

RAPPORT U2011:18

Värdering och utveckling av mätmetoder för
bestämning av metanemissioner från
biogasanläggningar – Litteraturstudie

ISSN 1103-4092



FÖRORD

Ett stort antal mätningar av metanemissioner har gjorts på de svenska biogasanläggningarna inom ramen för Avfall Sveriges system Frivilligt åtagande. Samtidigt identifierades mätmetoder som främst är tillämpbara på nyare anläggningar. Med tillgängliga metoder är det svårt att mäta metanemissioner från äldre anläggningar där man har mer öppna kärll och cisterner eller andra öppna ytor. Syftet med detta projekt har varit att beskriva enkla och robusta metoder för bestämning av metanemissioner från utsläppskällor i form av öppna ytor som inte går att bestämma med traditionell mätteknik.

Projektet har genomförts av Magnus Andreas Holmgren (SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut), Agnes Willén (JTI) och Lena Rodhe (JTI). För finansieringen svarade Avfall Sverige, Svenskt Gastekniskt Center (SGC) och Svenskt Vatten.

Malmö augusti 2011

Håkan Rylander
Ordf. Avfall Sveriges Utvecklingskommitté

Weine Wiquist
VD Avfall Sverige

SAMMANFATTNING

Tidigare arbete inom bl.a. ramen för Frivilligt åtagande visar att det finns behov av teknik för mätning av metan och andra växthusgaser från olika källor vid hantering av organiska restprodukter. Det saknas etablerade metoder för att bestämma utsläpp av bl.a. metan från öppna eller delvis öppna tankar och cisterner, typiskt rötrestlager och dylikt.

I denna rapport delges resultaten från fas 1 i detta projekt, där det gjorts litteraturstudier, marknadsundersökningar, intervjuer och studiebesök för att kartlägga ett antal metoder som tillämpas vid bestämning av utsläpp från öppna ytor, t.ex. vätskeytor, men även mark. Fokus ligger på metoder som kan tillämpas vid anläggningar för biologisk behandling, dit även själva vattenreningsprocessen vid reningsverk räknas in, men även metoder som används vid mätningar på marker, deponier och processanläggningar studeras.

I rapporten görs först en kortfattad översikt av ett stort antal mätmetoder, där mer utförligare beskrivningar ges av fyra metoder som efter värdering anses mest lovande att arbeta vidare med i följande faser av projektet:

- Kammarteknik
- Provtagningshuv
- Plymmätning med DIAL (Differential Absorption Lidar)
- Luftinblåsning i täckt lager

Arbetet har utförts av Magnus Andreas Holmgren (SP), Agnes Willén (JTI) och Lena Rodhe (JTI).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning	1
1.1	Syfte och mål	2
1.2	Metod	2
1.3	Finansiärer	2
2	Definitioner och förkortningar	3
3	Mätmetoder (översikt)	4
3.1	Sluten (statisk) kammare	4
3.2	Öppen (dynamisk) kammare	5
3.3	Provtagningsshuv	6
3.4	Ballong/gaspåse	6
3.5	Plymmätning med spårgasteknik	7
3.6	Plymmätning med RPM (Radial Plume Mapping)	8
3.7	Plymmätning med DIAL (Differential Absorption Lidar)	8
3.8	Mikrometeorologiska metoder	9
3.9	Luftinblåsning i täckt lager	9
4	Jämförande mätning på deponi	10
5	Kammarteknik	11
5.1	Olika typer av kamrar	12
5.2	Design av kammare	14
5.3	Provtagning	15
5.4	Analys av prover	16
6	Provtagningsshuv	17
7	Plymmätning med DIAL (Differential Absorption Lidar)	18
8	Luftinblåsning i täckt lager	19
9	Resultat och vidare arbete	20
10	Litteraturförteckning	22

1 INLEDNING

Vid biologisk behandling av organiskt material genom anaerob nedbrytning, rötning, samt vid uppgradering av biogas till fordonsbränsle kan det uppstå utsläpp till luft i olika delar av systemet. Det finns framförallt fyra skäl till varför dessa utsläpp skall minimeras. Dessa är:

- säkerhetsaspekter	Biogas består i huvudsak av metan, CH ₄ , vilken är en brännbar och explosiv gas. Vid en halt av 4-16 % metan i luft kan gasblandningen antändas.
- förhindra utsläpp av växthusgaser	Metan ger 23 gånger högre bidrag till växthuseffekten än koldioxid. I ett biogas-system kan det även förekomma utsläpp av dikväveoxid, N ₂ O, även kallat lustgas. Denna gas ger 296 gånger högre bidrag till växthuseffekten än koldioxid (1).
- luktproblem	Utsläpp från biogassystem kan medföra luktproblem, vilket drabbar anställda och närboende.
- ekonomi	Anläggningen säljer gas eller använder gasen internt. Förluster genom utsläpp kan bli kostsamt.

I en studie (2) genomförd av SwedPower under 2004 genomfördes mätningar av utsläpp på ett antal biogas- och uppgraderingsanläggningar. I studien konstateras att i de anläggningar som undersöktes förekom små utsläpp i ett antal delar av anläggningarna. Storleken på utsläppen var av storleksordningen 0,5-4,0 % av det metan som behandlades i anläggningarna. Detta var startskottet för Avfall Sveriges arbete med metanutsläpp vilket resulterat i det s.k. Frivilligt åtagande för biogasanläggningar med början 2007 (3), senare reviderat 2009 (4), där anläggningar förbinder sig att systematiskt arbeta med att kartlägga och minska sina utsläpp.

I februari 2011 publicerades Handbok metanmätningar (5) där utrustning och metodik för att genomföra metanmätningar beskrivs med erfarenheterna från Avfall Sveriges projekt inom området. Det noteras i denna handbok att det inte finns etablerade metoder för att bestämma utsläpp av bl.a. metan från öppna eller delvis öppna tankar och cisterner, typiskt rötrestlager och dylikt. Enkla och robusta mätmetoder för denna typ av utsläppspunkter behöver tas fram för att förbättra möjligheterna att bestämma metanutsläpp från alla typer av anläggningar på ett jämförbart och trovärdigt sätt, exempelvis inom systemet med Frivilligt åtagande. Ett projekt har därför initierats med målet att rekommendera en metod för framtida utsläppsmätningar från sådana källor på anläggningar.

I denna rapport delges resultaten från fas 1 i detta projekt, där det gjorts litteraturstudier, marknadsundersökningar, intervjuer och studiebesök för att kartlägga ett antal metoder som tillämpas vid bestämning av utsläpp från öppna ytor, t.ex. vätskeytor, men även mark. Fokus ligger på metoder som kan tillämpas vid anläggningar för biologisk behandling, dit även själva vattenreningsprocessen vid reningsverk räknas in, men även metoder som används vid mätningar på marker, deponier och processanläggningar studeras.

I en tänkt fas 2 provas ett antal metoder i pilotskala vid JTI i Uppsala, vid befintlig försöksanläggning med gödsel i Ultuna och/eller vid planerad försöksanläggning med slam prel. placerad vid Uppsala reningsverk.

I en tänkt fas 3 utförs 2-3 mätningar i fullskala vid svenska anläggningar för att prova någon eller några metoder i praktiken.

1.1 Syfte och mål

Syftet är att beskriva standardiserade tillvägagångssätt och metoder för bestämning av metanemissioner från utsläppskällor som inte går att bestämma med traditionell mätteknik (halt och flöde) från öppna vätske- eller markytor. Metoderna ska värderas m.a.p. noggrannhet, tillämpbarhet och kostnader.

Målsättningen är att projektet ska resultera i definition av enkla och robusta mätmetoder för bestämning av metanemissioner från utsläppskällor som karakteriseras som öppna ytor.

1.2 Metod

Utgångspunkten i projektet var att söka information om metoder som använts vid tillämpade mätningar inom ramen för projektets syfte. Fokus låg på vetenskapliga artiklar inom området samt på metoder som tillämpas i större skala i utlandet.

Projektet inleddes med faktainsamling och litteraturstudier inom området emissioner från öppna ytor och tankar. Omfattande litteratursökning i databaser med vetenskapliga artiklar har genomförts, vilket kompletterats med material från bl.a. referensgruppen (se nedan).

Intervjuer och studiebesök vid företaget FluxSense i Göteborg och Linköpings universitet har genomförts. Utöver dessa besök har flera kontakter tagits med forskare och konsulter i bl.a. USA, England, Tyskland och Danmark.

Projektgruppen har inom ett parallellt samarbetsprojekt med SLU, IVL och KTH noga diskuterat mätmetodik och utbytt kunskap kring olika instrumenteringar.

