigtige styrende parametre (se efterfølgende afsnit).

Temperatur

Temperatur har en stor indvirkning på alle biologiske processer, herunder også metanoxideration. De fleste metanotrofe bakterier er mesofile (Hanson & Hanson, 1996). For metanoxideration i jordmiljøer er den optimale temperatur omkring 25-35 °C (Scheutz et al., 2009). Nogle typer af metanotrofe bakterier er dog, som nævnt i afsnit 3.1, termofile og kan operere ved højere temperaturer (> 45 °C) (Hanson & Hanson, 1996). Temperaturen i et metanoxiderationslag vil påvirkes af flere forskellige parametre herunder temperaturen af den opsivende deponigas fra affaldsvolumenet, den atmosfæriske temperatur, omfanget af biologisk aktivitet (både metanoxideration og respiration, da begge processer er exoterme (varmegivende)), regnfald (som kan køle jordlaget/materialet), lagets varmeledningsevne, mm. Selv om metanoxideration kan forekomme ned til 1-2 °C (Christophersen et al. 2000, Scheutz & Kjeldsen 2004, Einola et al. 2007) kan man forvente, at metanoxideration reduceres betydeligt eller endda kommer til stilstand i kolde områder eller i løbet af vinterhalvåret med temperaturer under 5-10 °C (Scheutz et al., 2010). I kompostbaserede biocoversystemer kan der være en væsentlig varmedannelse som følge af respiration af kompostmaterialet. Denne varmedannelse kan medvirke til at skabe gunstige forhold for metanoxideration i ellers kolde måneder (se afsnit 3.8).

Vandindhold

Vand er en væsentlig faktor for, at mikroorganismer kan opretholde deres aktivitet, da vandet fungerer som transportmedium for forsyning af vigtige næringsstoffer til bakterien, men også for fjernelse af metaboliske restprodukter. Et for højt vandindhold i metanoxiderationslaget kan dog sænke gastransporten i laget, fordi molekylærdiffusion i vand er ca. 10^4 gange langsommere end i luft. Når jordens vandmætningsgrad (andelen af det vandfyldte porevolumen) når en værdi omkring 85%, er de luftfyldte porerum ikke længere forbundet med hinanden og gasserne skal

diffundere i væskefasen (Cabral et al., 2004), hvilket drastisk reducerer tilgængeligheden af metan og ilt og derved begrænser oxidationen af metan. Omvendt kan et for lavt vandindhold reducere metanoxidationen betydeligt på grund af mikrobiel vandstress som følge af udtørring. Et optimalt vandindhold i jorden for oxidation af metan er karakteriseret ved, at der både er maksimal molekylær diffusion i gasfase samt en fugtighed, som er tilstrækkelig til at opnå mikrobiel aktivitet. Den specifikke værdi for et optimalt vandindhold er afhængig af materialets struktur og dermed af den konkrete porestørrelsesfordeling, hvilket bestemmer porevolumenet, der er til rådighed for både vandtilbageholdelse og gastransport. Jordens gaskapacitet er defineret som andelen af porer tilgængelig for gastransport efter at jorden er drænet, og den tilbageværende mængde vand er bundet kun af kapillære kræfter. Generelt er en høj andel af porer større end 50 µm ønskværdig. Lagets gaskapacitet kan reduceres betydeligt, hvis laget har været udsat for komprimering.

Det optimale vandindhold i forhold til metanoxidation afhænger af metanoxidaionslagets fysiske egenskaber. Vigtige parametre omfatter kornstørrelse, porøsitet, vandtilbageholdningsevne, hydraulisk ledningsevne og gasledningsevne, da disse parametre har indflydelse på:

- transport af metan gennem afdækningslaget og diffusionen af ilt fra atmosfæren ind i laget
- infiltrationen af nedbør i afdækningslaget
- dræning af vand fra afdækningslaget

Metanoxidation har vist sig at forekomme over et bredt interval af vandindhold. For jord varierer det optimale vandindhold typisk fra 10 – 20% (vægt/tør vægt) (Scheutz et al., 2010.). For kompostmaterialer ses optimale vandindhold fra 30 til 100% af vandtilbageholdningskapaciteten (Huber-Humer 2004). Metanoxidationen reduceres væsentligt, hvis jordens vandindhold falder under 5% (Whalen et al., 1990, Czepiel et al., 1996b, Stein & Hettiaratchi, 2001 og Scheutz & Kjeldsen, 2004). Svær udtørring af jorden kan medføre en vis forsinkelse før metanoxidaionsaktiviteten er genvundet efter opfugtning af jordvolumenet (Scheutz & Kjeldsen, 2004).

Fysiske karakteristika af de materialer som skal understøtte metanoxidation

Som identificeret i det foregående afsnit, er de fysiske karakteristika af de materialer, som skal understøtte metanoxidaionsprocessen, vigtige, idet de bestemmer betingelserne for en række faktorer, som har indvirkning på metanoxidaionsprocessen. Vigtige egenskaber omfatter materialets kornstørrelse, porøsitet, vandtilbageholdelsesevne, gasledningsevne, hydraulisk ledningsevne/dræning, strukturel stabilitet, mm. Flere af disse egenskaber er forbundne med hinanden. Materialets kornstørrelse har indflydelse på materialets porøsitet, som påvirker transporten af gas (metan og ilt) og vand, som alle er vigtige faktorer, der kan påvirke de metanotrofe bakterier og metanoxidaionsprocessen. Generelt ses en højere metanoxidation i porøse materialer med en grovere struktur. Materialets feltkapacitet (vandholdende evne) er vigtigt, fordi materialet skal have et tilstrækkeligt vandindhold til at understøtte mikrobiel aktivitet, samtidig med at forskellen mellem materialets vandtilbageholdelsesevne og porøsitet skal være tilstrækkelig til at tillade transport af gas (metan og ilt), når materialet er opfugtet til dets feltkapacitet. Materialets indhold af organisk stof, og særligt stabiliteten af dette, kan påvirke tilgængeligheden af ilt for metanotroferne, da aerob nedbrydning af det organiske stof (respiration) kan konkurrere med metanoxidaionsprocessen om iltindholdet. Strukturen af metanoxidaionslaget har indflydelse på, hvordan laget med tiden sætter sig, hvilket vil påvirke porøsiteten og dermed også lagets gasledningsevne. Generelt bør metanoxidaionslaget ikke undergå store sætninger efter etablering.

Næringsstoffer

Materialet, der skal anvendes i metanoxidaionslaget, skal have et tilstrækkeligt indhold af næringsstoffer for at kunne understøtte de metanotrofe bakteriers vækst. Metanotrofer har et højt kvælstofbehov, idet de anvender 0,25 mol kvælstof for hvert mol kulstof assimileret. Uorganisk kvælstof (i form af ammonium [NH₄⁺] eller nitrat [NO₃⁻]), kan stimulere eller hæmme metanoxidation i jord afhængig af formen og koncentrationen af kvælstof, metankoncentrationen,

pH og endelig typen af tilstedeværende metanotrofer. Flere undersøgelser har vist, at højere NH_4^+ -koncentrationer ($> 14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) i jord har en tendens til at hæmme metanoxidation, da NH_4^+ virker som en kompetitiv inhibitor på MMO enzymer (dvs. binder til samme sted på MMO enzymet som metan). Type I metanotrofer bruger uorganisk kvælstof til opbygning af cellemateriale, hvilket betyder, at under lave C:N forhold, hvor der er rigelige mængder uorganisk kvælstof tilgængelig, vil type I metanotrofer vokse hurtigt. Når det overskydende uorganiske kvælstof er opbrugt, vil væksten af Type II metanotrofer være begunstiget, da de er i stand til at fiksere atmosfærisk N_2 til brug for deres celleopbygning under betingelser med høje C:N forhold. Under situationer med skiftende C:N-forhold vil der således kunne foregå en kontinuerlig metanoxidation i det mikrobielle miljø i afdækningslagene på deponiet (Scheutz et al., 2009a, b.). Kolonneforsøg har vist at tilsætning af organiske materialer med et højt C:N-forhold (f.eks. hvede og halm baseret på majs) kan stimulere kvælstof-immobilisering, som ikke vil påvirke metanoxidationen, mens tilsætning af organiske materialer med lave C:N-forhold (f.eks. kartofler og sukkerroer) kan stimulere kvælstof-mineralisering, hvilket kan resultere i stærk hæmning af metanoxidationsprocessen (De Visscher et al., 1999). Nitrat har ingen hæmmende effekt på metanoxidation (Scheutz et al., 2009).

pH

Metanotrofe bakterier foretrækker forholdsvis neutrale betingelser og vil oxidere metan, når pH er i området 5,5 til 8,5 (Hanson og Hanson, 1996). pH-værdien i metanoxidationslag vil afhænge af afdækningsmaterialets egenskaber. Normalt vil pH-værdien dog ligge inden for det ret brede område, hvori de metanotrofe bakterier kan fungere (Scheutz et al., 2009).

Produktion af exopolymere stoffer (EPS)

Exopolymere stoffer (EPS, Exopolymeric substances) er sukkerarter og aminosyrer, der udskilles af metanotrofe bakterier i forbindelse med deres cellyntese. EPS kan produceres i forskellige former: i kapselform, som et amorft slimsekret, eller som en biofilm bestående af en polymer-gel, der omslutter bakterien (Hou et al. 1978, Jensen & Corpe 1991). Bakterierne anvender formentlig dette slimlignende materiale til at hæfte sig til jordpartikler eller andre overflader, samtidig med, at det beskytter bakterien mod hæmmende stoffer samt ugunstige forhold som udtørring, varmepåvirkning el. lign. Produktionen og sammensætningen af EPS varierer afhængigt af sammensætningen af det mikrobielle samfund og de miljømæssige forhold. Generelt stiger EPS-produktionen med øget metanoxidation. Overdreven produktion og akkumulering af EPS kan forårsage tilstopning af jordens porevolumen og derved hindre gasdiffusion og føre til nedsat metanoxidation (Hilger, 1999, Wilhusen et al., 2004 og Powelson et al., 2006). For at minimere risikoen for tilstopning af porevolumenet som følge af EPS-produktion bør metanoxidationsmaterialet have en høj porøsitet. Alternativt kan EPS-produktionen styres ved at opretholde en lavere metanoxidationsrate. Kombinationen af produktion af EPS og nedsat metanoxidation er observeret i flere laboratorieforsøg – særligt kolonneforsøg (Hilger et al., 2000b, Streese & Stegmann, 2003, Wilshusen et al., 2004b og Haubrichs & Widmann, 2006). Der er også set EPS-dannelse i afdækningslag på deponier (nogle gange kan det ses som en lyserød, fedtet substans). Der findes dog så vidt vides ikke rapporter om nedsat metanoxidation som følge af EPS-dannelse i biocover-systemer implementeret på deponier. Det kan bl.a. skyldes, at nedbør er med til at fjerne (opløse og udvaske) EPS under feltforhold (Huber-Humer, 2005).

Faktorer der kan hæmme metanoxidation

Der er en række faktorer der potentielt kan hæmme metanoxidation (Scheutz et al., 2009). De er kort oplistet nedenfor.

- Tilstedeværelse af sporgasser i høje koncentrationer i deponigassen
- Højt saltindhold ($> 6 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)
- Højt indhold af kobber ($> 60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
- Højt indhold af nitrit

3.4 Observerede metanoxiderationsrater

Et materiales metanoxiderationskapacitet undersøges ofte i laboratorieforsøg, enten som inkubationsforsøg (batch tests) eller i systemer med kontinuerlig gastilledning og gennemflow (pakkede kolonnetest). Der er flere fordele ved udførsel af batchforsøg fremfor kolonneforsøg f.eks. er batchforsøg teknisk enklere og billigere at udføre. Som et resultat heraf vælges batch-inkubationsforsøg ofte, når antallet af prøver, der skal inkuberes, er højt. Batchforsøg er også ofte at foretrække, når effekten af de forskellige miljømæssige parametre skal bestemmes, idet forsøgsbetingelserne let kan manipuleres, og der kan udføres et stort antal forsøg. Men i modsætning til kontinuerlige kolonneforsøg, kan batchforsøg ikke simulere den dynamiske gastransport, der finder sted i metanoxiderationslaget eller virkningerne af gaseksponering på længere sigt. På grund af systemernes forskelle, er sammenligning af oxiderationsrater opnået i hhv. batchforsøg og kolonneforsøg ikke mulig. Ved udførsel af batchforsøg fås normalt en oxiderationsrate i enheden $\mu\text{gCH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, mens man ved udførsel af kolonneforsøg får en oxiderationsrate i $\text{g CH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.

Metanoxiderationsrater i jord

Størstedelen af (særligt de tidlige) undersøgelser vedrørende metanoxideration har fokuseret på metanoxideration i jord. Afdækningsjord på deponier kan udvikle en høj kapacitet for metanoxideration. Meget høje metanoxiderationsrater ($> 100 \mu\text{gCH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ og $> 200 \text{gCH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ i henholdsvis batch- og kolonne-eksperimenter) er blevet rapporteret i en række undersøgelser. I et review af Scheutz et al. (2009) er der vist en oversigt over metanoxiderationsrater fundet i jord fra deponier (Tabel 2 og 3 i reviewet). Disse rater er de højeste metanoxiderationsrater, set i naturlige jorde (Hanson og Hanson, 1996). De fleste batchforsøg er udført med sandjord med et organisk indhold på 2-5 %, som er inkuberet med relativt høje metankoncentrationer ($>5\%$ vol.). Ved udførsel af kolonneforsøg er indløbskoncentrationen af metan ofte 50 eller 100% vol., og ofte gennemført med en metanbelastning på mellem 200 til 300 $\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, som er i den højere ende af intervallet af metanfluxe målt på deponier (Bogner et al., 1997b). Antages et deponi med en fyldhøjde på 20 meter affald, svarer dette til en gasproduktion på ca. 11 til 17 m^3 deponigas m^{-3} affald år^{-1} , hvilket kan forventes inden for de første 10-15 år efter deponering af affaldet (Willumsen og Bach, 1991). Gasfluxe på ca. 85 $\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (0,25 m^3 deponigas $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) er repræsentative for ældre deponier eller deponier med gasopsamling, mens nye og aktive deponier med høj gasproduktion kan have gasfluxe på op til 1.300 $\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (4 m^3 deponigas $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Ved udførsel af kolonneforsøg ses ofte, at metanoxiderationen i starten stiger, hvilket skyldes, at bakterierne vokser i antal. På et tidspunkt stabiliseres metanoxiderationen (på et maksimalt niveau), hvorefter den kan aftage og indstille sig på et nyt men lavere niveau (steady state), hvor der er en ligevægt mellem vækst og henfald af bakterier (Scheutz et al., 2009). For jord testet i kolonneforsøg ses generelt steady state metanoxiderationsrater på mellem 100 til 150 $\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (svarende til 30-60% fjernelse) med maksimale oxiderationsrater på 200-250 $\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (80-100% fjernelse) (Scheutz et al., 2009). Det er vigtigt at bemærke, at de fleste kolonneforsøg kun er kørt over relativt kort tid (maksimalt 200-250 dage), hvorfor det kan være svært at udtale sig om langtidseffektiviteten samt den sæsonmæssige indflydelse af temperatur og nedbør.

Metanoxiderationsrater i kompostmateriale

Der har de sidste 10-15 år været særlig fokus på anvendelse af kompostmaterialer i forbindelse med etablering af biocoversystemer. Kompostmaterialer har en række fordele frem for jord. Tabel 3.2 viser en oversigt over fordele og ulemper ved brug hhv. kompostmaterialer og jord som metanoxiderationsmateriale i biocoversystemer. Kompostmaterialer såvel som jord er så heterogene, at kortvarige batchforsøg ikke kan betragtes at være en pålidelig metode til bestemmelse af metanoxiderationsraten. Batchforsøg kan dog anvendes til at fastslå, om et kompostmateriale kan understøtte oxideration af metan (se også kapitel 7). Kolonneforsøg muliggør at udføre forsøg med en større mængde materiale, materialer med en større partikelstørrelse samt udførsel af længerevarende forsøg, der kan afsløre nogle af de langsigtede ændringer, der kan forekomme, såsom mikrobiel EPS-dannelse (Huber-Humer, 2004; Streese, 2005; se afsnit 3.4). Dertil kommer

at gasledningsevnen (og faktorer som indvirker herpå, f.eks. vandindhold) som følge af pakning af kolonnematerialet, kan undersøges. Tabel 3.3 viser en oversigt over metanoxideringsrater fra kolonneforsøg udført med kompostmaterialer. Der ses, at der er anvendt en lang række forskellige komposttyper og blandinger, bl.a. komposteret husholdningsaffald, spildevandsslam, haveparkaffald, kompost iblandet jord, sand, træflis el. lign. Der ses en stor variation på de opnåede (steady state) metanoxideringsrater mellem de udførte kolonneforsøg fra under 100 og op til 400 g CH₄ m⁻² d⁻¹. Generelt er den højeste metanomsætning set i kolonneforsøg med modne (stabile) relativt ensartede grove kompostmaterialer med lavt C:N-forhold og lave koncentrationer af ammonium.

Tabel 3.2 Fordele og ulemper ved at benytte hhv. kompost og jord til metanoxideringslaget i biocoversystemer.

Fordele	Ulemper
Kompost	
<ul style="list-style-type: none"> • Har stort overfladeareal, som understøtter bakterievækst • Indeholder næringsstoffer • Med den rette sigtning haves stor porøsitet, hvilket er en fordel så komposten kan indeholde væsentlige mængder vand uden at miste sin høje gasledningsevne og gasdiffusivitet • Med den rette sigtning haves en tilpas høj ledningsevne så gas kan transporteres op gennem laget og infiltrerende vand kan transporteres nedad • Har en god evne til at undgå udtørring, pga. sin gode vandtilbageholdelsesevne • Har gode varmeisoleringssevner. Kan holde på den varme, som er produceret ved respiration og metanoxidation eller tilledt fra det varme affaldslegeme underne. Herved kan høje temperaturer opretholdes året rundt med mulighed for konstant høje metanoxideringsrater til følge • Bliver ofte produceret i store mængder på komposteringsfacilitet anlagt ved siden af deponiet. Kan skaffes billigt – nogen steder er der afsætningsproblemer for komposten 	<ul style="list-style-type: none"> • Kompost er et ustabil materiale, hvilket betyder at modningsprocessen over en årrække kan ødelægge de gode egenskaber, som er beskrevet under fordele • Der kan være lokale begrænsninger i forekomsten af egnede kompostmaterialer, hvilket kan give høje priser • Hvis efterspørgslen til kompost som jordforbedring øges, kan det blive sværere at allokere komposten til brug som biocovermateriale • Kan have et for højt iltforbrug (respiration), hvis komposten ikke er modnet nok eller indeholder en grov fraktion af uomsatte træstumper • Væsentlig omsætning af organisk materiale (f.eks. ved anvendelse af ikke-modnet kompost) kan føre til væsentlige sætninger af materialet • Kompostmaterialet bør formentlig udskiftes (eller suppleres op) med tiden.
Jord	
<ul style="list-style-type: none"> • Jordens egenskaber ændres ikke i nævneværdig grad over tiden som følge af omdannelse af organisk materiale • Lavt iltforbrug til respiration grundet det lavere indhold af organisk materiale, hvilket betyder at iltindholdet primært kan gå til metanoxidation 	<ul style="list-style-type: none"> • Jord har ikke de samme fordelagtige termiske og varmegenererende egenskaber som kompost, hvilket vil give lave temperaturer i vinterhalvåret og reducerede metanoxideringsrater til følge • Jord tørrer generelt nemmere ud under varme, tørre somre • Jord af god kvalitet (god permeabilitet) kan være begrænset og dyr at anskaffe • Lavere porøsitet • Færre metanoxiderende bakterier • Mindre næringsstofindhold

Tabel 3.3. Sammenstilling af metanoxideringsrater fra udførelse af kolonneforsøg med kompostbaserede materialer.

Ref.	Filtermateriale	Vand-	Organisk	Temp.	CH ₄	CH ₄	Steady state	Maximum		Varighed	Gas profiler
		indhold	indhold		indløbskon-	belastning		%	%		
		% w/tørv.	% w/tørv.	°C	% v/v	g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹	g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹			døgn	ja/nej
1	Mix af kompost og polystyrenpiller				50 ^a	250-500	242	69	72	86	
	Groft sand				53	250-500	203	63	58	86	
2	Mix af modnet kompost (baseret på spildevandsslam), kompost, de-inking affald, og sand (4:2:4)	57	14	21-23 10-12 4-6	50 ^a	30,7 35,7 41,4	31,4 27,9 9,3	97 77 22		10-21 22-41 42-65	ja
	Mix af modnet kompost (baseret på spildevandsslam), kompost, de-inking affald, og barkflis (4:2:4)	164	64	21-23 10-12 4-6	50 ^a	32,9 37,1 42,1	25,7 6,4 0,7	74 16 >1		10-21 22-41 42-65	ja
3	Sedge peat moss	316	79		99	Lav: 160 Høj: 319	88 93	55 29	90 ^d 50 ^d	351 ^d 351 ^d	ja ja
4	MSW kompost (60 uger gammel)	85	24		100	400	400	100	100	187	ja
	MSW kompost (20 uger gammel)	82	29		100	400	212	53	100	187	ja
	MSW kompost (36 uger gammel)	47	25		100	216	212	98	100	84	ja
	SS kompost/træflis, velmodnet	96	26		100	180	180	100	100	53	ja
	SS kompost/træflis, frisk	85	30		100	94	33	35	70	35	ja
	SS kompost/træflis velmodnet	92	26		100	94	94	100	100	84	ja
	SS kompost/træflis velmodnet	92	26		100	216	184	85	96	84	ja
	SS kompost/træflis	75	30	100	110	110	100	100	190	ja	
			18			110	100	100			
		30	10			81	100	100			
			4				74	78			
6	Komposteret fyrrebark/perlit mix (1:3) ^e			22	0,1-2,5	54	38	70		120	

7	30 cm af kompost/sand-mix ovenpå 90 cm sand	14,2/10,7	8,2/1,7	20 10 10 4.8	50 ^a	55	52-54 48-54 31-50 44	94-98 88-98 57-90 80	98 98 90 80	45 60 49 56	ja
8	Havekompost Havekompost blandet med træflis (1:1) ^c	32,2 92,5	50,0 [§] 50,0 [§]	19	30 ^b 30 ^b	589 ^e 485 ^e	583 476	96 93	100 100	369 369	
9	Kompost/træflis (1:1) ^c Kompost/sand (1:1) ^c Kompost/sand (1:5) ^c Supermuld®	68 30 14 11	56 10 3 4	22 22 22 22	50 ^a 50 ^a 50 ^a 50 ^a	229-254 229-254 229-254 229-254	161 -31 29 110	58 -10 12 48	100 48 60 84	255 255 255 255	ja ja ja ja
10	Kompost – blade Kompost – have Kompost – træflis Kompost – MSW	124 122 123 123	46 78 34 49	r.t. r.t. r.t. r.t.	99 99 99 99	520 520 520 520	100 0 100 100	19 0 19 19	77 10 19 52	600 220 220 220	ja ja ja ja
11	MBT residual – 22 ugers stabilisering	79	47	22-25 22-25 22-25 9-12 2-10	50 ^a	30 60-78 78 78 78	30 53-82 64-74 56 39	100 88- 100 82-95 71	100 100 100 100 50	5-39 39-52 52-77 77-87 87-124	ja ja ja ja ja
	MBT residual – 57 ugers stabilisering	104	39	22-25 22-25 22-25 9-12 2-10	50 ^a	30 60-78 78 78 78	30 53-82 72-79 61 22	100 88- 100 92 78	100 100 100 92 78	5-39 39-52 52-77 77-87 87-124	ja ja ja ja ja
12	Råkompost (4 år gammel)	72		r.t.	50	198		55	141	111	ja
13	Jord/sand (5:1) Jord/sand m. grus (5:1)	69 41		r.t. r.t.		8-78 8-75		83 95		115 118	

^a: 50%CH₄/50%CO₂, ^b: 30%CH₄/70%CO₂, ^c: per vægt, ^d: Grafisk bestemt ud fra figurer og grafer i referencen ^e: metanbelastningen blev gradvist øget fra 104 g CH₄ m⁻² d⁻¹ og op til den viste maksimum belastning, MSW: municipal solid waste (husholdningsaffald), SS: spildevandsslam, ^f: biofilter blev vandet (77 l/m²), [§]: per fugtig masse, r.t.: rumtemperatur

Referencer i tabellen:

1. Powelson et al.(2006), 2. Kettunen et al.(2006), 3. Stein et al.(2001), 4. Humer & Lechner(2001a), 5. Humer & Lechner(1999a), 6. Du Plessis et al.(2003),
7. Berger et al.(2005), 8. Haubrichs & Widmann(2006), 9. Scheutz et al.(2009), 10. Wilshusen et al.(2004), 11. Einola et al.(2008), 12. Pedersen et al.(2011), 13. Roncato & Cabral(2012)

3.5 Fjernelse af sporgasser indeholdt i deponigas

Udover metan, kan deponigas indeholde en række forskellige flygtige organiske forbindelser (VOC, volatile organic compounds), herunder halogenerede og aromatiske hydrokarboner, hvoraf mange er giftige og/eller bidrager til klimaændringer eller nedbrydning af ozonlaget (Christensen og Kjeldsen, 1995). Sporgasserne stammer fra afdampning fra farlige materialer eller fra biologisk nedbrydning af deponeret organisk affald. Nedbrydning af forskellige organiske affaldstyper herunder madaffald kan resultere i dannelsen af lugtstoffer, der ofte indeholder svovl. Nogle affaldstyper såsom bygge- og anlægsaffald kan indeholde store mængder af gipsplader, som i kontakt med vand kan frigive sulfat. Under anaerobe betingelser i det deponerede affald, kan den frigivne sulfat anvendes som elektrondonor af sulfatreducerende bakterier, hvorved der produceres svovlbrinte (H_2S). Høje koncentrationer af svovlbrinte i størrelsesordenen af flere tusinde ppm er blevet observeret i deponigas (Plaza et al., 2007).

Tidlige studier udført på Danmarks Tekniske Universitet har vist, at en række VOC'er herunder halogenerede hydrokarboner og aromatiske forbindelser kan nedbrydes i jordbaserede afdækningslag på deponier, hvori der ses en høj metanoxideringsaktivitet (Kjeldsen et al., 1997; Scheutz et al., 2003; Scheutz og Kjeldsen, 2004; Scheutz og Kjeldsen, 2005). Forskergruppen fandt også, at halogenerede organiske forbindelser blev dekloreret i den anoxiske del af kolonneforsøg, som simulerede betingelserne i et afdækningslag, hvorimod de genererede nedbrydningsprodukter blev fjernet i den øvre iltede del af kolonnerne (Scheutz og Kjeldsen, 2004; 2005). På baggrund af dette konkluderer forfatterne, at både aerobe og anaerobe nedbrydningsprocesser i afdækningslag kan medvirke til at nedbringe emissionen af sporgasser fra deponeringsanlæg. Lignende resultater med nedbrydning af halogenerede hydrokarboner blev senere påvist for kompostmaterialer (Scheutz et al., 2009). Laboratorieforsøg udført med jord fra afdækningslag på deponier (Scheutz et al., 2004; Scheutz og Kjeldsen, 2005; Lee et al., 2010) og forsøg med kompostmaterialer (Lakhout et al., 2014; Zdeb og Pawlowska, 2013) har vist høje oxidationsrater for aromatiske hydrokarboner som benzen, toluen, ethylbenzen og xylener, som alle ofte observeres i deponigas.

En nyligt udført undersøgelse med kompostbaserede afdækningslag viste en reduktion i lugtstoffer på næsten 100%, når rågassen sammenlignedes med gassen emitteret fra afdækningslaget (baseret på olfaktometri og analyse af den samlede reduktion af svovl) (Capanema, et al., 2014). Flere detaljer om nedbrydning af sporgasser i biomitigeringsystemer findes i reviewet af Menard et al. (2012).

Som tidligere nævnt er svovlbrinte en uorganisk og ildelugtende sporgas, der ofte findes i høje koncentrationer i deponigas. Flere undersøgelser har vist nedbrydning af svovlbrinte i forskellige materialer, der kan bruges til deponiafdækning. Forsøg har vist at sandjord iblandet kalk, og lag af fint, knust beton, samt kompost og haveaffald kunne reducere emissionen af svovlbrinte som følge af kombineret fysisk adsorption, kemiske reaktion og biologisk oxidation til sulfat (Plaza et al., 2007; Xu et al., 2010). Tilsætning af nitrat til forskellige dækmaterialer førte til autotrof denitrifikation, hvor den tilstedeværende nitrat oxiderede svovlbrinte til enten elementært svovl eller sulfat (Sunthong & Reinhart, 2011). I en anden undersøgelse sås jord fra afdækningslag belastet med deponigas indeholdende svovlbrinte i koncentrationer fra 50-250 ppm at indeholde flere forskellige sulfatreducerende og svovloxiderende bakterier (He et al., 2012).

Opsummeret er der således flere klare beviser på, at biocoversystemer ikke kun er i stand til at nedbringe udledningen af metan, men også udledningen af en lang række sporgasser, som ofte findes i deponigas.

3.6 Typer af biocoversystemer

Som nævnt i forrige kapitler kan der defineres forskellige scenarier, hvor systemer som baserer sig på mikrobiel metanoxidation, kan komme på tale. Sådanne systemer kan betegnes som

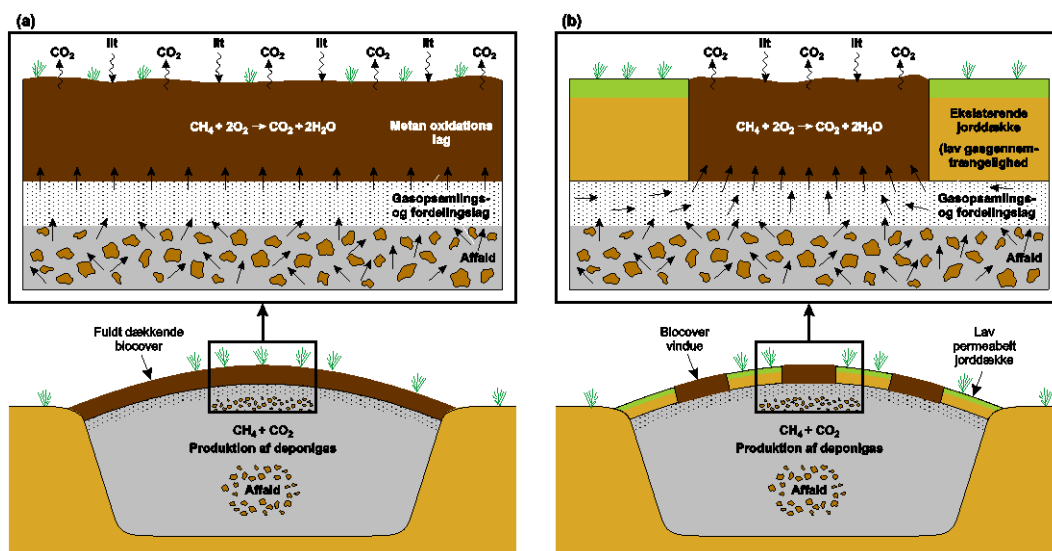
biomitigeringsystemer, også kaldet biocoversystemer. Betegnelsen biocover har vundet indpas i det danske tekniske vokabularium, men kan være lidt misvisende, da nogle af de mulige teknologiske udgaver mere kan betegnes som egentlige biofiltre. Vi har dog valgt at benytte termene ”biocovers” og ”biocoversystemer” i denne rapport. Tabel 3.4 definerer de forskellige biocoversystemer, som kan anvendes til reduktion af metanemissioner fra deponier (Kjeldsen & Scheutz, 2015) og skitser af systemerne kan findes i Figur 3.2 og 3.3.

Tabel 3.4. Forskellige typer af biocoversystemer designet med henblik på at reducere metanemissionen fra deponier ved hjælp af biologisk metanoxidation (efter Kjeldsen og Scheutz, 2014).

Type	Beskrivelse
Fuldt dækkende biocover (FDB) <i>Full surface biocover</i>	Hele deponiets overflade er dækket med et homogent lag af gasgennemtrængeligt, bioaktivt materiale (jord, kompost, eller lignende) – Figur 3.2a.
Biovinduesystem (BVS) <i>Biowindow system</i>	Imødegåelsessystem baseret på tilstedeværelse af et slutafdækningslag med meget begrænset gasgennemtrængelighed. Områder af slutafdækningslaget udskiftes med en lagfølge af gasgennemtrængeligt, bioaktivt materiale (sand/grus eller kompost) oven på et gasfordelingslag bestående af grus eller småsten. Gassen ledes til biovinduerne passivt (dvs. uden brug af pumper) direkte fra affaldslagene underne. – Figur 3.2b.
Biofilter passiv, åbent (BF-PÅ) <i>Biofilter, passive, open bed</i>	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen ledes passivt for nedenunder via et gasfordelingslag. Systemet er åbent ud til atmosfæren, så ilt kan diffundere ind til det biologisk aktive materiale fra oven – Figur 3.3a.
Biofilter, passivt, lukket (BF-PL) <i>Biofilter, passive, closed bed</i>	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen tillædes passivt for nedenunder eller fra oven via et gasfordelingslag. Systemet er lukket (f.eks. i en container), så ilt skal tilføres til systemet evt. sammen med deponigassen – Figur 3.3b.
Biofilter, aktivt, åbent (BF-AA) <i>Biofilter active, open bed</i>	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen aktivt pumpes til filtret nedefra via et gasfordelingslag. Systemet er åbent ud til atmosfæren, så ilt kan diffundere ind til det biologisk aktive materiale fra oven – Figur 3.3a.
Biofilter, aktivt, lukket (BF-AL) <i>Biofilter, active, closed bed</i>	Et system bestående af et volumen af bioaktivt materiale, hvortil deponigassen aktivt pumpes til filtret for nedenunder eller fra oven via et gasfordelingslag. Systemet er lukket (f.eks. i en container), så ilt skal tilføres til systemet evt. sammen med deponigassen eller via en anden pumpe – Figur 3.3b.
Biogrøft (BG-PÅ) <i>Bioactive intercepting trench</i>	Et system bestående af en dyb grøft, der omkranser randen af deponiet med formålet at opsamle og oxidere metan, der migrerer horisontalt ud fra deponiet. Grøften pakkes med et gasfordelingslag i bunden og et metanoxiderende lag i toppen – Figur 3.4.
Kombinerede løsninger	Et system der kombinerer nogle af de ovenstående koncepter, f.eks. et fuldt dækkende biocover til reduktion af den diffuse metanemission samt et biofilter til behandling af deponigas, der opsamles via et gasopsamlingsystem.

3.6.1 Fuldt dækkende biocover

Et fuldt dækkende biocover er et afdækningsssystem, der dækker hele deponiets overflade, og således fungerer som ét stort biofilter (se Figur 3.2a). Denne løsning er bedst egnet til Scenarie 1 ("ingen tidligere aktiv imødegåelse", se Tabel 2.1). Afdækningen består typisk af et gasfordelingslag med en høj gasledningsevne med formålet at opnå en jævn fordeling af deponigassen, samt et overliggende metanoxideringslag, der er designet til at understøtte de metanotrofe bakterier, der omsætter metan til kuldioxid. Eftersom denne type af biocovers strækker sig ud over hele deponiet eller større dele af deponiet (flere celler der er fyldt til maksimal kapacitet), bliver omkostningerne en kritisk faktor i forhold til valg af oxidationsmateriale, og ofte anvendes restprodukter så som komposterede affaldsmaterialer, f.eks. fra haveaffald eller afvandet spildevandsslam. En anden afgørende faktor er ledningsevnen af ethvert mellemlag under biocoveret. Hvis gasledningsevnen er for lav til at tillade fri strømning af deponigassen til biocoveret, kan der dannes hot-spots med høje metanemissioner på steder, hvor afdækningsmaterialet f.eks. har en løsere struktur. Gassen kan eventuelt også blive emitteret via perkolatbrønde og lignende – se også kapitel 5 og 6.



Figur 3.2. Design af afdækningslag til imødegåelse af gasemission fra deponier ved hjælp af metanoxidation. Figur a viser konceptet i et fuldt dækkende biocover, mens figur b viser konceptet i et biovinduesystem.

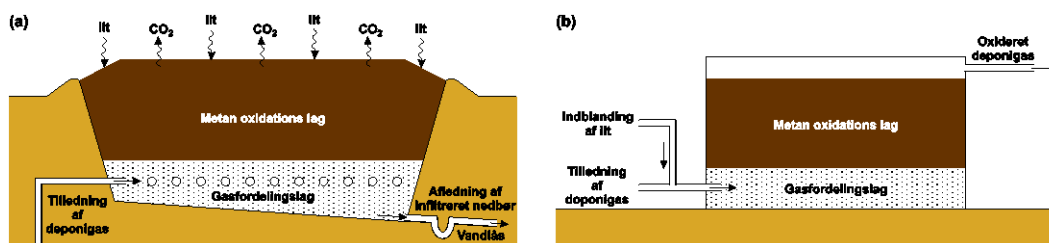
3.6.2 Biovinduesystem

Som alternativ til et fuldt dækkende biocover kan man – ligeledes for Scenarie 1 – etablere et biovinduesystem. Et biovinduesystem er et system bestående af flere mindre enheder (vinduer), der på samme måde som det komplette biocover, er optimeret til metanoxidation. Biovinduerne er indbygget i deponiets afdækningslag. Biovinduerne kan anlægges på deponier, som er slutafdækkede med relativt impermeabel jord. Det er dog vigtigt, at det sikres, at deponigassen har god adgang til biovinduerne (se Figur 3.2b). Ved etablering af et biovinduesystem reduceres det samlede område med metanoxidation væsentligt, og deponigassens opholdstid i biovinduet reduceres. Sammenlignet med et biocover, der dækker hele deponiets overflade, vil et biovinduesystem derfor være bedst egnet til deponier med en relativ lav gasdannelse. Både for et komplet biocover og et biovindue gælder, at tilledningen af gassen sker passivt. En kritisk faktor ved et biovindue-system er, om deponigassen kan transporteres passivt til de etablerede åbninger i jorddækket, hvor biovinduerne er etableret. På Fakse losseplads blev denne løsning valgt, hvor biovinduerne blev etableret som åbninger i den tilnærmet vandrette jordoverflade. På grund af deponering af store mængder ret lerholdig jord sammen med affaldet var det vanskeligt at opretholde en lodret gasstrømning op i biovinduerne, da den deponerede jord dannede vandrette gasbarrierer, som pressede gassen ind i perkolatopsamlingssystemet. Forsøg på at "tætne"

perkolathåndteringssystemet med gastætte hætter på brøndene og vandløse i pumpebrønde viste sig utilstrækkelige (Scheutz et al., 2011a).

3.6.3 Biofiltersystemer

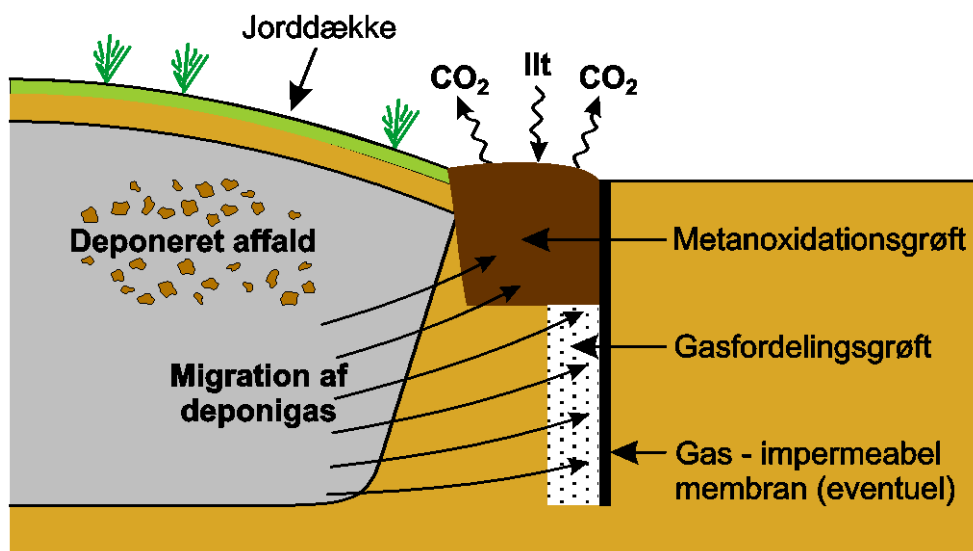
I tilfælde, hvor der allerede findes et gasekstraktionssystem som del af et imødegåelsessystem (gasudnyttelse eller affakling), kan energikonverteringsenheden (ofte en gasmotor) eller fakkelanlægget skiftes ud med et eller flere biofiltre (Scenarie 2 og 3 i Tabel 2.1). Biofiltre udnytter, ligesom biocovers, metanoxiderende bakterier til at omsætte metan til kuldioxid. Biofiltre drives som selvstændige enheder, pakket med materiale, der understøtter en population af metanotrofe bakterier, som skal omsætte metan ved høje fjernelsesrater. I modsætning til biocovers, kræver biofiltre en tilledning af deponigas, som normalt leveres af et gasopsamlings- eller drænsystem. Deponigassen kan enten leveres passivt til filtret som følge af et forhøjet gastryk inde i deponiet, eller aktivt ved anvendelse af gaspumper. Et biofilter kan enten være åbent for oven (hvilket tillader diffusion af ilt fra atmosfæren ind i biofiltret) eller lukket, hvor gassen iblandes ilt/atmosfærisk luft, før gassen ledes til filtret (se figur 3.3). Hvorvidt et lukket biofilter er en fornuftig løsning kan afhænge af størrelsen af den samlede gasbelastning fra deponiet. Ved høje gasbelastninger kan anskaffelsen af den nødvendige mængde filtermateriale resultere i, at det bliver en relativt dyr løsning. Den åbne løsning er mere påvirkelig af vind og vejr end en lukket løsning (Ducrocq et al., 2013).



Figur 3.3. Konceptuelle skitser af biofilterdesigns. Figur a viser et såkaldt åbent biofilter, mens figur b viser et såkaldt lukket biofilter.

3.6.4 Biogrøft

For gamle lossepladser etableret i nedlagte grusgrave ses ofte en væsentlig migration af gas fra det deponerede affald og ud i de omkringliggende jordlag. Dette er også set på kontrollerede affaldsdeponier, da membranen placeret på skrænten kan være utæt – som det blev observeret på Hedeland deponi (Fjelsted et al., 2015). Den migrerende gas giver risiko for, at gassen trænger ind i nærliggende bygninger med effekter på sundhed og eksplosionsfare til følge. Dette er blevet afværget ved etablering af gaspumpebrønde placeret i periferien af affaldsdeponiet, som har pumpet gassen op. Ofte er metanen i den oppumpede jordgas blevet frigivet til luften, og har derfor været et bidrag til drivhuseffekten. Som alternativ til denne løsning blev der på en australsk losseplads udviklet en såkaldt biogrøft – se Figur 3.4. Systemet består af en lodret opsamlingsgrøft, som etableres langs periferien af deponiet (eller der, hvor der er observeret migrerende gas), som fyldes med grove materialer med en gaspermeabilitet, der er væsentligt højere end i de naturligt forekommende sand- eller gruslag. Grundet kontrasten i ledningsevne vil gassen søge mod den etablerede grøft. Virkningen kan forøges ved en supplerende lodret gasimpermeabel membran etableret i den ”nedstrøms” side af grøften. Oven på opsamlingsgrøften etableres en metanoxideringsgrøft, som fyldes med et gaspermeabelt, bioaktivt materiale (f.eks. kompost). Den inddiffunderende ilt vil blande sig med deponigassen, og metanen vil blive omdannet til kuldioxid.



Figur 3.4 Biogrøft til undgåelse af gasmigration til omgivelserne og samtidig eliminering af drivhuseffekten fra den migrerende gas (efter Dever, 2009)

3.7 Danske og udenlandske erfaringer med biocoversystemer

I løbet af de sidste 10 år er der blevet etableret flere biocoversystemer til reduktion af metanemissionen fra affaldsdeponier. De etablerede systemer omfatter både fuldskalasystemer, som håndterer metanemissionen fra en hel losseplads (eller en enkelt affaldsdeponi-etape) og pilotskalasystemer, som kun behandler metan fra en del af lossepladsen/deponietapen. Tabel 3.5 præsenterer en sammenfatning af de etablerede systemer. Sammenfatningen indeholder oplysninger om navn, lokalitet, størrelse, anlægstype, benyttede monitoringsmetoder, observeret effektivitet for imødegåelse, osv. I alt 22 projekter er indeholdt i tabellen, hvoraf ti er fuldskalaimplementeringer af fire forskellige anlægstyper (som defineret i tabel 3.4). De fleste af projekterne anvender kompost som bioaktivt materiale i metanoxideringslaget. Det største fuldskalaprojekt er udført på den finske losseplads Aikkala, hvor et fuldt dækkende biocover er etableret på et 3,9 ha stort deponi. Gassen ledes passivt til biocoveret via horisontale gasfordelingsrør, som er forbundet til flere gasboringer. De seks østrigske fuldskalasystemer er fuldt dækkende biocoversystemer, alle anlagt med gasfordelingslag og et lag af kompost oven over. Anlæggene er kun rapporteret i generelle vendinger i Amann et al. (2008), og der er kun givet få detaljer omkring de metoder, der anvendes til at monitorere effektiviteten af systemerne. Projektet på Fakse losseplads var det første fuldskalaanlæg, som udnyttede bioinduekonceptet. Projektet gennemført på Klintholm deponi er et fuldskalaprojekt etableret på en 4 ha stor losseplads-etape, der hverken er udstyret med gas- eller perkolatopsamlingsystemer. Fuldskalaprojektet omfatter i alt 10 passivt belastede, åbne biofiltre med et samlet areal på 3.800 m². Klintholm-projektet er det eneste projekt (udover Fakse-projektet), der baserer vurderingen af imødegåelses-effektiviteten på TEMBA-metoden (Total Emission Measurement Before and After the system's establishment) ved hjælp af sporstofdistributionsmetoden (se afsnit 6.5). Anlægget har den højeste dokumenterede effektivitet af de i tabellen rapporterede fuldskalasystemer.

En af de vigtigste udfordringer for de passive systemer (hvor gassen ikke aktivt pumpes) er, at bestemme gasbelastningen for de etablerede biofiltreringsenheder/bioinduer. Det kan desuden være svært at bestemme de enkelte biofiltreringsenheders effektivitet. Ofte anvendte metoder er kulstofmassebalance (CMB) (Christophersen et al., 2001, Scheutz et al., 2011a og Einola et al. 2008, 2009) og den koncentrationsprofilbaserede effektivitet (PBE) (Gebert et al., 2011).

Mange af de i tabellen beskrevne pilotprojekter er enten passivt eller aktivt belastede åbne biofiltre med filterarealer fra 10 m² op til over 500 m². Den rapporterede gasbelastning for systemerne

varierer betydeligt fra 8 g CH₄/(m² og dag) op til mere end 700 g CH₄/(m² og dag). Der synes ikke at være en klar korrelation mellem gasbelastningsgraden og imødegåelseeffektiviteten. Det er tydeligt, at der stadig er en del at lære om de vigtigste miljømæssige faktorer, der styrer effektiviteten af biocover-systemer.

To af projekterne er forskellige fra de andre. Det ene er Horsley Park-projektet, der er af typen "Biogrøft", som har det primære formål at reducere transporten af deponigas ud i de omkringliggende jordlag (se tabel 3.3). Systemet kan benyttes som alternativ til etablering af afværgegasboringer, hvis gasafkast ofte ledes ubehandlet til den omgivende atmosfære med deraf følgende bidrag til drivhuseffekten. Et andet projekt er det sidste vist i tabel 3.4, som er lukkede biofilteranlæg udført på to franske lossepladser. Biofiltrene behandler meget fortyndet deponigas (CH₄ indhold på 2-2,5% (vol.)) under høj gasbelastning, hvilket resulterer i lav imødegåelseeffektivitet. Samtidig var systemerne udfordret af lave vintertemperaturer, og udtørring af filtret gav anledning til kanalstrømning, som også begrænsede biofiltrenes effektivitet.

3.8 Vigtige faktorer i biocoversystemer

En vigtig forudsætning for at få effektive biocoversystemer er at etablere de rette miljøforhold for de metanoxiderende bakterier. De vigtigste miljøforhold er nøje beskrevet i afsnit 3.3. Det er en fordel, hvis de rette miljøforhold er til stede – ikke kun alle steder i de bioaktive dele af biocoversystemer, men også til alle tider. I dette afsnit vil vi præsentere og diskutere feltmæssige forhold, som kan påvirke funktionen af de metanoxiderende bakterier – og dermed effektiviteten af systemet. De vigtigste forhold kan opsummeres således:

- funktionen af gasfordelingslaget
- påvirkning fra vegetationen
- meteorologiske påvirkninger (ændringer i tryk og temperatur, nedbørshændelser)
- ældning af biocover-systemets funktionelle enheder

Funktion af gasfordelingslaget

Flere studier af gasemissioner fra deponiers overflader har fundet hot-spots, dvs. områder med særligt høje emissioner af deponigas – så høje, at jorddækkets naturlige evne til at reducere metanindholdet vha. metanoxidation ikke er effektiv pga. lave opholdstider (Röwer et al., 2011, Kjeldsen et al., 2009). For at undgå lignende problemer i konstruerede biocoversystemer anbefales det at placere et gasfordelingslag under selve det metanoxiderende lag (Humer-Huber et al., 2008). Det har været anbefalet, at gasfordelingslaget konstrueres af materialer med høj gasledningsevne og med en tykkelse på minimum 30 cm – gerne 50 cm. (Amand et al., 2008).

Tabel 3.5 Sammenfatning af etablerede biocover-systemer på danske og udenlandske affaldsdeponier.