En referensgrupp har hjälpt författarna med projektet:

- Ola Fredriksson (Gryaab, Göteborg) anläggningsrepresentant
- David Gustavsson (VA SYD, Skåne) anläggningsrepresentant
- Pernilla Bratt (Skövde kommun) anläggningsrepresentant
- Anneli Peterson (SGC)
- Angelika Blom (Avfall Sverige)
- Daniel Hellström (Svenskt Vatten)

1.3 Finansiärer

Detta projekt har finansierats av:

- Avfall Sverige
- SGC – Svenskt Gastekniskt Center
- Svenskt Vatten Utveckling

2 DEFINITIONER OCH FÖRKORTNINGAR

Biofilter, (kompostfilter)	Ventilationsluft leds igenom filter bestående av exempelvis jord, kompost, lecakulor eller bark. Föroreningar i luften absorberas i filtermaterialet och bryts ned av mikroorganismer.
DIAL	Differential Absorbtion LIDAR
DOAS	Differential Optical Absorption Spectroscopy
FID	Flame Ionization Detector, flamjonisationsdetektor
FTIR	Fourier Transform Infrared spectroscopy
GC	Gas Chromatography, gaskromatografi
LIDAR	Light Detection And Ranging
Metanflöde	Metanhalt multiplicerat med totalt gasflöde, anges i Nm ³ /h eller Nm ³ /år
Normalkubikmeter, Nm ³	Volym vid 273,15 K (0 °C) och 1,01325 bar.
ORS	Optical Remote Sensing, samlingsnamn för mättekniker som används för att bestämma koncentrationer i omgivningsluft
Restgas (offgas, stripperluft)	Koldioxidrik gas som avskiljs från biogasen i uppgraderingsanläggningar. Gasen innehåller koldioxid och låga halter metan. Vid användning av recirkulerande vattenskrubber är restgasen utspädd i luft och vid enkelt genomströmmande vattenskrubber finns restgasen i det utgående vattnet. Används Pressure Swing Adsorption (PSA) eller kemisk absorption för avskiljning av koldioxid är restgasen inte utspädd med luft.
RPM	Radial Plume Mapping
Samröttningsanläggning	Anläggning där flera olika substrat rötas samtidigt. I Sverige är rötning av gödsel tillsammans med avfall från livsmedelsindustri och hushållsavfall vanligt förekommande. Benämns i denna rapport som biogasanläggning.
SF6	Sulfur hexafluoride, svavelhexafluorid. Ofta använd spårgas.
TDL(AS)	Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy

3 MÄTMETODER (ÖVERSIKT)

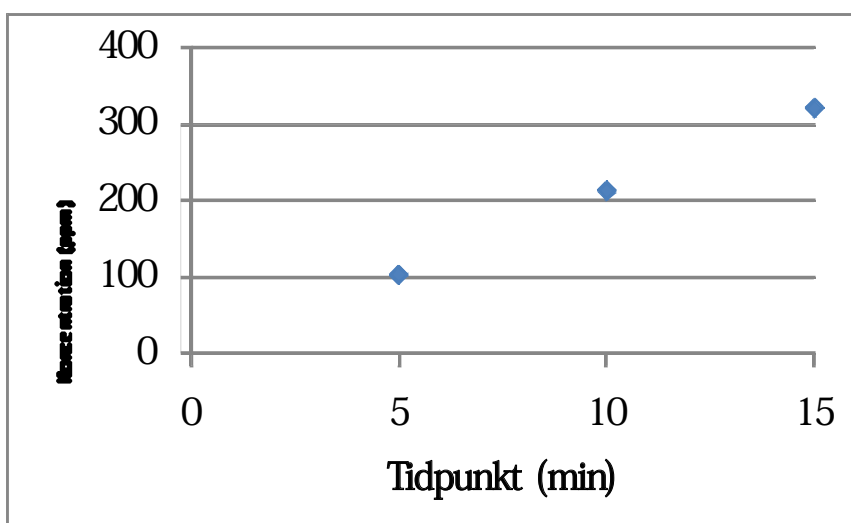
I detta kapitel görs en översikt över tillgängliga mätmetoder där de kortfattat beskrivs med litteraturreferenser. Utgångsmaterialet för sammanställningen är hämtad från en tidigare JTI-rapport om mätmetoder (6). De metoder som har bedömts som mest intressanta för syftet med detta projekt får sedan en utförligare beskrivning i efterföljande kapitel.

3.1 Sluten (statisk) kammare

En yta, normalt sett mindre än 1 m², omsluts av en sluten kammare där emitterad gas samlas upp. Under mätperioden, normalt sett <1 timme, ökar halten inne i kammaren med tiden. Med jämna mellanrum tas gasprov ut från kammaren vilka sedan analyseras på laboratorium eller med fältinstrument för halten av det sökta ämnet, t.ex. metan (Figur 1). Koncentrationen plottas mot tiden i ett diagram varur ytemissionen kan beräknas (Figur 2).



Figur 1. Sluten kammare. Ram med vattenlås till vänster placerad över två gödselsträngar utspridd i vall, provtagning vid förslutning till höger. (7)



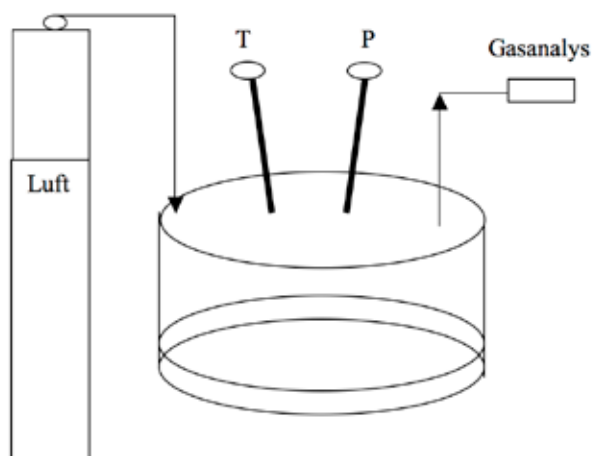
Figur 2. Koncentrationsökning i sluten kammare, exempel (8).

Metoden ger punktvisa mätresultat varför den kan behöva upprepas på flera ställen över en stor yta vars totala utsläpp skall bestämmas.

Sluten kammare är en etablerad metod vid mätning från marker och det finns exempel då den tillämpats vid mätning från slam- och gödselhögar eller i gödselbehållare. Det finns också exempel med flytande kammare då den använts vid mätning i sjöar, tankar och cisterner, varför det är en metod som beskrivs vidare i kapitel 5.

3.2 Öppen (dynamisk) kammare

I en öppen kammare finns anslutningar för spilluft där man kontinuerligt spolar kammaren med ett känt flöde av omgivningsluft eller syntetisk luft (Figur 3). Ytemissionen bestäms sedan utifrån skillnaden i koncentration av det sökta ämnet mellan ingående och utgående spilluft från kammaren. Förutom höga krav på noggrannheten i bestämningen av koncentration krävs också att spilluftflödet är bestämt med hög noggrannhet. Metoden ger punktvisa mätresultat varför den kan behöva upprepas på flera ställen över en stor yta vars totala utsläpp skall bestämmas. Metoden beskrivs vidare i kapitel 5.



Figur 3. Öppen kammare, exempel. (9)



Figur 4. Flytande kammare. Bildkälla: Kartik Chandran

Öppen kammare är en etablerad metod vid mätning från marker. En flytande öppen kammare används vid standardiserade N_2O -mätningar vid reningsverk i USA (Figur 4) (10) och finns också beskriven för andra typer av mätningar från bassänger.

Redan i början av 1970-talet användes en dynamisk mätkammare, ofta med flödesjämnvikt s.k. ”Lindvall box”, för att i första hand mäta lukt efter utspridning av stallgödsel i fält vid JTI (11). Denna Lindvall box används fortfarande även som flytande kammare i vattenreningsverk vid mätning av bl.a. lustgas- och metanemissioner (12). Kammaren kräver en del kalibreringar av in- och utgående luftflöden.

3.3 Provtagningshuv

Då utsläppen från ett biofilter skall bestämmas används enligt tysk metodik en provtagningshuv med 1 m² area nedtill (vid ytan) och 1 dm² area i mätpunkten (13). Med en 100 gånger mindre area i mätpunkten fås ett mätbart flöde, dessutom innesluts utsläppet från ytan inne i huvan vilket gör att koncentrationen kan bestämmas utan påverkan från vinden (Figur 5).



Figur 5. Provtagningshuv använd vid mätningar på kompost i Danmark (14)

Metoden ger punktvisa mätresultat varför den kan behöva upprepas på flera ställen över en stor yta vars totala utsläpp skall bestämmas.

Provtagningshuv är en etablerad metod som även bör kunna anpassas för mätning i vätskor, varför den beskrivs vidare i kapitel 6.