Deponiareal (ha)/Affaldsvægt (ktons)/Type (Tabel 2.1)	Land	Skala ^a F/P	System- type ^b	Typisk gas sammen- sætning ^c (%CH ₄ / %O ₂)	Aktivt materiale ^d Type/A(m ²)/D(cm)	Gasford. lag, D(cm)	Imødegåelses- effektivitet ^f GL (g/m ² d ⁻¹)/ ME(%)	Benyttet målemetode ^g	Koncept for effektivitets- vurdering ^h	Sikkerhed i vurdering af effektivitet (+ → +++)	Ref.
Aikkala (3.9/200/1a)	SF	F	FDB (m. gasbo- ringer)	31-72/1-5	K/39.000/50	50	32-216/25-46	FK, PGP	TMMB	++	1
Tulln	A	F	FDB	i.r./i.r.	K/18.500/120-150	50	n.d./42-96	MOS,FK	i.r.	+	2
St. Valentin	A	F	FDB	i.r./i.r.	K/15.000/120-150	50	n.d./87-99	MOS,FK	i.r.	+	2
Ameis	A	F	FDB	i.r./i.r.	K/24.400/120-150	50	n.d./97-100	MOS,FK, PGP	i.r.	+	2
Amstetten	A	F	BVS	i.r./i.r.	K/1400/i.r.	i.r.	i.r.	PGP	i.r.	-	2
Pausendorf	A	F	BVS	41/i.r.	K/1020/i.r.	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.	-	2
Oberaich	A	F	BVS	55/i.r.	K/182/i.r.	i.r.	i.r.	MOS	i.r.	-	2
Fakse (12/660/1b)	DK	F	BVS	40-65/0	K/5000/100	15	150/28	TEM, MOS, FK, PGP, SCIC	TEMBA, CMB	++	3
Klintholm (4/480/ 1a)	DK	F	BF-PÅ	69/0	K/4800/80	30	50/80	TEM, MOS, FK, PGP	TEMBA	+++	4
Landfill x (n.r./n.r./ 3)	GB	F	BF-AA	20-40/i.r.	K og LN/4 x 150/ 130	(30)	530/55-99	MOS, FK, PGP, MF	TMMB, PBE	+++	5
Outer Loop	USA	P	FDB/ BVS	i.r.	K og J/i.r./100	0/15	n.d./21-55	FK, SCI	LMMB	+	6
Leon County (n.r./n.r./1)	USA	P	BVS	54-68/i.r.	K/2 x 580/30 og 60	15	300-700/20-60	FK, SCI	andet	++	7
Leduc and District regional	CAN	P	BVS	i.r./i.r.	K/10 og 20/150	80	40-50/20-90	FK, PGP	CMB	++	7

Podere Casa Rota	I	P	BVS	20-40/<1	K/4x25/70	10	n.d./64-84	FK, PGP	CMB, PBE	+	8
Horsley Park	AUS	P	BG-PÅ	49/1.9	K/15/100	250	n.d./>35	FK, PGP	CMB	++	9
Kelso (n.r./3000/1a)	AUS	P	BF-PÅ	45-55/0.5	K/4x9/120	50	8-27/20-70	FK, PGP, MF	CMB	+++	9
St-Nicéphore	CAN	P	BF-PÅ	i.r./i.r.	K/23/80	30	175/73-99	FK, PGP	TMMB	+	11
Landfill y	CAN	P	BF-PÅ	i.r./i.r.	K/100/90	30	i.r./i.r.	FK?	?	-	12
Hamburg harbor sl.	DE	P	BF-PÅ	i.r./i.r.	KP/17/80	20	125-600/>97	FK, MF	TMMB	++	13
AV Miljø (40/2000/ 1b)	DK	P	BF-AA	7/12	K/500/85	40	12/97	MOS, FK, PGP, MF		+++	14 15
Wieringermeer	NL	P	BF-AA	i.r./i.r.	J/510/100	20	43/30-96	FK(stort), PGP, MF	TMMB, PBE, CMB	+++	16
2 French landfills	F	P	BF-AL	2-2.5/18-20	K/17m ³ /n.r	(30)	620/15-17, max 60	MF, FK		+++	17

Fodnote til tabellen

a: F: Fuld skala, P: Pilotskala

b: Se Tabel 2.1 for forklaring

c: Indhold af CH₄ og O₂ i deponigas

d: Aktivt Materiale

Type: J (jord), K (kompost), LN (lecanødder), A (andet)

A: areal i m²; D: Lagtykkelses (cm)

e: D: Tykkelse af gasfordelingslag (cm)

f: GL: Rapporteret gennemsnitlig gasbelastning til biocoversystemet; ME: Rapporteret metanfjernelseeffektivitet

g: Metoder brugt til funktionalitetsvurdering:

TEM: Totalemissionsmåling (vha. sporstofdispersionsmetoden eller anden metode)

FK: Fluxkammermålinger

PGP: Poregasprofiler

MOS: metanoverfladescreening

SCI: Stabile carbon isotopsammensætning

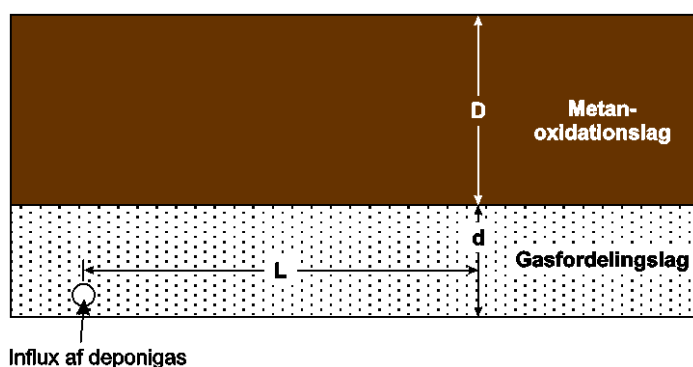
MF: masseflux (gas flow og CH₄ indhold)

h: Koncept for effektivitetsvurdering: CMB: Carbon massebalance (Christophersen et al., 2001); PBE: profile-based efficiency (Gebert et al., 2011); LMMB: lokal metanmassebalance; TMMB: total metanmassebalance; TEMBA: Total methane emission measurement – before and after = Totalmåling før og efter etablering af biocoversystem

i.r.: ikke rapporteret

Referencer i tabellen:

1. Einola et al. (2009), 2. Amann et al. (2008), 3. Scheutz et al. (2011a), 4. Scheutz et al. (2014), 5. Parker et al. (2013), 6. Barlaz et al. (2004), 7. Bogner et al. (2010), 8. Pecorini et al. (2013), 9. Dever (2009), 10. Dever et al. (2007), 11. Capanema et al. (2013), 12. Zeiss (2006), 13. Gebert & Gröngröft (2006), 14. Kjeldsen et al. (2013), 15. Scheutz et al. (2013), 16. Geck et al. (2013), 17. Ducrocq et al. (2013)



Figur 3.5 Skitse der viser transportveje i gasfordelings- og metanoxidaionslaget (efter Gebert & Gröngröft (2012)).

Gebert & Gröngröft (2012) præsenterer overvejelser i, hvordan man bedst sikrer en jævn fordeling af gassen op i metanoxidaionslaget. Afgørende parametre er dels gasledningsevnen i gasfordelingslaget og i metanoxidaionslaget, samt gastransportafstande i de to lag, som illustreret i Figur 3.5. De foreslår følgende krav til opbygningen af de to lag:

$$\frac{L}{k_{GFL}} \gg \frac{D}{k_{MOL}}$$

hvor L er afstanden som gassen transporteres i gasfordelingslaget, k_{GFL} er gasledningsevnen i gasfordelingslaget, D er tykkelsen af metanoxidaionslaget og k_{MOL} er gasledningsevnen i metanoxidaionslaget. Der nævnes at den venstre side bør være mere end 10 gange større end højresiden. Ovennævnte formel kan betragtes som en tommelfingerregel, da der ikke har været udført todimensionel strømningssmodellering af gastransporten i gasfordelingslaget og metanoxidaionslaget. Grundlæggende vil disse overvejelser lede til den konklusion, at gasledningsevnen af materialet, som benyttes i gasfordelingslaget, bør være meget større end gasledningsevnen for det metanoxiderende materiale.

Flere eksperter nævner risikoen for at der kan opstå akkumulering af infiltrerende nedbør i overgangen mellem det metanoxiderende lag og gasfordelingslaget (Gebert & Gröngröft, 2012, Tetreault & Cabral, 2013 og Kjeldsen et al., 2013a). Da gasledningsevnen af det metanoxiderende materiale vil være meget mindre end ledningsevnen af materialet i gasfordelingslaget, kan der opstå en såkaldt kapillær barriere, hvor vand akkumuleres i laget lige over gasfordelingslaget. Akkumuleringen vil fortsætte så længe undertrykket over grænselaget er højt nok til at hindre en lodret vandtransport ned i gasfordelingslaget. Er overgangen lavet med en hældende overflade, kan det akkumulerede vand dog strømme ned langs overgangslaget – netop den ønskede funktion i kapillære barrierelag, som har været anvendt på deponier til at reducere infiltration af vand ned i affaldet (se Thomson et al., 1996 for flere detaljer om kapillære barrierer). For et vandret grænselag vil akkumuleringen af vand fortsætte indtil, at undertrykket er blevet så lille, at vandet bryder igennem grænselaget, og transporteres lodret ned gennem gasfordelingslaget. Mens vand er akkumuleret i grænselaget, vil gasledningsevnen i det metanoxiderende lag falde drastisk, hvilket resulterer i at gassen har svært ved at transporteres fra gasfordelingslaget og op i metanoxidaionslaget. Gas vil derfor begynde at transportere sig til områder hvor vandakkumuleringen er mindre. Alt i alt kan den kapillære barriereeffekt lede til en meget heterogen gasfordeling op i metanoxidaionslaget – med risiko for, at der opstår emissions-hot-spots, hvor gastransporthastigheden er så høj, at metan ikke kan nå at blive oxideret.

Der har været rapporteret flere tilfælde, hvor et konstrueret gasfordelingslag har vist sig at være utilstrækkeligt. Ved biocoversystemet på Fakse losseplads (Scheutz et al., 2011a) blev et eksisterende 15 cm tykt rodspærrelag benyttet som gasfordelingslag til de konstruerede bioinduer. Dette viste sig at give en utilstrækkelig gasfordeling i bioinduerne – primært fordi, rodspærrelaget fremmede vandret gastransport fra tilstødende områder til bioinduerne, og der opstod hot-spot-

områder med høje metanemissioner langs kanten af bioinduerne. I pilotanlægget Wieringermeer i Holland sås også dannelse af hot-spot-områder, dels pga. af en for lille forskel i gasledningsevnen mellem metanoxideringslaget og gasfordelingslaget (Geck et al., 2012) og akkumulation af vand i grænselaget med deraf følgende uens gasfordeling til metanoxideringslaget (Röwer et al., 2012).

På biocoversystemet installeret på Klintholm Deponi blev der benyttet et 30 cm tykt gasfordelingslag, indeholdende groft, nedknet beton (20-60 mm partikelstørrelse) overlagt af 70 cm kompost (Pedersen et al., 2012, Scheutz et al., 2014). Her viste gasfordelingslaget sig effektivt – dog med mindre observerede hot-spot-områder tæt på biofiltrenes afgrænsning mod deponiskrånten – området, hvor gasopsamlingsgrøfterne etableret på deponiets skrænter blev tilkøbtet biofiltrene.

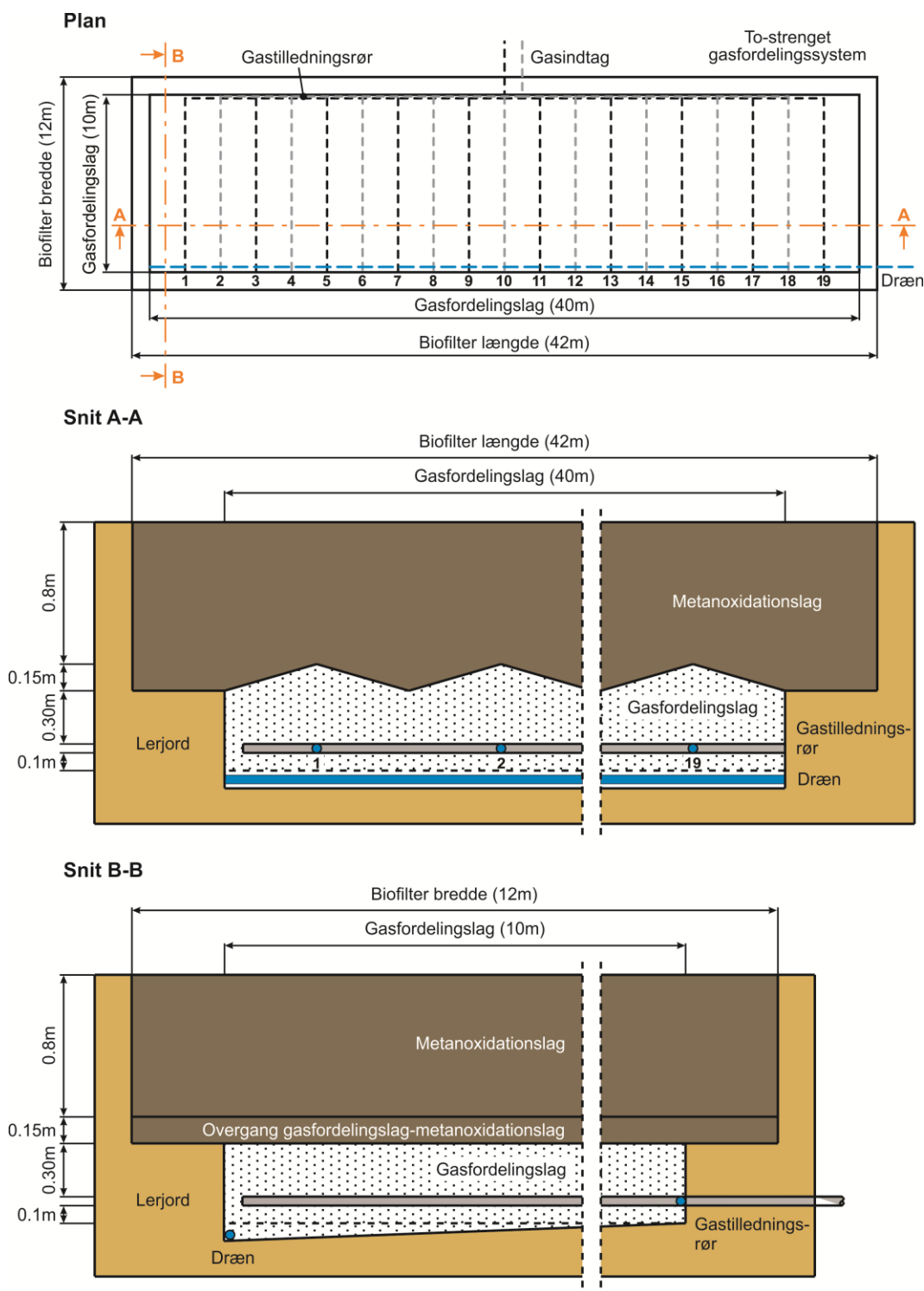
Biocoversystemet installeret på AV Miljø er et pilotskalasystem, som behandler deponigas opsamlet fra tre perkolatboringer. Gassen pumpes til et 500 m² stort biofilter (Kjeldsen et al., 2013a og Cassini et al., 2014). Systemet er opbygget med et innovativt gasfordelingssystem, som er konstrueret for at få en jævn fordeling af deponigas over hele biofiltrets areal (se Figur 3.6) og samtidig undgå kapillære effekter i overgangen mellem gasfordelingslag og metanoxideringslag, grundet infiltrerende nedbør. Gassen bliver ledt til gasfordelingslaget via et 40 meter langt gasfordelingsrør, som via små huller i røret (ø 4 mm) fordeler gassen ud i 19 perforerede gastilledningsrør som ligger parallelt med 2 meters afstand (se Figur 3.6a). Gasfordelingssystemet sikrer en ligelig fordeling af gassen til de 19 perforerede gastilledningsrør. Gasfordelingslaget er et i gennemsnit 45 cm tykt lag af ærtesten (8-16 mm), men er konstrueret med en ”zig-zag-formet” overflade (se Figur 3.6b). Formen på ”interface” mellem gasfordelingslaget og metanoxideringslaget gør, at der dannes små ”interne” kapillære barrieresystemer, hvor det infiltrerende vands nedadrettede transport stoppes af kapillær-barriere-effekten og strømmer til lavpunkterne i det zig-zag-formede interface, hvor det akkumuleres og efter lidt tid bryder igennem den kapillære barriere med hurtig lodret vandtransport i gasfordelingslaget til følge. Metanoxideringslaget er fremstillet af sigtet kompost. Kontinuerlig monitoring af vandindholdet i forskellige dybder i biocoversystemet viste, at vand i biocoversystemet hidrørende fra kraftig nedbør relativt hurtigt blev bortledt uden langvarig akkumulation i metanoxideringslaget over interface (Cassini et al., 2014). Også overfladescreeninger og emissionsmålinger med fluxkamre viste en homogen fordeling af gassen over biocoversystemet.

Betydning af vegetation på biocoveroverfladen

Der er rapporteret flere undersøgelser, som har haft til formål at vurdere, hvilken betydning vegetationen har på biocoverets evne til at oxidere metan. Generelt har man forsøgt at styre vegetationen på deponiers slutfærdningslag (Yuen et al., 2011). Planter vil signifikant forøge fordampningen fra overfladerne. For et åbent biofilter kan dette betyde, at vandindholdet i det metanoxiderende materiale vil reduceres, hvilket kan forbedre ilt diffusionen ned i lagene pga. en højere gasfyldt porøsitet. Røddernes fysiske tilstedeværelse kan give en mere åben struktur, som også kan forøge iltindtrængningen. Da iltindtrængningen ofte er den begrænsende faktor for, hvor effektivt et metanoxiderende filter vil være, kan dette være en fordel. Det er dog også blevet nævnt, at planter med dybe rødder kan udgøre kanaler for transport af metan fra dybere lag – styret af trykforskelle. Specielt i tilfælde, hvor planterne dør og rødderne bliver nedbrudt, kan en sådan kanalstrømning forekomme. En forøgelse af metanemissionen ved tilstedeværelse af en bestemt græstype (*Themeda triandra*, også kaldet kængurogræs) blev netop observeret i et kontrolleret forsøg udført i et drivhus (Sun et al., 2013).

En af de tidlige undersøgelser af vegetationens betydning, hvor metanoxidationen blev studeret i jordkolonneforsøg, hhv. med og uden græsdekke, viste en positiv midlertidig effekt af græsdekke, som dog ikke blev bibeholdt over en længere forsøgstid (Hilger et al., 2000). Reichenauer et al. (2011) udførte lysimeterforsøg i 200L potter med kompost som metanoxiderende lag. Kunstig deponigas (50% CH₄/50% CO₂) blev ledt til bunden af potterne. Der blev etableret potter med fire

Figur 3.6. a) Plan over biocoversystemet på AV Miljø, der viser rørsystemet til fordeling af gas med 19 perforerede gastilledningsrør forbundet til gasfordelingsrør. b) Snit af biocoversystemet der viser det zig-zag-formede "interface" mellem metanoxiderationslaget og gasfordelingslaget. c) Snit der viser vandafledning og gasfordelingsrøret.



forskellige plantedækker: poppel, elefantgræs (*Miscanthus*), græs og græs med lucerne samt én med bar jord. Der blev generelt observeret lavere metankoncentrationer i poregassen i potter med vegetation, især med en blanding af græs og lucerne, hvilket blev tolket som et resultat af øget metanoxidation. Da der i dette forsøg ikke var kontrol over metanbalancen, kunne det også være et resultat af øget gastransport via rodnettet. Bohn et al. (2011) lavede lukkede kolonneforsøg med

kontrol af metanbalancen – både med en lerholdig siltjord og kompost. For jorden sås en væsentlig forøget metanoxidation i kolonnen med græsdekke, hvor effekten for kompost var begrænset – her sås høje oxidationsrater både med og uden græsdekke, formentlig pga. en høj gasfyldt porøsitet. Effekten i jorden blev tolket som et resultat af forøget iltindtrængning grundet røddernes tilstedeværelse samt det lavere vandindhold, som opstår ved planternes øgede fordampning af vand produceret ved metanoxideringsprocessen.

Ndanga et al. (2015) lavede forsøg både i kolonneforsøg i laboratoriet og større lysimeterforsøg i felten. De studerede effekten af tilstedeværende planter (kløver, græs, en blanding af de to, samt forsøg uden planter). De så i det forholdsvis kortvarige forsøg (4 måneder) høje metanoxideringsrater i alle forsøg og ingen signifikant effekt fra planter – udover, at der blev observeret lavere vandindhold i forsøg med planter til stede.

Overordnet har forsøgene vist, at planter kan give højere metanoxideringsrater i jord, mens effekten ikke er særlig tydelig i kompostbaserede biofiltre. Det er usikkert, hvilken betydning planter har på transporten af metan og dermed på emissionsmønstret og størrelsen af metanemissionen. Planternes tilstedeværelse kan dog have en reducerende effekt på vandindholdet, med deraf følgende større iltindtrængning, og kan også reducere faren for erosionsskader – især på jordbaserede biofiltre.

På de tre kompostbaserede, danske biocoversystemer (Fakse, Klintholm og AV Miljø) fremstod biofiltre fra starten uden vegetation, og der blev ikke gjort noget for at styre vegetationen. I alle tre tilfælde opstod der en kraftig vegetation i form af forskellige ukrudtsplanter, så som tidsler, gåsefod med flere. Vegetationen blev i alle tilfælde kraftig og op til 1,5 meter høj. På AV Miljø skete der en klar ændring i vegetationen fra første år, hvor overfladen var dækket næsten kun af en art gåsefod (*Chenopodium*) til andet år, hvor plantedækket var baseret på langt flere forskellige planter (gåsefod, tidsler, pastinak mm.) (Arnadottir, 2014). For fremtidige biocoversystemer kan det – for at opnå en mere æstetisk udseende overflade – være en idé at tilså biofilteroverfladerne med græsser, engblanding eller lignende. Det vides dog ikke, om tilsåede planter vil kunne udkonkurrere de ”naturlige” ukrudtsarter.

Meteorologiske påvirkninger (ændringer i tryk og temperatur, nedbørshændelser)

Gennem flere år har det været observeret, at ændringer af meteorologiske faktorer – både på kort sigt og længere, sæsonmæssigt sigt – har influeret gasemissionen fra affaldsdeponier. Både barometriske trykændringer og vind er påvist at have effekt på gasemissionen fra affaldsdeponier (Kjeldsen & Fischer, 1995, Christophersen & Kjeldsen, 2001, Gebert & Grøngrøft, 2006, Poulsen 2005). Lignende faktorer kan helt sikkert have en indflydelse på biocoversystemers metanoxiderings effektivitet. Det er dog yderst begrænset, hvad der er lavet af systematiske undersøgelser af dette på biocoversystemer.

Studier af alle tre kompostbaserede danske biocoversystemer (Fakse, Klintholm og AV Miljø) har dog vist en meget lille effekt af sæsonmæssige temperaturændringer på systemernes effektivitet. Installerede temperaturfølere i kompostlagene har vist signifikant forhøjede temperaturer, bare 10-15 cm under overfladen, i forhold til omgivelsernes temperatur. Som beskrevet andetsteds (afsnit 3.3) har kompostlagene en evne til at holde på den energi, som produceres ved respiration og oxidation af metan, og kan opretholde temperaturer på op til 30-40 °C, selv i kolde vintre med omgivende temperaturer langt under frysepunktet (Pedersen et al., 2012, Scheutz et al., 2014).

Kraftig nedbør kan give problemer med tab af metanoxideringslagets gasledningsevne over en tidsperiode, hvilket vil lede til et mindre effektivt system (se herover i forbindelse med diskussion af gasfordeling). Akkumulering af vand i den nedre del af biofilterlaget kan medføre anaerobe forhold og potentiel metandannelse, særligt ved anvendelse af kompostmaterialer.

Ældning af biocover-systemets funktionelle enheder

Biocoversystemer er konstrueret til, i de fleste tilfælde, at skulle være funktionelle i flere årtier. I mange tilfælde vil der blive benyttet kompost eller lignende materialer baseret på organiske restprodukter. Som det diskuteres i kapitel 7, anbefales det at benytte kompost, som har været modnet i minimum 1 år. Målinger udført på flere biocoversystemer viser dog, at kompostmodningsprocessen fortsætter efter indbygning af komposten – der måles produktion af kuldioxid fra omdannelse af komposten (såkaldt respiration) og forhøjede temperaturer. På sigt kan kompostomdannelsen give væsentlige ændringer af kompostens struktur og egenskaber. Det kan forventes, at kompostens porøsitet vil falde med årene idet komposten vil falde sammen, da større kompostpartikler vil omdannes til mindre partikler. Dette vil påvirke gasdiffusivitet, gasledningsevne, samt evnen til at bortlede infiltrerende nedbør, hvilket alt sammen kan have en negativ effekt på systemets evne til at oxidere metan. En langsigtet udvaskning af kompostens næringsstoffer kan også tænkes at give en negativ påvirkning. I skrivende stund er der ikke rapporteret undersøgelser, som kan belyse, hvilken tidshorisont, der er gældende for den forventede forringelse af kompostens egenskaber, eller med andre ord, hvornår komposten bør udskiftes, evt. modificeres ved indblanding af ny kompost og fysisk bearbejdning af den eksisterende kompost.

Over længere tid kan der ske en nedvaskning af fine partikler fra det metanoxiderende lag ned i gasfordelingslaget. Dette kan eventuelt påvirke lagets gasfordelende funktion. Den australske biocoverhåndbog (DECCW, 2010) anbefaler, at der udlægges en geotekstil mellem de to lag, for at undgå nedvaskningen af fine partikler. Der er dog en udtalt risiko for, at geotekstilen stopper til (clogger) af de fine partikler eller opstået biofilm, hvilket vil forhindre den opadrettede gastransport.

De dele af biocoversystemet, som er konstrueret med henblik på, ikke at være gasegennemtrængelige, vil ofte være medvirkende til at bortlede den del af nedbøren, som ikke lander på biofilterarealet. Man skal være opmærksom på, at opstår der eroderede områder, kan disse eventuelt give anledning til ukontrolleret udslip af deponigas.

4. Protokol for etablering og monitorering af biocover-systemer – en oversigt

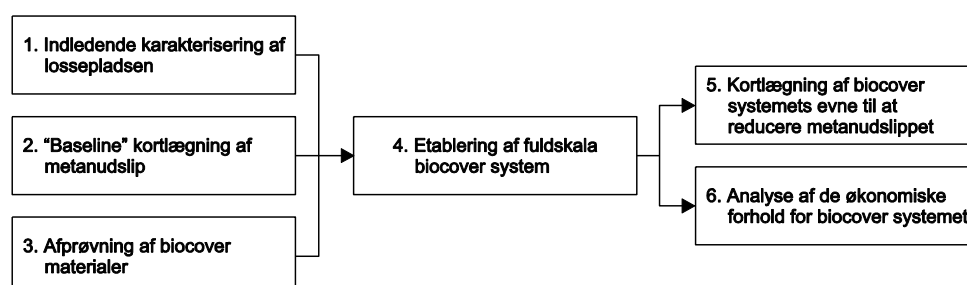
Dette kapitel introducerer den, af DTU Miljø udviklede protokol for gennemførelse af biocover-systemer i fuld skala, på affaldsdeponeringsetaper eller gamle lossepladser. Kapitlet giver rammen for de mere detaljerede anvisninger i de efterfølgende kapitler 5 til 10.

4.1 Baggrund for opstilling af protokol

Fra etableringen af biocover-systemer i Danmark og i udlandet (se afsnit 3.6 og Tabel 3.5 i forrige kapitel), samt forskellige udgivne udenlandske guidelines (Amand et al., 2008 og DECCW, 2010) er der opnået mange erfaringer, som kan hjælpe til at gøre nye etablerede biocoversystemer succesfulde. Dette kapitel vil opridse en systematisk metode i form af en protokol for gennemførelse af et biocoverprojekt i fuld skala på et affaldsdeponi eller gammel losseplads. Protokollen blev udviklet i forbindelse med forberedelserne til etablering af det første danske biocoversystemer, som blev etableret på Fakse Losseplads i 2007 (Scheutz et al., 2011a) og er løbende blevet videreudviklet i forbindelse med etableringen af det andet danske biocoversystem, som blev etableret i 2009 på Klintholm Deponi (Pedersen et al., 2012, Scheutz et al. 2014) og pilot-biocover-systemet etableret på AV Miljø Deponi i 2012 (Cassini et al., 2014). Arbejdet med de tre biocoversystemer har klart vist, at der ikke kan anvendes standardløsninger, da hvert deponi har sit eget gasdannelse- og udsivningsmønster, og at projektskissen for etablering af biocoversystemet bør tilpasses på baggrund af disse erkendelser. Brugen af en systematisk protokol gør arbejdet mere robust med mindre risiko for etablering af et biocoversystem, som er fejldimensioneret eller fejlkonstrueret.

4.2 Protokollens seks elementer

Den udviklede protokol består af seks delelementer, som vist i Figur 4.1. De forskellige delelementer gennemføres i logisk rækkefølge, som angivet i figuren. I det følgende gives et kort rids af elementerne og flowet i protokollen – som så uddybes i de efterfølgende kapitler i rapporten.



Figur 4.1 Protokol for gennemførelse af projekter til etablering af biocoversystemer i fuld skala på deponeringsetaper eller gamle lossepladser.

1. Indledende karakterisering af lossepladsen. Formålet med denne aktivitet er at etablere basis for gennemførelse af projektet baseret på eksisterende data (såsom areal af lossepladsen, totale affaldsmængder, modtagne affaldstyper, modtagne affaldsmængder fordelt på år, mm.), samt besigtigelse af lokaliteten, hvor der især fokuseres på det eksisterende jorddække. På basis af de eksisterende affaldsdata udarbejdes (hvis det ikke allerede er udført tidligere) en beregning af den forventede gasdannelse ved hjælp af en gasdannelsesmodel. Denne aktivitet er specielt vigtig for et Scenarie 1-tilfælde (se Tabel 2.1), hvor der ikke er et eksisterende gasekstraktionssystem.

2. Baselinekortlægning af metanemission. Formålet med denne aktivitet er at bestemme emissionen af metan fra deponietapen/lossepladsen (f.eks. i tons metan per år) før biocoversystemet etableres (en såkaldt baseline-kortlægning). Den nuværende metanemission kan sammenlignes med en tilsvarende bestemmelse af metanemissionen gennemført efter biocoversystemet er etableret og funktionelt med henblik på at udregne systemets effektivitet for imødegåelse af metanemissionen. Metanemissionen kan bestemmes på basis af et antal totalmålinger ved hjælp af sporstofdispersionsmetoden – se Kjeldsen & Scheutz (2015) for detaljer.

Aktiviteten har også til formål at vurdere den stedslige variation i metanemissionen over deponiets overflade, samt at identificere mulige punktudslip i form af perkolatbrønde, gasventilationsboringer, perkolatpumpestationer, mm. For deponier, der falder under scenarie 2 og 3 (Tabel 2.1) bestemmes den årlige opsamlede metanmængde fra ekstraktionssystemet, og andelen af metan som emitteres (og dermed ikke opsamles) beregnes. På basis af undersøgelserne opstilles en konceptuel model for gassens spredning og skæbne. Konceptmodellen danner grundlag for, hvordan biocoversystemet kan opbygges, så der opnås en effektiv tilledning af gassen til de etablerede metanoxiderende filterområder, som placeres passende steder på overfladen.

3. Afprøvning af biocovermaterialer. Formålet med denne aktivitet er at identificere lokalt tilgængelige materialer, som potentielt kan bruges i et biocoversystem som aktivt materiale til understøttelse af metanoxidation eller i gasfordelingslaget, samt give forslag til, hvordan materialernes egnethed kan testes. Som aktive materialer fokuseres især på kompost og beslægtede materialetyper, som oftest produceres lokalt.

4. Etablering af fuldskala biocoversystem. Baseret på de tre foregående aktiviteter udarbejdes der en projektskitse for biocoversystemet, idet der tages udgangspunkt i de forskellige typer af biocoversystemer (se afsnit 3.6). Projektet skal sikre en effektiv tilledning af gassen til de bioaktive områder af systemet og reducere forekomsten af hot-spot-områder, hvor gassen uhindret kan emitteres til atmosfæren. For scenarie 2 og 3, hvor der i forvejen er etableret et gasekstraktionssystem, forbindes identificerede punktudslip (såsom perkolatboringer) til ekstraktionssystemet, hvorfra gassen ledes til de etablerede biofiltre.

5. Kortlægning af biocover-systemets evne til imødegåelse af metanemission. Det overordnede formål med denne aktivitet er at dokumentere systemets evne til at imødegå metanemissionen. Indledningsvist laves en overfladescreening, f.eks. med en FID-detektor, for at identificere eksisterende eller ny-opståede hot-spot-områder, hvor væsentlige mængder af gas emitteres. Findes sådanne områder, udbedres disse. Der gennemføres et antal totalmålinger med sporstofdispersionsmetoden og på basis af disse, bestemmes den gennemsnitlige metanemission efter etablering af biocoversystemet – og systemets effektivitet udregnes med brug af emissionsbestemmelsen fra baseline-aktiviteterne.

6. Analyse af de økonomiske forhold for biocoversystemet. Formålet er at vurdere biocoversystemets økonomiske levedygtighed. På basis af den estimerede systemeffektivitet og en fremskrivning af den årlige dannede mængde metan, udregnes den fremtidige mængde imødegået metan. Denne sammenholdes med udgifterne til etablering og vedligehold af systemet, og der udregnes en skyggepris (i DKK/tons CO₂ ækvivalenter imødegået).

De enkelte elementer i protokollen gennemgås mere grundigt i de følgende kapitler 6-10. Brugen af protokollen er yderligere illustreret ved eksemplificering i form af bokse med beskrivelse af relevante aktiviteter i Klintholm Biocover-projektet – én boks per kapitel.

5. Indledende karakterisering af affaldsdeponiet

Formålet med den indledende karakterisering af affaldsdeponiet er at etablere basis for gennemførelse af projektet baseret på eksisterende data (såsom areal af lossepladsen, totale affaldsmængder, modtagne affaldstyper, modtagne affaldsmængder fordelt på år, mm). De opnåede data kan, hvis nødvendigt, benyttes til beregning af den forventede gasdannelse. Denne aktivitet danner også grundlag for opbygning af en indledende konceptuel model for gasdannelse og gasspredning, som vil være et godt udgangspunkt for planlægning af de indledende aktiviteter i baselineundersøgelsen (se næste kapitel) og kan også danne grundlag for det rette design og etablering af biocoversystemet. Box 5.1 – placeret sidst i kapitlet – summerer den indledende karakterisering af Klintholm Deponis celle 0, som var genstand for Klintholm Biocover-projektet.

5.1 Deponiets historik

Kvaliteten af de data, som kan indhentes for affaldsdeponiet, forventes at afhænge meget af alderen af deponiet. For ældre lossepladser uden miljøgodkendelse vil det kun i sjældne tilfælde være registreret, hvilke mængder og hvilke typer af affald, som er modtaget på pladsen. Sådanne data vil, især for de senere år, kunne findes for miljøgodkendte affaldsdeponier, hvor der har været etableret bemanded vejebod, som har registreret affaldstyper og -mængder.

De ældre lossepladser er i de fleste tilfælde blevet registreret af de tidligere amter, nu af regionerne, da der har eksisteret en potentiel fare for grundvandsforurening eller spredning af deponigas i omgivelserne og ind i nærliggende bygninger. I forbindelse med eventuelt tidligere gennemførte undersøgelser, kan der være indhentet vigtige data – også i en imødegåelsessammenhæng. Data kan hidrøre fra gennemførte bore- eller graveundersøgelser, som har belyst affaldets beskaffenhed, eller interviews med tidligere arbejdere eller naboer, og kan være med til at belyse historiske affaldsmængder og -typer. Interviews, specielt med nuværende eller tidligere ansatte på deponiet, kan give oplysninger om specielle driftsrutiner, f.eks. om der har været anvendt lerholdig jord som daglig afdækning, eller om der i det hele taget har været samdeponeret lerholdig jord, som kan påvirke gasstrømningsmønstret i selve det deponerede affaldslegeme. Også viden om slutafdækningen, jordtype og tykkelse kan være vigtig for at vurdere gassens mest sandsynlige spredningsveje. Ved brug af jord med lav gennemtrængelighed for gas er der større sandsynlighed for, at gassen transporteres i en mere horisontal retning, og dermed emitteres fra skrænter eller spredes ud i omkransende områder.

Affaldsdeponier er i mange tilfælde blevet etableret i råstofgrave, som kan have været udgravet helt ned til grundvandsspejlet – og i visse tilfælde også under grundvandsspejlet. For grusgrave er der ofte set en væsentlig spredning af deponigas ud i de omliggende jordlag – især, hvis deponiet har været overdækket med lerholdig jord, som har begrænset den lodrette transport af dannet gas op gennem jorrdækket. For deponier etableret på relativt flade områder vil gastransporten ud i omkringliggende områder oftest være begrænset til en smal bræmme rundt om pladsen. Transport af gas ud i omkringliggende områder er også observeret ved miljøgodkendte deponier med etablerede sidemembraner, formentlig pga. utætheder i sidemembranen. Der er også set eksempler på deponier, som har været opfyldninger i råstofgrave, som er forsat med opfyldning ovenpå og ud i omkringliggende terræn.

Ud over at give oplysninger om gassens mulige sprednings- og udslipsveje, kan de historiske oplysninger danne grundlag for en estimering af metandannelsesraten (angivet f.eks. i Nm^3/time eller bedre i $\text{kgCH}_4/\text{time}$). Til brug for dette bør der indhentes oplysninger om deponeringens historie i form af affaldsmængder (i tons/år) og affaldstyper fordelt på årene i deponiets aktive periode. Er der meget sparsomme data, kan der opnås viden om det opfyldte areal og fyldhøjde ved indsamling og analyse af ældre flyfotos. De fleste områder i Danmark er minimum overfløjet hvert fjerde år. Billederne har en kvalitet, som muliggør en stereoskopisk opmåling af terrænhøjder, således at affaldsvolumenet kan beregnes med jævne mellemrum (se Kjeldsen et al. (1998) for et eksempel på stereoskopisk opmåling af losseplads vha. flyfotos).

Affaldsdepotets arkivinformationer kan også indeholde tidligere beregninger af gasdannelsen. Disse beregninger kan være lavet på et begrænset vidensniveau, hvorfor det bør vurderes, om nyindsamlede data vil kunne forbedre den udførte beregning af forventede gasdannelsesrater.

5.2 Håndtering af deponigas

Den indledende karakterisering, som led i en vurdering af, om der skal etableres et biocoversystem, kan, som beskrevet i Tabel 2.1, blive udført under forskellige scenarier. En del af de etablerede gasudnyttelses- eller affaklingsanlæg på danske deponier er af ældre dato, så på et tidspunkt kan det komme på tale at overgå til en løsning baseret på mikrobiel metanoxidation i et biocoversystem. I et sådan tilfælde vil man ofte drage fordel af at benytte det eksisterende gasekstraktionsanlæg som en del af biocoversystemet. Det er derfor vigtigt at indhente data, som kan give et overblik over ekstraktionssystemet: antal og placering af gasekstraktionsfaciliteter, typer af faciliteter (lodrette borer, vandrette gasdræn, mm). Der kan være områder på deponiet, som er tyndt besat med ekstraktionsboringer eller gasdræn, hvor der kan være fare for forøget diffuse gasemissioner. For de fleste gasekstraktionssystemer bliver gaspumperaten (f.eks. i Nm^3 deponigas/time) og indholdet af metan løbende registreret (f.eks. i %vol/vol). Den ekstraherede metanflux (i enheden $\text{kgCH}_4/\text{time}$) kan derfor udregnes ($1 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ vejer ca. 670 gram – beregnet ud fra gasligningen).

På enkelte deponier har der været overvejelser om at etablere gasekstraktion med henblik på gasudnyttelse, men hvor planerne af forskellige tekniske, administrative eller politiske årsager er blevet skrinlagt. I sådanne tilfælde kan der foreligge resultater af forskellige forundersøgelser i form af gaspumpe-test, som kan give yderligere viden til brug for vurdering af den nuværende gasdannelsesrate. Der kan derfor også være etableret gasboringer, som kan være udslipspunkter for dannet gas, som således uhindret emitteres til atmosfæren.

Der er set eksempler på, at der er etableret såkaldte kompostbede, enten som et supplement til gasekstraktion, eller et forsøg på at behandle gassen før den emitteres til atmosfæren. I nogle tilfælde har kompostbedene primært haft en lugtbegrænsende funktion, da deres begrænsede størrelse næppe har haft en signifikant reducerende effekt på metanudslippet, grundet en meget begrænset gasopholdstid i kompostbedene. Kendskab til sådanne kompostbede, deres størrelse og placering er vigtig viden for den videre planlægning af den indledende monitoring.

Som led i den almindelige gasmonitoring på miljøgodkendte deponier kan der været udført forskellige undersøgelser, såsom overfladescreeninger med FID-måler (se afsnit 6.3), fluxkammermålinger (se afsnit 6.4), eller målinger af den totale metanemission (se afsnit 6.5). Disse undersøgelser kan give vigtig viden af stor betydning for, hvorledes kortlægningsstrategien bør udføres (jf. afsnit 6.2).

5.3 Perkolathåndtering

På langt de fleste miljøgodkendte deponier er der etableret perkolathåndteringssystemer for at undgå nedsivning af perkolat til underliggende grundvandsmagasiner eller nærliggende recipienter. Et perkolathåndteringssystem består af en vandstandsende membran i form af en plastdug eller et

lag af ler med lav hydraulisk ledningsevne – eller for langt de fleste deponietaper etableret efter ca. 1999, en kombination af plast og ler (en såkaldt kompositmembran – se Kjeldsen & Boll, 1998). Oven over membranen er der etableret et drænsystem bestående af et net af drænrør nedlagt i et lag af grus. For at kunne inspicere og eventuelt spule drænrørene, er der oftest etableret et antal perkolatbrønde. Perkolatbrøndene er i langt de fleste tilfælde udført af stablede betonringe og afsluttet over terræn med et betonlåg. Brøndene kan være udført inden for det opfyldte areal – og kan derfor have en anseelig dybde – eller i det oprindelige terræn uden for det opfyldte areal. Det opsamlede perkolat bliver afledt ved gravitation, oftest til en pumpestation, som pumper perkolatet videre til behandling og afledning. I de fleste miljøgodkendelser er der krav om, at der ikke må ophobes perkolat i drænlaget, idet der skal ske en kontinuerlig afledning. Dette betyder, at drænlaget i langt den meste tid er umættet og dermed har en høj ledningsevne for dannet gas. I tilfælde, hvor deponietaper er afdækket med jord med lav gasgennemtrængelighed, vil gassen søge ned i drænlaget og enten videre op i perkolatbrøndene, som ikke er udført gastætte, eller videre i perkolatafledningssystemet til pumpestationen. Et eksisterende aktivt gasekstraktionssystem vil reducere mængden af gas som vil søge ned i perkolatdrænsystemet. Der er eksempler på, at gasekstraktionssystemet har været tilkoblet perkolatbrønde for at undgå udslip af gas fra brøndene og for samtidig at forøge mængden af gas til gasudnyttelsesfaciliteten (gasmotor, gaskedel, el. lign.).

Da perkolatdrænsystemet kan være et væsentligt element i gastransport og -emission, er det vigtigt at erhverve opdaterede kort og anden information om drænsystemet, indeholdende udførelse og placering af drænstreng, perkolatbrønde og herunder drænkoter.

5.4 Modellering af forventet gasproduktion

For alle affaldsdeponier med en miljøgodkendelse er der krav om, at de skal indrapportere et estimat af den årlige emission af vand- og gasbårne forurenende stoffer – herunder metan i deponigas til et EU-forureningsregister kaldet PRTR (som står for Pollutant Release and Transfer Register). Miljøstyrelsen udgav derfor i 2010 en rapport, som præsenterede et redskab udviklet på baggrund af eksisterende viden, som har dannet grundlag for affaldsdeponiernes årlige indberetning af estimater for deres emissioner til både luft og vand (Scheutz & Kjeldsen, 2010). Rapportens redskab til beregning af den årlige emitterede metanmængde er baseret på den hollandske model Afvalzorg-multi-fasemodel, og er indeholdt i en Excel-regnearksmodel, som kan hentes på Miljøstyrelsens hjemmeside¹. Redskabet indeholder to niveauer for estimering af metanemission, men kun estimering på niveau 2 giver mening i denne sammenhæng. Dette skyldes, at niveau 1 giver en konservativ og ofte overestimeret metanemission, kun baseret på mængden af deponeret affald, samt en konservativ gasproduktionsrate per ton affald. Følgende data skal benyttes for at estimere metanemissionen på niveau 2:

- Starttidspunkt for deponering.
- Deponerede affaldskategorier – op til 8 affaldskategorier for deponiet indgår i modellen.
- Deponering af de 8 affaldskategorier, år for år i tons.
- Gas indvundet eller opsamlet.
- Evt. metankoncentrationen i gassen.

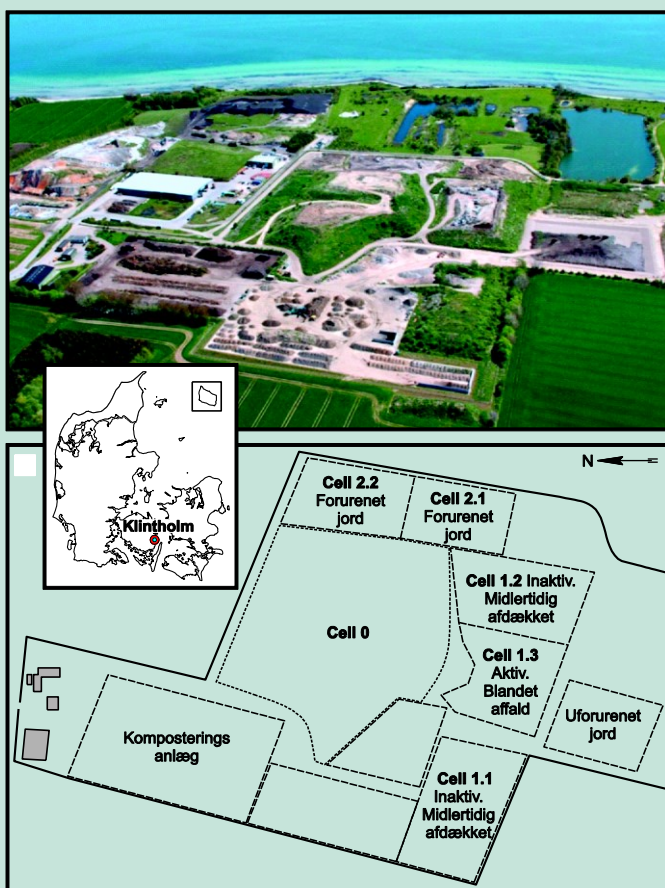
Modellen kan også benyttes til estimering af metanemissionen for ældre lossepladser, der ikke har en miljøgodkendelse, og dermed ikke skal indrapportere til PRTR. Kvaliteten af estimatet afhænger selvfølgelig nøje af muligheden for at opnå viden om, hvilke affaldstyper og hvilke mængder, der er blevet deponeret for hvert af de aktive år for lossepladsen.

¹ <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/industri/miljoerapportering-og-groenne-regnskaber/beregning-af-emissioner-fra-deponeringsanlaeg/>

Box 5.1 Klintholm Biocover – Indledende karakterisering (baseret på Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014)

Følgende erkendelser blev gjort via gennemgang af eksisterende materiale og interviews med ansvarlige:

- Der fokuseres på den ældste etape, Celle 0
- Celle 0 har modtaget affald i perioden 1980-1996
- Der er modtaget 485.000 m³ blandet affald (inkl. 40-60 % brændbart affald og 5-15% spildevandsslam)
- Blev placeret oven på mindre kalkgrav
- Der er ingen membran og ingen perkolatopsamling
- Der er ingen gasopsamling, blev opgivet pga. vandindtrængning i testboring (som eksisterende ved projektstart)
- Blev benyttet som jorddepot til sidst, derfor dækket med 3-4 meter lerjord (undtagen på skrænterne)
- Etablering af biocover var en integreret del af slutfærdighedsaktivitet, som desuden skulle håndtere bortledning af overfladevand
- Der var allerede i 1998 udført modellering af gasdannelse – som estimerede en metandannelse på ca. 70 kg CH₄/time for 2008



6. Baseline-kortlægning af metanemission

Efter en indledende karakterisering af deponiet udføres en baselinekortlægning af deponiets metanemission. Med baseline forstås den nuværende metanemission, før design og implementering af biocoversystemet. Baselinekortlægningen består af en totalemissionsmåling og en undersøgelse af emissionsmønstret. Viden om, hvorfra på deponiet metan emitteres er vigtig i forhold til design og placering af biocoversystemet samt af hensyn til udbedring af områder eller installationer med nuværende emission. Tidligere undersøgelser har vist, at biocoversystemet bør tage udgangspunkt i det nuværende emissionsmønster, idet det kan være svært at styre gassen af nye veje. Viden om områder eller installationer med metanemission er ligeledes vigtig, da disse, såfremt de ikke udbedres eller tænkes ind i designet af biocoversystemet, vil fortsætte med at emitte metan måske endda i større mængder end tidligere. Den totale emission af metan er en meget vigtig designparameter i forhold til at bestemme størrelsen af biocoveret samt i forhold til at fastlægge reduktionspotentialiet. I følgende afsnit beskrives de indledende undersøgelser af metanemissionen, der bør ligge til grund for det efterfølgende design af biocoversystemet. Box 6.1 – placeret sidst i kapitlet – summerer baseline-kortlægningen af Klintholm Deponis celle 0, som var genstand for Klintholm Biocover-projektet.

6.1 Indledende inspektion

Emission af metan fra deponier sker ofte i forbindelse med installationer på deponiet (f.eks. perkolatopsamlingsbrønde), fra deponiets skrænter eller fra områder med mangelfuld afdækning. Som omtalt i kapitel 5 om den indledende karakterisering, indhentes der derfor information om deponiets udformning, herunder opbygning af affaldsceller, placering af membraner (bund-, side- og topmembraner), placering af perkolat- og gasopsamlingsystemer, pumpehuse, samt deponiets afdækning, hvis muligt. På baggrund af de indsamlede informationer, udføres en visuel inspektion af deponiet, hvor perkolat- og gasopsamlingsbrønde lokaliseres og inspiceres. Ved inspektion iagttages udformning af brøndafslutninger og eventuelle skader på disse. Vegetationsskader omkring perkolatbrønde eller gasopsamlingsbrønde kan være tegn på gasopsivning langs ydersiden af brøndvæggen. Ved tilstedeværelse af gasopsamlingsystemer kan ses emissioner fra rørsamlinger, samt fra udvindingsanlægget (motor, fakkell, skorsten, el. lign.). Beskaffenheden af deponiets jordafdækning inspiceres for områder med vegetationsskader, sætningsskader eller revner. Områder med vegetationsskader, som følge af metanemission, ses ofte på deponiets skrænter, hvilket skyldes dels en ofte mangelfuld afdækning pga. erosion/sætning/nedskridning af materiale, dels gassens horisontale transport i det deponerede affald, grundet den daglige jordafdækning samt indlejringen af affaldet. Områder mellem tilstødende affaldsceller kan også være steder, hvor der ses metan-hot-spots, hvilket kan skyldes en svagere afdækning eller utætheder i forbindelse med manglende overlap mellem membraner på forskellige affaldsceller.

6.2 Opstilling af kortlægningsstrategi

På basis af den indledende karakterisering og den udførte inspektion af deponiet kan der opstilles en konceptuel model for emissionen af deponigas; hvad er de forventede mest betydningsfulde udslipsveje (er det deponiets skrænter eller perkolatsystemet som forventes at slippe den største mængde ud)? Den konceptuelle model kan således udpege de interessante områder og

installationer, som baselinekortlægningen bør fokusere på. Den konceptuelle model danner udgangspunkt for valg af screeningsstrategi – er der specielle områder eller installationer som bør screenes ekstra grundigt? Hvis den indledende karakterisering viser, at der er væsentlige punktudslip, bør der særligt fokuseres på disse områder under screeningen og evt. gennemføres egentlige emissionsmålinger for punktudslip.