3.4 Ballong/gaspåse

Vid emissionsmätningar vid reningsverk i USA på 1990-talet användes stora gaspåsar (40 liter) fästa i en ram. Påsens öppning (0,084 m²) sänktes ned under vattenytan i luftade zoner varvid gaspåsarerna fylldes med utströmmande gaser. Påsens innehåll analyserades för koncentration metan (och i ett parallellt projekt även lustgas) och massflödet kunde sedan beräknas. (15)

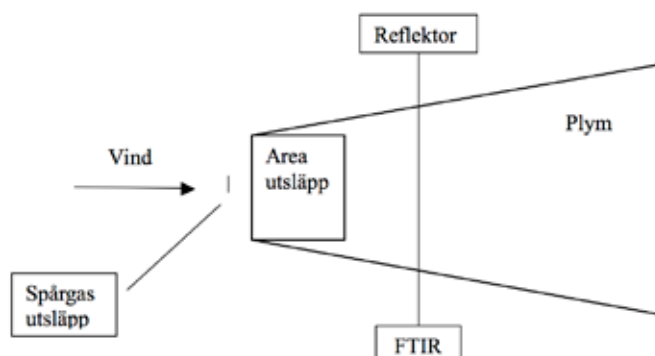
En metodik som finner stor användning idag i USA för att bestämma utsläpp av lustgas från reningsverk är istället öppna kammare på luftade zoner (10).

Tekniken med ballong/gaspåse bedöms finna sin huvudsakliga tillämpning i luftade zoner varför den ej omfattas av syftet med detta projekt och ej beskrivs vidare i denna rapport.

3.5 Plymmätning med spårgasteknik

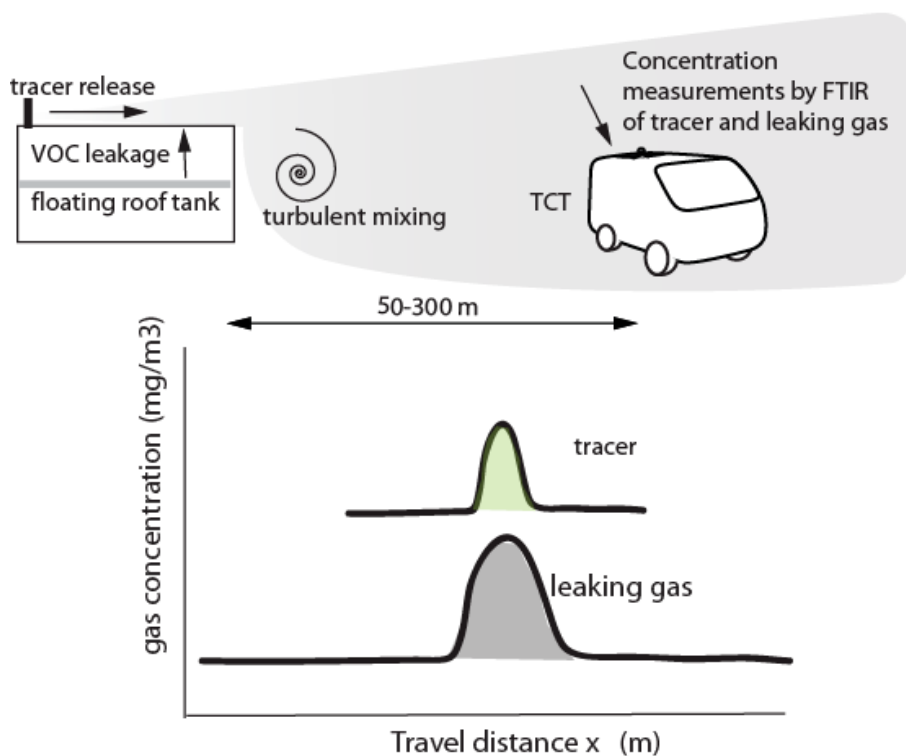
Genom att släppa ut ett känt flöde av en spårgas invid det utsläpp som man vill bestämma så kan man bestämma utsläppets massflöde. Metoden kräver någon form av detektor som kan bestämma både spårgasen och den sökta gasens koncentration, exempelvis FTIR. Som spårgas används vanligen lustgas (N_2O) eller svavelhexafluorid (SF_6). Utsläppen kan göras punktvis eller i diverse formationer (t.ex. perforerade rör) (16, 17).

Detektionen görs nedströms i vindriktningen på ett avstånd på ca 50-500 meter. Detektorn kan bygga på s.k. Open-Path teknik där hela plymen genomlysas i en linje (Figur 6) eller i en enklare form med mätning i en punkt i plymen (18).



Figur 6. Spårgasmätning, exempel (16)

Företaget FluxSense i Göteborg arbetar med en mobil FTIR-detektor (monterad i ett fordon) med vars hjälp de kan traversera tvärsnittet av plymen, s.k. dynamisk plymmätning med spårgas (Figur 7). Med denna teknik får de dels en noggrannare bestämning av det totala utsläppet men också möjlighet att se koncentrationsprofiler längs tvärsnittet (19).

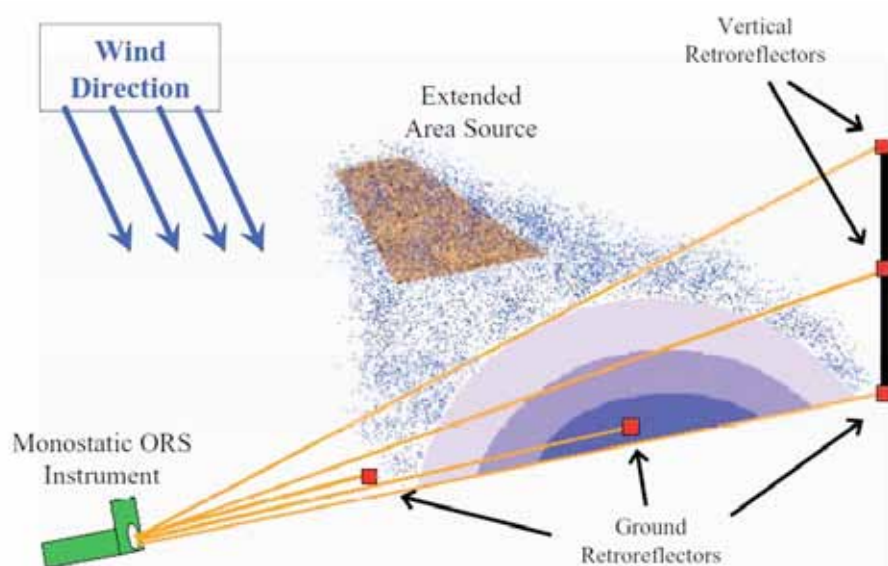


Figur 7. Dynamisk plymmätning, principskiss. Bildkälla: FluxSense

Spårgasmätning har visat sig vara en mycket lämplig metod att använda då de totala utsläppen från en anläggning skall bestämmas (se kapitel 4). Mätningen behöver utföras på ett relativt stort avstånd från utsläppskällan (50-500 meter) för att säkerställa att god omblandning sker med spårgasen samt att plymen breder ut sig så mycket att den även når marknivå. Därför är det ofta svårt att tillämpa tekniken för att bestämma utsläppen från enskilda anläggningsdelar t.ex. enskilda tankar och cisterner, vilket är målet med de metoder som studeras i detta projekt. Tekniken beskrivs därför ej vidare i denna rapport.

3.6 Plymmätning med RPM (Radial Plume Mapping)

RPM (Radial Plume Mapping) är en metod som används för att mäta det totala utsläppet från en anläggning eller del av anläggning, där hela luftplymen innehållande utsläppet täcks in. En principskiss ses i Figur 8. Mätning sker med ett ORS-instrument (Optical Remote Sensing) som vanligen är av typen FTIR, DOAS eller laser. De uppmätta koncentrationerna på de olika mätsträckorna (inklusive vertikalt monterade reflektorer) databehandlas för att ge plymens utbredning och den totala koncentrationen i tvärsnittet. Kopplat till vinddata kan massflödet beräknas från dessa mätningar.