6.3 Emissionscreening af overflade og potentielle punktudslip

Med det formål, at identificere og kortlægge vigtige områder eller installationer med metanudslip, udføres en screening af metanindholdet i luften over deponiets overflade og i eller omkring installationer på deponiet. Der findes forskellige kvalitative rekognosceringsteknikker, som kan bruges til at afsøge områder eller installationer for metanudslip (se Kjeldsen & Scheutz (2015) – afsnit 4.2). Fælles for metoderne er, at de er kvalitative, idet de ikke kan bruges til at bestemme størrelsen af metanemissionen. Den mest almindelige metode til at afsøge områder i deponiets afdækning for metanemission er, ved systematisk at måle metankoncentrationen i luften lige over jordoverfladen. Målingerne udføres ved at gå hen over deponiet og måle metankoncentrationen kontinuerligt. Ved udslag på metanmåleren markeres området, arealet af området måles op og metankoncentrationerne noteres. Alternativt kan en screening udføres ved at deponiet inddeles i et imaginært net af en vis maskestørrelse, hvor der fokuseres på måling i maskepunkterne. En sådan målestrategi bør dog suppleres med metanmålinger i områder, som under inspektionen af deponiet er fundet, potentielt at kunne give anledning til emission. På samme måde kan der udføres metanmålinger i luften omkring installationer, f.eks. perkolatbrønde, gasopsamlingsbrønde og rørføringer/samlinger. Det er en fordel, hvis metanmålingerne udføres sammen med GPS-målinger, da dette letter udarbejdelse af efterfølgende kortmateriale. Den målte metankoncentration i luften kan ikke korreleres til en emissionsrate af metan fra overfladen. Selv lave metankoncentrationer tæt på det ambiente niveau (ca. 1,8 ppm) målt i luften over afdækningslaget, er ikke nødvendigvis et udtryk for, at der ikke foregår emission af metan. Metoden er derfor kvalitativ, og kan ikke bruges til at bestemme en samlet emission fra deponiet.

Der findes forskelligt håndholdt udstyr, der kan måle metankoncentrationer i luft. Det mest almindeligt anvendte udstyr til undersøgelser på deponier, er en håndholdt flamme-ioniserings-detektor (FID), som måler metankoncentrationer i ppm-niveau. Der findes i dag FID-måleudstyr med indbygget GPS. Metanscreeninger kan udvides til også at måle kuldioxid, f.eks. ved brug af en håndholdt infrarød (IR) detektor. Forhøjede kuldioxidkoncentrationer kan indikere områder med metanoxidation.

Andre metoder til at identificere hot-spots af metan er f.eks. anvendelse af et termisk infrarødt kamera, som måler temperaturforskelle. Områder med forhøjede temperaturer kan skyldes udslip af deponigas, som er varmere end omgivelserne. Undersøgelse med termisk infrarød fotografering udføres bedst på tidspunkter, hvor der er stor temperaturforskel mellem deponigassen og omgivelserne, f.eks. i de tidlige morgentimer, hvor luften er kold om efteråret, vinteren eller foråret (se også Kjeldsen & Scheutz (2015), afsnit 4.2). De sidste år er der blevet udviklet avancerede infrarøde (IR) kameraer, som kontinuert kan måle metan i luft. IR-kameraet viser billeder i real-time (og kan optage videoer), hvor man kan se områder med metanudsivning. IR-kameraer har stadig en relativt høj detektionsgrænse (0,5 % vol.) – dog vil emissionsraten også have en indflydelse på følsomheden af kameraet. IR-kameraer bruges ofte til afsøgning af utætheder på biogasanlæg. Grundet den lave følsomhed er det usikkert, om områder med emission på deponiets overflade vil kunne ses, men kameraet vil formentlig kunne bruges til undersøgelse af utætheder fra installationer på deponier.

I dag findes der også flere typer laserbaseret måleudstyr, som måler metankoncentrationen i en laserstråle, der skydes gennem en luftpakke. En sådan måling giver den gennemsnitlige metankoncentration i laserens sigtelinje i enheden ppm-meter. Laseren kan have en rækkevidde på op til et par hundrede meter. Metoden kan således anvendes til at afsøge større områder, og skydes

laseren i forskellige retninger, kan man opnå et godt billede af, hvor der er metanemissioner på deponiet. I fremtiden vil både infrarøde kameraer (termiske og metanfølsomme) og lasere (der kan måle metan) kunne integreres med droneteknologi til overflyvning af deponier.

6.4 Supplerende målinger

Afhængigt af de specifikke forhold på det konkrete deponi, kan det være nødvendigt at supplere med yderligere målinger, som kan forbedre vidensgrundlaget for design og implementering af biocoversystemet. Disse måleaktiviteter er ikke en del af de to hidtil beskrevne ”kerne-aktiviteter” (metanscreening og måling af den totale metanemission). I følgende afsnit beskrives eventuelle supplerende undersøgelser, som kan udføres for at opnå mere detaljeret viden.

Sammensætning af deponigassen

Kendskab til sammensætningen af rågassen i deponiet kan være relevant i forhold til den efterfølgende behandling i biocoversystemet, men også i forhold til tolkning af resultater, f.eks. for metanoxidation, hvor forholdet mellem metan og kuldioxid vil ændres i forhold til rågassens sammensætning. Dette er især relevant for passivt gasbelastede systemer, hvor der ikke haves et kendskab til gassammensætning fra f.eks. ekstraktionsboringer. Gasprøver til måling af indholdet af metan og kuldioxid kan tages ved at etablere gasprøver gennem afdækningen og ned i toppen af affaldet. Der er tidligere set væsentlige forskelle på gassammensætningen i gasprøver udtaget forskellige steder i deponier, hvorfor der kan etableres flere boringer til prøvetagning.

Måling af lokal metanemission fra deponiets overflade ved hjælp af fluxkamre

Emissionen fra områder af deponiets overflade, f.eks. områder, hvor der under den indledende screening er målt forhøjede metanemissioner i luften over overfladen, kan kvantificeres ved at udføre fluxkammermålinger. Fluxkammermetoden er beskrevet i detaljer i Kjeldsen & Scheutz (2015) og beskrives derfor kun kort her. Fluxkammermetoden anvender et lukket kammer uden bund, der placeres på jordoverfladen, hvorefter en ændring i metankoncentrationen inde i kammeret måles over en kort tidsperiode. Hvis der er en positiv flux fra overfladen, vil koncentrationen af metan stige over tiden, og en gasemission kan beregnes. Metanemissionen (også kaldet metanfluxen, med enheden masse per tid og arealenhed (f.eks. mg/(t · m²)) beregnes ud fra stigningen i metankoncentration over tid, volumen af kammeret samt overfladearealet, som kammeret dækker (se f.eks. Conen et al., 2000; Eklund, 1992). For at minimere fejl, der skyldes øget tryk og opbygning af metan i kammeret, udføres målingerne ofte over en meget kort tidsperiode (ofte få minutter). Måles både metan og kuldioxid eller isotopsammensætningen af disse to komponenter, kan metanoxidationen bestemmes. Afhængigt af analyseudstyrets følsomhed, kan der måles meget små metanemissioner og også negative emissioner, som betyder, at jordoverfladen optager metan fra atmosfæren. Metoden er den mest almindelige metode til bestemmelse af emissioner fra deponier. Grundet den store rumlige variation i overfaldeemissionen fra affaldsdeponier (emissionen sker typisk fra mindre områder med hot-spots) er metoden ikke egnet til at bestemme den totale emission fra deponiet. Selv ved udførsel af flere hundrede fluxkammermålinger, vil der være en væsentlig risiko for at underestimere den samlede metanemission. Metoden kan bruges til at bestemme emissionen fra mindre områder med hot-spots med formålet at tilvejebringe viden om, hvor væsentlig denne emissionsvej er, f.eks. i forhold til den samlede emission af metan eller i forhold til andre væsentlige emissionsveje. Det anbefales, at områder med hot-spots afsøges med f.eks. en FID før en eventuel placering af fluxkamre. I mange tilfælde kan det være nok at udføre mere intensive screeninger i områder med forventede hot-spots.

Måling af metanemission fra punktudslip

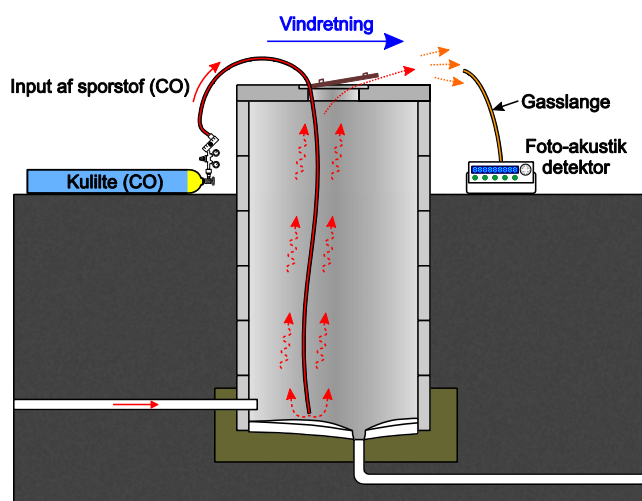
Udslip af metan fra installationer på deponiet kan udgøre en væsentlig del af den samlede emission fra deponiet. Undersøgelser på danske deponier har f.eks. vist væsentlige metanudslip fra perkolatbrønde, pumpehuse samt fra tidligere prøveboringer til gasopsamling. Metanemissionen fra sådanne installationer kan kvantificeres ved hjælp af en sporstofmetode. Sporstofmetoden består i, at der i brønden/boringen frigives et sporstof (f.eks. N₂O, C₂H₂ eller CO) med kendt

frigivelsesrate. Nedvinds boringen måles koncentrationen af sporstof og metan. Herefter kan emission af metan bestemmes ret præcist ud fra nedenstående to ligninger:

$$\frac{Q_{CH_4}}{Q_{CO}} = \frac{C_{CH_4}}{C_{CO}} \Leftrightarrow Q_{CH_4} = Q_{CO} \cdot \frac{C_{CH_4}}{C_{CO}}$$

$$Q_{CH_4} = Q_{CO} \cdot \frac{C_{CH_4,t} - C_{CH_4,background}}{C_{CO,t} - C_{CO,background}}$$

hvor Q er massen af enten metan eller sporstof (her vist med CO som sporgas) per tid, mens C er den tilsvarende målte stofkoncentration. Princippet i målingen er vist i Figur 6.1. Metoden er beskrevet i detaljer i Fredenslund et al. (2010). Afhængigt af brøndens volumen og metanemissionens størrelse, frigives sporstof i en rate på et par liter per minut i bunden af boringen, og der udføres parallelle og kontinuerte målinger af sporstof og metan, et par meter nedvinds boringen. For at metoden er anvendelig, er det vigtigt, at sporstof og metan opfører sig ens, da sporstoffet i modsat fald ikke simulerer metanemissionen ordentligt. Koncentrationen af sporstof og metan skal således følges ad, hvilket betyder, at forholdet mellem de to stoffer skal være konstant, for at metanemissionen kan beregnes. Grundet ændringer i vindhastighed og -retning, vil koncentrationerne variere over tid. Dette har dog ingen betydning for målingen, når blot variationen i koncentrationen af de to stoffer følger hinanden. Målingen bør udføres over en periode på minimum 30 minutter. Baggrundskoncentrationen af sporstof og metan måles opvinds boringen før og efter sporstofforsøget.



Figur 6.1. Princippet i bestemmelse af metanemissionen fra åbne brønde eller boringer på affaldsdepoter vha. en sporstofmetode. Sporstoffet (her CO) frigives i bunden af boringen, mens der foretages parallelle og kontinuerte målinger af metan og sporstof nedvinds boringen.

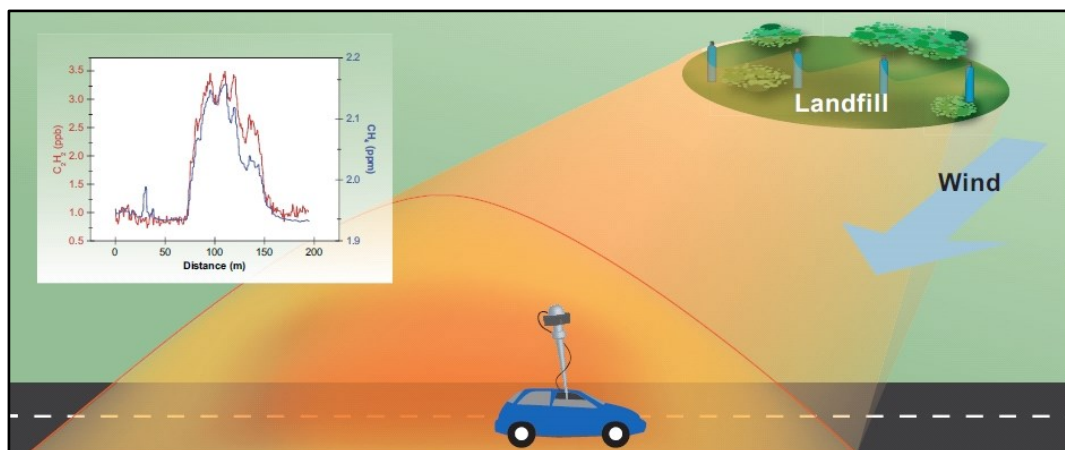
Måling af horisontal gastransport

På ældre deponier, placeret i tidligere råstofgrave uden sidemembraner og sidenhen afdækket med relativt leret afdækningsjord, kan der foregå en betydelig horisontal gastransport fra affaldet og ud i den omkringliggende formation (se også afsnit 5.2). Dette kan resultere i emission af metan uden for området med deponeret affald. For at undersøge om den dannede deponigas eventuelt transporteres horisontalt ud fra deponiet, kan der etableres gasprober lige uden for randen af deponiet, hvorfra der udtages gasprøver til analyse for metan, ilt og kuldioxid. Ved væsentlige indhold af metan bør der udføres overfladescreeninger for metan uden for deponiets område. Gassammensætningen i gasproberne kan sammenlignes med sammensætningen af rågassen fra

affaldet. En ændring i sammensætningen mod lavere indhold af metan og højere indhold af kuldioxid kan indikere metanoxidation.

6.5 Totalmåling – sporgasdispersionsmetoden

Der findes flere målemetoder, der kan bruges til at bestemme den samlede metanemission fra deponier (Kjeldsen & Scheutz (2015) – afsnit 4.8). Den metode, der på nuværende tidspunkt regnes for mest anerkendt, er sporstofdispersionsmetoden. Metoden er pålidelig, gennemtestet og veldokumenteret til måling af den totale metanemission fra et deponi. Det anbefales derfor, at benytte denne metode som den gennemgående metode til måling af metanemissionen før og efter etablering af et biocoversystem. Sporgasdispersionsmetoden baserer sig på samtidige målinger af atmosfæriske koncentrationer af metan og en sporgas frigivet med en kendt frigivelsesrate på deponiet (Figur 6.2). Det antages, at metan og sporgas har samme skæbne i luften (spredning, kemisk/fotokemisk omsætning) inden for det tidsrum, hvor målingen foretages. Af denne grund, er sporgasser med relativt lange levetider i atmosfæren, såsom SF₆, N₂O, C₂H₂ og CO, ofte blevet anvendt (Galle et al., 2001, Green et al., 2010, Scheutz et al., 2011b, Mønster et al., 2014, 2015). Under en kontrolleret frigivelse af sporgas, måles metan og sporgas i fanen nedvinds deponiet, og den totale emission fra deponiet kan da bestemmes ud fra forholdet mellem metan og sporgas, og frigivelsesraten af sporgas. Sporgasdispersionsmetoden kan udføres med en stationær eller dynamisk tilgang (Kjeldsen & Scheutz, 2015). Den dynamiske sporgasdispersionsmetode er baseret på kontinuerlig måling af koncentrationen af metan og sporgas nær jordoverfladen i transekter dækkende hele fanen med efterfølgende integration af koncentrationsprofilerne af metan og sporgas. For at bruge denne metode kræves et analyseudstyr med høj opløsning (kan måle små koncentrationsforskelle i ppb) og kort responstid (kan måle med kort tidsinterval i sekunder) såsom en FTIR (Fourier transform infrared spectroscopy) eller CRDS (cavity ring-down spectroscopy). Metoden har været anvendt på en række svenske lossepladser (Börjesson et al., 2009), amerikanske lossepladser (Green et al., 2010) og danske deponeringsanlæg (Mønster et al., 2015). Metoden er endvidere blevet videreudviklet til at kvantificere metanudslip fra flere kilder tæt på hinanden ved brug to eller flere sporgasser (Scheutz et al., 2011b, Mønster et al., 2014). I de seneste danske målinger er det primært acetylen (C₂H₂) der har været anvendt som sporgas.



Figur 6.2. Princippet i anvendelse af den dynamiske sporgasdispersionsmetode til bestemmelse af den totale metanemission fra deponier.

Metoden er følsom over for simuleringen af emissionen fra deponiet, hvilket betyder, at korrekt placering af sporgasflasker er væsentlig. Den indledende kortlægning af emissionsområder kan bruges til at placere sporgasflaskerne, således at der opnås et godt match mellem fanen fra deponiets metanemission og fanen fra sporgasemissionen. Det anbefales, at der indledende laves målinger af metan både på og omkring deponiet. Disse målinger kan også understøtte metanscreeningen beskrevet i afsnit 6.2. Box 6.1 giver en detailprocedure for gennemførelse af totalmåling ved brug af den dynamiske sporgasdispersionsmetode.

Den målte metanemission danner dimensioneringsgrundlaget for biocoversystemet. På baggrund af den målte metanemission kan der endvidere opstilles reduktionsmål, som ved målinger udført efter implementering af biocoversystemet kan dokumenteres. For at få et solidt udgangspunkt for dimensionering anbefales det, at der udføres mindst to målinger af den totale metanemission ved hjælp af sporstofdispersionsmetoden i forbindelse med etablering af baseline. Såfremt der findes gasopsamling på deponiet, som forventes nedlukket efter etablering af biocoversystemet, bør gasopsamlingsanlægget slukkes/nedlukkes, mens baselinemålingerne udføres. Gasopsamlingsanlægget bør slukkes 1-2 uger før der udføres totalmålinger.

6.6 Opstilling af opdateret konceptuel gasemissionsmodel

På baggrund af de udførte undersøgelser, forfines den tidligere opstillede konceptuelle gasemissionsmodel for deponiet, idet de udførte baselinemålinger har givet nye erkendelser. Modellen bør inkludere et oversigtskort med indtegnede emissionsveje og -områder. Oversigtskortet bør optegnes minimum som plansnit over deponiet, men også tværsnit kan være relevante ved horisontal transport. Den konceptuelle model kan således være grundlag for design af biocoversystemet. Ud over en konceptuel model, kan det anbefales, at der opstilles en metanmassebalance. Dette gælder særligt, hvis der ud over den samlede metanemission fra deponiet, er målt metanemissioner fra deponiets overflade vha. fluxkamre eller fra installationer vha. sporstofmetoden. Den samlede metanemission fra deponiet, målt ved sporgasdispersionsmetoden (gennemsnit af flere målinger, minimum to), bør også sammenlignes med den modellerede metanproduktion, hvis modellering er udført. Der kan af forskellige årsager forekomme væsentlige afvigelser mellem den målte og den modellerede metanproduktion.

Box 6.1 Detailprocedure for gennemførelse af totalmåling ved brug af den dynamiske sporgasdispersionsmetode (Kjeldsen & Scheutz, 2015).

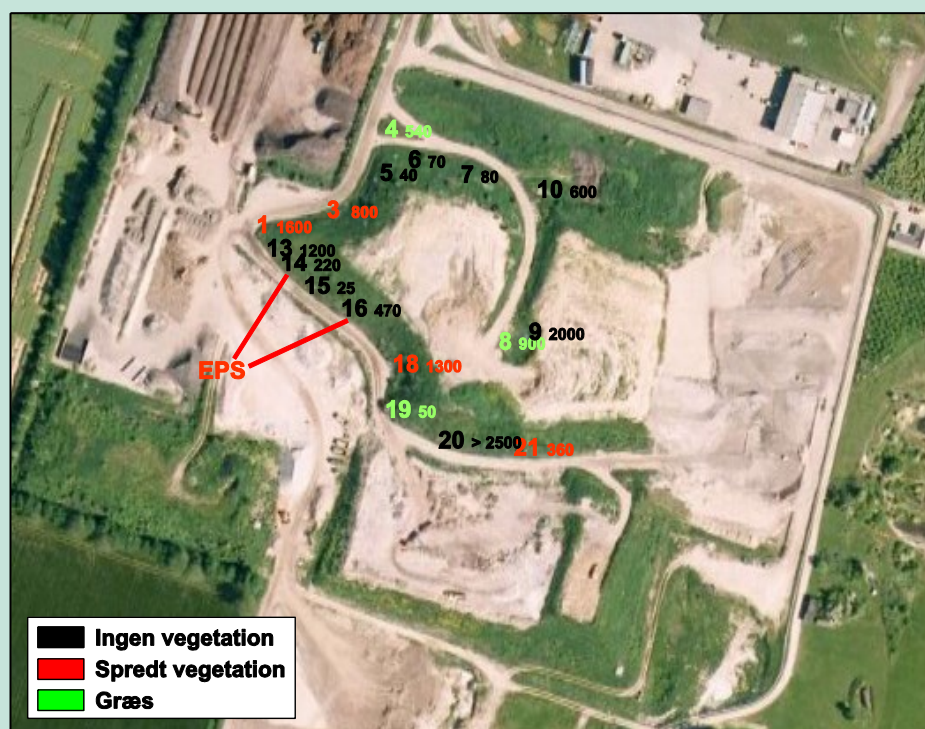
Den dynamiske sporgasdispersionsmetode er en relativt ny metode til kvantificering af metanemissioner fra deponier, og der findes ikke en officiel guideline eller standard for, hvordan en målekampagne bør udføres. DTU Miljø har i forbindelse med arbejdet med udvikling og dokumentation af metoden lavet en "Best practice" beskrivelse for, hvordan emissionsmålinger fra deponier bør udføres.

(1) Indledende indhentes viden om deponiets fysiske udformning (areal, affaldsceller, perkolatbrønde, gasopsamlingsinstallationer, tilstedeværelse af andre aktiviteter på deponiet, f.eks. komposteringsanlæg, mm.). På baggrund heraf vurderes mulige gasemissionsveje og andre potentielle metankilder på deponiet. Deponiets geografiske placering samt mulige kørbare veje til måling af metanfanen identificeres ved hjælp af kortmateriale, evt. Google Maps. Der skal være kørbare veje i en afstand fra deponiet svarende til ca. 5 gange bredden af deponiet, samt ingen forstyrrende metankilder (stalde, biogasanlæg, spildevandsrensingsanlæg, mm.) mellem deponiet og målevejen eller umiddelbart opvinds deponiet. De optimale vindforhold (primært vindretningen) kortlægges i forhold til mulige kørbare veje.

Box 6.1 fortsat...

- (2) Der afsættes en tidsperiode på 4-5 dage, hvor vejrudsigten følges nøje. Målingerne udføres den dag, hvor følgende er gældende:
1. Vindretningen er optimal i forhold til de mulige kørbare veje og interfererende metankilder
 2. Vindhastigheden er mellem 2 og 10 m s⁻¹
 3. Det atmosfæriske tryk er stabilt omkring det gennemsnitlige tryk i området
- (3) På måledagen udføres en indledende screening, hvor metankoncentrationen måles på selve deponiet, i randen af deponiet samt i området omkring deponiet. Formålet med den indledende screening er at identificere mulige emissionsområder for at kunne placere sporflaskerne således, at sporstoffrigivelsen simulerer metanemissionen bedst muligt. Screeningen udført i området omkring deponiet har til formål at undersøge for mulige interfererende metankilder i området. Hvis der er begrænset adgang til deponiet (dvs. få kørbare veje), kan der anvendes en håndholdt metandetektor, f.eks. en Flamme-Ioniseringsdetektor (FID), til at finde og/eller tjekke potentielle emissionsveje, f.eks. områder med vegetationsskader, revner i afdækningslaget, skråninger, perkolatbrønde, el. lign. Under målekampagnen måles vejr og vindforhold (temperatur, barometertryk, vindhastighed og -retning) f.eks. ved opstilling af en vejstation. Alternativt kan der efterfølgende indhentes vejrdata fra deponiets egen vejstation eller fra en lokal vejstation.
- (4) Efter screeningen udføres en baggrundsmåling opvinds deponiet.
- (5) Gasflasker med sporstof (acetylen) placeres på de vigtigste emissionsområder (typisk 2 til 4 flasker) med en samlet sporstoffrigivelse på typisk 1-2 kg h⁻¹. Det er afgørende, at den præcise frigivelsesrate kendes. Hertil anvendes præcisionsflowmetre, og desuden vejes alle gasflasker før og efter udførelsen af en målekampagne. En frigivelse af sporgas på 0,5 kg h⁻¹ per flaske vil give en stabil frigivelse over en periode på minimum 4 timer, når man bruger standard 21 L acetylenflasker. Som en ekstra kontrol, sammenlignes den målte frigivne mængde sporgas med den frigivelse, der beregnes på baggrund af gasflaskernes vægtændring.
- (6) Fanerne af metan og sporstof nedvinds deponiet lokaliseres ud fra real-time-målinger udført med det mobile analyseudstyr, og der udføres minimum 10 traverseringer af metan- og sporstoffanen. Det er vigtigt, at måletraverset dækker hele fanen, således at målebilen først vendes, når man er sikker på, at man er ude af fanen – altså, at der måles baggrund på udstyret. Hvis der ikke er et godt match mellem metan- og sporstoffanen, kan placeringen af sporstofflasker ændres, så metanfanen simuleres bedre, og der måles igen. En alternativ mulighed kan være at udføre målingerne længere nedvinds for at få et bedre match mellem metan- og sporstoffanen.
- (7) Når der er udført minimum 10 gode traverseringer, stoppes frigivelsen af sporgas, og der laves en opvindsmåling for at tjekke evt. ændringer i baggrundskoncentrationen. Hvis målekampagnen forløber over en længere tidsperiode (3-4 timer), bør der med jævne tidsmellemløb udføres en baggrundsmåling.
- (8) Ved beregning af metanemissionen, trækkes baggrundskoncentrationen af metan og sporstof fra de målte koncentrationer i fanen. Der beregnes en gennemsnitsbaggrundskoncentration ud fra de udførte målinger før, under og efter traversering af metan- og sporstoffanen. Til bestemmelse af forholdet mellem sporgas og metan, som er centralt i beregningen af metanemissionen, integreres hver enkelt målte fane af metan og sporgas og forholdet mellem de to størrelser bestemmes. Dette har vist sig at være den mest præcise fremgangsmåde, idet den giver den laveste usikkerhed (Mønster et al., 2014).

Box 6.2 Klintholm – Biocover – Baselinekortlægning (baseret på Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014).



- Den indledende inspektion viste flere områder på skrænterne med vegetationsskader
- Den udførte FID-screening viste omkring 20 hot-spot-områder med kraftigt forhøjede metankoncentrationer. Det samlede areal blev estimeret til 500 m² – de fleste hot-spot-områder blev fundet langs den sydlige og vestlige skrænt
- Ingen hot-spot-områder blev observeret på toppen af deponiet, hvis årsag blev tilskrevet det tykke jordlag som var blevet deponeret
- Total-metanemissionen fra Celle 0 blev målt vha. sporgasdispersionsmetoden før at biocoversystemet blev etableret ved to tilfælde i april 2008 (4,3 kgCH₄/time) og august 2008 (6,4 kgCH₄/time)
- Totalmålingerne blev vanskeliggjort af tilstedeværende andre kilder (komposteringsplads og nyere celler) og der blev benyttet flere sporgasser for at forbedre sikkerheden i resultatet
- Da Klintholm-projektet var et udviklings/forskningsprojekt blev der gennemført flere supplerende målinger:
 - Fluxkammermålinger blev gennemført i hot-spot-områder, og baseret på fluxmålingen og estimat af arealerne af de specifikke hot-spots, blev den samlede flux fra de 20 identificerede hot-spots estimeret til 2,3 kgCH₄/time
 - Der blev identificeret to eksisterende punktudslip i form af åbne gasboringer som blev kvantificeret vha. sporgasmetoden for punktudslip (Fredenslund et al., 2010) til en samlet flux på 0,2 kgCH₄/time
 - Der blev observeret horisontal gastransport ud i de omkringliggende arealer, hvis årsag blev tilskrevet den manglende bundmembran, den underliggende kalkgrav, og det tykke dække af lerjord
 - Installerede poregasprober og gennemførte fluxkammermålinger i de omkringliggende arealer viste primært tilstedeværende forhøjede CO₂ koncentrationer/fluxe som blev forklaret med en aktiv oxidation af udstømmende metan i jordlagene

7. Afprøvning og valg af biocovermaterialer

Dette kapitel beskriver de overvejelser, der ligger i at identificere lokalt tilgængelige og egnede materialer, som potentielt kan bruges i et biocoversystem, som metanoxiderende materiale i gasfordelingslaget eller til almindelig afdækning af deponioverfladen, samt give forslag til, hvordan materialernes egnethed kan testes. Som metanoxiderende materialer fokuseres især på kompost og beslægtede materialetyper, som oftest produceres lokalt. Box 7.3 – placeret sidst i kapitlet – summerer valg og afprøvning af biocovermaterialer for Klintholm Biocover-projektet.

7.1 Kortlægning af forekommende materialer til metanoxidationslag

Som beskrevet i kapitel 3, har der været anvendt flere forskellige materialer til metanoxidationslaget: kompost, jord (evt. konstrueret ved sammenblanding af forskellige jordtyper), kompost med iblandet sand eller træflis, eller neddelt haveaffald. De fleste erfaringer er opnået med kompostbaserede materialer, som har mange fordele (se Tabel 3.3). Det anbefales at benytte lokalt produceret, modnet kompost med en alder på ca. 1 år. Komposten sigtes gennem 15 mm sold, og den grove fraktion kasseres.

Andre materialer kan formentlig også vise sig egnede, men det kræver grundigere indledende undersøgelser for at fastsætte deres egnethed som metanoxiderende materiale (se afsnit 7.2).

Den australske biocoverhåndbog (DECCW, 2010) har summeret gode karakteristika for et metanoxiderende materiale, hentet fra litteraturen:

- En høj porøsitet (60-70 % vol/vol), med tilstrækkeligt organisk stof til at tilbageholde vand. Høj porøsitet giver høj gasdiffusivitet.
- Moderat gasledningsevne ($>10^{-5} \text{ ms}^{-1}$). Gasledningsevnen for det metanoxiderende lag bør være betydeligt mindre end gasledningsevnen i det underliggende gasfordelingslag, for at sikre en god fordeling af gas før at den strømmer op i metanoxidationslaget (jf. afsnit 3.8).
- Tilpas modnet, så kraftigt konkurrerende iltforbrug ved aerob nedbrydning af ikke nedbrudte bestanddele undgås. Humer & Lechner (2001) foreslår, at komposten skal have en respirationsrate, målt over 7 døgn, på mindre end 8 mgO₂/g (tørvægt) og et C:N-forhold på cirka 15.
- Høj feltkapacitet (vandtilbageholdelsesevne) på 35-45 % vol/vol ud af en høj porøsitet på 60-70 % vol/vol, således at der stadig er en høj andel af gasfyldte porer.
- Homogen strukturel kvalitet, så der ikke opstår områder med højere gasledningsevne, med deraf øget risiko for hot-spot-dannelse.
- Acceptable koncentrationer af stoffer, som kan virke inhiberende overfor de metanoxiderende bakterier: ammonium < 350 ppm og ingen nitrit (Humer & Lechner 2001), saltindhold < 6 mS cm⁻¹ (Gebert et al., 2003) og kobber > 60 mg kg⁻¹ (Scheutz & Kjeldsen 2001).

Der kan således opstilles flere anbefalede krav til materialet, der benyttes i metanoxidationslaget. Som det ses, omfatter de både fysiske parametre (porøsitet, vandtilbageholdelsesevne og gasledningsevne) og mere kemiske karakteriseringsfaktorer (respiration, koncentration af C, N og

evt. potentielt inhiberende stoffer). Hvor der for de kemiske parametre findes standarder, som følges ved analyse på kommercielle laboratorier, er det mere udefineret, hvilke metoder, der er tilgængelige for analyse af de nævnte fysiske parametre. Der er behov for at få beskrevet nogle egnede metoder for disse parametre.

Som minimum anbefales det at udføre en test for metanoxideringsmaterialets evne til at oxidere metan samt en test af materialets iltforbrug. Denne aktivitet kan eventuelt suppleres med en analyse af metanoxideringsmaterialet ved et godkendt laboratorium for følgende parametre som minimum: vandindhold, tørstof, TOC, TON, nitrat, ammonium, og pH. Dette kan især være relevant for valg af ukendte materialer eller materialesammensætning.

På basis af danske og udenlandske erfaringer, anbefaler vi acceptværdier for de i testene målte værdier. For respirationstesten anbefaler vi at benytte den af Humer & Lechner (2001) foreslåede maksimale respirationsrate, målt over 7 døgn, på $8 \text{ mgO}_2/\text{g}$ (tørvægt) – svarende til $48 \text{ } \mu\text{g O}_2/(\text{g (tørvægt) og time})$. For metanoxideringsraten bør denne være større end $20 \text{ } \mu\text{g CH}_4/(\text{g (tørvægt) og time})$.

7.2 Test af oxidationsevne

Der er, som beskrevet i afsnit 3.3-3.4, høstet en del erfaringer med danske komposttypers egnethed som metanoxiderende materiale (Pedersen et al., 2011, Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014). Undersøgelserne har vist, at de fleste kompostmaterialer kan understøtte metanoxideration – med nogle få undtagelser. Undersøgelserne har via batch- og søjleforsøg bestemt rater for metanoxideration. Det er vores erfaring, at de målte rater ikke kan overføres direkte til feltforhold – materialer, som indbygges i et biocoversystem, udvikler sig afhængigt af den metanbelastning, som de udsættes for, samt herskende miljøforhold (hvor vandindhold og temperatur er de vigtigste faktorer). Test af oxidationsevne af potentielt egnede, identificerede materialer, kan således ikke have til formål at bestemme dimensionerende oxidationsrater for biocoversystemet, men mere at teste, at der ikke er ukendte egenskaber ved de udvalgte materialer, som gør, at metanoxideringsprocessen ikke kan opretholdes. Derfor anbefales der simple tests i form af batchforsøg, som vil kunne gennemføres i et laboratorium – oftest på under en uge – for et antal materialer, som ønskes testet. Det anbefales også, at der laves forsøg, som belyser materialernes respiration (iltforbrug). Forsøgene kan relativt let udføres idet samme forsøg som brugt til at bestemme metanoxideration kan bruges, bare uden tilsætning af metan. Box 7.1 beskriver, hvorledes batchforsøg kan opstilles og monitoreres. De beskrevne forsøg kræver tilgængelighed af et egnet laboratorium, som vil kunne udføre batchforsøgene, herunder analyse for CH_4 , O_2 og CO_2 på små udtagne gasprøver (gøres bedst vha. gaskromatografi). Box 7.2 beskriver en idé til batchforsøg, udført på større skala og med brug af udstyr, som er mere tilgængeligt ude på et affaldsdeponi. Analysen tænkes udført med en IR-måler, som deponier og rådgivere ofte har adgang til. Ideen har endnu ikke været testet.

Box 7.1 Batchforsøg til test af materialers egnethed som metanoxideringsmateriale.

Batchforsøg udføres i glasbeholder (f.eks. 500 mL) med tætsluttende låg – som tillader, at der løbende kan udtages gasprøver – f.eks. en butylgummiprop. Der udtages en repræsentativ prøve af materialet, som ønskes testet. Prøvens vandindhold bestemmes på delprøve og resten opfuges til et vandindhold på omkring 20 gram vand/gram materiale (tørstof-basis). Der tilsættes 50-100 gram materiale (tørstof-basis) til en beholder med volumen på ca. 500 mL. Der opstilles også kontrolbatche, dvs. batche uden tilsætning af materiale.

Test af respirations-rate (iltforbrug)

Beholderne lukkes. Der udtages derefter en gasprøve umiddelbart efter lukning, samt 1-3 gange samme dag. Alle prøver analyseres for O_2 og CO_2 . De følgende dage udtages flere gasprøver indtil der er sket et signifikant fald i O_2 eller stigning i CO_2 . Data afbildes i et O_2/CO_2 -koncentrations vs. tid-plot – der bør som minimum være fire datapunkter. Raten for forbruget af O_2 beregnes som hældningen på den bedst "fittende" linje. Data fra kontrolbatch afbildes – der bør ikke være ændringer i O_2 og CO_2 .

Metanoxideringstest

Beholderen åbnes og skylles med luft vha. en stor sprøjte. Beholderen lukkes igen, og der udtages ca. 100 mL af luftindholdet i beholderen; herefter tilsættes ca. 100 mL CH_4 . Der tages derefter en prøve umiddelbart efter lukning, samt 1-3 prøver mere samme dag, som alle analyseres for CH_4 (samt O_2 for at sikre, at der er ilt tilstede under hele oxidationstiden og CO_2 som en indikation af, at faldet i CH_4 skyldes oxidation af CH_4 med dannelse af CO_2). Iltforbruget samt dannelsesraten af CO_2 skulle gerne være større end under respirationstesten. Data afbildes i et $CH_4/O_2/CO_2$ -koncentration vs. tid-plot. Raten for oxidation af CH_4 beregnes som hældningen på den bedst "fittende" linje. Data fra kontrolbatch afbildes – der bør ikke være ændringer i CH_4 , O_2 og CO_2 . Hvis raten for metanoxidering ikke overstiger nedenstående acceptværdi, kan man gentilrette metan og gennemføre testen igen.

Anbefalede acceptværdier

Respirationstest:	< 48 $\mu g O_2/g$ materiale (tørvægt) og time
Metanoxideringstest:	> 20 $\mu g CH_4/g$ materiale (tørvægt) og time

Box 7.2 Uafprøvet idé til ”Tromleforsøg” for test af materialers egnethed som metanoxideringsmateriale.

Tromleforsøg udføres i 200 L spændlågssfad i metal (beholder, hvor låg kan monteres/afmonteres). Låget modificeres med gastilsætningsrør, prøvetagningsstuds og manuel omrøringspropel – se Figur 7.1.

Der udtages en repræsentativ prøve af materialet (f.eks. kompost), som ønskes testet. Prøvens vandindhold bestemmes på delprøve og resten opfugtes til et vandindhold på 200 mL vand/kg materiale (tørstof-basis). Der tilsættes 20 kg materiale (tørstof-basis) til beholderen.

Test af respirationsrate (iltforbrug)

Beholderen lukkes. Der tages derefter en gasprøve fra luftvolumenet i beholderen med det samme, samt 2-3 gasprøver senere samme dag. Prøverne analyseres for O₂ og CO₂ ved hjælp af IR-måler, hvis indtagsslange påsættes prøvetagningsrøret. Tiden, hvor IR-måleren pumper fra beholderen, minimeres (for ikke at fjerne en signifikant del af gasvolumenet i beholderen). Der tages, hvis nødvendigt, prøver de følgende dage. Data afbilledes i et koncentration vs. tid-plot – der bør være minimum fire datapunkter. Raten for dannelse af CO₂ beregnes som hældningen på den bedst fittende linje.

Metanoxidationstest

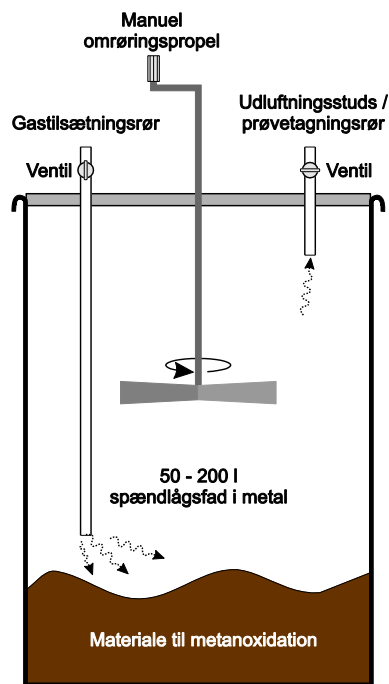
Beholderen åbnes og skylles med støvsuger. Beholderen lukkes igen og der indpumpes CH₄ (evt. i form af deponigas) til en startkoncentration af CH₄ på 10-25 % (vol.). Der tages derefter prøve med det samme samt 2-3 prøver senere samme dag. Prøverne analyseres alle, med IR-måler påsat prøvetagningsrør for CH₄ (samt O₂ for at sikre, at der er ilt tilstede under hele oxidationstiden og CO₂ som en indikation af, at faldet i CH₄ skyldes oxidation af CH₄ med dannelse af CO₂. Dannelsesraten af CO₂ skulle gerne være større end under respirationstesten. Der tages – hvis nødvendigt – prøver de følgende dage. Data afbilledes i et koncentrations vs. tid-plot – der bør være minimum fire datapunkter. Raten for oxidation af CH₄ beregnes som hældningen på den bedst fittende linje.

Anbefalede acceptværdier

Respirationstest: < 48 µg O₂/g materiale (tørvægt) og time
Metanoxidationstest: >20 µg CH₄/g materiale (tørvægt) og time

7.3 Kortlægning af forekommende materialer til gasfordelingslag

Som beskrevet i afsnit 3.6 anbefales det at etablere et gasfordelingslag under metanoxideringslaget for at opnå så homogen en gasbelastning op i oxidationslaget som muligt. Laget bør have en tykkelse på 30-50 cm, så det kan være væsentlige mængder, der går til gasfordelingslaget. Egnede materialer skal have en høj gasledningsevne – gerne mere end 10 gange højere end metanoxideringslagets gasledningsevne – for at fremme den horisontale gasfordeling i laget. For at reducere omkostningerne, er det en oplagt mulighed at benytte lokale materialer, fremstillet ud fra restprodukter, som modtages i affaldshåndteringssystemet. Dette kunne være betonskærver, som fremstilles ved nedknusning og sigtning af beton-byggeaffald, hvor den fine fraktion hidrørende fra nedknusningen sigtes fra. En partikelfraktion fra 15-45 mm er velegnet til opbygning af gasfordelingslag. Der er også eksempler på, at knust glasaffald har været anvendt (Bogner et al., 2010). Kan materialer baseret på restprodukter ikke fremskaffes, kan kommercielt tilgængelige stenmaterialer, såsom ærtesten, også være velegnede gasfordelingsmaterialer.



Figur 7.1 Principskitse for tromleforsøg til gennemførelse af respirationstest og metanoxidationstest.

7.4 Materialer til generel afdækning af affaldsdeponiet

Mange biocoversystemer, såsom bioinduesystemer og biofiltersystemer, designes så en betydelig del af deponiets overflade vil fremstå med en afdækning, som er ugennemtrængelig for gas. Samtidig kan der være et ønske om, eller krav til, at dele af nedbøren siver igennem afdækningslaget med henblik på at opnå en stabilisering af affaldslaget (via øget udvaskning og fremme af den mikrobielt baserede nedbrydning af det organiske indhold – med deraf følgende gasdannelse). Derfor bør afdækningslaget have et vist lerindhold og dermed en høj feltkapacitet, hvilket betyder, at det meste af porøsiteten er opfyldt af vand, resulterende i en lav gasfyldt porøsitet og dermed lav gasledningsevne og gasdiffusivitet. Hvis lerindholdet er for højt, bliver vandledningsevnen lav og infiltrationen af nedbør tilsvarende lav. Laget bør tilså med græs eller lignende – bl.a. af hensyn til æstetikken, men også for at reducere udtørring under varme somre, som kan skabe udtøringsrevner med øget risiko for dannelse af emissions-hot-spots. Beplantningen kan også reducere faren for erosionsskader på slutafdækning som følge af skybrud og efterfølgende stor overfladisk afstrømning. Dette er især vigtigt på deponiets skrænter, som også er områder, hvor der ofte ses dannelse af emissions-hot-spots.

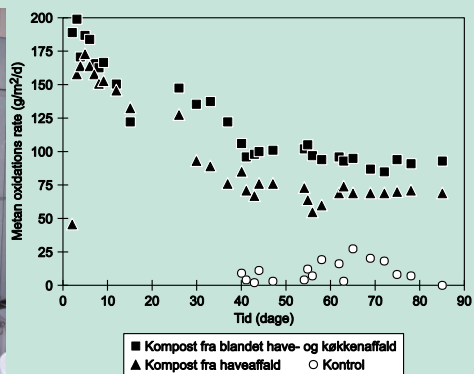
I nogle tilfælde vil afdækningslaget ikke være ugennemtrængeligt for gas på alle tidspunkter af året. Eksempelvis om sommeren, kan vandindholdet falde til niveauer hvor der vil opstå en luftfyldt porøsitet, som kan lede til gastransport. I sådanne tilfælde vil gasgennemstrømningen forventeligt være af en størrelse, som muliggør en naturlig mikrobiel oxidation af gassens metanindhold med deraf resulterende ubetydelig metanemission fra afslutningslaget. Dette kræver, at afslutningslaget fremstår homogent og indeholder jord af ens beskaffenhed. Områder med lavere lerindhold kan betyde en lokal forøgelse af gasledningsevne med dannelse af et hot-spot-område til følge.

Box 7.3 Klintholm Biocover – Afprøvning og valg af biocovermaterialer (baseret på Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014).



Figur. Batchforsøg med kompost til test af metanoxidations- og respirationsrate (kontroltest til højre)

- Klintholm Deponi producerer lokalt to typer kompost, én baseret alene på have/parkaffald og én baseret på blanding af køkkenaffald og have/parkaffald
- Det nærliggende Svendborg komposteringsanlæg producerede kompost baseret på have/parkaffald
- Forskellige typer kompost, samt blandinger af forskellige typer kompost, blev testet i simple batchtest (som beskrevet i box 7.1)
- Alderen af den modnede kompost var fra 6 måneder til 5 år
- Kompost blev sigtet igennem 45 mm og 15 mm sold
- Målte metanoxidationsrater lå i intervallet 0,6-110 $\mu\text{g mgO}_2/(\text{g materiale (tørvægt) og time})$
- Materialet sigtet med 45 mm sold gav høje respirationsrater og lave metanoxidationsrater og blev ikke anset som egnet til metanoxidationsmateriale i biocoversystemet
- Der valgtes en blanding af kompost (baseret på have/parkaffald fra Svendborg) og køkkenaffald/have/parkaffald fra Klintholm da der ikke var nok af én type kompost til alle biofiltre som konstrueredes
- Som en ekstra sikkerhed blev der gennemført kolonnetest med de mest lovende materialer fra batchforsøgene.
- Forsøgene vist metanoxidationskapaciteter på 150-200 $\text{gCH}_4/(\text{m}^2 \text{ og døgn})$ som i løbet af 40 døgn faldt til stabile niveauer på 75-110 $\text{gCH}_4/(\text{m}^2 \text{ og døgn})$



Figurer. Kolonnetest med forskellige komposttyper

8. Design og etablering af fuldskala biocover-system

Dette kapitel beskriver, hvilke overvejelser der ligger i fastsættelse af det nødvendige areal af metanoxideringsfelterne, samt hvordan man sikrer robuste biocoversystemer, der lever op til den forventede effektivitet for imødegåelse af metanemissionen. Box 8.1 – placeret sidst i kapitlet – summerer design og etablering af biocoversystemet på Klintholm Deponis celle 0.

8.1 Dimensionering af biocover areal

Hvis den valgte type af biocoversystem ikke er det fuldt dækkende biocover (se tabel 3.4), skal det nødvendige areal af metanoxideringsfelterne (i form af biovinduer eller biofiltre) dimensioneres. Dette gøres ud fra de udførte baseline-målinger af total metanemission (målt i $\text{kg CH}_4/\text{time}$), samt en dimensionerende metanoxideringskapacitet for det etablerede metanoxideringslag (målt i $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$). Hvis deponiet har et gasudnyttelses- eller affaklingsanlæg, som planlægges nedlagt som led i etableringen af biocoversystemet, skal dette anlægs behandlede gasflux (målt i $\text{kg CH}_4/\text{time}$) tillægges til den målte totale metanemission fra baseline-undersøgelsen.

Fastsættelse af den dimensionerende metanoxideringskapacitet.

Udførte kolonneforsøg med danske kompostmaterialer har typisk givet metanoxideringskapaciteter på 70-200 $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$ (se tabel 3.3). Da forholdene i et kolonneforsøg er tæt på optimale, forventes metanoxideringskapaciteten for et fuldskalaanlæg at ligge et stykke under dette. Det skal dog bemærkes, at der ofte er målt betydeligt højere temperaturer i metanoxideringslagene end stuetemperatur, hvorunder kolonneforsøgene oftest er udført. Højere temperaturer vil give hurtigere omsætning af metanen (jf. afsnit 3.3).

DEECW (2010) giver en dimensionerende metanbelastning for 80 % reduktion med biofiltre på ca. 5 $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{time}$, svarende til 120 $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$. Dette er for biofiltre med relativt små dimensioner og for et klima som i Sydney, Australien, som er lidt varmere end det danske.

Det er desværre ikke muligt at fastlægge en dimensionerende metanoxideringskapacitet på basis af de tre danske fuldskalaanlæg – enten pga. en heterogen belastning (Fakse og Klintholm) eller en lavere belastning end forventet (AV Miljø).

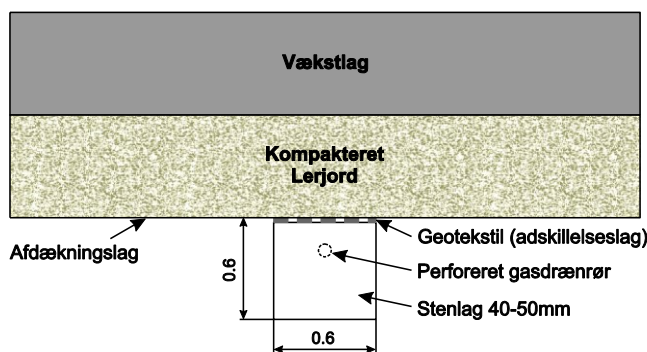
Det foreslås derfor, indtil der er opnået bedre feltdata for metanoxideringskapaciteter for danske fuldskalaanlæg, at benytte en dimensionerende metanoxideringskapacitet på 50 $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$. Med flere opnåede erfaringer, herunder med at undgå hot-spot-områder på metanoxideringsfelterne, kan det tænkes, at den dimensionerende metanoxideringskapacitet kan forøges til en værdi tættere på f.eks. 100 $\text{gCH}_4/\text{m}^2\cdot\text{døgn}$.