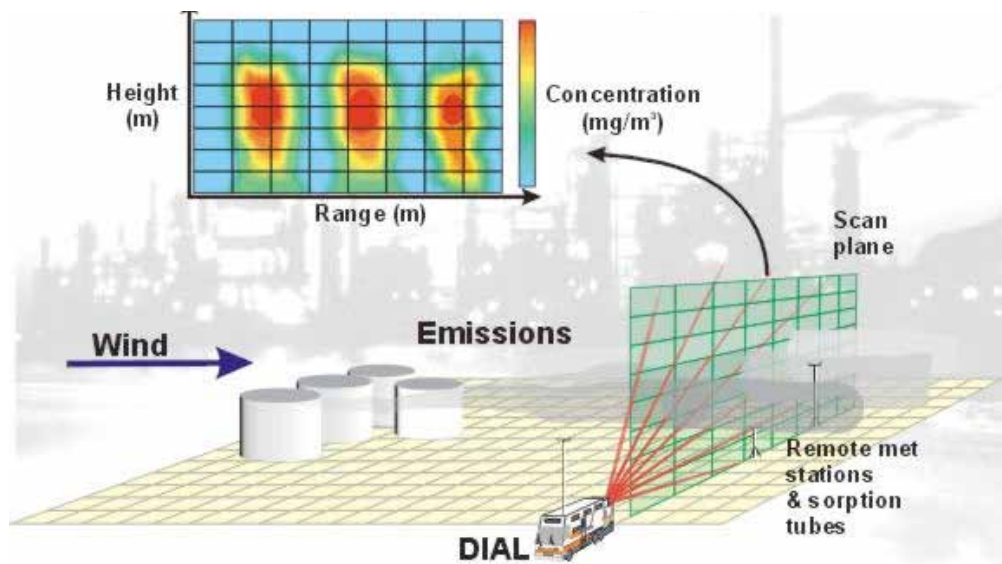


Figur 8. Radial Plume Mapping, principskiss. (20)

Liksom övriga plymmätningstekniker så är RPM-teknikens styrka att den täcker in hela utsläppet från en anläggning eller anläggningsdel, men den kan endast i undantagsfall avgränsas till enskilda tankar eller cisterner på anläggningen och möjligheterna till att göra detta varierar från anläggning till anläggning beroende på dess utformning. Under arbetets gång har vi inte kunnat hitta en kommersiell leverantör av dessa mättjänster i Sverige eller närområdet. Tekniken beskrivs ej vidare i denna rapport.

3.7 Plymmätning med DIAL (Differential Absorption Lidar)

Denna teknik har många likheter med RPM, men istället för att använda fast monterade reflektorer på andra sidan av plymen så används en speciell laserteknik där den del av laserljuset som reflekteras tillbaka av ämnena i själva gasplymen detekteras. Genom att variera vinkeln på sändaren och detektorn täcks hela plymen in och avancerade koncentrationsprofiler kan bestämmas (Figur 9). Med vinddata kan sedan också massutsläppet bestämmas.



Figur 9. DIAL, principskiss. Bildkälla: www.spectrasyne.ltd.uk

Det som utmärker DIAL-tekniken bland övriga plymmätningmetoder är att den kan särskilja olika punktutsläpp inom ett område, se diagrammet i Figur 9. I exemplet i figuren kan metoden alltså användas för att bestämma massutsläppen från vardera av de tre detekterade utsläppskällorna.

Tekniken beskrivs vidare i kapitel 7.

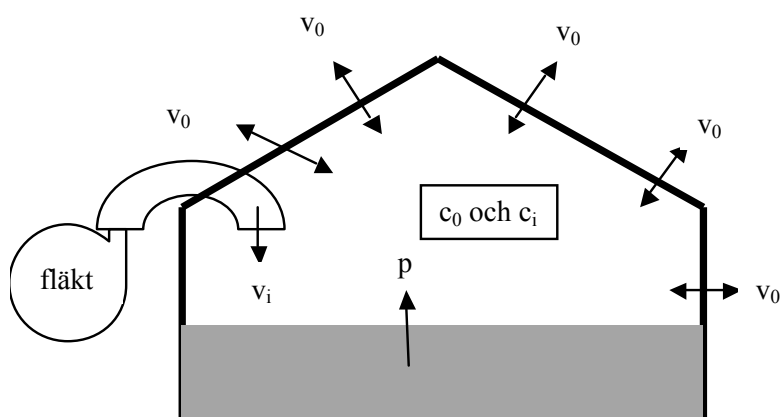
3.8 Mikrometeorologiska metoder

Med mikrometeorologiska tekniker mäts den turbulenta transporten av gaser från marken till den lägre atmosfären. Flödet kan bestämmas över en betydligt större area än med kammare eller tratt och dessutom påverkas inte flödet av mätningen (vilket kan vara fallet med övriga nämnda tekniker). (37)

Det krävs dyr och sofistikerad mätutrustning i olika grad, men den stora begränsningen för det aktuella syftet är dock att det krävs en relativt jämn markyta att mäta utsläppen från. Tekniken lämpar sig alltså för utsläpp från marker, myrar och deponier och liknande (där metoden ändå kan vara känslig för lutande mark och buskar/träd). Metoden går ej att tillämpa på cisterner och tankar, och behandlas därför ej vidare i denna rapport.

3.9 Luftinblåsning i täckt lager

En metod för att bestämma utsläppen från ett täckt lager är att med en fläkt blåsa in luft med ett känt flöde och sedan bestämma koncentrationsminskningen inne i lagret (17). Principen illustreras i Figur 10. Metoden beskrivs vidare i Kapitel 8.



Figur 10. Luftinblåsning i täckt lager, efter (17)

4 JÄMFÖRANDE MÄTNING PÅ DEPONI

År 2008 genomfördes en jämförande mätning på deponier i USA där fem metoder att mäta metanutsläpp jämfördes (21). Metoderna indelas i två grupper; emissionsfaktormetoder och massutsläppsmetoder. Den förra gruppen av metoder mäter utsläppen i begränsade delar av den totala ytan och ger resultat i enheten $g/s/m^2$, medan den senare gruppen integrerar de totala utsläppen för en yta och ger resultat i enheten g/s . Ingående metoder och utförare:

- Emissionsfaktor
- Sluten kammare (University of Florida, USA) (se kapitel 3.1)
- Radial Plume Mapping (Arcadis, USA) (se kapitel 3.6)
- Mikrometeorologi (Meteorologiska institutet, Finland) (se kapitel 3.8)
- Massutsläpp
- Spårgas (FluxSense, Sverige) (se kapitel 3.5)
- DIAL (NPL, Storbritannien) (se kapitel 3.7)

RPM-mätningar gjordes på tre olika avstånd nedströms vindriktningen; 10, 50 och 100 meter. DIAL-utrustningen var placerad ca 250 meter från utsläppet (vinkelrätt vindriktningen) och mätning skedde i två olika tvärsnitt 30 respektive 60 meter från utsläppet (i vindriktningen). Spårgasmätning gjordes på ett avstånd av ca 450 meter nedströms vindriktningen.

I samband med mätningarna gjordes kontrollerade metanutsläpp inom området. De rapporterade resultaten från respektive team jämfördes sedan med detta kända utsläpp.

Resultaten visade att spårgasmätning överskattade utsläppet något (ca +10 %) med en relativt låg rapporterad mätosäkerhet.

DIAL-mätningens rapporterade värde var i stort sett identiskt med utsläppet, dock med en relativt hög rapporterad mätosäkerhet.

RPM-mätningen på 10 meters avstånd underskattade utsläppet något (ca -10 %), med en relativt hög mätosäkerhet. RPM-mätningarna på längre avstånd blev successivt sämre och sämre och underskattar utsläppets storlek.

Den mikrometeorologiska mätningen kunde inte leverera några resultat, av okänd anledning. Kammarmetoder utgick ur jämförelsen då tillräckligt antal mätpunkter inte kunde täckas in för att få en relevant jämförelse.

Slutsatserna i projektet var:

- Det finns ingen metod som kan betecknas som rutinmässig i dagsläget
- Emissionsfaktormetoderna ger uppskattningar snarare än mätresultat (starkt beroende av vilken del av den totala arean som mätning sker från)
- Massutsläppsmetoderna är mer relevanta att använda vid mätning från deponier
 - Spårgasmätning har fördelar och nackdelar, och dess tillämpning beror på förhållandena vid platsen
 - DIAL-mätningar är enkla att genomföra

5 KAMMARTEKNIK

Det är ett kontinuerligt gasutbyte mellan jordens yta och atmosfären, men till vilken grad detta sker varierar i tid och rum (22). Variationen beror på gasernas olika källor och sänkor samt på vilka transportmekanismer som är inblandade.

Kammartekniken fungerar på så vis att den tillgängliga luftvolymen för gasutbyte på den täckta ytan begränsas så att nettoemissionen och upptaget av gaser av mark, slam eller vatten kan mätas genom förändringar i koncentrationen (22). Mätningarna genererar en fullvärdig uppskattning av gasens flöde, men bara så länge kammaren inte stör produktionen, upptaget och transportprocesserna som är involverade.

Fördelar

Kammartekniker är relativt billiga och enkla att använda och de är speciellt användbara för forskning som är inriktad på diskreta observationer, det vill säga observationer som endast kan anta distinkta värden (22). I kombination med lämpliga provtagningsplatser så är kammartekniker användbara i en rad olika studier alltifrån lokal till global skala och passar speciellt bra till in situ- (det vill säga studier direkt på plats) och laboratoriebaserade studier inriktade på fysiska, kemiska och biologiska aspekter av gasutbyte mellan yta och atmosfär.

Det finns fördelar med andra system såsom mikrometeorologiska eller diffusionsteoretiska metoder, till exempel när det kommer till att kvantifiera nettoutbytet av gas i vissa tillämpningar, men det finns flera tillfällen där dessa metoder av praktiska skäl inte är användbara (22). Då kan kammarteknik vara ett alternativ.

Nackdelar

Provtagning med kamrar är relativt arbetskrävande i jämförelse med automatiska system (6). Det kan vara svårt att inte påverka provtagningsmediet och den omgivande luften när man använder kamrar. Detta gäller till exempel temperaturen i marken som kan påverka produktionen av gaser och temperaturen i den inneslutna luften som kan påverka gasernas koncentration genom att trycket förändras (23). De flesta kammarmetoderna är också svåra att använda för att studera dynamiska händelser såsom regn eller dygnsvariationer i temperatur eftersom användandet snabbt påverkar omständigheterna i testmediet (6). En annan nackdel med kammarmetoder är att gasemissioner ofta innebär en stor spatial variation och att det därmed krävs många kamrar per mätyta.

I en studie (24) användes två små kamrar, vardera (0,2 m x 0,7 m) i fullskaliga gödselbehållare, där det naturligt bildades svämtäcke på gödselns yta. Kamrarna placerades ut slumpmässigt över ytan innan gasprovtagning var fjortonde dag under ett år. Kammarmetoden har nackdelen att den kan orsaka sprickbildning när kamrarna trycks ned i svämtäcket. Detta tillsammans med få provtagningsytor som i denna studie innebär att osäkerheten hos resultatet ökar.

5.1 Olika typer av kamrar

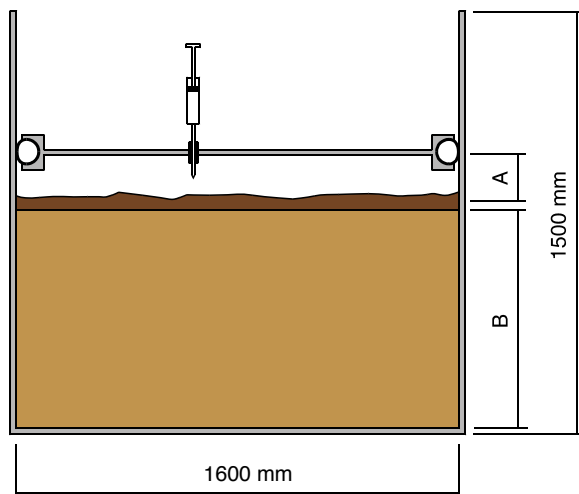
Olika typer av kamrar kan beskrivas dels efter konstruktionen t.ex. om den har en ventil eller inte, dels under vilka driftsförhållanden som diffusionen sker under mätperioden, se Tabell 1. Driftsförhållandena kan vara antingen med eller utan flödesjämvikt och för den senare varianten dessutom antingen med eller utan luftgenomflöde. För att kunna mäta på gödsel med väldefinierad karaktäristik och för att minimera påverkan från att kammare trycks ned i gödselns svämtäcke, använder forskare sig av pilotskalebehållare med ytor om minst ca 2 m² (25-28). I dessa ytor kan naturlig sprickbildning ske samtidigt som kanteffekten är relativt låg.

Tabell 1. Indelning av kammartyper efter konstruktion och driftsförhållanden, efter (22).

		EJ VENTILERADE	VENTILERADE
UTAN FLÖDESJÄMVIKT	UTAN GENOMFLÖDE	<ul style="list-style-type: none"> • anslutning för provtagning • ingen ventil 	<ul style="list-style-type: none"> • anslutning för provtagning • ventil
	MED GENOMFLÖDE		<ul style="list-style-type: none"> • anslutning för provtagning • ventil • cirkulation med luftpump
MED FLÖDESJÄMVIKT	MED GENOMFLÖDE		<ul style="list-style-type: none"> • insug för luft • utsug för luft med luftpump • anslutning för provtagning placerad vid utsuget, innan luftpumpen

Sluten kammare

Sluten kammare (även kallat statisk kammare) är den vanligaste metoden för att mäta flödet av lustgas och metan (6). Genom att en yta, ofta mindre än 1 m², sluts igen av kammaren för att höja koncentrationen av den aktuella gasen. I Figur 11 visas principen för den behållare med konstruerat lock som används som statisk kammare av ((26), (27)). Locket är försett med en uppblåsbar slang i lockets mantelyta. På undersidan av locket kan en elektrisk fläkt fästas för att luften ska hållas väl blandad.



Figur 11. Skiss av försluten behållare med lock och uttag för provtagning av gas. A, avstånd mellan gödselyta och lock, s.k. headspace; B, gödselnivå. Till höger flyttning av lock mellan behållare med hjälp av travers.

Öppen kammare

Öppna kammare (även kallat dynamiska kammare) kan omfatta mätningar av både horisontella luftströmmar (advektiv transport) och diffusiv transport (6). Metoden går ut på att ett känt luftflöde går genom kammaren och gasemissionerna beräknas genom att jämföra koncentrationen av gasen vid in- och utflödet. Detta kan till exempel göras med hjälp av massflödesmätare. Eftersom koncentrationsskillnaderna ofta är ganska små så är det viktigt att man använder sig av tillräckligt känsliga instrument.

Det är eftersträvansvärt att förhållandena under provtagning påminner om de som normalt råder (6). Detta gäller till exempel temperatur och vindförhållanden. I flera studier ((25), (28)) användes dynamisk kammare vid mätning på gödsellager i pilotskala.

Tvådelade eller enkla kamrar

Kamrar kan delas in i två typer dels sådana som är tvådelade och där underdelen sitter på plats under hela försökstiden medan överdelen endast sätts dit vid varje mättillfälle, dels en typ som sätts på plats vid mättillfället (23). Med den senare typen är risken större att den yta som provtas påverkas av kammaren eftersom den trycks ner i marken innan mätning och därför kan påverka jorden.

Flytande kammare

Flytande kammare passar bra om man vill mäta emissioner från ytor med hög vattenhalt. Utformningen påminner om kammare som används på fast mark med undantaget att den flyter på ytan istället för att föras ner i marken. Flytande kammare kan utformas både för manuell provtagning och för automatisering. Ett exempel när man använder kammare som flyter är när provtagningen ska ske på en sjö, men de används också för att göra analyser på reningsverk.

En flytande kammare ska helst inte vara för tung, det är bra om den kan följa med när vattnet rör sig istället för att vågorna slår mot kanten eftersom detta kan skapa turbulens i kammaren (29). Det finns också rapporter om att kammaren med fördel kan vara rund, detta på grund av att hörn i en fyrkantig kammare kan bidra till ökad turbulens inuti kammaren.

Provtagning och analys av proverna görs på samma sätt för en flytande kammare som för en som är anpassad för att stå på fast mark.

I en studie (30) beskrivs hur man vid mätning av metanemissioner från sjöar använde sig av två kamrar på vardera 0,028 m² per sjö. Kamrarna flöt på sjöns yta under 6-9,5 timmar per dag. Provtogs manuellt från kamrarna med en spruta via en gummisepta och provet fördes över i vialer. Skillnaden i metankoncentrationen från första till sista mätningen användes sedan för att beräkna metanemissionen per kvadratmeter och dag.

I en studie (31) byggdes 0,14 m² stora kammare av plexiglas för att mäta metanemissioner från gödsellager. Kamrarna användes både för mätning på fast underlag och på underlag med hög vattenhalt. För det senare fästes band av styrenplast och vattentålig plywood på kamrarna för att hålla dem flytande. En elektrisk fläkt fästes på insidan av kamrarna för att hålla luften jämnt blandad. I ena änden av kammaren fördes luft in från 2 meter ovanför marken via PVC-rör och i andra änden av kammaren fördes luften ut med hjälp av en pump. Vid pumpen samlades prov för senare analys av metanemissioner.

I en studie (32) användes en flytande kammare med kontinuerlig mätning för att mäta lustgasemissioner från gödsellager. Luft pumpades in i och ut ur kammaren med hjälp av pumpar. Luften som lämnade kammaren passerade en infraröd spektrofotometer som kontinuerligt mätte lustgaskoncentrationen i den utgående luften.

Automatiska och manuella kamrar

Automatiska kammare kan vara intressanta då man har möjlighet att göra mätningar när ingen person fysiskt kan vara på plats. Det kan röra sig om att man vill ta ut prover på natten eller också så vill man bara spara in på personalresurserna. För utsläppskällor där emissionerna varierar över dygnet är det extra tillämpligt med automatiska kammare. Automatiseringen ger möjlighet till mer frekvent och kontinuerlig provtagning, men kräver dyrare utrustning.

I en studie (33) användes en automatiserad kammare för att mäta metan- och lustgasemissioner i potatisodlingar. Kamrarna var 0,4 m² stora och bestod av en underdel av rostfritt stål samt en överdel av aluminium och PVC. Förslutningen mellan under- och överdel säkrades med ett vattenlås. Locket på kammaren drevs med ett 12 V elmotor för vindrutetorkare. Via en kontrollenhet kunde man bestämma tidsintervallet mellan öppningarna av locket, och perioden för förslutning var oftast 40 minuter. Under den tiden togs 4 till 5 prov ut med jämna mellanrum. Totalt kunde 16 stycken kamrar kopplas till en central gasanalysenhet. Provtagningen startade med att utrustningen för gastransporten värmdes upp för att undvika kondens. Därefter sögs gas från respektive kammare hela vägen till kromatografen genom att olika portar öppnades eller stängdes varefter analys kunde göras av gasprov från den enskilda kammaren.

5.2 Design av kammare

Kammaren ska tillverkas av icke reaktivt material såsom PVC, rostfritt stål, plexiglas, aluminium, polypropylen eller polyetylen (34). Materialet bör vara vitt eller täckt med reflekterande material för att solljuset ska reflekteras bort och inte värma upp den inneslutna volymen.

Förändringar i jordtemperaturen kan påverka gasflödet och förändringar i temperatur i den inneslutna volymen kan påverka koncentrationen av gaserna (23). Det kan därför vara idé att isolera kamrarna så att temperaturen hålls konstant och så att energiutbyte mellan den inneslutna volymen och omgivningen förhindras.

Höjden på kammaren är viktig att ta hänsyn till eftersom höga kamrar har ett högt minsta detekterbart flöde och omblandningen av luft i den inneslutna volymen kan bli sämre. En låg kammare, å andra sidan, påverkar miljön i kammaren mer när det gäller temperatur, fuktighet och gaskoncentration (23).

Kammarens höjd är med detta som bakgrund relaterat till tiden som inneslutningen sker och uttrycks genom förhållandet mellan kammarens höjd och tiden för inneslutning. Även vilket djup kammarens underdel bör skjutas ned påverkas av hur lång tid inneslutningen fortgår.

År 2003 tog forskningsgruppen GRACEnet (Greenhouse gas Reduction through Agricultural Carbon Enhancement network) fram ett protokoll för mätningar med kammartekniker. Huvuduppgiften för GRACEnet, som startats av USDA-ARS var att vidareutveckla metoder inom jordbruket för att förbättra kolksekvestrering i jorden och främja hållbarhet. I protokollet finns rekommendationer för hur kammare ska utformas samt riktlinjer över hur mätningar med kammarmetoder går till (34).

I GRACEnet-protokollet rekommenderar man att kammaren ska bestå av en underdel (ram) som trycks ned ungefär 8 cm i marken och som har en höjd av ungefär 5 cm ovanför markytan. Ovanpå underdelen sätts ett lock som har en ventilerings slang och en anslutning för provtagning. Ventileringen behövs för att undvika tryckförändringar i kammaren och därmed massflöden medan kammaren är sluten. Även (23) betonar vikten av att ha en ventilerings slang på kammaren som tillåter utbyte av tryck mellan kammaren och atmosfären.

Om permanenta underdelar används så bör dessa installeras åtminstone 24 timmar innan första provtagningen (34). Det finns inga rekommendationer på hur länge underdelarna kan lämnas kvar i jorden. Fördelen med att låta underdelen sitta kvar är att det minskar påverkan på jorden och rötterna skadas också mindre om kammaren sitter i växande gröda. Dock finns rapporter om att mikroklimatet förändras om kamrarnas underdelar sitter i under en längre period. Till exempel kan förändringar i skuggning och fuktighet leda till alg tillväxt och det finns en viss risk till mögildbildning om det regnar kraftigt.

5.3 Provtagning

När man mäter spårgas från heterogena material får man räkna med en hög spatial och tidsmässig variation. Därför är det viktigt att ha tillräckligt många kammare per försöksled (34). Ju fler kammare desto bättre. I GRACEnet-protokollet rekommenderas en användning av 2 kammare per småruta. Med tanke på den tidsmässiga variationen är det bra med så täta provtagningar som möjligt. Det finns en rad tidsmässiga variationer som man bör ha i åtanke, såväl dygnsmässiga, årstidsmässiga och också variationer som följd av regn/nedbrukning och så vidare. Om provtagningarna sker vid olika tidpunkter från dag till dag så är det viktigt att temperaturen korrigeras så att värdena är jämförbara. För att kunna få med variationer vid till exempel regn så är det viktigt att utföra provtagning så snart efter regnfallet som möjligt och sedan gärna dagligen efter den specifika händelsen. Resten av provtagningstiden bör prover tas ut med jämna mellanrum, förslagsvis var 1:a, 2:a eller 3:e vecka, eller efter vad resurserna tillåter.

De flesta problem som kan relateras till kammarens insättning i jordytan såsom förändringar i jordtemperaturen och fuktighet ökar ju längre tid inneslutningen pågår (23). Prover bör därför tas på så kort tid som möjligt efter inneslutningen.

För varje gång som ett prov tas ut så fylls det på med ny luft via ventileringsstuben (34). Detta gör att nästa prov är något utspätt. Beroende på hur stor ytan som är innesluten är och hur stort provet är så kan det vara nödvändigt att korrigera för detta. Är den inneslutna volymen stor och storleken på provet litet så är detta inte nödvändigt.

Gasprov kan tas från kammaren på flera olika sätt, till exempel med hjälp av en spruta eller direkt i gasflaskor eller gaspåsar (6). För att proven inte ska spädas ut eller kontamineras från provtagning till

analys så är det viktigt att man väljer en lagringsbehållare som håller tillräckligt tätt (23). Sprutor av plast är inte att rekommendera eftersom de läcker, glassprutor är något bättre och glasvialer med gummisepta det bästa alternativet. Det är också viktigt att provbehållaren fylls med övertryck, både för att kontrollera om behållaren sluter tätt och för att undvika kontaminering. Saltvatten kan användas som ett vattenlås för att lagra metan i glasflaskor under en längre tid utan att koncentrationen förändras (29).

Vid provtagning bör inte kammaren vara sluten längre än 60 minuter (34). Under denna tid tas prover ut med jämna tidsintervall. Ju kortare tid kammaren är försluten, desto bättre, men samtidigt är det viktigt att man inte kompromissar med känsligheten då för kort tid kan innebära att man inte kommer upp i detekterbara nivåer. Beroende på vilken analysmetod som används så tas prover på mellan 5 och 30 ml ut vid varje tillfälle.

5.4 Analys av prover

Gasproverna analyseras ofta av en gaskromatograf (GC) (6). Det finns även andra instrument som också kan användas för analys av gasprover såsom infraröd spektroskopi eller spårgasanalys. Infraröd spektroskopi har visat sig lämplig som analysmetod när proverna tagits från större behållare där den inneslutna volymen är stor.

Analyserna av proven bör göras så snart som möjligt efter provtagningen (34). Detta beror dock lite på i vilken typ av behållare som provet förvaras. Vid varje provtagningstillfälle bör också standardprov tas ut. Dessa ska hanteras och förvaras på samma sätt som proverna och det är viktigt att flera olika koncentrationer av standarden används. Standardkurvan används sedan för att konvertera analysresultaten till ppm.

Eftersom gasflödena ofta kan vara ganska små så är det viktigt att man har en uppfattning om den nedre gränsen för när gasflödena är detekterbara (34). Gränsen påverkas av precisionen i provtagningen och analysen men också av volymen inuti kammaren och storleken på ytan som den täcker. Precisionen hos provtagning och analys beräknas genom att titta på standardavvikelsen efter analys av ett större antal standardprover. Koncentrationen i standarden bör här ligga nära nivåerna för den omgivande luften i provtagningsmiljön.

6 PROVTAGNINGSHUV

Den provtagningshuv som beskrivs i (13) skall ha en bottenarea på minst 1 m² och för enkelhetens skull har de då ofta en area på 1 dm² i röret där gasflödet mäts. För att motverka det faktum att huvan påverkar gasflödet upp ur ytan så skall den vara utrustad med en fläkt i toppen av röret som ställs in på det flöde som ger nolltryck, dvs samma tryck inne i huvan som i omgivningen.

En något förenklad variant av provtagningshuv används av konsultföretaget Rambøll i Danmark. Denna huv saknar fläkt då man anser att huvens påverkan på flödet är liten. För att motverka vindens påverkan har toppen på röret smalnats av i en vidareutveckling av huvan i samband med ett examensarbete på DTU där mätningar skedde på kompost, se Figur 12.



Figur 12. Provtagningshuv vidareutvecklad av Rambøll och DTU. (14)

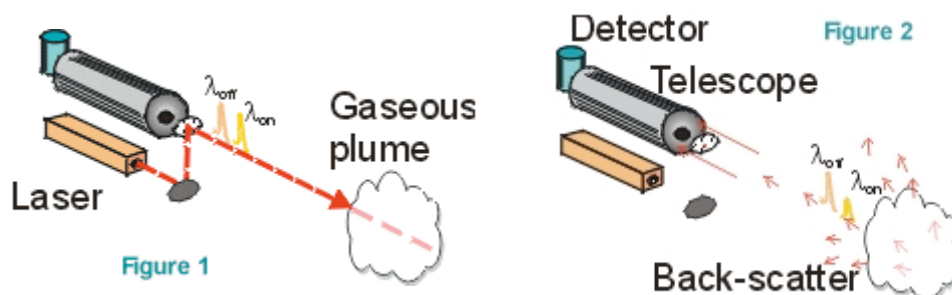
Antalet provtagningspunkter som krävs för att mätningen skall vara representativ definieras i VDI 3477 för mätning på biofilter. Först skall man visuellt bedöma om flödesbilden är jämn över ytan, detta kan göras genom att tillföra rökpatroner till inkommande luft eller genom fotografering med IR-kamera. Normalt krävs minst 9 provtagningspunkter på ytan. För stora ytor gäller att summan av provtagningsareorna ej ska understiga 1 % av den totala arean, i vilket fall man ibland använder provtagningshuvor med bottenarea på 4 m² för att minska antalet prov. (13)

Provtagningshuv i dess utförande beskrivet ovan kan vara möjligt att använda vid mätning på avvattnat slam eller vid mätning från slamlager med bildat svämtäcke, med reservation för att flödena från ytan kan vara för låga. Det bör också vara möjligt att konstruera en flytande provtagningshuv för mätning i bassänger, även om inga sådana referenser har hittats.

7 PLYMMÄTNING MED DIAL (DIFFERENTIAL ABSORPTION LIDAR)

Tekniken bygger på den specifika absorption som varje ämne ger upphov till i sitt spektrum. Mätning görs med laserljus, dels vid maximal och dels vid minimal absorption för att bestämma differensen i de båda signalerna. Två olika våglängder sänds ut med varje signal, där den ena våglängden är den specifika våglängden för det ämne som man vill bestämma och den andra våglängden är en referensvåglängd som har minimal absorption för det ämne man vill bestämma. Varje signal (eller ljuspuls) innehåller därmed en referens som gör att koncentrationen av det sökta ämnet kan bestämmas oavsett hur stor del av ljuset som reflekteras tillbaka. Avståndet som laserljuset har färdats kan också bestämmas.

Mätningen sker genom att en pulserad laserstråle sänds ut i atmosfären (Figur 13). Små mängder av det utsända ljuset sprids och reflekteras tillbaka till källan på grund av partiklar i strålgången. Reflektat ljus fångas upp av en känslig detektor. Partiklar och aerosoler utnyttjas som svaga reflektorer. Laserljuset sänds ut i korta pulser och upplösningen med avseende på tid i det reflekterade ljuset ger (tillsammans med ljushastigheten) en avståndsupplösning. Från olika avstånd längs laserljusets strålgång fås retursignaler och dessa signaler är ett mått på ämnets koncentration i den aktuella punkten (35).



Figur 13. DIAL-tekniken. Bildkälla: www.spectrasyne.ltd.uk

Det engelska företaget Spectrasyne utför mätningar på konsultbasis och de har även representation i Sverige. Enligt uppgift har många mätningar utförts på anläggningar för biologisk behandling, främst avloppsreningsverk, varav flera i Sverige. Metan bestäms standardmässigt men även lustgas och andra ämnen är möjliga att bestämma (36).

8 LUFTINBLÅSNING I TÄCKT LAGER

Denna metod har använts vid bestämning av utsläpp av CH₄, CO₂, N₂O och NH₃ från täckta nötgödsellager i Nederländerna. Principen och beteckningar illustreras i Figur 10. Det ursprungliga jämviktsläget beskrivs av följande ekvation:

$$c_0 = \frac{p}{v_0} \quad (1)$$

Genom att blåsa in luft med en fläkt med känt flöde (v_i) får man en utspädning av den gas som från början finns inne i det täckta lagret (c_0). Efter en tid med luftinblåsning har en ny koncentration av gaser uppkommit (c_i). Då beskrivs läget av följande ekvation:

$$c_0 = \frac{p}{v_0 \frac{c_i}{c_0} + v_i} \quad (2)$$

Gasproduktionen (p , m³/h) bestäms med (1) och (2) till följande ekvation:

$$p = v_i \frac{c_i}{1 - \frac{c_i}{c_0}} \quad (3)$$

En befarad nackdel med metoden är att luftinblåsningen kan tänkas påverka gasproduktionen i lagret. Ett sätt att kontrollera detta är att jämföra de relativa förhållandena mellan olika gaser före och efter luftinblåsning och det är också möjligt att justera för detta i sådant fall. Vid mätningarna i Nederländerna kunde ingen sådan påverkan ses.

Vid mätningarna i Nederländerna var fläkten inställd på 528 m³/h. Lagret var täckt med PVC och fyllt med 1199 m³ gödsel, gasvolymen var 495 m³. (17)

9 RESULTAT OCH VIDARE ARBETE

Nio olika metoder (eller grupper av metoder) har identifierats i projektet genom litteratursökning och intervjuer. Flera metoder bedöms inte vara tillämpbara för projektets syfte eller bedöms som mindre intressanta att gå vidare med, skälen till dessa bedömningar redovisas för respektive metod i kapitel 3. Bedömningarna baseras på funna uppgifter om metodernas noggrannhet, tillämpbarhet och kostnader.

Resultaten av projektet sammanfattas i Tabell 2.

Tabell 2. Sammanfattande resultat, för- och nackdelar samt metodernas kända eller förmodade tillämpbarhet.

TEKNIK	FÖRDELAR (+)	NACKDELAR (-)	TILLÄMPBARHET
Sluten (statisk) kam-mare	+ Etablerad + Enkel teknik + Billig	- Punktvis - Påverkar utsläppen	Fasta källor Flytande källor
Öppen (dynamisk) kam-mare	+ Etablerad + Billig	- Punktvis - Känslig för spolgas-flöde	Fasta källor Flytande källor
Provtagningshuv	+ Etablerad + Enkel teknik + Billig	- Punktvis - Känslig för vind	Fasta källor (Flytande källor?)
Ballong/gaspåse	+ Enkel teknik + Billig	- Punktvis - Relativt oprövad	Flytande källor
Plymmätning med spårgas-teknik	+ Etablerad + Verifierad + Kommersiellt tillgänglig i Sverige	- Dyr - Vindberoende - Svår att avgränsa	Hela anläggningar
Plymmätning med RPM (Radial Plume Mapping)	+ Etablerad (i USA)	- Saknas kommersiella utförare i Sverige - Vindberoende - Svår att avgränsa	Hela anläggningar
Plymmätning med DIAL (Differential Absorption Lidar)	+ Jämförelsevis enkelt genomförande + Kan urskilja punktkällor + Kommersiellt tillgänglig i Sverige	- Dyr (förmodat) - Vindberoende	Hela anläggningar Fasta källor Flytande källor
Mikrometeorologiska metoder		- Ej tillämpbart	Plana marker
Luftinblåsning i täckt lager	+ Enkel teknik + Billig	- Relativt oprövad - Gassäkerhet?	Täckta lager

För utsläppskällor med fasta och flytande material som omfattas av projektets syfte pekar litteratur och erfarenheter på att öppna (dynamiska) kammare med automatisk provtagning är den mest intressanta metoden att gå vidare med i kommande tänkta faser av detta projekt. För flytande material finns en metodik framtagen i USA för mätning av lustgas från reningsverk att utgå ifrån, där förenklingar av metoden vore att föredra då den annars kräver avancerad fältutrustning. Fördelarna och nackdelarna med att använda en s.k. Lindvall box istället för en bubbla (Figur 4) på flytande material behöver också utredas bättre.

Försök bör också genomföras med enklare slutna (statiska) kammare för jämförelse med resultat från öppna kammare.

Försök med en enklare provtagningshuv kan också vara intressant att genomföra, främst på fasta material men kanske också, efter modifieringar, på flytande material.

För alla typer av källor bedöms plymmätning med DIAL vara mest intressant bland liknande plymmätningmetoder på grund av möjligheterna att bestämma delutsläpp. Metoden är också verifierad med avseende på noggrannhet (se kapitel 4) och det finns referenser från biologisk behandling samt svensk representation för utförande.

För alla typer av täckta källor (vanligen täckta lager) är det intressant att prova metoden med luftinblåsning.

Sammanfattningsvis, för praktiska försök i fas 2 föreslås metoder enligt Tabell 3.

Tabell 3. Förslag på vidare arbete i fas 2.

TEKNIK	FASTA KÄLLOR	FLYTANDE KÄLLOR	TÄCKT LAGER
Sluten (statisk) kammare	X	X	
Öppen (dynamisk) kammare	X	X	
Provtagningshuv	X	(X)	
Plymmätning med DIAL (Differential Absorption)			
Lidar)	X	X	
Luftinblåsning i täckt lager			X

Som fast källa kan lämpligen avvattnat slam på upplag eller i container undersökas.

Som flytande källa föreslås en öppen lagringstank för flytande rötrest.

Som täckt lager föreslås ett täckt lager för flytande rötrest (tak i presenning).

10 LITTERATURFÖRTECKNING

1. Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor. u.o. : Europeiska unionens officiella tidning 5.6.2009.
2. Gunnarsson, Ingemar, o.a. *Metoder att mäta och reducera emissioner från system med rötning och uppgradering av biogas*. Malmö : RVF Utveckling 2005:07, 2005.
3. Persson, Margareta, o.a. *Frivilligt åtagande - inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar*. Malmö : SGC Rapport 172, 2007.
4. Holmgren, Magnus. *Frivilligt åtagande - inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar*. Malmö : Avfall Sverige rapport U2007:02 Rev, 2009.
5. Holmgren, Magnus Andreas. *Handbok metanmätningar*. Malmö : SGC 227, 2011.
6. Greatorex, James Michael. *A review of methods for measuring methane, nitrous oxide and odour emissions from animal production activities*. Uppsala : JTI, 2000.
7. Rodhe, Lena och Pell, M. *Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall - teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning*. Uppsala : JTI-rapport Lantbruk & Industri nr 337, 2005.
8. Flodman, Magnus. *Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam*. Institutionen för lantbruksteknik. Ultuna : SLU, 2002. Examensarbete.
9. Perera, M.D. Nandana. *An Evaluation of Closed Flux Chamber Technique for Gas Emission Measurement from Landfills*. Calgary : University of Calgary, 2000. Examensarbete.
10. Chandran, Kartik. *Characterization of Nitrogen Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment BNR Operations - Field Protocol with Quality Assurance Plan*. Alexandria, Virginia : WERF, 2009.
11. Lindvall, T., Norén, O. och Thyselius, L. *Luktreducerande åtgärder vid flytgödselhantering*. Uppsala : JTI Specialmeddelande nr 22, 1972.
12. Desloover, J., o.a. *Floc-based sequential partial nitrification and anammox at full scale with contrasting N₂O emissions*. Water Research. 2011, Vol. 45, ss. 2011-2021.
13. *Biological waste gas purification - Biofilters*. Düsseldorf : VDI 3477, 2004.
14. Andersen, Jacob Kragh. *Quantification of gaseous emissions from composting of garden waste*. Lyngby : DTU, 2007.
15. Czepiel, Peter M., Crill, Patrick M. och Harriss, Robert C. *Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes*. Environ. Sci. Technol. 1993, ss. 2472-2477.
16. Eklund, Bart. *Comparison of line- and point-source releases of tracer gases*. Atmospheric Environment. 1999, Vol. 33, ss. 1065-1071.
17. Sneath, R.W., o.a. *Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms*. Agriculture, Ecosystems and Environment. 2006, ss. 122-128.
18. Galle, Bo, o.a. *Measurements of Methane Emissions from Landfills Using a Time Correlation Tracer Method Based on FTIR Absorption Spectroscopy*. Environ. Sci. Technol. 2001, Vol. 35, ss. 21-25.
19. Andersen, Jacob K, o.a. *Quantification of Greenhouse Gas Emissions from Windrow Composting of Garden Waste*. J. Environ. Qual. 2010, Vol. 39, ss. 713-724.
20. *Evaluation of Fugitive Emissions Using Ground-Based Optical Remote Sensing Technology*. u.o. : US EPA, 2007.
21. Babilotte, Antoine. *Landfills Methane Fugitive emissions, Field comparison of methods*. den 4 december 2009. PPT-presentation, Waste & Climate conference.

22. Livingston, G.P. och Hutchingson, G.L. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error. [Bokförf.] P.A. Matson och R.C. Harriss. *Methods in Ecology. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*. Oxford : Marston Lindsay Ross International, 1995, ss. 14-51.
23. Rochette, P och Eriksen-Hamel, N.S. *Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable?* 2008, Soil Science Society of America Journal, Vol. 72, ss. 331-342.
24. Husted, S. *Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures*. J. Environ. Qual. 1994, Vol. 23, ss. 585-592.
25. Clemens, J., o.a. *Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry*. Agric. Ecosyst. Environ. 2006, Vol. 112, ss. 171-177.
26. Rodhe, L., o.a. *Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel*. Uppsala : JTI rapport Lantbruk & Industri nr 370, 2008.
27. Rodhe, L., Ascue, J. och Nordberg, Å. *Emissions of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe*. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2009, Vol. 8.
28. VanderZaag, A.C., o.a. *Permeable synthetic covers for controlling emissions from liquid dairy manure*. Applied Engineering in Agriculture. 2010, Vol. 26, ss. 287-297.
29. Bastviken, David. personlig kommunikation. Linköpings Universitet. 2011.
30. Bastviken, D., Ejlertsson, J. och Tranvik, L. *Measurement of methane oxidation in lakes - a comparison of methods*. Environmental Science Technology. 2002, Vol. 36, ss. 3354-3361.
31. Husted, S. *An open chamber technique for determination of methane emission from stored livestock manure*. Atmospheric Environment. 1993, Vol. 27A, ss. 1631-1642.
32. Peu, P., Beline, F. och Martinez, J. *A floating chamber for estimating nitrous oxide emissions from farm scale treatment units for livestock wastes*. Journal of Agricultural Engineering Research. 1999, Vol. 73, ss. 101-104.
33. Flessa, H., o.a. *N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation*. Geoderma. 2002, Vol. 105, ss. 307-325.
34. Baker, J., o.a. *Chamber-based Trace Gas Measurement Protocol*. u.o. : GRACEnet, 2003.
35. DIAL Tekniken. Spectrasyne Ltd. [Online] [Citat: den 17 06 2011.] http://www.spectrasyne.ltd.uk/html/sw_technique.html.
36. Moncrieff, Jan. personlig kommunikation. Spectrasyne Ltd. 2011.
37. Lohila, Annalea, o.a. *Micrometeorological Measurements of Methane and Carbon Dioxide Fluxes at a Municipal Landfill*. Environ. Sci. Technol. 2007, Vol. 41, ss. 2717-2722.

RAPPORTER FRÅN AVFALL SVERIGE 2011

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING

- U2011:01 På spåret. Transporter av avfall på järnväg – en möjlighet?
- U2011:02 Förebygga avfall med kretsloppsparkar. Analys av miljöpåverkan.
- U2011:03 Biogödselproduktion - Tekniker och leverantörer
- U2011:04 Nationell kartläggning av plockanalyser av hushållens kärll- och säckavfall
- U2011:05 Goda exempel på förebyggande av avfall för kommuner
- U2011:06 Med blicken mot 2020
Omvärldsanalys och scenarier för kommunernas roll i framtidens avfallshantering
- U2011:07 Byggande och anläggande på och i anslutning till gamla avfallsutsläpp
Problem och möjliga lösningar avseende gassäkerhet och andra frågeställningar
- U2011:08 Förstudie av olika system för matavfallsutskottning med avfallsutsläpp
- U2011:09 Bedömning av långtidsegenskaper hos tätskikt bestående av flygaskstabiliserat
avloppsslam, FSA - Beständighet, täthet och utlakning
- U2011:10 Viktbaserad avfallstaxa - en litteraturoversikt
- U2011:11 Volymvikter för avfall
- U2011:12 Handbok metanpotential
- U2011:13 Miljöeffekter av polymerer inom biogasbranschen. Förstudie
- U2011:14 Kartläggning av vittrings- och korrosionsskador på biologiska behandlingsanläggningar,
Etapp II. Tätskikt på betong – State of the Art
- U2011:15 Avfallshantering i några utvalda europeiska länder. En jämförande studie
- U2011:16 Strategi för biogödsel och kompost
- U2011:17 Förbättring av bottenaskors kvalitet
- U2011:18 Värdering och utveckling av mätmetoder för bestämning av metanemissioner från
biogasanläggningar – Litteraturstudie

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, BIOLOGISK BEHANDLING

- B2011:01 Handbok metanmätningar

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, DEPONERING

AVFALL SVERIGES UTVECKLINGSSATSNING, AVFALLSFÖRBRÄNNING

- F2011:01 Mätvärdeshantering vid avfallsförbränningsanläggningar
med anledning av avfallsförbränningsdirektivet
- F2011:02 Measurements of suspended solids
– How does the salt content and the quantity of rinsing water affect the result?

“Vi är Sveriges största miljörelse. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att svensk avfallshantering fungerar - allt från renhållning till återvinning. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vi är 12 000 personer som arbetar tillsammans med Sveriges hushåll och företag.”



Avfall Sverige Utveckling U2011:18

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Prostgatan 2, 211 25 Malmö
Telefon 040-35 66 00
Fax 040-35 66 26
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se