8.2 Skitseprojekt for biocover-system

På basis af de udførte baselinemålinger og den opbyggede konceptuelle model for gasspredning og -emission, vælges hvilken type af biocoversystem, der vil være mest velegnet. Tabel 2.1 oplister forskellige scenarier med hensyn til eksisterende imødegåelsessystem og tilstedeværelse af væsentlige ukontrollerede, diffusive gasudslip (gennem dårligt dækkede skrænter, perkolatsystem

mm). Hvis der f.eks. ikke er observeret en væsentlig diffusiv metanemission fra et deponi med et aktivt gasudnyttelses anlæg, vil gasmotoranlægget kunne udskiftes med et biofilter, som får tilledt gassen fra det eksisterende gasekstraktions anlæg. I den forbindelse bør det overvejes, om biofiltret vil kunne fødes passivt, dvs. uden brug af gaspumpe(r). Hvis eksisterende gaspumper afvikles, vil dette lede til en opbygning af et højere gastryk inde i deponiet, som passivt kan lede gassen frem i ekstraktionssystemet. Hvis afdækningslaget er af god kvalitet, uden hot-spot-områder, forventes det højere gastryk ikke at lede til forøget diffusiv emission og dannelse af hot-spot-områder. Så hvis der ønskes en passiv løsning, hvor gastilledningen til biofiltrene sker ved opbygning af højere gastryk i deponiet (se de forskellige typer af biocoversystemer i tabel 3.4), er det ekstra vigtigt at sikre sig mod nyopståede hot-spot-områder (se næste kapitel). Man kan også vælge at bevare gaspumpen og derved basere sig på et aktivt system (jf. tabel 3.4).

Hvis der ikke før har været etableret et gasekstraktionssystem (scenarie 1 i tabel 2.1), og der er observeret en væsentlig diffusiv emission, f.eks. fra deponiets skrænter (som det var tilfældet på Klintholm deponis celle 0 – se box 6.2), kan det være nødvendigt at etablere et antal gasdræn på skrænterne. Gasdrænet kan konstrueres som vist på figur 8.1, som minder meget om det på Klintholm deponi anvendte system. Alternativt kan metanoxideringsfelterne etableres som biovinduer (se tabel 3.4 og Figur 3.2) lokaliseret på steder, hvor der er observeret emissions-hot-spots. Hvis dette er på stejle skrænter, kan det være vanskeligt at etablere geoteknisk stabile kompostfelter oven på skrænterne.



Figur 8.1. Snit gennem typisk gasdrænsystem, etableret under afdækningslag (efter DEECW, 2010).

Som beskrevet i tidligere kapitler (se Figur 3.2 og 3.3) anbefales det kraftigt, altid at etablere et gasfordelingslag under selve metanoxideringslaget. Erfaringer viser, at det er yderst vanskeligt at opnå en tilstrækkelig homogen belastning af metanoxideringslaget, hvis dette lag f.eks. konstrueres direkte på en fritlagt affaldsoverflade. Gasfordelingslaget opbygges af grove materialer (jf. afsnit 7.3), gerne bestående af genanvendte materialer, såsom nedkølet beton el. lign. Laget bør have en tykkelse på minimum 30 cm, gerne en smule tykkere. Gasfordelingen til dette lag forbedres ved etablering af et netværk af perforerede gasrør (se f.eks. Figur 3.6a). Med fordel kan der etableres lodrette gasrør, lukket foroven med låg påsat en studs, for at få mulighed for at monitorere sammensætningen af gassen, som ledes op i metanoxideringslaget.

Oven over gasfordelingslaget etableres et lag af metanoxideringsmateriale, f.eks. en modnet kompost (se afsnit 7.1). Laget bør have en tykkelse på 80-100 cm. Etableringen af kompostlaget bør ske med metoder, som hindrer kompaktering af metanoxideringslaget fra tungt entreprenørmateriel.

I nogle tilfælde vil de fremskaffede materialer til biocoversystemet (hvad angår både materialer til gasfordelingslaget, metanoxideringslaget og materialer til de generelle afdækningsjordlag) ikke være fuldstændigt homogene; de kan f.eks. stamme fra forskellige producenter eller lokaliteter. I sådanne tilfælde bør materialerne udlægges i tynde lag oven på hinanden, så man undgår områder

med afvigende materialeegenskaber, som alt i alt kan fremme dannelsen af emissions-hot-spot-områder – især pga. forskelle i gasledningsevne eller metanoxideringskapacitet.

Som beskrevet i afsnit 3.8 kan der opstå problemer med at få en homogen infiltration af overskydende nedbør, som falder på metanoxideringsfelterne pga. kapillære effekter i grænselaget mellem metanoxideringslaget og det grovere gasfordelingslag med deraf følgende heterogen gasfordeling til metanoxideringslaget. Dette blev for pilot-biocoversystemet på AV Miljø løst med et zig-zag-formet interface (se figur 3.6b), som viste sig effektivt til at undgå ophobende infiltrationsvand. Etableringen af denne overflade vil selvfølgelig kræve mere tid. Det blev dog i dette tilfælde vurderet af have en begrænset betydning for økonomien.

Der bør i øvrigt etableres et system til bortledning af det infiltrerende nedbør, f.eks. med en hældende bund under gasfordelingslaget, som leder vandet til en drængrøft, der kobles til det overordnede system til håndtering af overfladevand, som dannes ved overskydende nedbør for den del af deponioverfladen, der ikke udgøres af metanoxideringsfelter. I den forbindelse er det vigtigt at etablere en vandlås, som kan forhindre at gassen transporteres væk via vandafledningssystemet i stedet for at sive op igennem metanoxideringslaget.

Generelt bør etablering af biocoversystemer udføres på et tidspunkt på året, hvor man undgår kraftig nedbør og/eller lave temperaturer, som kan påvirke kvaliteten af diverse aktiviteter med etablering af gasdræn og udlægning af diverse materialelag. Man bør også være opmærksom på, at håndtering og udlægning af kompost i tynde lag under ekstremt kolde perioder kan nedkøle komposten med deraf følgende lave initiale metanoxideringsrater og langsom selv-opvarmning (se afsnit 3.3 og 3.8).

Efter færdigetablering af metanoxideringsfelterne vil disse fremstå bare og uden vegetation. Hvis der ikke gøres særlige tiltag, viser erfaringerne, at der hurtigt vil etablere sig forskellige ukrudtsplanter – særligt, hvis der er anvendt kompost som metanoxideringsmateriale. Dette kan måske undgås ved tilsåning med græs, engblandinger el. lign. Der er dog ingen erfaringer med, om en sådan tilsåning kan udkonkurrere ukrudtsplanterne. En løbende slåning af vegetationen vil formentlig hjælpe. Dette bør dog ske med udstyr, som ikke kompakterer metanoxideringslaget yderligere (f.eks. udstyr som bliver brugt til slåning af grøftekanter langs veje). Generelle afdækningslag bør tilsås for at undgå erosion ved kraftig nedbør eller revnedannelse ved udtørring, samt for at fremme fordampningen fra deponioverfladen.

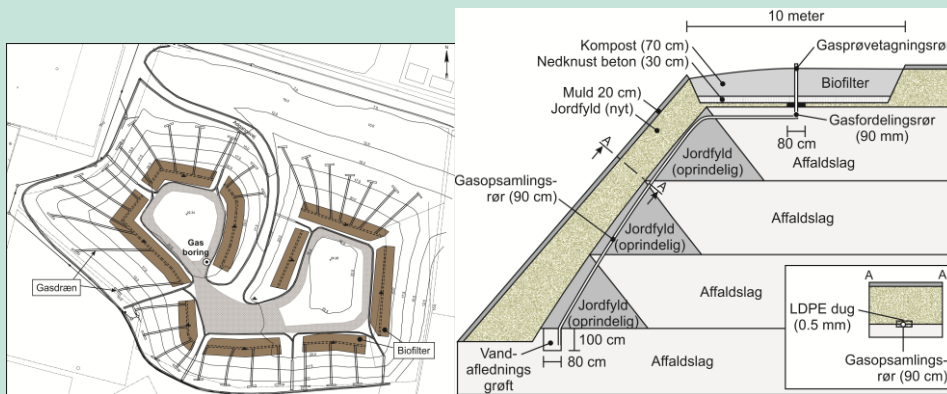
8.3 Tilsyn og funktionstests

Der bør føres intensivt tilsyn med arbejdet med at etablere et biocoversystem. Dette bør udføres af bygherren eller bygherrens rådgiver. Der vil ofte opstå uforudsete forhold, som kræver en hurtig beslutning og en eventuel mindre ændring af projektudførelsen.

Den sidste aktivitet, som udføres, vil ofte være ilægning af metanoxideringsmaterialet. For at få en idé om, hvordan gastillednings- og gasfordelingssystemet virker, kan der udføres en FID-screening for at vurdere, hvor homogen emissionen fra det fritliggende gasfordelingslag er. Dette giver mulighed for at udbedre eventuelle hot-spots. Man bør dog huske, at det først er, når metanoxideringslaget er etableret, at man opnår den ønskede gasspredning i gasfordelingslaget, iværksat af kontrasten i gasledningsevne af de to lag (jf. afsnit 3.8). I øvrigt kan der inden at biocoversystemet meldes færdigetableret udføres FID-screening omkring kritiske områder (overgangen mellem metanoxideringsfelter og jordafdækning, omkring eksisterende installationer (såsom perkolatbrønde eller andre rørgennemføringer). Herved kan utilsigtede udslip udbedres inden at monitoringen igangsættes.

Box 8.1 Klintholm Biocover – Etablering af biocoversystem (baseret på Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014).

- Baselineundersøgelsen viste, at metanemissionen kun skete fra celle 0's skrænter
- Totalemissionen, som skulle imødegås ved etablering af biocoversystemet, blev målt til 8,3 kgCH₄/time
- På basis af tests af kompostmaterialet, blev en blandingstype udvalgt og det blev valgt at benytte en dimensionerende oxidationskapacitet på 50 gCH₄/(m² og døgn)
- Det nødvendige samlede areal af metanoxideringsfeltet blev udregnet til 3.984 m²
- Ud fra geotekniske betragtninger blev det ikke anset muligt at konstruere metanoxideringsfelterne direkte oven på de emitterende skrænter. I stedet blev der konstrueret 33 gasdræn (1,5 m dybe) langs periferien af celle 0 (venstre figur), som blev gravet ind i skrænterne og dækket med gasugennemtrængeligt jorddække (højre figur). Afstanden mellem gasdræn var cirka 15 m



- Gasdræne blev koblet til de 9 biofiltre (i grupper af 2-6 gasdræn per biofilter), som blev placeret oven på det tykke jordlag på toppen af cellen (højre figur)
- Tykkelsen af kompostlaget var 80 cm mens gasfordelingslaget var 30 cm tykt og bestod af den grove fraktion af nedknust beton
- Gasdræne virkede også som bortledningsrør for overskudsnedbør som infiltrerede biofiltrene, og gasdrænsystemet var tilkoblet en vandlås for ikke at tabe gassen nedadtil og væk via vandbortledningssystemet
- Hele systemet var opbygget med passiv gastransport uden brug af pumper

9. Kortlægning af biocover-systemets evne til imødegåelse af metanemission

Dette kapitel giver forslag til, hvordan der bør gennemføres monitoring af det etablerede biocoversystem, med henblik på at vurdere systemets imødegåelseseffektivitet, samt metoder til identifikation af områder af biocoversystemet, som giver anledning til uacceptable hot-spots eller punktudslip. Endeligt gives der forslag til det mere langsigtede monitoringsbehov, samt hvad der kan gøres for at vedligeholde systemet over en længere årrække, for at bevare systemets funktionalitet. Box 9.2 – placeret sidst i kapitlet – summerer kortlægningen af biocover-systemets evne til imødegåelse af metanemission, gennemført i Klintholm Biocover-projektet.

9.1 Ibrugtagning og indkøringsfase

Som angivet i sidste kapitel, vil den sidste aktivitet i etableringen af biocover-systemet være, at de bioaktive metanoxiderende felter etableres, og at åbne monitoringsporte i et eventuelt tilstedeværende gastilledningssystem bliver lukket. Dette vil lede til en begyndende belastning af biofiltrene med deponigas. Belastningen vil i de fleste tilfælde lede til en opblomstring af den metanotrofe bakterieflora. De fleste kompostmaterialer vil have et væsentligt indhold af metanotrofe bakterier, da der ofte sker en vis metandannelse i centret af kompostmilerne under kompostmodningsprocessen, og metanen bliver ofte oxideret i de yderste dele af kompostmilen. Så selvom komposteringsprocessen basalt set er en aerob proces, indeholder kompost ofte metanotrofe bakterier (hvilket netop testes i forbindelse med udvælgelse af egnede biocover-materialer – se kapitel 7). Benyttes der andre materialer, kan der gå længere tid før at en stabil flora af metanotrofe bakterier har etableret sig i de konstruerede biofiltre. Det anbefales skønsomt at vente 2-3 måneder efter etableringen af biofiltre før, at de første monitoringsaktiviteter igangsættes.

9.2 Totalmåling af metanemission

Når indkøringsperioden er overstået, udføres der en totalmåling af metanemissionen fra deponicellen med biocoversystemet. Målingen udføres som beskrevet i kapitlet om baselinemålinger (afsnit 6.5). De første to år efter etableringen af biocoversystemet anbefales det, at der laves to målinger årligt i henholdsvis sommer- og vinterhalvåret. Der udregnes et gennemsnit af de to målinger. Resultatet sammenlignes med resultatet fra den tilsvarende måling i baselineaktiviteten, og der udregnes en imødegåelseseffektivitet gældende for det pågældende år. Box 9.1 – baseret på retningslinjer i Kjeldsen & Scheutz (2015) – giver lidt flere detaljer, samt alternative beregningsmetoder, som kan benyttes, hvis der ikke er udført baselinemålinger, eller efter at biocoversystemet har eksisteret i så mange år, at de oprindeligt udførte baselinemålinger ikke længere kan anses for repræsentative for gastilledningen til systemet.

9.3 Identifikation og udbedring af hot-spots

I tilfælde af, at den udregnede imødegåelseeffektivitet (baseret på den første totalmåling, udført efter ibrugtagningen) ikke lever op til forventningerne, kan det skyldes, at der findes uidentificerede punktudslip eller hot-spot-områder. Mange biocoversystemer vil bestå af egentlige biofilter-arealer, kombineret med deponioverflader, som er afdækket med jord med et tilpas højt lerindhold, for at opnå en lav gasgennemtrængelighed. Som beskrevet i afsnit 3.8, er det en udfordring at opnå en fuldstændig jævn fordeling af gassen til hele biofilter-arealet, og det kan være svært, fuldstændigt at undgå mindre områder med højere gasbelastning (såkaldte hot-spots). Derfor bør alle overflader screenes med en FID-måler for forhøjede metankoncentrationer efter, at biocoversystemet er etableret. Identificeres der områder med forhøjede metankoncentrationer (>25 ppm) uden for de metanoxiderende felter, udbedres disse via fjernelse af identificerede sprækker eller eroderede områder, eller ved udskiftning med jord med lav gasgennemtrængelighed. På biofiltre ses der i nogle tilfælde hot-spot-områder tæt på afgrænsningen af biofiltret. Her kan en øget komprimering af de bioaktive materialer langs afgrænsningen og/eller tildækning med jord i grænsezone være en god idé. Herudover kan der fokuseres på mulige punktudslip fra perkolatbrønde eller lignende ved FID-screening i nærområdet omkring brønden.

9.4 Opstilling af løbende monitoringsplan

Box 9.1 angiver som nævnt også metoder til vurdering af systemets imødegåelseeffektivitet som kan benyttes løbende gennem den efterfølgende langsigtede monitoringsperiode. Efter de to første år foreslås det, at der monitoreres hvert tredje år, idet der stadig laves to målinger årligt i henholdsvis sommer- og vinterhalvåret. Er den udregnede imødegåelseeffektivitet under en fastsat grænse, iværksættes yderligere supplerende målinger med henblik på at identificere nyopståede hot-spot-områder, hvor gassen eventuelt strømmer ud, uden væsentlig reduktion af metanindholdet. Box 9.1 foreslår et mål for imødegåelseeffektiviteten på 80 %. Ud fra de få erfaringer, der haves fra fuldskala biocoversystemer, anses en effektivitet på 80 % for opnåelig i de fleste tilfælde.

9.5 Potentielle tiltag for løbende funktionsudbedring og systemvedligeholdelse

I tilfælde af, at monitoringen dokumenterer, at biocoversystemet ikke lever op til forventningerne (f.eks. defineret som 80 % reduktion af gastilledningen) kan der gennemføres yderligere screeninger med FID-måler, samt almindelige inspektioner. I tilfælde af, at kompost eller lignende organiske materialer er benyttet, kan en vis ændring af kompostens egenskaber forventes, grundet den naturlige omdannelse af kompostens organiske bestanddele. Dette kan lede til reduktion af filterhøjden og filterlagets gasledningsevne. Der kan eventuelt også opstå vandpytter på de bioaktive felter grundet en samtidig reduktion af lagets evne til at infiltrere nedbør. Dette kan yderligere reducere lagets gasgennemtrængelighed, med fare for en voldsom forøgelse af hot-spot-områder, hvor igennem gassen bliver presset ud pga. en opbygning af gastrykket. Hvis monitoringsresultatet indikerer problemer med funktionaliteten, og den løbende inspektion af biocoversystemet samtidig identificerer problemer for de bioaktive felter, kan en fuldstændig eller delvis udskiftning af metanoxideringslaget komme på tale.

De ”gastætte” dele af biocoversystemet bør også løbende inspiceres, da kraftig nedbør kan give eroderede zoner, medens tørke kan give sprækker i jorden – begge forhold, som kan give uønsket gasudslip i hot-spot-områder. Dette vil kunne erkendes ved en lokal screening for metan, og kan udbedres relativt let ved tilføjelse af ny jord og bearbejdning af den eroderede/sprækkede overflade.

Box 9.1 Sammenfatning af foreslåede principper for monitoringsprogrammer for forskellige typer af biocoversystemer.

Monitering – ved aktiv gastilledning via rørsystem til biocoversystem

Gastilledningen, $\text{Metan}_{\text{tillædt}}$, beregnes ud fra målt gasflow (m^3/time) og metanindhold (%vol. omsat til kg/m^3). Metanoxidationen i og -emissionen fra ”gastætte” overflader regnes for negligerbar.

- Metanemissionen, $\text{Metan}_{\text{emitteret}}$, bestemmes med sporgasdispersionsmetoden – i starten to gange årligt
- Imødegåelseeffektivitet, E (%) udregnes:
$$E = 100 \% \cdot (\text{Metan}_{\text{tillædt}} - \text{Metan}_{\text{emitteret}}) / \text{Metan}_{\text{tillædt}}$$
- Hvis opsamlings effektiviteten er mindre end en fastsat grænse (f.eks. 80 %) igangsættes supplerende monitorering og tiltag til optimering af imødegåelsessystemet

Monitering – ved passiv gastilledning via rørsystem til biocoversystem

- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden før etableringen (baselinemålinger) og efter etableringen
- Imødegåelseeffektivitet, E (%) udregnes:
$$E = 100 \% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret efter etablering}} / \text{Metan}_{\text{emitteret før etablering}})$$

eller

Hvis der ikke er lavet baselinemålinger, kan følgende metode benyttes. Denne metode kan eventuelt også benyttes efter nogle år, hvor den udførte oprindelige baselinemåling ikke kan forventes at repræsentere metantilledningen til biocoversystemet:

- Gastilledningen kortsluttes med fri afluftning til atmosfæren
- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden både under normal drift og under afluftning
- Imødegåelseeffektivitet, E (%) udregnes:
$$E = 100 \% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret under normal drift}} / \text{Metan}_{\text{emitteret under afluftning}})$$
- Hvis opsamlings effektiviteten er mindre end en fastsat grænse (f.eks. 80 %) igangsættes supplerende monitorering og tiltag til optimering af imødegåelsessystemet

Monitering – ved passiv tilledning til deponiets jorddække eller biovinduer

- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden før etableringen (baselinemålinger) og efter etableringen
- Imødegåelseeffektivitet, E (%) udregnes:
$$E = 100 \% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret efter etablering}} / \text{Metan}_{\text{emitteret før etablering}})$$

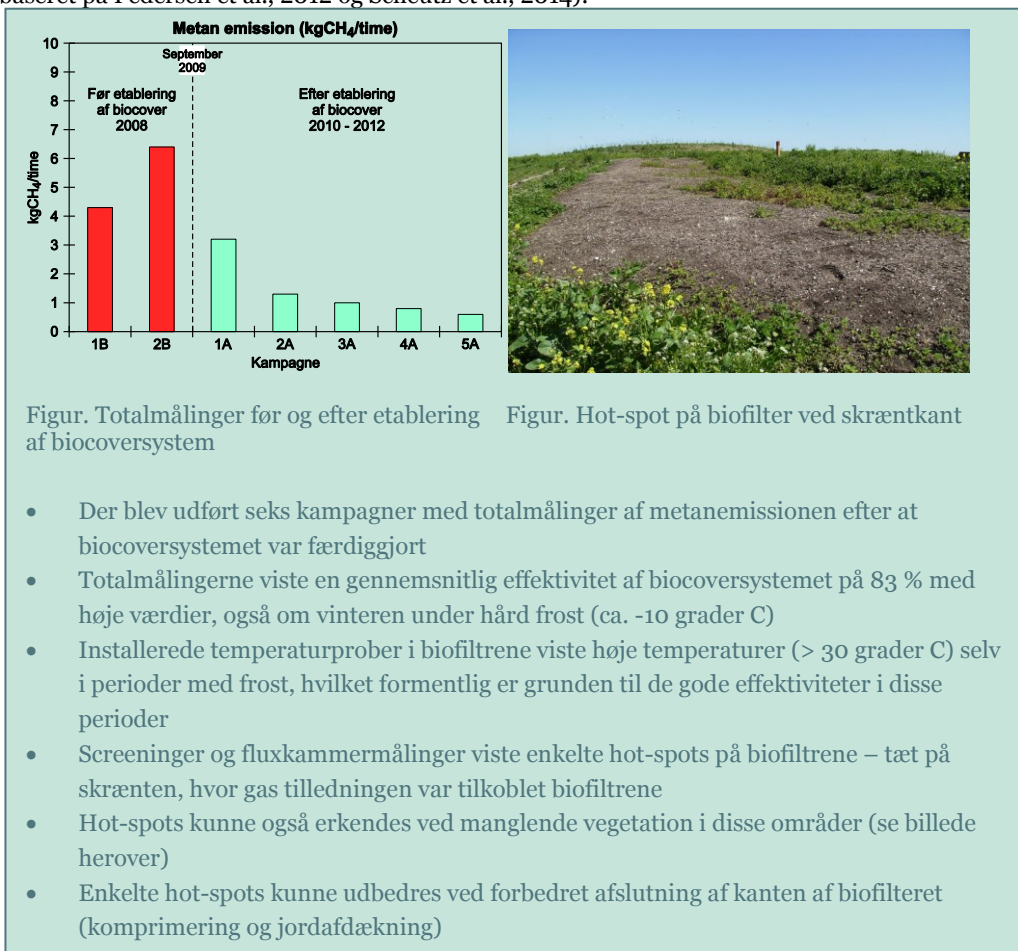
eller

- Metanemissionen bestemmes med sporgasdispersionsmetoden under normal drift
- Da gastilledningen forventeligt ikke kan kortsluttes, estimeres den gældende metanproduktion ved at ”nedskrive” den målte metanemission, før etablering – idet det skønsmæssigt forudsættes at emissionen før etableringen falder fra 100 % det 1. år til 0 % efter 30 år.
- Et *groft* skøn på imødegåelseeffektivitet, E(%) beregnes:
$$E = 100 \% \cdot (1 - \text{Metan}_{\text{emitteret under normal drift}} / \text{Metan}_{\text{produceret (estimeret via nedskrivning)}})$$
- Hvis opsamlings effektiviteten er mindre end en fastsat grænse (f.eks. 80 %) igangsættes supplerende monitorering og tiltag til optimering af imødegåelsessystemet

Der er i skrivende stund meget få erfaringer for, hvor lang tid biofiltre kan bevare deres funktionalitet, og det er noget som der bør fokuseres på i fremtiden.

Som nævnt i afsnit 8.3, bør der ske en vedligeholdelse af vegetationen. Der er ikke overbevisende dokumentation for, at vegetation forbedrer funktionen af biocoversystemer direkte (se afsnit 3.8). Den kan dog have en klar effekt i form af forøget fordampning, hvilket for store dele af året vil være en fordel for biocoversystemet. Hvis man vha. tilsåning og vedligeholdelsesrutiner kan holde eventuelle invasive arter nede, vil det være en fordel.

Box 9.2 Klintholm Biocover – Kortlægning af biocoversystemets evne til at reducere metanudslippet (baseret på Pedersen et al., 2012 og Scheutz et al., 2014).



Figur. Totalmålinger før og efter etablering af biocoversystem

Figur. Hot-spot på biofilter ved skræntkant

- Der blev udført seks kampagner med totalmålinger af metanemissionen efter at biocoversystemet var færdiggjort
- Totalmålingerne viste en gennemsnitlig effektivitet af biocoversystemet på 83 % med høje værdier, også om vinteren under hård frost (ca. -10 grader C)
- Installerede temperaturprober i biofiltrene viste høje temperaturer (> 30 grader C) selv i perioder med frost, hvilket formentlig er grunden til de gode effektiviteter i disse perioder
- Screeninger og fluxkammermålinger viste enkelte hot-spots på biofiltrene – tæt på skrænten, hvor gas tilledningen var tilkoblet biofiltrene
- Hot-spots kunne også erkendes ved manglende vegetation i disse områder (se billede herover)
- Enkelte hot-spots kunne udbedres ved forbedret afslutning af kanten af biofilteret (komprimering og jordafdækning)

10. Analyse af de økonomiske forhold for biocover-systemet

Etablering af biocoversystemer gennemføres som ét af mange tiltag for at nedbringe emissionen af drivhusgasser fra samfundets mange energiforbrugende og drivhusgasemitterende aktiviteter. Derfor er biocoversystemers "skyggepris" for imødegåelse en vigtig størrelse for at kunne vurdere omkostningseffektiviteten for netop denne form for imødegåelse. Finansministeriet (2013) præsenterer en metode, som benyttes til beregning af samfundsøkonomiske omkostninger ved etablerede virkemidler til reduktion af udslippet af drivhusgasser. Et eksempel på anvendelsen af denne metode, baseret på data fra Klintholm Biocover (Pedersen et al., 2012), kan ses i de beregninger, som Miljøstyrelsen (2013) spillede ind til Klima, Energi- og Bygningsministeriets virkemiddelkatalog (Tværministeriel arbejdsgruppe, 2013).

10.1 Opstilling af skyggepris-beregning på anlægsniveau

Beregningen af skyggeprisen udføres ved at opgøre etableringsomkostningerne for biocoversystemet. Ofte kan etableringen af et biocoversystem være en integreret del af en slutafdækning af affaldsdeponiet. I et sådan tilfælde estimeres andelen af de samlede omkostninger, som vedrører etablering af biocoversystemet. Omkostninger bør, udover entreprenøromkostninger, også omfatte udgifter til projektering, tilsyn og opmåling. På basis af de samlede etableringsomkostninger udregnes en årlig udgift ved bestemmelse af en forrentning med en passende årlig rentesats og en passende afskrivningsperiode (f.eks. 30 år). De løbende driftsudgifter estimeres også – udgifter til vedligeholdelse af biocoversystemet (screeningsudgifter, slåning af vegetation på metanoxideringsfelter, udskiftning/supplering af kompost, mm). De egentlige lovpligtige målinger af metanemissionen fra affaldsdeponiet medregnes ikke, da disse skal afholdes desuagtet, hvilket imødegåelsessystem, som er virksomt på det konkrete affaldsdeponi. De beregnede årlige udgifter fra afskrivning og forrentning af etableringsomkostninger lægges sammen med de årlige estimerede driftsudgifter og der opnås en årlig samlet udgift.

På basis af de udførte baselinemålinger af totalemissionen for metan og de første to års totalmålinger efter etablering af biocoversystemet, udregnes en imødegåelseeffektivitet (se kapitel 9). Det forudsættes efterfølgende, at den opnåede imødegåelseeffektivitet kan opretholdes for den fremtidige monitoringsperiode. Den udførte baselinemåling af total metanemission forudsættes at repræsentere den genererede metanmængde for år 0. Det er almindeligt kendt, at metandannelsen fra et affaldsdeponi støt og roligt falder med årene. En skønsmæssig metode til at tage hensyn til dette, kunne være at forudsætte at metandannelsen er faldet til nul efter en fastsat periode (f.eks. 30 år). Herved kan den samlede dannede gas for hele den fastsatte periode udregnes, og ved at gange denne med imødegåelseeffektiviteten, estimeres den forventede samlede mængde metan, som imødegås af biocoversystemet (i tons CH_4). Denne mængde kan omregnes til CO_2 -ækvivalenter ved at gange metanmængden (i tons CH_4) med 25. De samlede udgifter for alle årene i den fastsatte periode divideres med den samlede imødegåede mængde drivhusgas (i tons CO_2 -ækvivalenter) hvorved "skyggeprisen" opnås (i DKK/tons CO_2 -ækvivalenter).

Referencer

- Amann, A., Bogolte, T., Santos, M.D., Hagenauer, I., Huber-Humer, M., Pauliny, W., Reichenauer, T., Watzinger, A., and Wimmer, B. (2008). Leitfaden – Methanoxidationsschichten. Österreichischer verein für altlastenmanagement, Wien.
- Arnadottir, B. (2014). Landfill gas emissions and oxidation on a vegetated bio-cover. Master Thesis, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.
- Berger, J., Fornés, L.V., Ott, C., Jager, J., Wawra, B. & Zanke, U. (2005) Methane oxidation in a landfill cover with capillary barrier. *Waste Management*, 25, 369–373.
- Bogner, J.E., Chanton, J.P., Blake, D., Abichou, T., Powelson, D. (2010). Effectiveness of a Florida landfill biocover for reduction of CH₄ and NMHC emissions. *Environmental Science & Technology*, 44(4), 1197-1203.
- Bogner, J., Meadows, M. & Czepiel, P. (1997) Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. *Soil Use and Management*, 13, 268–277.
- Bohn, S., Brunke, P., Gebert, J. & Jager, J. (2011). Improving the aeration of critical fine-grained landfill top cover material by vegetation to increase the microbial methane oxidation efficiency. *Waste Management*, 31(5), 854-863.
- Börjesson, G., Samuelsson, J., Chanton, J., Adolfsson, R., Galle, B. & Svensson, B.H. (2009). A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. *Tellus series B-Chemical and physical meteorology*, 61, 424-435.
- Cabral, A.R., Tremblay, P. & Lefebvre, G. (2004). Determination of the diffusion coefficient of oxygen for a cover system composed of pulp and paper residues. *ASTM Geotechnical Testing Journal*, 27, 184–197.
- Capanema, M.A., Ndanga, E., Lakhout, A. and Cabral, A.R. (2013). Methane oxidation efficiencies of a 6-year-old experimental landfill biocover. In *Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, 2013.
- Capanema, M. A., Cabana, H., & Cabral, A. R. (2014). Reduction of odours in pilot-scale landfill biocovers. *Waste Management*, 34(4), 770-779.
- Cassini, F., Scheutz, C., De Schoenmaeker, J., Skov, B., Zishen, M. & Kjeldsen, P. (2014). Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark. Report, Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark.
- Christensen, T.H., and Kjeldsen, P. (1995). Landfill emissions and environmental impact: An introduction. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.), *SARDINIA '95, Fifth International Landfill Symposium, Proceedings, Volume III*. CISA. Cagliari, Italy. pp. 3-12.
- Christophersen, M., Linderød, L., Jensen, P.E. & Kjeldsen, P. (2000). Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality*, 29, 1989–1997.
- Christophersen, M. & Kjeldsen, P. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration. *Waste Management & Research*, 19, 144–159.
- Christophersen, M., Holst, H., Chanton, J., Kjeldsen, P. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing emission and methane oxidation. *Waste Management and Research*. 19, 595-612.

- Conen, F. & Smith, K.A. (2000). An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. *European Journal of Soil Science*, 51, 111–117.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P.M. & Harriss, R.C. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research*, 101, 16721–16729.
- DECCW (2010). Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system. Department of Environment and Climate Change NSW, Sydney, Australia. Report made by University of NSW, School of Civil and Environmental Engineering.
- Dever, S.A., Swarbrick, G.E. and Stuetz, R.M. (2007). Passive drainage and biofiltration of landfill gas: Australian field trial. *Waste Management*, 27, 277–286.
- Dever, S.A. (2009). Passive drainage and biofiltration of landfill gas: “Behaviour and performance in a temperate climate”. Dissertation 1-448. 30-3-2009. Sydney, Australia, School of Civil and Environmental Engineering, University of New South Wales.
- De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P. & Van Cleemput O. (1999). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*, 33, 1854–1859.
- Ducrocq, M., Åkerman, A., Horlville, C. and Riquier, L. (2013). Landfill gas treatment by active biofiltration: feedback from biofilter pilot trials on three French landfills, in *Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, 2013.
- Du Plessis, C.A., Strauss, J.M., Sebapalo, E.M.T. & Riedel, K.-H.J. (2003). Empirical model for methane oxidation using a composted pine bark biofilter. *Fuel*, 82, 1359–1365.
- Einola, J., Sormunen, K., Lensu, A., Leiskallio, A., Ettala, M., and Rintala, J. (2009). Methane oxidation at a surface-sealed boreal landfill. *Waste Management*, 29 (7), 2105–2120.
- Einola, J.K.M., Karhu, A.E. & Rintala, J.A. (2008). Mechanically-biologically treated municipal solid waste as a support medium for microbial methane oxidation to mitigate landfill greenhouse emissions. *Waste Management*, 28, 97–111.
- Einola, J.K.M., Kettunen, R.H. & Rintala, J.A. (2007) Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1156–1164.
- Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 42(12), 1583-1591.
- Fjelsted, L., Christensen, A.G., Larsen, J.E. & Nielsen, T.B. (2015). Erfaringer med undersøgelser af gasspredning fra afsluttet deponi/losseplads – nye erkendelser. *Vintermøde 2015, Vingsted Centret, ATV-Fonden for Jord og Grundvand*.
- Finansministeriet (2013). Beregningsmetode til samfundsøkonomiske omkostninger ved virkemidler i klimaplan. Finansministeriet, København.
- Fredenslund, A.M., Scheutz, C. & Kjeldsen, P., (2010). Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. *Waste Management*, 30, 2146-2152.
- Galle, B., Samuelsson J., Svensson B.H., and Borjesson G., (2001). Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 35, 21–25.
- Gebert & Gröngröft (2012). Requirements on gas permeability of gas distribution and methane oxidation layers in biological methane oxidation systems. *Intercontinental Landfill Research Symposium 2012, Luleå, Sweden, 25-27 June 2012*.
- Gebert, J., Rower, I. U., Scharff, H., Roncato, C. D., and Cabral, A. R. (2011). Can soil gas profiles be used to assess microbial CH₄ oxidation in landfill covers? *Waste Management*, 31 (5), 987-994.
- Gebert, J. & Gröngröft, A. (2006). Passive landfill gas emission – influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management*, 26, 245–251.

- Geck, C., Gebert, J., Röwer, I.U., Scharff, H. and Pfeiffer, E.M. (2013). Assessment of the efficiency of a methane oxidation biocover test field. In Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, 2013.
- Geck, C., Gebert, J., Scharff, H., Pfeiffer, E-M. (2012). Heterogeneous gas distribution within a biocover designed for methane oxidation. Intercontinental Landfill Research Symposium 2012, Luleå, Sweden, 25-27 June 2012.
- Green, R. B., Hater, G. R., Thoma, E. D., DeWees, J., Rella, C. W., Crosson, E. R., Goldsmith, C. D. and Swan, N. (2010). Methane emissions measured at two Californian landfills by OTM-10 and an acetylene tracer method. Proceedings of the Global Waste Management Symposium 2010, October 3-6, 2010, JW Marriott San Antonio Hill Country Resort & Spa, San Antonio, Texas, USA.
- Hanson R.S. & Hanson, T.E. (1996). Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews*, 60, 439–471.
- Haubrichs, R. & Widmann, R. (2006). Evaluation of aerated biofilter systems for microbial methane oxidation of poor landfill gas. *Waste Management*, 26, 408–416.
- He, R., Xia, F.-F., Bai, Y., Wang, J., & Shen, D.-S. (2012). Mechanism of H₂S removal during landfill stabilization in waste biocover soil, an alternative landfill cover. *Journal of Hazardous Materials*, 217, 67-75.
- Hilger H, Humer M (2003). Biotic landfill cover treatments for mitigating methane emissions. *Environ Monitor Assess* 84:71–84
- Hilger, H.A., Cranford, D.F. & Barlaz, M.A., (2000b) Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 457–467.
- Hilger, H.A., Wollum, A.G. & Barlaz, M.A. (2000): Landfill methane oxidation response to vegetation, fertilization, and liming. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 324–334.
- Hilger, H.A., Liehr, S.K. & Barlaz, M.A. (1999) Exopolysaccharide control of methane oxidation in landfill cover soil. *Journal of Environmental Engineering*, 125, 1113–1123.
- Hou, C.T., Laskin, A.I. & Patel, R.N. (1978) Growth and polysaccharide production by *Methylocystis parvus* OBBP on methanol. *Applied and Environmental Microbiology*, 37, 800–804.
- Humer-Huber, M., Gebert, J. & Hilger, H.(2008). Biotic systems to mitigate landfill methane. *Waste Management & Research*, 26, 33-46.
- Huber-Humer, M. (2004) Abatement of Landfill Methane Emissions by Microbial Oxidation in Biocovers Made of Compost. Doctoral Thesis, University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna, Institute of Waste Management, Vienna.
- Huber-Humer, M. & Lechner, P. (2002) Proper bio-covers to enhance methane oxidation – findings from a two year field trial. In: Proc. Of the Solid Waste Association of North America, 25th annual Landfill Gas symposium, Monterey CA, March 25–28 2002.
- Humer, M. & Lechner, P. (2001a) Microorganisms against the greenhouse effect – suitable cover layers for the elimination of methane emissions from landfills. In: Proc. of the Solid Waste Association of North America, 6th Annual Landfill Symposium, June 18–22, San Diego, CA.
- Humer, M. & Lechner, P. (1999a) Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management and Research*, 17, 443–452.
- Jensen, T.E. & Corpe, W.A. (1991) Ultrastructure of methylotrophic microorganisms. In: Goldberg, I. & Rokem, J.S. (eds.): *Biology of Methylotrophs*, 39–75. Butterworth, Boston, MA.
- Jones, H.A. & Nedwell, D.B. (1990). Soil atmosphere concentration profiles and methane emission rates in the restoration covers above landfill sites: equipment and preliminary results. *Waste Management and Research*, 8, 21–31.
- 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, 313–334.

- Kightley, D., Nedwell, D.B. & Cooper, M. (1995) Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 592–610.
- Kjeldsen, P. & Scheutz, C. (2015). Håndbog i monitoring af gasemission fra danske affaldsdeponier. Miljøprojekt 1646, Miljøstyrelsen.
- Kjeldsen, P., Skov, B., Cassini, F., Mou, Z., and Scheutz, C. (2013). Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: System design and gas distribution. In: *Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Kjeldsen, P., Scheutz, C., Samuelsson, J., Petersen, P.H. & Jørgensen, J.H.B. (2009): Establishing a biocover system for mitigating methane emissions from an old unlined landfill—baseline studies and biocover construction. In: *Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, 5–9 October, Sardinia, Italy. Proceedings.*
- Kjeldsen, P., Willumsen, H.C. & Christensen, T.H. (1998) Deponering: reaktordeponier. Kapitel 6.4 i Christensen, T.H. (red.): *Affaldsteknologi*, Teknisk Forlag, København.
- Kjeldsen, P. & Boll, J. (1998). Deponering: anlægselementer. Kapitel 6.5 i Christensen, T.H. (red.): *Affaldsteknologi*, Teknisk Forlag, København.
- Kjeldsen, P., Dalager, A. and Broholm, K. (1997): Attenuation of methane and non-methane organic compounds in landfill gas affected soils. *Journal of Air and Waste Management Association*, 47, pp. 1268-1275.
- Kjeldsen, P. & Fischer, E.V. (1995) Landfill gas migration – Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark. *Waste Management and Research*, 13, 467–484.
- Lakhout, A., Schirmer, W. N., Johnson, T. R., Cabana, H., & Cabral, A. R. (2014). Evaluation of the efficiency of an experimental biocover to reduce BTEX emissions from landfill biogas. *Chemosphere*, 97, 98-101.
- Lee, E. H., Park, H., and Cho, K. S. (2010). Characterization of methane, benzene and toluene-oxidizing consortia enriched from landfill and riparian wetland soils. *Journal of Hazardous Materials*, 184(1-3), 313-320.
- Mancinelli, R.L. (1995). The regulation of methane oxidation in soil. *Annual Review of Microbiology*, 49, 581-605.
- Menard, C., Ramirez, A. A., Nikiema, J., & Heitz, M. (2012). Biofiltration of methane and trace gases from landfills: A review. *Environmental Reviews*, 20(2), 152-152.
- Miljøstyrelsen (2013). Klimaplan – Krav om og tilskud til biocover på visse lossepladser – notat. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (2015). Bekendtgørelse om tilskud til etablering af biocovers på deponeringsanlæg og lossepladser. Miljøstyrelsen, København.
- Møller, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2016). Miljøvurdering af imødegåelse af metanemission fra affaldsdeponier ved implementering af hhv. biocover og gasopsamling med energiudnyttelse. Kgs. Lyngby, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet. Notat til Miljøstyrelsen.
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Rella, C. W., Scheutz, C. (2014). Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – a sensitivity analysis based on multiple field surveys. *Waste Management*, 34, 1416–1428.
- Mønster, J., Samuelsson, J., Kjeldsen, P., Scheutz, C. (2015). Quantification of methane emission from 15 Danish landfills using mobile tracer dispersion method. *Waste Management*, 35, 177–186.
- Ndanga E.M., Bradley, R.L. & Cabral A.R. (2015). Does vegetation affect the methane oxidation efficiency of passive biosystems. *Waste Management*, 38, 240-249.
- Parker, T., Childs, A., Pointer, P., Baker, D., Johnson, T. and Wilson, W. (2013). Lessons learned from first full size methane oxidation biofilter in the UK. In *Proceedings Sardinia 2013*,

- Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, 2013.
- Pecorini, I., Bacchi, D., Frassinetti, L. and Olivieri, F. (2013). Long term behaviour of pilot biocovers for microbial methane oxidation and odours mitigation. In Proceedings Sardinia 203, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy, 2013.
- Pedersen, R.B., Scheutz, C., Kjeldsen, P., Petersen, P.H & Jørgensen, J.B.J. (2012): Reduktion af metanemissionen fra Klintholm losseplads ved etablering af biocover. Miljøprojekt Nr. 1401 2012, Miljøstyrelsen, København.
- Pedersen G.B., Scheutz C., Kjeldsen, P. (2011). Availability and properties of materials for the Fakse Landfill biocover. *Waste Management*, 31, 884–894.
- Poulsen, T.G. (2005) Impact of wind turbulence on landfill gas emissions. In: Proc. Sardinia '05. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 3–7 October 2005, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy.
- Plaza, C., Xu, Q., Townsend, T., Bitton, G., and Booth, M. (2007). Evaluation of alternative landfill cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. *Journal of Environmental Management*, 84(3), 314–322.
- Powelson, D.K., Chanton, J., Abichou, T. & Morales, J. (2006) Methane oxidation in water-spreading and compost biofilters. *Waste Management & Research*, 24, 528–536.
- Reichenauer, T.G., Watzinger, A., Riesing, J. & Gerzabek (2011). Impact of different plants on the gas profile of a landfill cover. *Waste Management*, 31(5), 843–853.
- Roncato C.D.L & Cabral A.R. (2012). Evaluation of methane oxidation efficiency of two biocovers: Field and laboratory results. *Journal of Environmental Engineering*, 138, 164–173.
- Röwer, I., Gebert, J., Scharff, H., Streese-Kleberg, J. & Pfeiffer, E-M. (2012). Heterogeneous emission from a biocover designed for methane oxidation. *Intercontinental Landfill Research Symposium 2012*, Luleå, Sweden, 25–27 June 2012.
- Röwer, I.U., Geck, C., Gebert, J. & Pfeiffer, E-M. (2011). Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers. *Waste Management*, 31(5), 926–934.
- Sadasivam, B.Y., Reddy, K.R. (2014). Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. *Reviews in Environmental Science & Biotechnology*, 13, 79–107.
- Scheutz, C., Pedersen, R.B., Petersen, P.H., Jørgensen, J.H.B., Ucendo, I.M.B., Mønster, J.G., Samuelsson, J. & Kjeldsen, P. (2014). Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system, *Waste Management*, 34, 1179–1190.
- Scheutz, C., Skov, B., Cassini, F., Mou, Z., and Kjeldsen, P. (2013). Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: Quantification of methane oxidation In: Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Scheutz, C., Fredenslund, A. M., Chanton, J., Pedersen, G. B., Kjeldsen, P. (2011a). Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. *Waste Management*, 31, 1018–1028.
- Scheutz, C., Samuelsson, J., Fredenslund, A.M., Kjeldsen, P., (2011b). Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer approach. *Waste Management*, 31, 1009–1017.
- Scheutz, C. & Kjeldsen, P. (2010). Metoder til opgørelse af emissioner fra danske deponeringsanlæg til brug for PRTR-indrapportering. Rapport til Miljøstyrelsen, DTU Miljø, DTU.

- Scheutz, C., Pedersen, G.B., Costa, G. and Kjeldsen, P. (2009). Biodegradation of methane and halocarbons in simulated landfill biocover systems containing compost materials. *Journal of Environmental Quality*, 38(4), 1363-1371.
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J.P., Blake, D., Morcet, M., Aran, C. & Kjeldsen, P. (2008) Atmospheric emissions and attenuations of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. *Waste Management*, 28, 1892–1908.
- Scheutz, C. and Kjeldsen, P. (2005). Biodegradation of trace gases in simulated landfill soil cover systems. *Journal of Air and Waste Management Association*, 55 (7): 878-885.
- Scheutz, C., and Kjeldsen, P. (2004): Environmental factors influencing methane oxidation and co-oxidation of HCFCs in landfill cover soils. *Journal of Environmental Quality*, 33, 72-79.
- Scheutz, C., and Kjeldsen, P., 2003. Capacity for biodegradation of CFCs and HCFCs in a methane oxidative counter gradient flow system simulating landfill soil covers. *Environmental Science and Technology*, 37, 5143-5149.
- Scheutz, C., Mosbæk, H. and Kjeldsen, P. (2004). Attenuation of methane and volatile organic compounds in landfill soil covers. *Journal of Environmental Quality*, 33, 61-71.
- Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M. & Kjeldsen, P. (2003). Comparative oxidation and net emissions of methane and selected non-methane organic compounds in landfill cover soils. *Environmental Science and Technology*, 37, 5150–5158.
- Stein, V.B., Hettiaratchi, J.P.A. & Achari, G. (2001). Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soils. *Practice Periodical of Hazardous Toxic and Radioactive Waste Management*, 5, 225–234.
- Streese J. & Stegman, R. (2003). Microbial oxidation of CH₄ from old landfills in biofilters. *Waste Management*, 23, 573–580.
- Streese J. (2005) *Abbau von Methan in aktiv durchströmten Biofiltern (Degradation of methane in actively vented biofilters)*. Doctoral Thesis at the University of Hamburg-Harburg, *Hamburger Berichte zur Abfallwirtschaft* 25, Verlag Abfall aktuell, Hamburg 2005.
- Sun, J., Yuen, S., Bogner, J., Chen, D. & Asadi, M. (2013). Evaluation of phytocaps as biotic systems to mitigate landfill methane emissions. In: *Proceedings Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September – 4 October 2013*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Sunghong, D., & Reinhart, D. R. (2011). Control of hydrogen sulfide emissions using autotrophic denitrification landfill biocovers: engineering applications. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, 5(2), 149-158.
- Tetreault, P. & Cabral A.R. (2013). Non-uniform distribution of biogas under a biocover due to capillary barrier effect: case studies. *Geo Montreal*, 2013.
- Thomson, B.M., Morris, C.E., Stormont, J.C. & Ankeny, M.D. (1996). Development of tensiometric barriers for containment and remediation at waste sites. *Radioactive Waste Management and Environmental Restoration*, 20(2-3), 167-189.
- Tværministeriel arbejdsgruppe (2013). *Virkemiddelkatalog. Potentialer og omkostninger for klimatiltag*. Tværministeriel arbejdsgruppe.
- Whalen, S.C., Reeburgh, W.S. & Sandbeck, K.A. (1990). Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 3405–3411.
- Willumsen, C. & Bach, L. (1991). In: Christensen, T.H., Cossu, R. & Stegmann, R. (eds.): *Proc. Sardinia '91. Third International Landfill Symposium*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, vol. I, pp 329–348.
- Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A. & Stein, V.B. (2004b). Long-term behaviour of passively aerated compost methanotrophic biofilters columns. *Waste Management*, 24, 643–653.
- Wilshusen, J.H., Hettiaratchi, J.P.A., De Visscher, A. & Saint-Fort, R. (2004a). Methane oxidation and formation of EPS in compost: Effect of oxygen concentration. *Environmental Pollution*, 129, 305–314.

- Xu, Q., Townsend, T., & Reinhart, D. (2010). Attenuation of hydrogen sulfide at construction and demolition debris landfills using alternative cover materials. *Waste Management*, 30(4), 660-666.
- Yuen, S.T.S., Salt, M., Sun, J., Benaud, P., Zhu, G.X., Jaksa, M.B., Ghadiri, H., Greenway, M., Ashwath, N. & Fourie, A.B. (2011). Phytocapping as a sustainable cover for waste containment systems: Experience of the A-ACAP Study. *Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 – 7 October 2011*, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.
- Zdeb, M., & Pawlowska, M. (2013). Mitigation of BTEXs and p-cymene emission from municipal solid waste landfills by biofiltration-preliminary results of field experiment. *Environmental Engineering IV – Proceedings of the Conference on Environmental Engineering IV*, 275-282.
- Zeiss, C.A. (2006). Accelerated methane oxidation cover systems to reduce greenhouse gas emissions from MSW landfills in cold-semi-arid regions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176, 285-306.

Eablering og monitering af biocoversystemer på affaldsdeponeringsanlæg

Deponeringsanlæg med organisk affald producerer deponigas, som ved frigivelse til atmosfæren bidrager til drivhuseffekten grundet gassens indhold af metan. Biocover kan etableres på anlægget for at reducere metanudslippet. Teknologien er baseret på kompostmaterialer eller lignende, hvor metan omsættes til kuldioxid og vand via biologisk oxidation.

Vidensopsamlingen har primært til formål at formidle nationale og internationale erfaringer med biocovers, samt at tilvejebringe viden om den underliggende biologiske metanoxideringsproces.



**Miljø- og
Fødevareministeriet**
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk