

SINTEF Materialer og kjemi

Postadresse: Boks 124, Blindern
0314 Oslo
Besøksadresse: Forskningsveien 1
Telefon: 22 06 73 00
Telefaks: 22 06 73 50

Foretaksregisteret: NO 948 007 029 MVA

TITTEL

Etablering av korrelasjoner mellom TVOC og lukt i komposteringsanlegg

FORFATTERE (alfabetisk)

Bjørn Berg, Arne L. Kvernheim, Erik Norgaard, Karina E. Ødegård

OPPDRAGSGIVER(E)

NORSAS ved ORIO programmet - kontrakt nr 0206

RAPPORTNR. STF80 A04109	GRADERING Åpen	OPPDRAGSGIVERS REF. Tormod Briseid	
GRADER. DENNE SIDE Åpen	ISBN 82-14-02393-9	PROSJEKTNR. 66424700	ANTALL SIDER OG BILAG 44
ELEKTRONISK ARKIVKODE 66424700 rapport		PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.) Karina E. Ødegård <i>Karina E. Ødegård</i>	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Ingegerd Rustad <i>Ingegerd Rustad</i>
ARKIVKODE	DATO 2005-06-15	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Ingegerd Rustad, forskningsleder	

SAMMENDRAG

Det finnes i dag et trettitalls komposteringsanlegg som behandler matavfall i Norge. Komposten som produseres kan anvendes som jordforbedringsmiddel eller som et bidrag til å øke næringstilgangen i jorda. Anleggsmetodene for kompostering er relativt ny og utvikles stadig. Dette medfører at kunnskapen innen en del områder bør forbedres for å skape gode forutsetninger for en fortsatt drift og videre utbygging.

I denne rapporten vises sammenhengen mellom totalt flyktig organisk karbon (TVOC) målt med en fotoionisasjonsdetektor (PID) og luktkonsentrasjon ved kompostering av våtorganisk avfall i Norge. Prosjektet er en utvidelse av prosjektet "Etablere teknikk for indirekte måling av lukt i behandlingsanlegg for organisk avfall ved on-line måling i kompostmassen".

Det er funnet tilfredsstillende korrelasjon mellom måling av luktkonsentrasjon og måling av TVOC i kompostranker. Det vil si at apparatur basert på fotoionisasjon (PID) er godt egnet for indirekte måling av lukt fra kompostanlegg. Dersom det er store variasjoner i prosessen, vil bruk av TVOC som indirekte mål på lukt kunne gi et urimelig galt svar.

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Miljø	Environment
GRUPPE 2	Avfall	Waste
EGENVALGTE	Lukt	Odour
	Kompost	Compost

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning	5
2	Internasjonalt engasjement i prosjektet	5
3	Beskrivelse av deltagende anlegg.....	6
4	Teknikker for måling av emisjon fra kompostanlegg	8
4.1	Direktevisende metoder.....	8
4.1.1	IR (Infrarødt lys)	8
4.1.2	PID (Fotoionisasjon)	8
4.1.3	Solvita (måling av CO ₂ og organiske fettsyrer)	8
4.1.4	Elektroniske neser	9
4.2	Olfaktometri	9
5	Omsetning av våtorganisk avfall	9
6	Eksperimentelt	11
6.1	IR-instrument (GA 94)	11
6.2	Gasskromatografi med fotoionisasjonsdetektor (GC-PID)	11
6.3	Bestemmelse av luktkonsentrasjon	12
6.3.1	ASTM E679 -91 / Dravenieck	12
6.3.2	EN 13725 / Ecoma TO7	13
6.4	Prøvetaking.....	14
7	Resultater	14
7.1	Rankekompostering.....	14
7.1.1	Beskrivelse av anlegg og drift.....	14
7.1.2	Måleresultater.....	15
7.1.3	Etterkompostering i storranke.....	16
7.1.4	Bestemmelse av enkeltkomponenter.....	18
7.1.5	Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser	18
7.2	Storranke kompostering med luftinnblåsing	19
7.2.1	Beskrivelse av anlegg og drift.....	19
7.2.2	Måleresultater.....	21
7.2.3	Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser	22
7.3	Storrankekompostering med kombinasjon av undertrykk og overtrykk.....	23
7.3.1	Beskrivelse av drift og anlegg.....	23
7.3.2	Måleresultater.....	24
7.3.3	Bestemmelse av luktsterke enkeltkomponenter	25
7.3.4	Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser	26
7.4	Reaktor kompostering med luftinnblåsing og ukentlig vending	27
7.4.1	Beskrivelse av anlegg og drift.....	27
7.4.2	Måleresultater.....	28
7.4.3	Måling av enkeltforbindelser	31
7.5	Reaktor med luftinnblåsing og kontinuerlig vending.....	31
7.5.1	Måleresultater.....	32
7.5.2	Måling av enkeltforbindelser	33
7.6	Sammenligning mellom komposteringsmetoder.....	34
7.6.1	Åpen rankekompostering på Hornmoen	35
7.6.2	Kompostering i statisk ranke med aktiv lufting, RTA	35
7.6.3	Kompostering i storranke med kombinasjon av undertrykk og overtrykk	36
7.6.4	Reaktorkompostering med ukentlig vending	36

7.6.5	Reaktor med luftinnblåsing og kontinuerlig vending.....	36
7.7	Sammenheng mellom TVOC og luktkonsentrasjon.....	36
8	Konklusjoner	42
9	Forslag til videre arbeid	43
10	REFERANSER	44

Tabeller

Tabell 1.	Innhold av organiske syrer (mg/kg tørrstoff) i kildesortert matavfall fra 5 norske komposteringsanlegg [8].	11
Tabell 2.	Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter i forskjellige rankealder... 18	
Tabell 3.	Måling av poreluftkonsentrasjon (juni 2002) av luktsterke komponenter i ranke med forskjellig alder (ppm)	26
Tabell 4.	Poreluftkonsentrasjon fra ettermodning	30
Tabell 5.	Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter som funksjon av rankealder	31
Tabell 6.	Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter som funksjon av rankealder	34
Tabell 7.	Oversikt over målinger gjennomført i prosjektet.	38

Figurer

Figur 1.	Skjematisk fremstilling av komposteringsmetoder.....	7
Figur 2.	Modell som beregner luftbehovet i et komposteringsanlegg som behandler matavfall ved to ulike scenarier, a) bruk av kald og tørr uteluft og termofil omdanning, b) bruk av oppvarmet fuktig inneluft og mesofil omdanning.	10
Figur 3.	Lukt som funksjon av TVOC [1].....	15
Figur 4.	Sammenheng mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid.....	15
Figur 5.	Maksimal poreluftkonsentrasjon som funksjon av måletidspunkt	16
Figur 6.	Luktkonsentrasjon mot TVOC for rankekompostering ved Hornmoen (SØIR),	16
Figur 7.	Måling av poreluftkonsentrasjon av TVOC fra storranke	17
Figur 8.	Illustrasjon av skorstenseffekten i en ranke.	17
Figur 9.	Sammenhengen mellom innholdet av metan og rankealder	18
Figur 10.	Sammenligning av CO ₂ og O ₂ nivå som funksjon av rankealder	19
Figur 11.	Tverrsnitt av storranke på Hestmyra.....	20
Figur 12.	Storranke med lufttilkobling	20
Figur 13.	Innvendig viftehus på RTA.....	21
Figur 14.	Sammenhengen mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder	21
Figur 15.	Maksimal poreluftkonsentrasjon som funksjon av måletidspunkt	22
Figur 16.	Luktkonsentrasjon mot TVOC for storranke med lufting ved RTA.....	22
Figur 17.	Sammenhengen mellom innholdet av metan og rankealder	23
Figur 18.	Sammenligning av CO ₂ og O ₂ nivå som funksjon av rankealder	23
Figur 19.	Sammenhengen mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid	24
Figur 20.	Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt.....	25
Figur 21.	Luktkonsentrasjon mot TVOC ved storranke med lufting ved Innherred Renovasjon (IR).	25

Figur 22. Sammenhengen mellom nivå av O ₂ og CO ₂ i storranke	26
Figur 23. Sammenligning av nivå av O ₂ og CH ₄ som funksjon av rankealder målt i juni 2002.....	27
Figur 24. Kompostbinger på HRA (<i>foto BEB</i>)	28
Figur 25. Poreluftkonsentrasjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid	29
Figur 26. Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt.....	29
Figur 27. Luktkonsentrasjon mot TVOC ved reaktorkompostering ved HRA.	30
Figur 28. Reaktorhall med vendetrommel (venstre) og ettermodningshall (høyre) []	32
Figur 29. Poreluftkonsentrasjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid	32
Figur 30. Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt.....	33
Figur 31. Luktkonsentrasjon mot TVOC ved reaktorkompostering ved RKR.	33
Figur 32. Sammenhengen mellom nivå av O ₂ og CO ₂ i reaktor	34
Figur 33. Luktkonsentrasjon mot TVOC for alle målinger gjennom prosjektperioden. Røde verdier er ekskludert fra regresjonen, som er en lineærregresjon på en log-log-skala med 99 % konfidensnivå for kurven markert med stiplede linjer.	37

1 Innledning

Det finnes i dag et trettitalls komposteringsanlegg som behandler matavfall i Norge. Komposten som produseres kan anvendes som jordforbedringsmiddel eller som et bidrag til å øke næringstilgangen i jorda. Anleggsmetodene for kompostering er relativt ny og utvikles stadig. Dette medfører at kunnskapen innen en del områder bør forbedres for å skape gode forutsetninger for en fortsatt drift og videre utbygging.

Et kunnskapsområde med rom for forbedringer er miljøsidene. Hvor og når utslipp finner sted, samt utslippenes karakter og deres størrelse, er ikke tilstrekkelig utredet. En bedre forståelse av dette vil være en viktig forutsetning for tiltak. Dette er også viktig for senere å kunne belyse hvilken effekt kompostering som industri har på omgivelsene - også i et globalt perspektiv - siden gassutslipp ved kompostering både har helsemessige, trivselmessige og klimamessige sider.

I denne rapporten søker vi å belyse sammenhengen mellom totalt flyktig organisk karbon (TVOC) målt med en fotoionisasjonsdetektor (PID) og luktkonsentrasjon ved kompostering av våtorganisk avfall i Norge. Prosjektet er en utvidelse av prosjektet "Etablere teknikk for indirekte måling av lukt i behandlingsanlegg for organisk avfall ved on-line måling i kompostmassen" [1] og et av spørsmålene som er søkt besvart er hvorvidt den sammenhengen som ble påvist i forprosjektet også gjaldt andre komposteringsanlegg, gitt variasjoner i årstid, geografi og føde.

Sju anlegg har bidratt i prosjektet:

- Sør-Østerdal Interkommunale Renovasjonsselskap (SØIR)
- Innherred Renovasjon (IR)
- Renovasjonsselskapet for Kristiansandsregionen (RKR)
- Hadeland og Ringerike Avfallsselskap (HRA)
- Risør- og Tvedestrandregionens Avfallsselskap (RTA)
- Lindum
- Miljøfor Nord (Andøya)

2 Internasjonalt engasjement i prosjektet

Utfordringer forbundet med lukt er ikke noe særnorsk fenomen. Økt befolkningstetthet og mer avfall gjør dette til en utfordring i mange land. Dette i tillegg til nye muligheter til å måle og å bekjempe luktpoblemer gjør at fokus på ubehagelig lukt øker. Et annet stikkord er forutsigbarhet. Både avfallseiere, eiere av behandlingsanlegg, leverandører til slike anlegg så vel som myndigheter (lokalt og nasjonalt) og naboer til anlegg ønsker en forutsigbarhet basert på objektive kriterier. Slike objektive kriterier kan kun komme på plass gjennom overnasjonalt samarbeide i Norden og i Europa.

Det er i prosjektperioden etablert et Nordisk nettverk med alle de fem Nordiske land. Disse har hatt som formål å søke prosjektsamarbeid og synergi mellom avsluttede og pågående prosjekter samt å arbeide i retning av fellsnordiske retningslinjer. Deltagerne har vært SINTEF, GLT-avfall og Norsk Jordforbedring i Norge, Solum i Danmark, SORPA på Island og renholdsverksforeningene i hhv Sverige og Finland. I dette nettverket er det identifisert at det er svært ulik praksis både på grensesetting og oppfølging mellom de Nordiske land. Oppfølgingsprosjekter vil ha som mål å etablere og harmonisere fellsnordiske retningslinjer. Dette vil dels kunne gå på praksis på

utslippsgrenser og hvordan disse skal følges opp og på praktisk/optimal drift av anlegg for avfallsbehandling.

Gjennom det Nordiske nettverket er det også etablert kontakter mot resten av Europa. Dette er gjort gjennom deltagelse i møter i European Compost Network, ECN og ved å sende inn "Expression of Interest" for å flagge det Nordisk samarbeidet inn mot EU. SINTEF har også i perioden vært med på en sammenlignende laboratorieprøving på lukt.

Det Nordiske og Europeiske samarbeidet vil bli søkt videreført i form av nye prosjekter med tanke på felles Europeisk praksis samt å kunne påvirke en slik praksis slik at denne også kan anvendes i de Nordiske land. Uten et slikt engasjement kan det tenkes at vi blir påtvunget retningslinjer som ikke tar hensyn til våre avfallsstrømmer, vårt klima og topografi.

Etter at SINTEFs virksomhet innen området ble overført til Molab as i 2005, videreføres SINTEFs engasjement innenfor luktproblematikk av Molab as.

3 Beskrivelse av deltagende anlegg

Følgende forkortelser og momenter legges til grunn for å beskrive eller diskutere komposteringsmetode [8].

Aktiv fase:

B eller K Batchvis eller kontinuerlig behandling

Å eller L Åpen eller lukket behandling

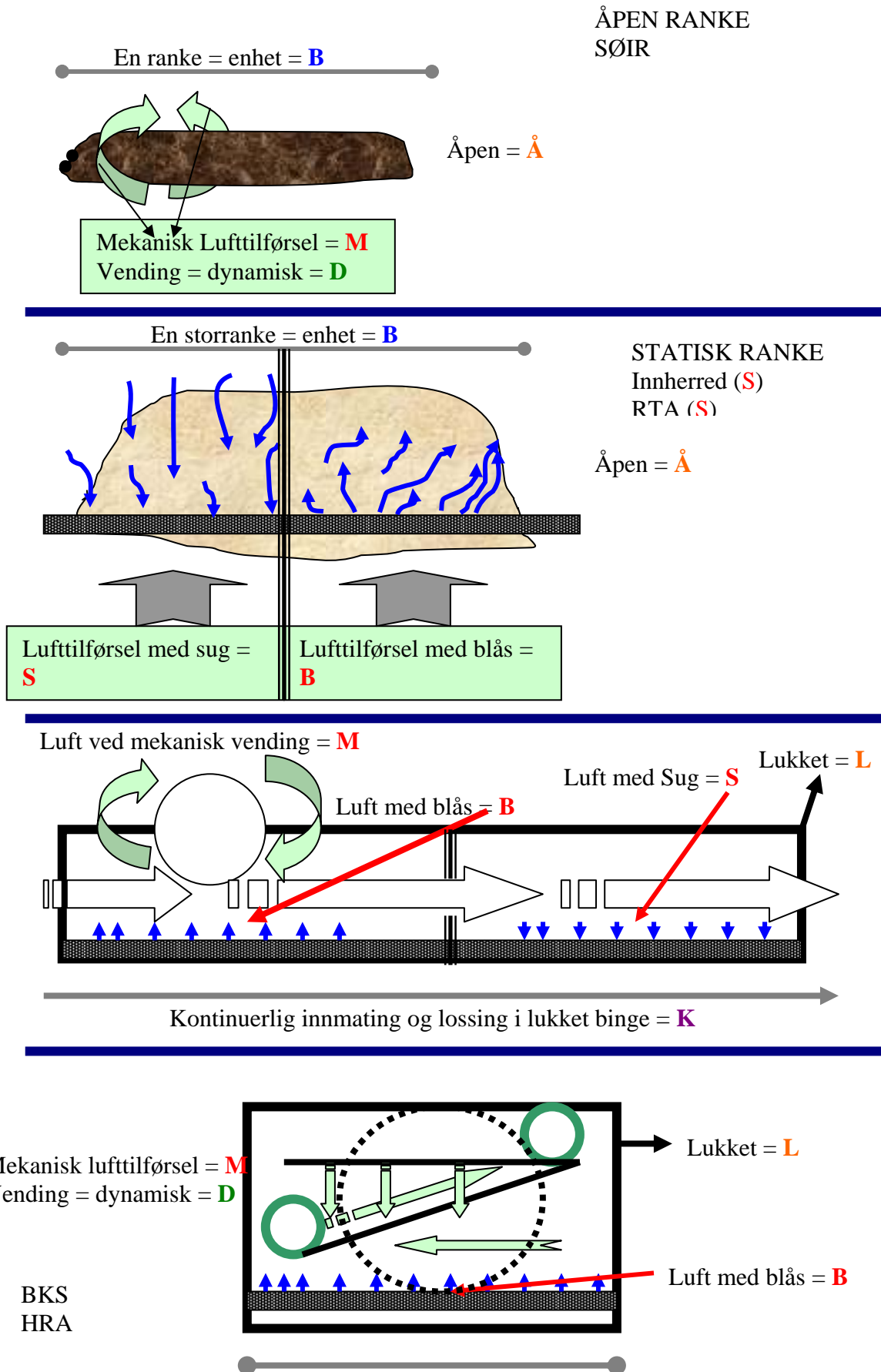
S eller D Statisk eller dynamisk behandling

Lufttilførsel:

B, S eller M Skjer lufttilførsel med overtrykk (blås) eller undertrykk (sug) eller mekanisk

Tabellen nedenfor beskriver 5 av anleggene som har deltatt i dette ORIO-prosjektet.

Anlegg	AKTIV FASE (Hygieniseringsfasen)			Lufttilførsel	Komposteringstid Aktiv Fase
	Lukket / Åpen	Statisk / Dynamisk	Batch / Kontinuerlig	Blås / Sug / Mekanisk	Antall døgn (normal)
SØIR	Å	D	B	M	25 – 28 døgn
IR	Å	S	B	S	180 døgn
RKR	L	D	K	B / M	30 -35 døgn
HRA	L	D	B	B / M	35 døgn
RTA	Å	S	B	B / M	180 + døgn



Figur 1. Skjematisk fremstilling av komposteringsmetoder

Lindum har en aktiv forbehandling av det våtorganiske avfallet før det etterkomposteres i ranker, mens Miljøfôr Nord (nedlagt) hadde en form for åpen storrankekompostering, ikke ulik Innherred Renovasjon.

Anleggene er valgt utfra et ønske om geografisk spredning og anvendelse av forskjellige komposteringsteknikker.

4 Teknikker for måling av emisjon fra kompostanlegg

Det kan være hensiktsmessig å skille mellom:

Metoder som baserer seg på direktevisende signaler

Metoder som baserer seg på en separasjon (kromatografi) før deteksjon

Olfaktometri – luktmåling

4.1 Direktevisende metoder

Metoder som baserer seg på direktevisende signaler tar utgangspunkt i et deteksjonsprinsipp som er selektivt. I tillegg er det mulig å gjøre en statistisk/matematisk behandling av dataene som muliggjør en tolkning av et sammensatt signal i form av det som kalles elektroniske neser.

4.1.1 IR (Infrarødt lys)

Komposteringsanleggene benytter i dag målere basert på IR (Infrarødt lys) som et hjelpemiddel for å blant annet å registrere innholdet av CO₂ og metan i kompostmassen. Forløperen for dette prosjektet tok utgangspunkt i denne måleteknikken og forsøkte å etablere en luktmåling basert på innholdet av metan i rankekompostering [1]. Man observerte der en korrelasjon mellom konsentrasjon av metan og luktmåling som var 0,67. På grunn av interaksjon mellom CO₂ og vannfase er det mindre aktuelt å bruke CO₂ som indikator. Metan måles ved $\lambda=3,44 \mu\text{m}$. Et problem med bruk av IR er det brede absorpsjonsbåndet for vann. Dette kan interferere med måling av metan.

4.1.2 PID (Fotoionisasjon)

Fotoionisasjon baserer seg på ionisering av molekyler i et bestemt område i det elektromagnetiske spektrum. For å oppnå tilstrekkelig ioniseringsenergi er det nødvendig å bruke lys med bølgelengder i UV-området. Selektiviteten som er mulig å oppnå avhenger av valg av bølgelengde. Dess lavere bølgelengde dess mindre selektiv er detektoren [2]. Responsen avhenger blant annet av antall karbonatomer i molekylet. Ved en bølgelengde på 117 nm, tilsvarende 10,6 eV, har det vist seg hensiktsmessig å utnytte den reduserte selektiviteten ved å kvantifisere den totale mengden med flyktige organiske forbindelser (TVOC). Denne metoden for å kvantifisere emisjon fra kompostanlegg er beskrevet i detalj i kapittel 6.

4.1.3 Solvita (måling av CO₂ og organiske fettsyrer)

Testen baserer seg på at mengde CO₂ og organiske syrer som utvikles i komposten er proporsjonal med biologisk aktivitet. Dette er en test som er utviklet for å kvantifisere stabilitet. Det benyttes gel-belagte pinner som skifter farge avhengig av konsentrasjonen av karbondioksid [3]. På grunn av den mulige sammenhengen mellom kompoststabilitet og emisjon av lukt kan dette være et alternativ.

4.1.4 Elektroniske neser

”Elektroniske neser” er en type sensorer basert blant annet på halvleder-teknologi. For eksempel SnO_2 , eller i et deteksjonssystem består av en array med flere oksider [4 side 113, 5 side 127]. For å kunne tolke de ulike pulsene er det nødvendig å benytte statistiske metoder. Måleprinsippet er basert på elektrisk motstand. Null motstand (R_0) etableres ved å bruke syntetisk luft som passerer detektoren. Når en luftprøve passerer detektoren endres motstanden. Denne endringen danner grunnlaget for en forandring i motstanden som i neste omgang er karakteristisk for de komponentene som bidrar til emisjonen [6].

4.2 Olfaktometri

Olfaktometrisk bestemmelse av lukt gjøres ved bruk av menneskelige neser som detektorer i et luktpanel. Det eksisterer mange forskjellige metoder for måling av lukt, og resultatene for måling av luktterskelverdier vil kunne variere med faktorer på 10 til 100 avhengig av metoden som benyttes. CEN-standarden EN 13725 [7] definerer en europeisk luktenhet, ou_E/m^3 , som tilsvarer den lukten man får når 123 μg n-butanol fordampes inn i 1 m^3 nøytral gass ved standard betingelser (0,040 $\mu\text{mol}/\text{mol}$, eller 40 ppb). Standarden stiller krav til utstyr og utførelse av luktmålingen. Det legges spesiell vekt på prøvetaking, transport og lagring av prøvemateriale, selve olfaktometeret og luktpanelets deltakere samt andre forhold som kan influere på resultatene. Det stilles definerte krav til målingenes nøyaktighet, repeterbarhet og reproduserbarhet samt selve rapporteringen.

5 Omsetning av våtorganisk avfall

Mikrobiell omdanning av våtorganisk avfall ved kompostering baseres normalt på en aerob omsetning der bakteriene utnytter luftas innhold av molekylært oksygen for å mineralisere kompostens innhold av omsettbare organiske molekyler. Det er denne prosessen som utvikler varme (15 – 20 kJ/g avfall).

Normalt tjener lufttilførselen også som kjølemetode og transportsystem for å fjerne overflødig vann fra komposten.

Det biokjemiske luftbehovet utgjør bare i størrelsesorden 5 – 10 % av totalbehovet.

Eksemplet beskrevet i Figur 2 nedenfor viser at luftbehovet for å få til 46,5 % omdanning og transport av snau 60 tonn vann ut av et system som komposterer 150 tonn avfallsblanding varierer mellom 500 000 og 5 000 000 m^3 , avhengig av kvalitet i luften (temperatur og fuktighet), samt behov for nedkjøling.

Dersom denne omsetningen skal skje i et lukket anlegg vil en normal oppholdstid på 30 døgn tilsi et vifteanlegg som leverer ~ 7 000 Nm^3 luft / time på kontinuerlig basis.

	Mengder tonn	volumvekt tonn/m ³	TS %	VOLUM m ³	TØRRSTOFF %	VS %	VS tonn	ASKE %	ASKE tonn	VANN tonn	VANN UT tonn	Omdanning %
AVFALL	100	0,55	33 %	181,8	33,0	65 %	21,5					
STRUKTUR	50	0,35	55 %	142,9	27,5	75 %	20,6					
BLANDING	150,0	0,6	40 %	250,0	60,5	69,5 %	42,1	30,5 %	18,4	89,5		
KOMPOST	81,9	0,8	50 %	102,4	40,9	55,0 %	22,5	45,0 %	18,4	40,9		
OMSETNING							19,6					46,5 %
VANN										59,9		
BIOKJEMISK ¹	0,582	tonn/tonn omsatt								11,4		
OVERSKUDD										48,6		

Luft temperatur _{inn}	15	°C	RH _{inn}	60 %	%	Luft temperatur _{inn}	25	°C	RH _{inn}	90 %	%
Lufttemperatur _{ut}	60	°C	RH _{ut}	100 %	%	Lufttemperatur _{ut}	37	°C	RH _{ut}	100 %	%
Energimengde	20	kJ/g	Luft _{totalt}	934644	m ³	Energimengde	20	kJ/g	Luft _{totalt}	5029721	m ³
Vannmengde			Luft _{totalt}	509667	m ³	Vannmengde			Luft _{totalt}	2412918	m ³

Figur 2. Modell som beregner luftbehovet i et komposteringsanlegg som behandler matavfall ved to ulike scenarier, a) bruk av kald og tørr uteluft og termofil omdanning, b) bruk av oppvarmet fuktig inneluft og mesofil omdanning.

Erfaringene fra kompostering av matavfall i Norge har vært blandede. Lukt er en stadig utfordring for de aller fleste komposteringsanleggene, også de som har prosessen innomhus. Erfaringer med lukket kompostering er at produktene som lastes ut gjennomgående har lav stabilitet og pH. Dette gjør at nødvendig ettermodning og bearbeiding utendørs gir uforholdsmessig store luktslipp. I prosjektet ble det antatt at et hovedproblem er at komposteringsprosessen kommer seint i gang.

Norgaard og Sørheim viste i analyser av avfall fra 5 anlegg gjennomgående lav pH og høyt innhold av organiske syrer, og da særlig melkesyre (se Tabell 1) [8].

Det er naturlig å tolke disse resultatene som at avfallet gjæres relativt raskt når det samles i husholdningene. Gjæringen synes å følge et melkesyreforløp, men tilstedeværelse av en smørsyre og en del forgrenede fettsyrer antyder også andre typer gjæringer, for eksempel forårsaket av Clostridium.

Forskning gjennomført i regi av Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala [13, 9], viser at avfall dominert av melkesyrebakterier med høye konsentrasjoner av organiske syrer kan være vanskelig å etablere kompostering i. Erfaringer med små endringer i stabilitet og pH etter opphold i lukket fase, er med å underbygge disse observasjonene. Det samme miljøet dokumenterer positive effekter av nedkjøling av prosessens startfase.

Det synes ganske klart at kvaliteten i ventilasjonsluften ut i fra en kompostranke reflekterer den mikrobielle status i samme ranke. Således vil avgassen fra et melkesyresurt miljø domineres av korte fettsyrer som domineres av melkesyre. Det vil ikke kunne forventes stor produksjon av metan i fra denne type miljøer siden den lave pH i mediet kommer i konflikt med metanogenesen, som er til dels svært følsom overfor pH verdier lavere enn 6.

Etter som komposteringsprosessen kommer i gang med resulterende oksidasjon av organiske syrer vil pH stige i komposten. Avgassene vil endre kvalitet og det er nærliggende å regne med at den karakteristiske ammoniakk lukten vil dominere mer og mer. Det kan også forventes at rene kjemiske reaksjoner vil katalyseres av temperaturer som stiger opp mot og overstiger 80 °C.

Tabell 1. Innhold av organiske syrer (mg/kg tørrstoff) i kildesortert matavfall fra 5 norske komposteringsanlegg [8].

Organiske Syrer	Gjennomsnittlig mengde i 6 avfallskvaliteter (18 analyser)
Maursyre	1 899
Pyrodruesyre	1 122
Eddiksyre	5 393
Melkesyre	22 454
Propionsyre	252
Smørsyre	84
iso-Smørsyre	57
Valerinsyre	153
iso-Valerinsyre	53
Kaproinsyre	371
iso-Kaproinsyre	10
Heptansyre	57

6 Eksperimentelt

6.1 IR-instrument (GA 94)

Deteksjonsprinsippet er basert på IR stråler ved bølgelengde 2906 cm^{-1} som angir området for strekkefrekvensen for C-H enkeltbindinger. Dette er et område hvor vann/fuktighet vil ha liten innflytelse på resultatet. I tillegg er instrumentet utstyrt med to filtre som skal absorbere fuktighet. Det ene av disse filtrene sitter på inngangen av detektoren, mens det andre sitter på tubingen mellom sonden og instrumentet. For å fjerne partikler er det påmontert et partikkel filter av typen Millex FG₅₀ med porestørrelse $0,2 \mu\text{m}$ (Millipore AS).

Instrumentet gir raske målinger, hvor resultatet foreligger i løpet av ca 40 sekunder. I tillegg gir instrumentet nivå av O_2 og CO_2 i gass. Det er også et eget uttak for tilkobling av temperaturføler på instrumentet. Temperaturmålingene som er fremkommet i dette arbeidet er målt med dette instrumentet.

GA 94 er konstruert for målinger av blant annet metan i biologiske prosesser. Testing av nøyaktighet i det øvre konsentrasjonsområdet viser at instrumentet er innenfor - 2 % fra sann verdi (kalibreringsgass med 50 % metan). I det nedre konsentrasjonsområdet registrerer instrumentet 1,9 % når sann verdi er 2,48 %.

I gassblandingen som inneholdt 0,5 % metan ble det ikke registrert utslag på instrumentet. Deteksjonsgrensen for GA 94 er satt til 1 % metan.

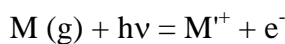
6.2 Gasskromatografi med fotoionisasjonsdetektor (GC-PID)

Den bærbare gasskromatografen som er benyttet i prosjektet er utstyrt med tre kolonner hvor to er brukt i dette arbeidet (se avsnitt 2.3). Det er utarbeidet tre metoder som er tilrettelagt for bestemmelse av TVOC-forbindelser, inkludert H_2S . I tillegg er TVOC bestemt ved injeksjon på

deaktivert fused silika. For å forhindre at partikler entrer systemet er det montert et filter med 1 µm porestørrelse på inngangen til gasskromatografen (Millipore 1 µm FA).

Det er mulighet for tre typer injeksjoner: via gasstett sprøyte, via gasspose og via en probe. Det er via gasspose som er brukt i dette prosjektet. Injeksjonstiden kan endres fra 0,1 til 5 sekunder. Det er i de metodene som er brukt i dette arbeidet variert mellom to injeksjonstider, henholdsvis 0,8 og 5 sekunder. For å bestemme merkaptaner har det vært brukt en injeksjonstid på 0,3 og 5 sekunder

Fotoionisasjon utnytter UV-lys for å ionisere organiske molekyler. Dette GC-systemet er utstyrt med en lampe som sender ut lys med energi tilsvarende 10,6 eV. Det betyr at organiske molekyler som har et ionisasjonspotensial (IP) som er mindre eller lik 10,6 eV vil gi respons i et slikt detektorsystem. 10,6 eV tilsvarer energien i en bølge i det elektromagnetiske spektrum på 117,1 nm. Vi er med denne energien langt nede i UV området. Reaksjonen er illustrert i følgende generelle uttrykk:



Hvor h er Placks konstant og ν er frekvensen til det ioniserende lyset. PID - responsen for alkaner er knyttet til kjedelengde. Dess lengre kjedelengde dess bedre respons [2]. Forholdet mellom responsfaktor for metan og butan viser at PID detektoren er 450 x mer følsom for butan. Dette henger sammen med en langt lavere IP for butan sammenlignet med CH₄. I utgangspunktet skulle man ikke ha forventet respons fra metan, men fordi instrumentet ikke er utstyrt med en monokromator vil energien i lyset som sendes mot prøven ha en Gauss-fordeling. Dette vil medføre at det vil være fotoner tilstede som inneholder nok energi til å ionisere metan.

TVOC (Total mengde flyktige hydrokarboner) er i denne rapporten oppgitt i form av isobuten-ekvivalenter. Det vil si at apparaturen er kalibrert med isobuten. Foruten organiske hydrokarboner er også H₂S inkludert i TVOC. Kvantifiseringsgrensen er satt til 0,1 ppm.

6.3 Bestemmelse av luktkonsentrasjon

Luktkonsentrasjon er i dette arbeidet gjort ved to forskjellige metodikker, ASTM E679 -91 (Reapproved 1997) - "Standard practice for determination of odor and taste thresholds by a forced-choice ascending concentration series method of limits" / Dravenieck-olfaktometer.

EN 13725 – "Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry" / Ecoma TO7

Dravenieck-olfaktometeret ble benyttet frem til og med 2002. Fra og med 2003 ble Ecoma-olfaktometeret benyttet.

6.3.1 ASTM E679 -91 / Dravenieck

Metoden er en standard for å bestemme den sensoriske terskelverdi for en hvilken som helst substans i et hvilket som helst medium. Metoden beskriver forsøksdesign og metode for å beregne resultatene. Standarden kan benyttes både til å bestemme terskelverdiene for at et stimuli registreres, eller terskelverdien for gjenkjennelse av stimuli. Bærermediet kan være en gass eller en væske, og det kan være lukt- eller smaksløst, eller ha en egenlukt/egensmak.

Metoden beskriver bruk av tvunget svar mellom flere valgmuligheter, enten paneldeltakeren kjenner et stimuli eller ikke. Metoden baserer seg på økende styrke på sanseinntrykket.

Metoden beskriver ikke den fysiske utformingen av måleutstyret, for eksempel olfaktometeret. Det er imidlertid akseptert at den fysiske utformingen av utstyret, samt paneldeltakernes øvethet og motivasjon vil ha innflytelse på måleresultatet. I standarden beskrives avvik opp til en faktor på 20 mellom ulike laboratorier på en og samme substans.

I en triangeltest etter denne metoden (Dravenieck) lukter testpersonene på luften som kommer fra 3 porter. To av portene har ren luft mens den tredje har en fortynnet prøve. Testpersonen må gi et svar på hvilken som er positiv, enten vedkommende kjenner en lukt eller ikke. Suksessivt luktes det på prøver med økende luktk styrke - avtagende fortynning. Fortynningen foregår ofte i step på en faktor 3 og i totalt 6 trinn, for eksempel fra en fortynning på 15 til 3600x eller fra 450 til 110 000x.

For å oppnå en tilstrekkelig grad av sikkerhet er det ønskelig med et høyt antall personer i luktpanelet. Helst bør panelet bestå av minst 9 personer, og personer med svært dårlig eller svært god luktesans bør utelates.

Resultatene oppgis enten som konsentrasjonen av et stoff ved terskelverdien for registrering eller gjenkjennelse, eller fortynningsfaktoren (Z) for tilsvarende terskelverdier. Ofte benyttes verdien ED_{50} som er en beregnet verdi for å beskrive ved hvilken fortynning 50% av et luktpanel kan registrere eller gjenkjenne et stimuli.

Flowhastigheten er i ASTM-metoden ikke definert, men i utstyret utformet av Dravenieck er denne 0,5 l per minutt. Dette er betraktelig lavere enn de europeiske standardene, som ligger i størrelsesorden 20 l per minutt. Dette vil kunne resultere i at verdiene som måles med et slikt utstyr (amerikansk) vil kunne ligge en faktor 10 lavere enn tilsvarende europeiske målinger. En slik faktor må imidlertid ikke betraktes som absolutt, og den vil kunne variere mye.

Olfaktometeret som er benyttet på SINTEF frem til 2003, tidligere Senter for Industriforskning (SI), er av typen til Dravenieck. Terskelverdien for 1-butanol er gjentatte ganger målt til å være 10 ganger høyere enn terskelverdien oppgitt for den nye europeiske standarden. Dette innebærer at oppgitte lukterskelverdier, ED_{50} (som er et mål for hvor mange fortynninger en lukt må tynnes for at 50% av et luktpanel registrerer lukten) må multipliseres med en faktor på 10 for å få resultatene tilpasset den europeiske luktenheten ou_E . Siden utstyret er utformet svært forskjellig, må denne omregningen gjøres med alle mulige forbehold.

Alle luktkonsentrasjoner målt med dette olfaktometeret er i dette prosjektet oppgitt som ou_E/m^3 .

6.3.2 EN 13725 / Ecoma TO7

Metoden er en standard for bestemmelse av luktkonsentrasjon ved hjelp av olfaktometri. SINTEFs luktlaboratorium gikk til anskaffelse av et olfaktometer av typen Ecoma TO7 i slutten av 2002, da det ble klart at den nye europeiske standarden for bestemmelse av luktkonsentrasjon ville bli vedtatt. Olfaktometeret benytter et panel på fire personer og måler etter mønster av europeisk standard.

Luktkonsentrasjoner målt med dette olfaktometeret er i dette prosjektet oppgitt som dB_{ouE} (middelverdi ± 95 % konfidensnivå) og som ou_E/m^3 (middelverdi). dB -skalaen er en logaritmisk skala, slik at $dB_{ouE} = 10 \times \log(c_{ouE})$, der c_{ouE} er luktkonsentrasjonen i ou_E/m^3 .

6.4 Prøvetaking

En AIR sampler vacuumkoffert (Supelco Instruments) / Standard Vacuum Sampling device (Ecoma) ble koblet til en sonde av aluminium med en lengde på ca 1,20 m. Sonden var perforert i enden på samme måte som sonden laget av rustfritt stål. Vacuumet ble tilpasset en flow på ca 5 l/min og eksosen ble overført til spesialposer (tedlar / nalofan) for luktkonsentrasjonsbestemmelse. Når en pose var fylt opp ble GA 94 koblet direkte til posen via en teflonslange og ca 200 ml av posen ble brukt for å registrere nivået av CH₄, CO₂ og O₂. Deretter ble posen fylt opp på nytt og prøven ble lagret i svarte plastposer for å hindre påvirkning fra sollyset i påvente av videre analyse. Alle analysene er gjennomført i løpet av 48 timer etter prøvetaking.

7 Resultater

Alle resultatene for prosjektperioden er tabellført i Tabell 7 (s. 38). I de følgende avsnittene gjennomgås resultatene for de forskjellige anleggene.

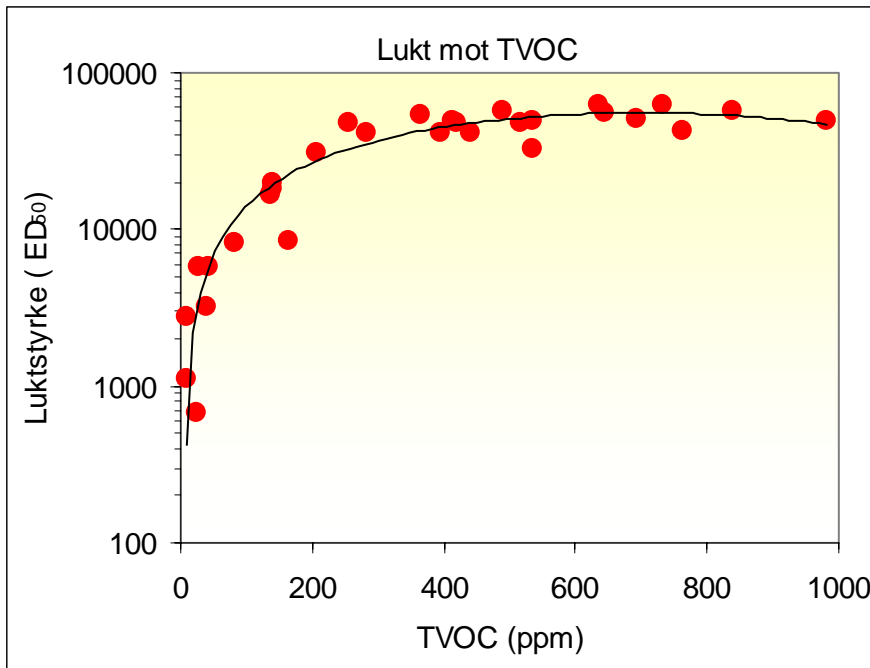
7.1 Rankekompostering

7.1.1 Beskrivelse av anlegg og drift

Det er gjennomført målinger i komposteringsranke på Hornmoen (SØIR), i anlegget som i dag drives av Hera Vekst AS. Anlegget behandler ca. 5600 tonn våtorganisk avfall per år i forsøksperioden. Det har vært benyttet tre forskjellige typer struktur: treflis, bark og hage/parkavfall. Fuktigheten i strukturmaterialer varierer. Avfallet kildesorteres i papirposer i åpne kjøkkenløsninger (tråkurv). Det benyttes imidlertid tette dunker som oppbevaring utendørs. I vinterhalvåret (9 måneder) hentes avfallet hver 14. dag. I sommerhalvåret (3 mnd) hentes avfallet ukentlig.

Dette anlegget ble inngående karakterisert i forprosjektet. Målingene ble da gjennomført i løpet av en intensiv periode i sommerhalvåret. Dette er rapportert i en egen utredning [1]. Det ble i dette prosjektet funnet svært god overensstemmelse mellom TVOC og lukt målt i luktpanel. Resultatet fra dette arbeidet er vist i Figur 3. Korrelasjonen mellom lukt og TVOC var bedre enn 0,8. Forbehandlingen på anlegget er endret på anlegget siden forprosjektet. Bleiene siktes fra den våtorganiske fraksjonen før behandlingen starter.

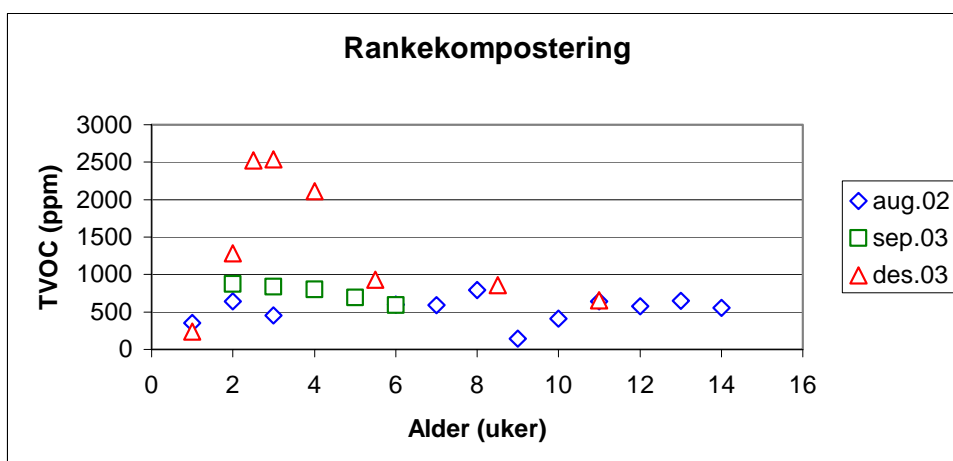
Arbeidet er nå videreført hvor blant annet effekter knyttet til årstider er en av variablene i prosjektet.



Figur 3. Lukt som funksjon av TVOC [1]

7.1.2 Måleresultater

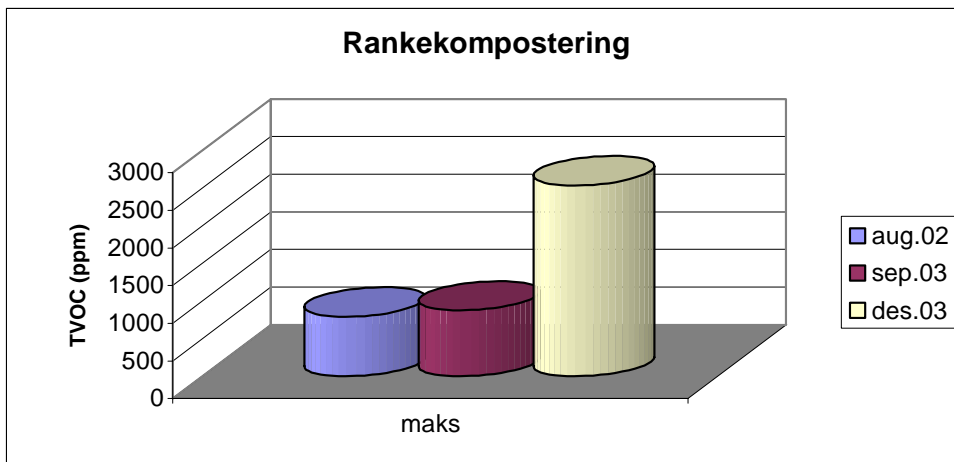
Det er gjennomført tre måleserier ved komposteringsanlegget på Hornmoen. Første måleserie ble gjennomført i august 2002. Anlegget benyttet samme driftsform som da forprosjektet ble gjennomført [1]. En vesentlig forskjell var at bleiene ble siktet fra avfallet før kompostering. Ved måling i 2003 var kompostering i storranke introdusert som en del av intensiv fase. Etter 5 – 6 ukers kompostering i små ranke (høyde: 1,6 meter / bredde: 2,5-3 meter / lengde 50 meter) blir 6 små ranke slått sammen til én storranke. Denne ranke vendes inntil 3 ganger før komposten siktes og dokumenteres med hensyn på hygienestatus og innhold av tungmetaller. De siste målingene i 2003 er hentet fra storranke. Resultatene er vist i Figur 4 og Figur 6.



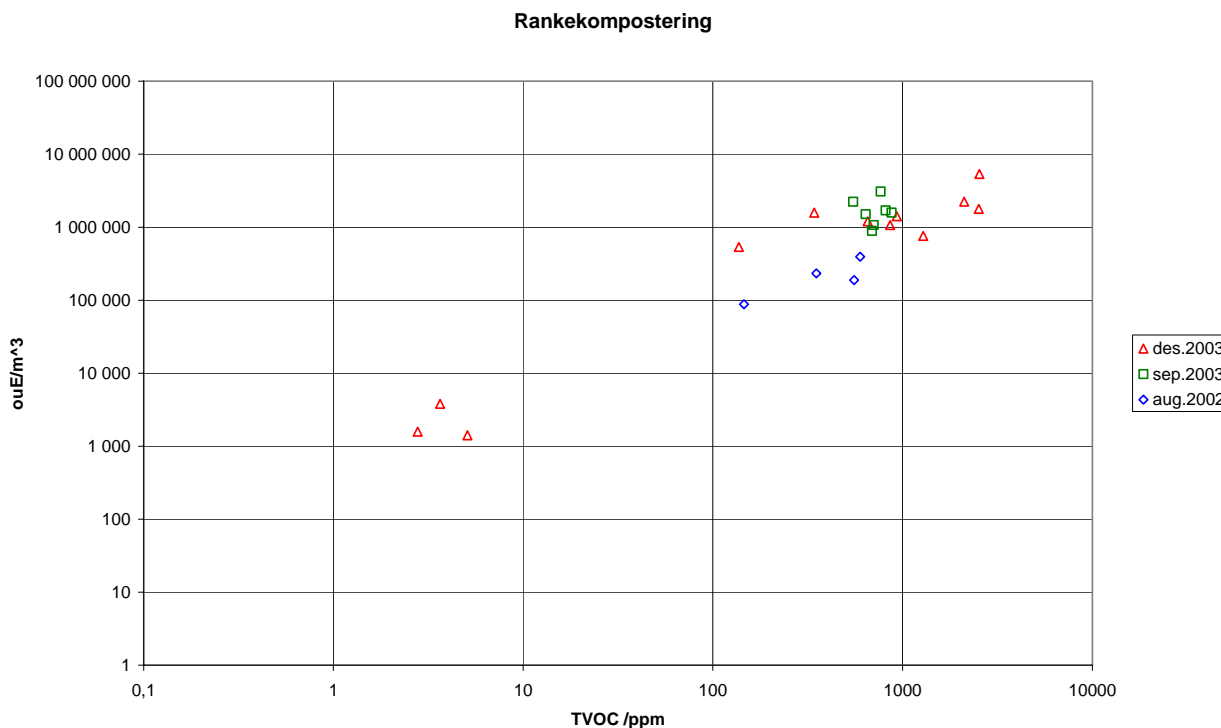
Figur 4. Sammenheng mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid

Sammenlignes nivåene i fra august 2002 og september 2003 er det svært små forskjeller. Det er da også forventet da det ikke er store forskjeller i klima. Ser man derimot på målingene som er gjennomført i desember er det en klar forskjell i nivåene. Nivåene som observeres i første delen

av behandlingen viser at poreluftens luktpotensiale målt som TVOC er 2,5x høyere enn tilsvarende i prøver hentet tidligere på høsten. Etter fire uker stabiliseres nivåene på omtrent samme nivå som målingene gjennomført i august eller september. Maksimal poreluftkonsentrasjon, som gir et bilde av maksimal potensiell emisjon, er sammenlignet i Figur 5.



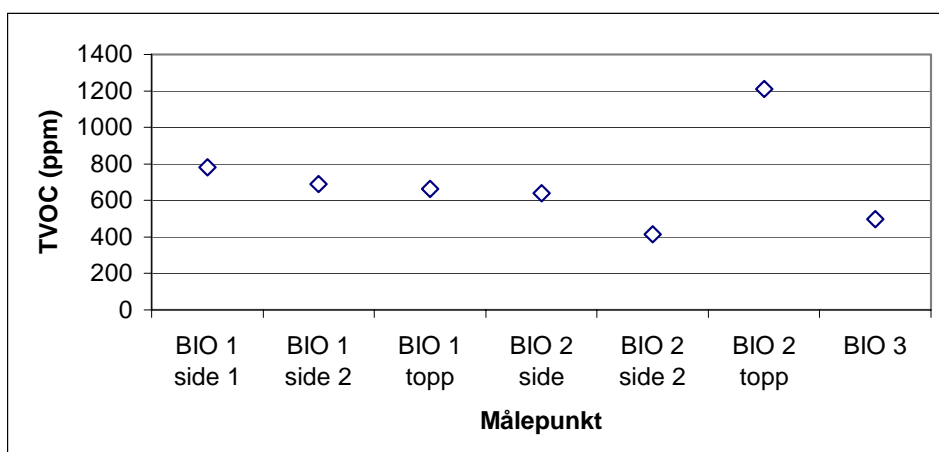
Figur 5. Maksimal poreluftkonsentrasjon som funksjon av måletidspunkt



Figur 6. Luktkonsentrasjon mot TVOC for rankekompostering ved Hornmoen (SØIR),

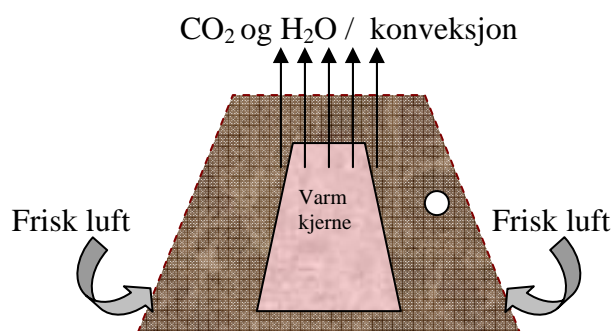
7.1.3 Etterkompostering i storranke

I september ble det gjennomført målinger i etablerte storranke. Det var lagt ut ranke med høyder ca 3,5 meter og bredder ca. 6 meter. Det ble gjort målinger både på toppen og på sidene av rankene. Prøvetidspunkt relatert til vending av rankene er ikke kjent. Resultatene er satt opp i Figur 7.



Figur 7. Måling av poreluftkonsentrasjon av TVOC fra storranke

De tre første målingene er tatt fra samme ranke men på forskjellig sted. De to første målingene er tatt på hver sin side av ranke, i høyde ca 120 cm, mens den siste målingen er tatt på toppen og da 70 cm ned i massen. Relativt standardavvik på de tre målingene er 8,7 %. Målingene som er utført i BIO 2, som er en eldre ranke viser et langt dårligere samsvar mellom de to målingene som er gjort på hver side og målingen på toppen. Den ene målingen som er gjennomført i den siste og eldste ranke er på omtrent samme nivå som de målingene som ble gjort i sidene på storranke 2. Sammenlignes disse målingene med resultatene fra småranketrinnet (se Figur 4) er det stor omsetning i disse rankene relatert til at man vurderer dette som ettermodning.



Figur 8. Illustrasjon av skorstenseffekten i en ranke.

Våre erfaringer med kompostering i små ranker med vendinger 4 – 6 ganger i perioden (5-6 uker) er faktisk at komposten stabiliseres (målt som oksygenopptak) og at pH stiger fra de 4-5 til opp mot og over 8. Dette siste er en meget god indikasjon på at komposten omsettes. Det betyr at komposten får tilført luft gjennom passiv lufting. Oksygenet som tilføres ved vending er ikke nok til mer en 20 – 30 minutters omsetning!

I storranken vil oksygentilførsel gjennom skorsteinen naturlig nok reduseres. Oksygenet brukes fort opp og de anaerobe / anoksiske prosessene, gjæringer og metanogenese, muligens også noe sulfatreduksjon, går bedre. Denitrifikasjon kan vi muligens se bort i fra, da det i så fall ville være et sterkt tegn på at komposten er i ferd med å stabiliseres i småranken!. Det henvises til 7.6, side 34 for en videre diskusjon rundt sammenligning av forskjellige komposteringsmetoder og -trinn.

7.1.4 Bestemmelse av enkeltkomponenter

Det er gjennomført noen målinger av enkeltkomponenter i rankene. Av de komponentene som har svært lav lukterskel er resultatene satt opp i Tabell 2. Som det fremgår av resultatene, varierer nivåene svært mye. Konsentrasjonene er imidlertid betydelig over lukterskelnivåene som er svært lav for H₂S og Metylmerkaptan (Met-SH) (0,5 ppb). For DMS er lukterskel nivået 10 ppb [10].

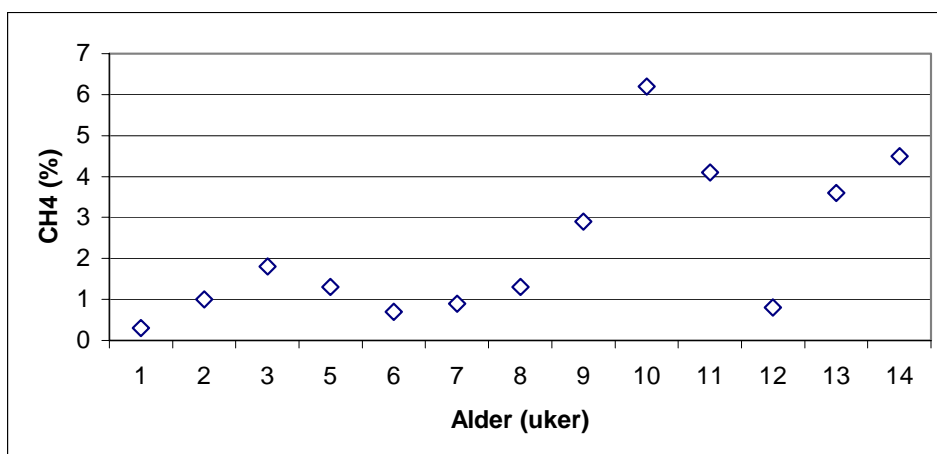
Nivåene ser ut til å øke med alderen på materialet. Disse resultatene er fremkommet i forbindelse med målinger gjennomført i august. Tilsvarende målinger er også gjennomført i målingene som ble gjort etter at man tok i bruk storranker som en del av etterbehandlingen. I disse rankene ble det også registrert til dels svært høye konsentrasjoner av blant annet H₂S (62 ppm). Det ble også målt DMS og DMDS i disse rankene. Dette underbygger hypotesen om at delvis stabilisert kompost i storranker gir spillerom for anaerobe prosesser der sulfatreduksjon er en kjent variant (se kap. 7.6).

Tabell 2. Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter i forskjellige rankealder

Alder (uker)	H ₂ S (ppm)	Met-SH (ppm)	DMS (ppm)	DMDS (ppm)
1	0,4		1	1
5	0,9		3	1
8	8,9			
9	55,6			
10	1,1	11	1	
13	7,6	20	4	

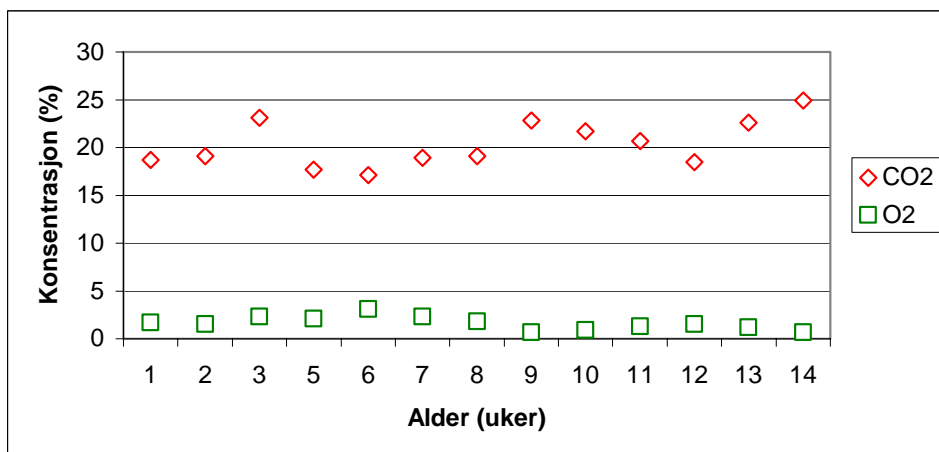
7.1.5 Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser

I tillegg til måling av luktrelatert komponenter er det i de samme prøvene målt også driftsrelatert avgasser som oksygen, CO₂ og metan. Sistnevnte gass er en viktig komponent for å kunne vurdere graden av anaerobitet i systemet. Fordelen med å bruke metan fremfor for eksempel CO₂ er den lave påvirkningen som man finner med metan og andre forhold som pH og fuktighet. I Figur 9 er sammenhengen mellom rankealder og innholdet av metan i rankene illustrert. Det er en viss grad av anaerobitet i hele behandlingsprosessen. Gradene av anaerobe forhold øker imidlertid underveis i og blir størst på slutten av behandlingen.



Figur 9. Sammenhengen mellom innholdet av metan og rankealder

Tidligere målinger ved samme anlegg har vist en økning i anaerobitet halvveis i den delen av prosessen som er tenkt å være en intensiv periode. Nivået av metan er imidlertid i samme området som det som er målt tidligere [1]. Konklusjonen knyttet til graden av anaerobitet, som griper igjennom hele prosessen, er understreket av det høye nivået av CO₂ og det jevnt over lave nivået av O₂. Sistnevnte er ikke over 5 % i noen deler av prosessen.



Figur 10. Sammenligning av CO₂ og O₂ nivå som funksjon av rankealder

Korrelasjonen mellom CO₂ og O₂ konsentrasjonen i løpet av prosessen er $r = -0,66$. Det er som ventet en viss negativ korrelasjon mellom disse to komponentene. Sammenhengen kan også brukes til å gi målingene en troverdighet.

7.2 Storranke kompostering med luftinnblåsing

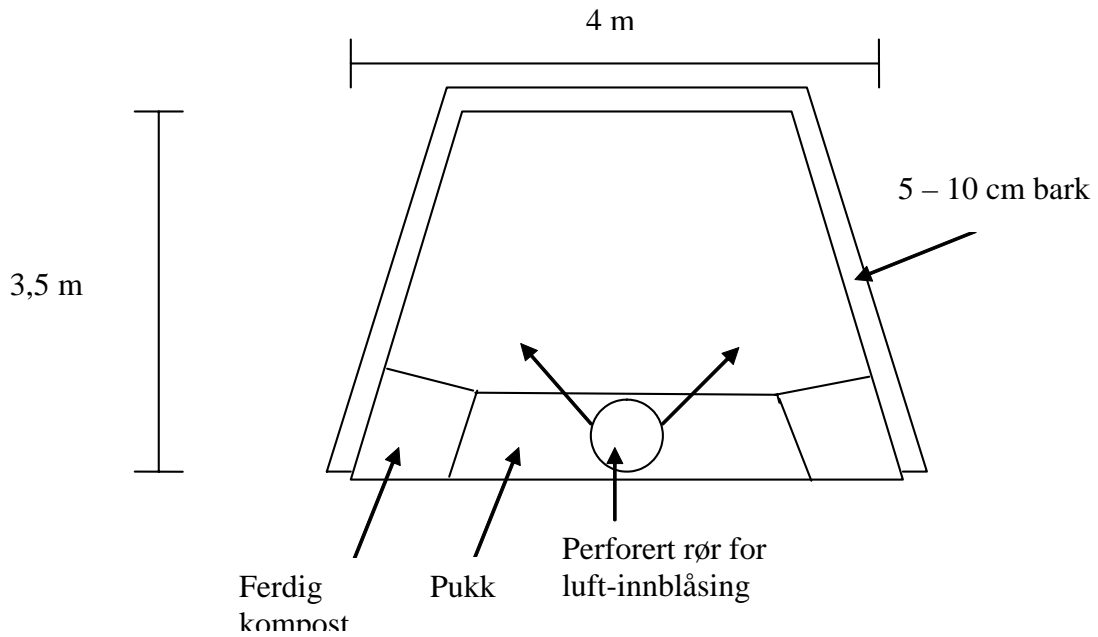
7.2.1 Beskrivelse av anlegg og drift

Det er gjennomført målinger i anlegget som driftes av RTA på Hestmyra i Risør. Anlegget behandler ca 1200 tonn våtorganisk avfall pr år ved statisk kompostering i storranker (Åpen – Statisk – Batch – Blås (M)). Det har vært benyttet to forskjellige typer struktur: bark og hage/park avfall, som er kvernet ned til en partikkelstørrelse som varierer mellom 4 og 50 mm. Avfallet kildesorteres i papirposer i åpne kjøkkenløsninger (tråkurv). Avfallet samles inn ukentlig. Det er ingen forskjell på hentefrekvens over året.

Prosessen kjøres i en form for storranker med luftinnblåsing. Et tverrsnitt av anlegget/storranke er vist i Figur 11. Dimensjonene på rankene avgrenses av løfteevnen i hullaster. Funksjonen av barklaget på overflaten er å redusere luktemisjon fra prosessen. Det blåses luft inn i rankene en gang pr time. Viftene går da i ca ett minutt. Rankene vendes i tillegg ca. én gang pr måned. I bunnen av rankene ligger et lag med ferdig kompost. Dette materialet er lagt ut mot sidene. Luftinnblåsing skjer via perforerte rør som er lagt i bunnen av rankene. Luftmengden er ca 10 m³/time.

Rørene har en indre diameter på 250 mm i enden av rankene. Over røret er det lagt et lag med grov puk. Dette fungerer som et dreneringslag for sigevann. Sigevannet samles opp i bunnen av ranken hvor det er anlagt en impermeabel membran. Over puklaget er det etablert en membran

som er permeabel for sivevannet. I Figur 12 kan man tydelig se avrenning av sivevann fra rankene.



Figur 11. Tverrsnitt av storranke på Hestmyra

Som det fremgår av bildet (se Figur 12) er lufttilkoblingen lagt inn i bunnen av rankene. I bakgrunnen ses viftehuset.



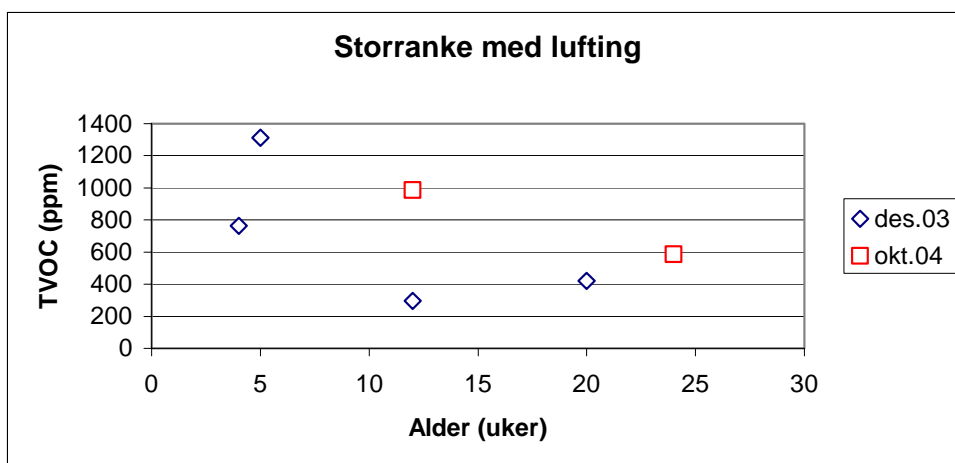
Figur 12. Storranke med lufttilkobling



Figur 13. Innvendig viftehus på RTA

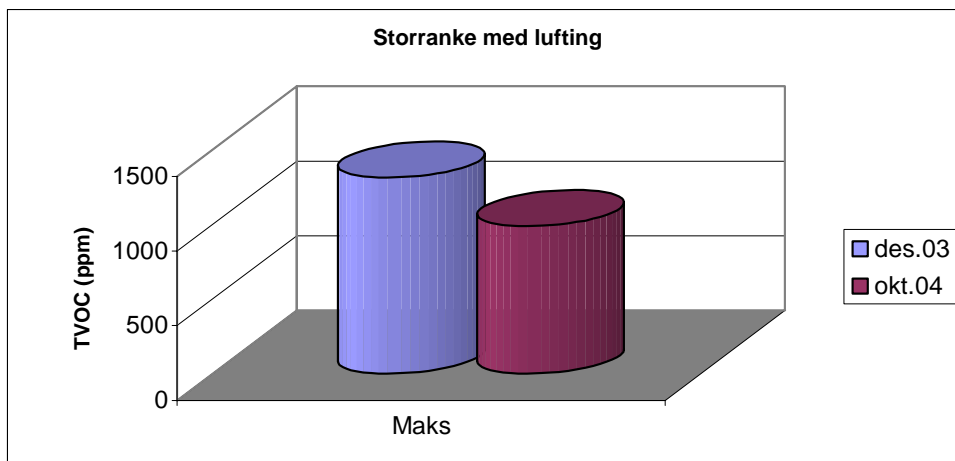
7.2.2 Måleresultater

Det er gjennomført to måleserier ved RTA's sitt anlegg. En måling ble tatt høsten 2003 og en måling ble tatt høsten 2004. Resultatene fra målingene er satt opp i Figur 14 og Figur 16.

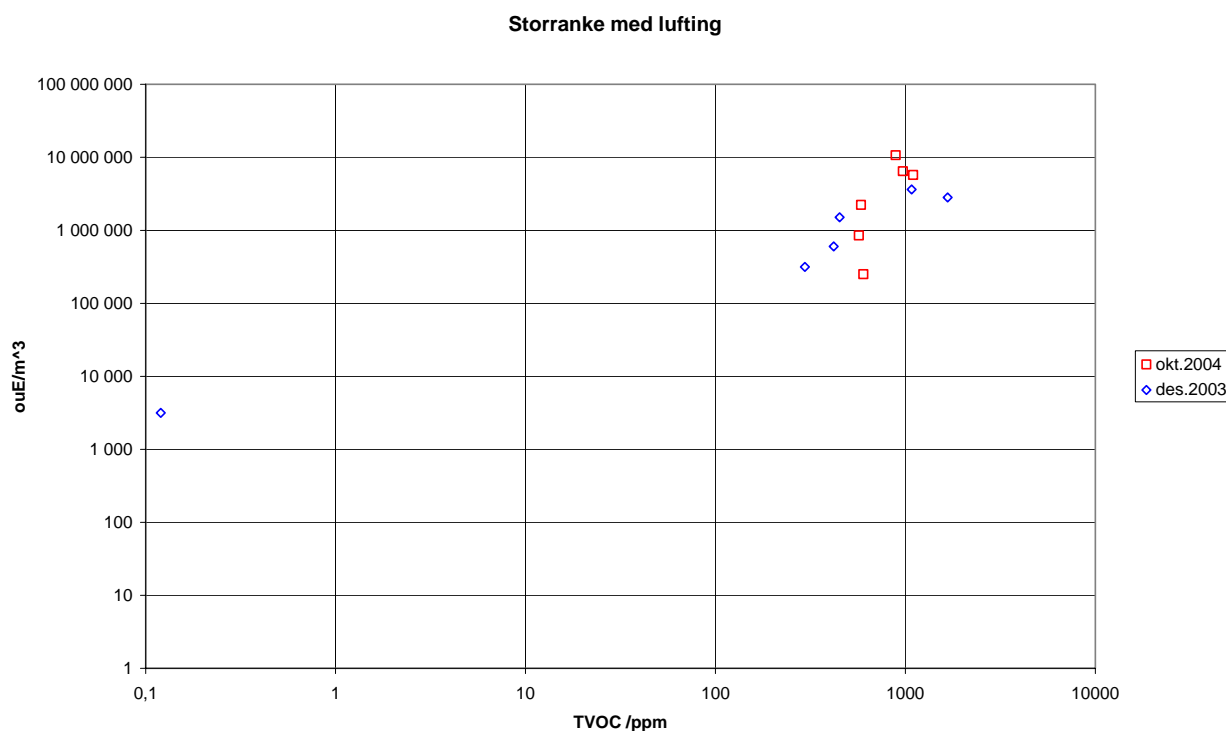


Figur 14. Sammenhengen mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder

Det er gjennomført få målinger i anlegget. Dette henger sammen med at kapasiteten ved anlegget er liten. Det er få ranker som er i drift samtidig. Disse rankene har samme alder i betydningen - de er etablert omtrent samtidig - men består sannsynligvis av avfall med relativt stor spredning i alder. Det er derfor vanskelig å begynne en utredning om hva rankene representerer eller ikke i denne type anlegg. Vurderes imidlertid målinger fra rankene ut fra den informasjon som er gitt om alder, er det stor forskjell på resultatene. Relativt standardavvik for målingene var mellom 40 og 60 %. Potensiell maksimumemisjon (høyeste TVOC-konsentrasjon i poreluft) er satt opp i Figur 15). Generelt er det svært høye konsentrasjoner, noe som viser at driften av anlegget ikke er innrettet for å legge forholdene til rette for komposteringsprosessen.



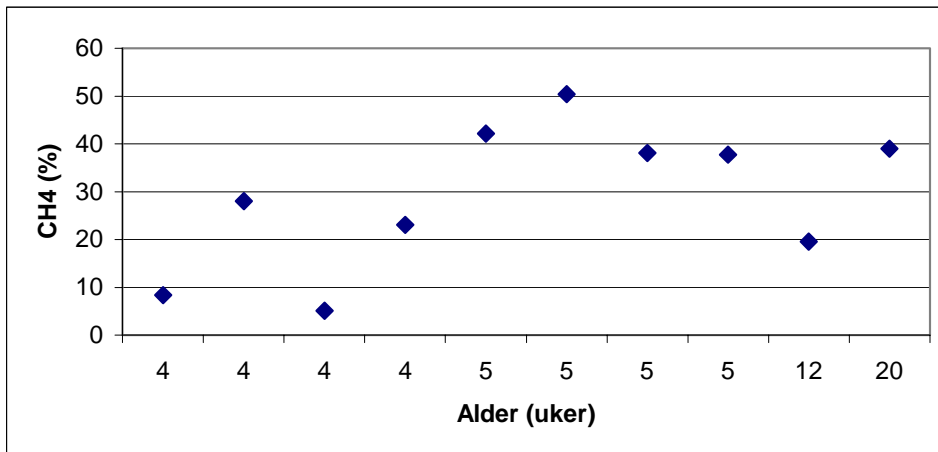
Figur 15. Maksimal poreluftkonsentrasjon som funksjon av måletidspunkt



Figur 16. Lukt konsentrasjon mot TVOC for storranke med lufting ved RTA.

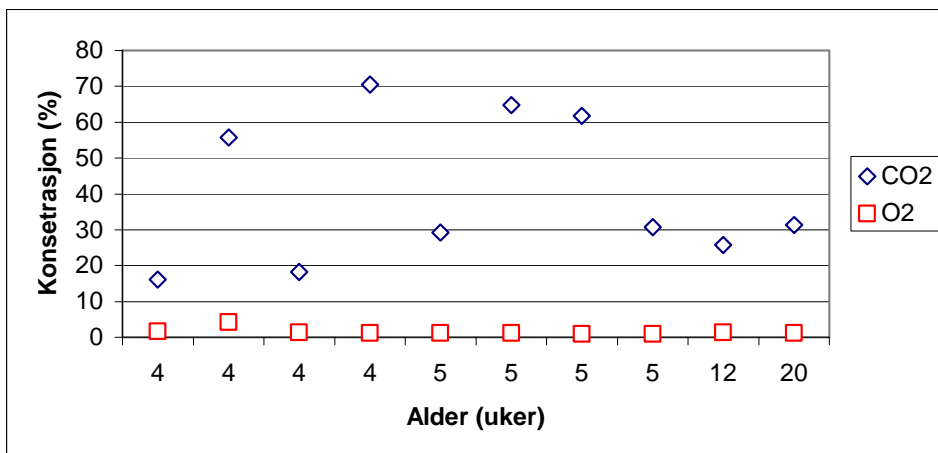
7.2.3 Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser

Det er ikke analysert med hensyn på luktsterke forbindelser i dette anlegget. Det er imidlertid analysert på uorganiske komponenter som O_2 og CO_2 i tillegg til metan. Dette er driftsrelaterte indikatorforbindelser som gir indikasjoner på blant annet graden av anaerobitet. Konsentrasjonen av metan i rankene som funksjon av oppgitt rankealder er satt opp Figur 17. For de fleste målingene er nivået over 10 % med metan. Det er, som det også fremgår av figuren, store forskjeller i målinger som er gjort i ranker med samme alder. Dette skyldes sannsynligvis forhold belyst i avsnitt 7.2.2. Generelt er det svært høye konsentrasjoner som indikerer en betydelig anaerobitet i anlegget. Dette bekreftes også av nivåene av CO_2 og O_2 som er målt i de samme rankene (se Figur 18). Forholdet mellom CO_2 og CH_4 er i flere av prøvene tilsvarende det vi kan finne i biogass.



Figur 17. Sammenhengen mellom innholdet av metan og rankealder

For målingene som ble gjennomført i oktober er det funnet en svært god negativ korrelasjon ($r = -0,88$) mellom CO_2 og O_2 . Dette forholdet er ikke funnet for målingene som ble gjennomført i desember. Resultatene er vist i figuren nedenfor.



Figur 18. Sammenligning av CO_2 og O_2 nivå som funksjon av rankealder

Nivået av oksygen er ikke over fire prosent i noen av målingene.

7.3 Storrankekompostering med kombinasjon av undertrykk og overtrykk

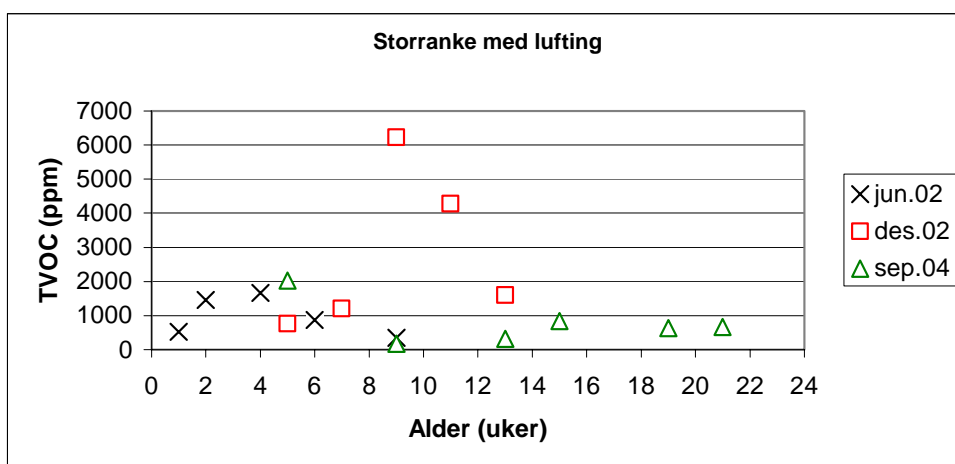
7.3.1 Beskrivelse av drift og anlegg

Anlegget som driftes av Innherred Renovasjon i Nord Trøndelag. Anlegget behandler årlig ca 10000 tonn avfall. Det har vært benyttet treflis til strukturmateriale, mens det legges et lag med hageavfall som luktfiler på toppen av rankene. Partikkelstørrelsen på strukturmaterialet varierer mellom 20 og 100 mm. Strukturmaterialet lagres utendørs uten beskyttelse mot nedbør. Avfallet kildesorteres i bioposer i åpne kjøkkenløsninger. Innsamlingsfrekvensen er annen hver uke hele året.

Prosessen kjøres i en form for storranke med lufting i via en kombinasjon av sug og luftinnblåsing. Det er etablert perforerte rør i bunnen av rankene hvor det benyttes en kompressor for å forestå lufttilførsel. Dimensjonene på rankene er tilsvarende som beskrevet i avsnitt 7.2.1. Syklusen for tilførsel av luft er start av kompressor hvert 30 minutt og gangtid 2 minutter. Rankene vendes ikke før rankene brytes etter ca. 6 måneder.

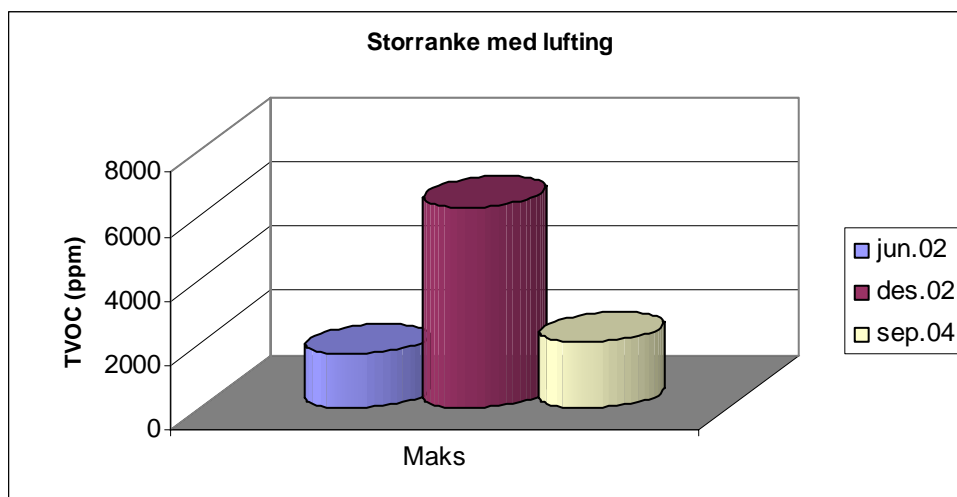
7.3.2 Måleresultater

Det er gjennomført tre måleserier på Innherred. Første serie ble gjennomført i juni 2002. Den andre prøveserien ble kjørt i desember samme år. Den siste målingen ble gjennomført i september 2004. Med dette utgangspunktet har vi klart å etablere resultater hvor råstoffet har en sammensetning som inkluderer: vår, sommer og vinter. Sammenhengen mellom lukt målt som TVOC, klima og rankealder er satt opp i Figur 19. Lukt konsentrasjon mot TVOC er satt opp i Figur 21.

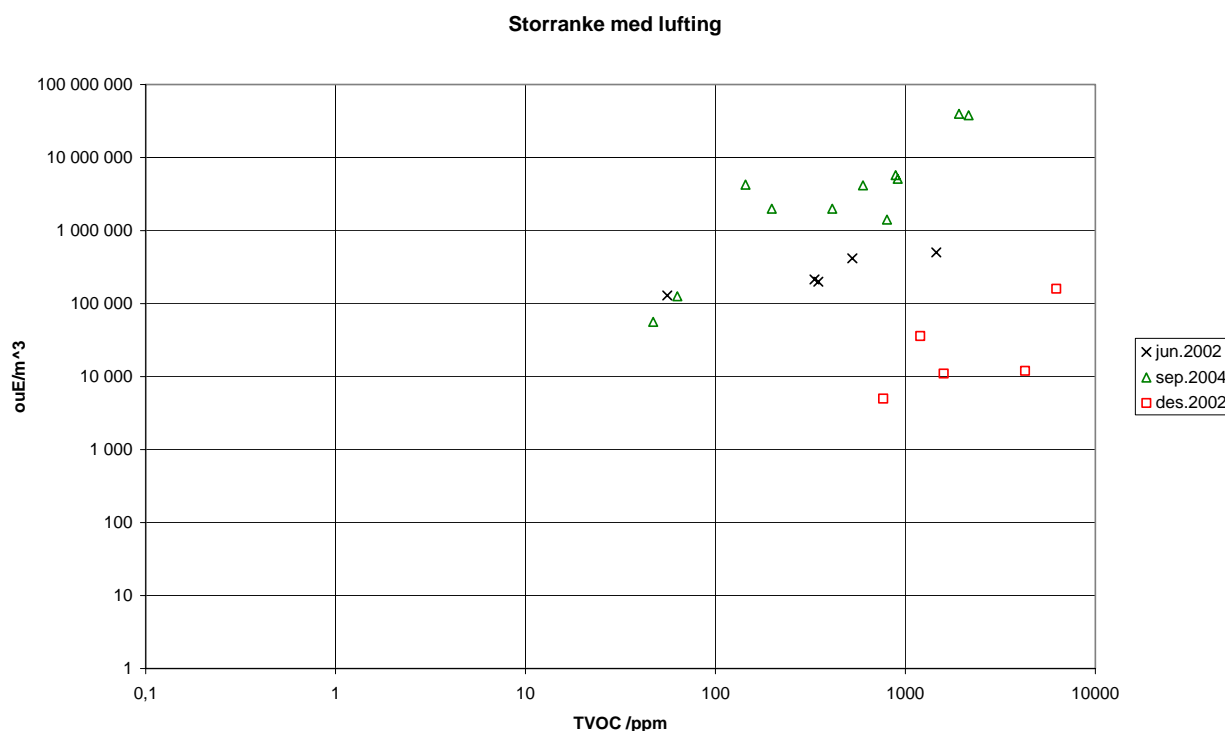


Figur 19. Sammenhengen mellom emisjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid

Resultatene viser at det er en større poreluftkonsentrasjon i massen som er samlet inn i den kaldere årstiden enn på vår og sommer. Dette vises tydelig i Figur 20 hvor maksimal poreluftkonsentrasjon TVOC er satt opp. Det er ingen vesentlige forskjeller på resultatene som er fremkommet i juni eller september, mens resultatene fra desembermålingene viser en faktor 3 høyere TVOC-nivå.



Figur 20. Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt



Figur 21. Luktkonsentrasjon mot TVOC ved storranke med lufting ved Innherred Renovasjon (IR).

7.3.3 Bestemmelse av luktsterke enkeltkomponenter

Det er gjennomført noen målinger av enkeltkomponenter i rankene. Resultatene viser at karbonet forekommer i forskjellige oksidasjonstrinn fra alkoholer som butanol, aldehyder som etanal, propanal og ketoner som aceton og metyletylketon. Dette er komponenter som svært ofte forekommer i kompostering av organisk material [10]. Nivåene av denne typen forbindelser varierer fra det lave ppm-området til nivåer som er over 1000 ppm. Dette er imidlertid forbindelser med høy lukterskelgrenser [10]. For de komponentene som har svært lav lukterskel er resultatene satt opp i Tabell 3. Det er stor variasjon i de nivåene som er kvantifisert.

Tabell 3. Måling av poreluftkonsentrasjon (juni 2002) av luktsterke komponenter i ranker med forskjellig alder (ppm)

Alder uker	H ₂ S	DMS	DMDS
4	2		
6,0	påvist	4	22
15,0	ip	påvist	
29,0	ip	1	6
31,0	2		1

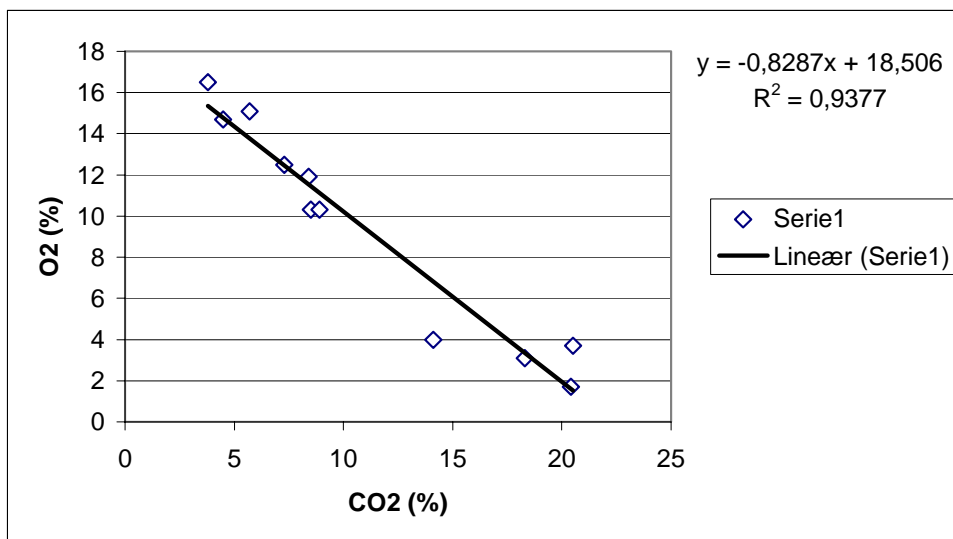
ip – ikke påvist

Påvist – men under kvantifiseringsgrensen

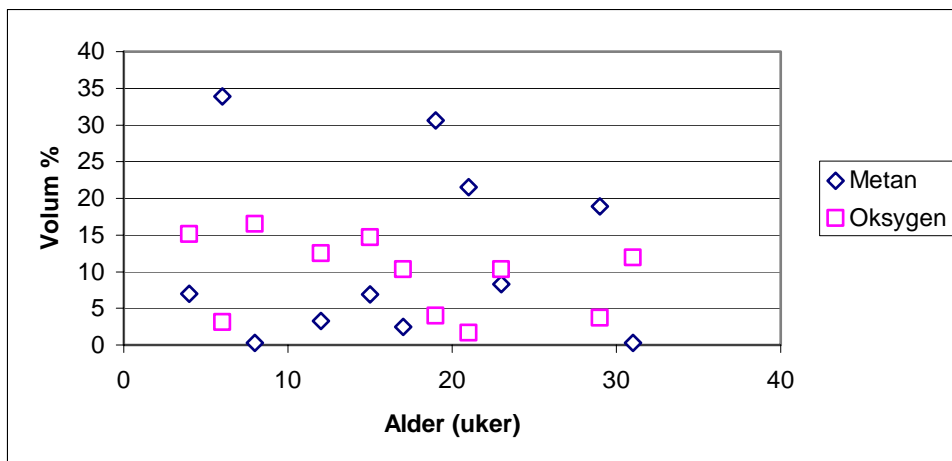
For målingene som ble gjennomført i desember samme år er det påvist lavere nivå sammenlignet med de nivåene som er satt opp i Tabell 3.

7.3.4 Poreluftkonsentrasjon av uorganiske forbindelser

I tillegg til måling av luktrelatert komponenter med lav lukterskel er det i de samme prøvene målt oksygen, CO₂ og metan. Sistnevnte gass er en viktig komponent for å kunne vurdere graden av anaerobitet i systemet. Det er forventet at i en aerob biologisk prosess vil det være en negativ korrelasjon mellom konsentrasjon av O₂ og CO₂. Dette sees svært tydelig i den første måleserien som ble gjennomført i juni 2002 (Figur 22). Korrelasjonskoeffisienten er som det fremgår av figuren lik 0,97. For målingene som ble gjennomført i september 2004 var korrelasjon enda bedre ($r = 0,99$).



Figur 22. Sammenhengen mellom nivå av O₂ og CO₂ i storranke



Figur 23. Sammenligning av nivå av O₂ og CH₄ som funksjon av rankealder målt i juni 2002

Som det fremgår av figuren er det svært variable resultater. Det er langt høyere konsentrasjoner av oksygen i massen enn det høye nivået av metan skulle tilsi. Dette er forskjellig fra de resultatene som ble oppnådd ved måling i andre storranker (se Figur 18) hvor nivået av oksygen var jevnt over lavere enn 5 %. Imidlertid viser målingene at nivået av metan er lavt når mengden oksygen er høyt og vise versa.

Målingene som ble gjennomført i desember viser noe av det samme komplekse bildet med stor variasjon i nivåene som vist Figur 23. Imidlertid viser enkeltmålinger av metan langt høyere nivåer. Høyeste konsentrasjon ble målt til 60 %. Dette stemmer med målinger som viser at luktemisjonen er høyere i vinterhalvåret enn om sommeren. Plottes nivåene av TVOC som funksjon av konsentrasjonen av metan er korrelasjonen bedre enn 0,9 for målingene gjennomført i desember.

Luften i kompostranken på Innherred tilføres ved sug, dvs. undertrykk. Siden målingene er tatt fra toppen, kan dette være en mulig forklaring på blandingen av metan og oksygen. Luft suges inn, mens metan transporteres ut.

7.4 Reaktor kompostering med luftinnblåsing og ukentlig vending

7.4.1 Beskrivelse av anlegg og drift

Anlegget som driftes og eies av Hadeland og Ringerike avfallsselskap (HRA) AS er et anlegg med en innendørs intensiv behandling i binger hvor man har en pulset innblåsing av luft. Massen luftes i 5 minutter etterfulgt av 10 minutter stillstand. I tillegg vendes massen ukentlig ved hjelp av skruer (typisk B / M på lufteregime).

HRA behandler 5500 tonn våtorganisk avfall per år. Halvparten av råstoffet leveres i papirposer, mens den andre halvparten leveres i biopose. Det benyttes stort sett kvernet og siktet (10mm) hage/park avfall som struktur i prosessen. Den intensive behandlingstiden er ca 4 uker med etterfølgende innendørs ettermodning der komposten ligger i ro med tilførsel av luft gjennom perforerte rør fra bunnen. Ettermodningstiden innendørs er 4-5 uker. Etter denne prosessiden lastes materialet ut til ettermodning i små ranker. Varigheten av utendørs ettermodning kan strekke seg over ett år.

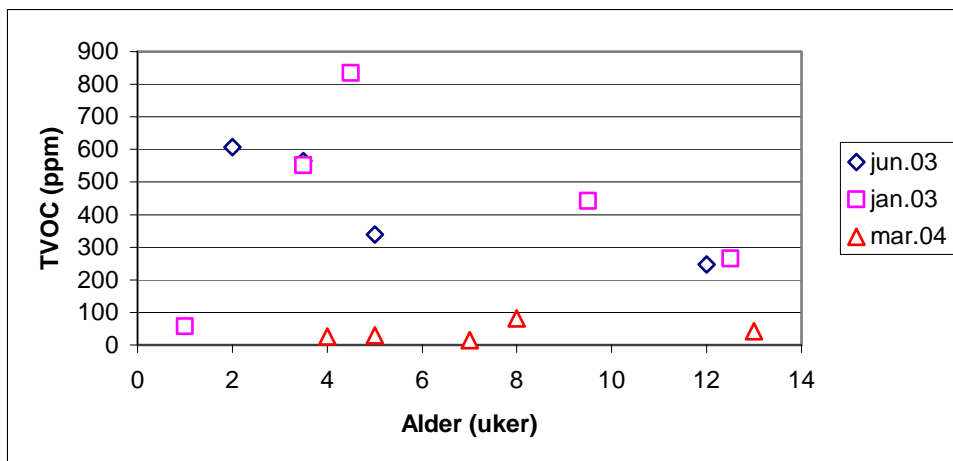
Det er gjennomført tre serier av målinger på HRA. Målingene er gjennomført i mars, januar og juni. Prøvene er tatt ut på toppen av bingene (kompostbingene er illustrert i Figur 24) og 70 cm ned i massen. Resultatene av målingene er diskutert i 7.4.2.



Figur 24. Kompostbinger på HRA (foto BEB)

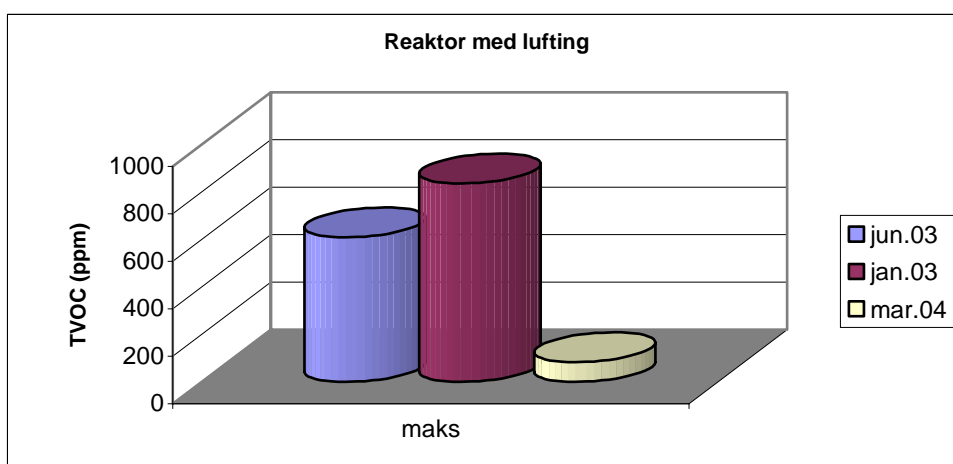
7.4.2 Måleresultater

Den første måleserien, som ble gjennomført i sommerhalvåret, viser at høyeste TVOC verdier oppnås langt tidligere enn tilsvarende i januar. Dette kan tolkes som at det tar lengre tid for prosessen å komme i gang i den kalde årstid. HRA melder bl.a om store problemer knyttet til mottak og håndtering av frossent avfall. Det er nærliggende å tro at en stor del av tiden medgår til å tine opp avfallet. Også for HRA tyder målingen på at poreluftkonsentrasjon av TVOC er høyere om vinteren enn om sommeren (se Figur 26). Målingene som er gjennomført i mars burde ha vist resultater som var sammenlignbare med målingene gjennomført i januar. Det er imidlertid målt betydelig lavere konsentrasjoner, til og med lavere enn det som ble målt i juni. Dette kan forklares med at avfallet i mars er til dels nedfrosset med det som resultat altså vel temperatur som den mikrobielle aktiviteten i massen er lave (uansett om det er metanogenese eller aerobe prosesser påvirkes disse av temperaturen: $\mu_{\text{obs}} = \mu_{\text{MAX}} * f(T)$, der μ symboliserer spesifikkveksthastighet, f beskriver vekstkinetikken og T er temperaturen. Driften ved HRA i tidlig vår 2004 var preget av driftsforstyrrelser og avvik bl.a. registrert som overvann i bingene og vifter som ikke gikk normalt.

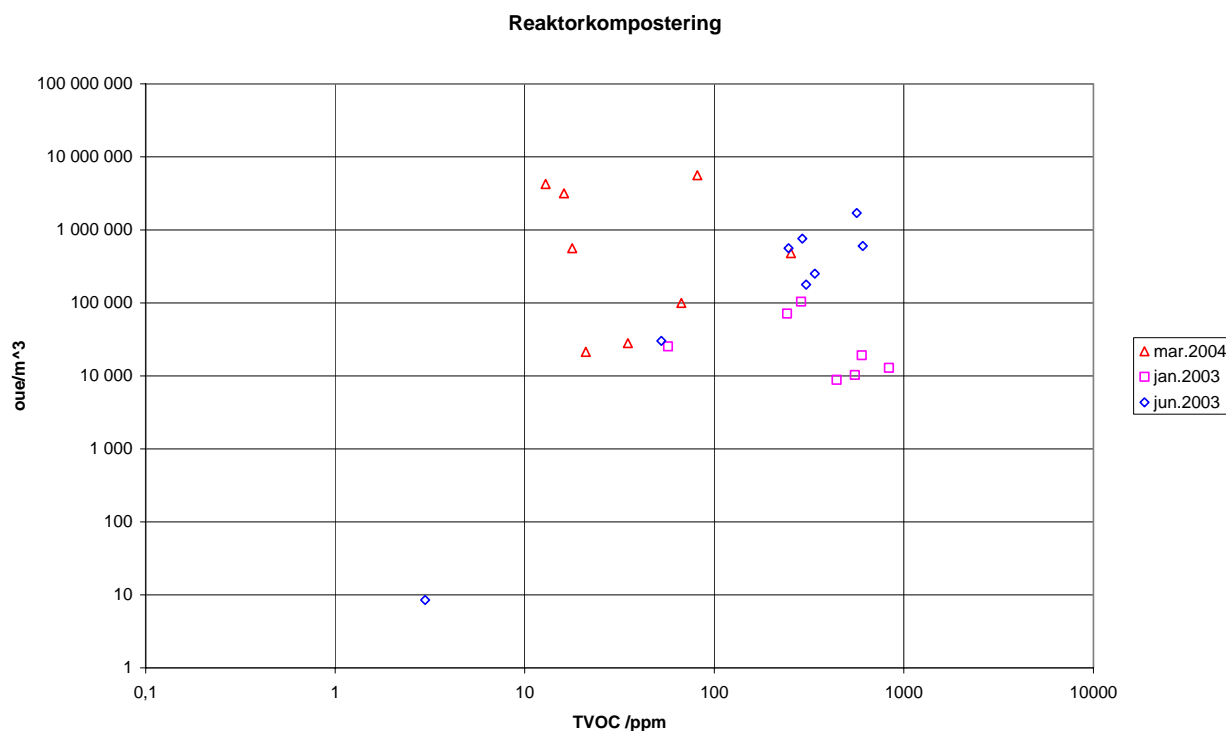


Figur 25. Poreluftkonsentrasjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid

Ser vi bort i fra målingene som ble gjennomført i mars er det en forskjell på den potensielle maksimumsemisjonen. Imidlertid er forskjellene mindre enn det man har målt i de mindre avanserte metodene. Lukt konsentrasjon mot TVOC er vist i Figur 27.



Figur 26. Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt



Figur 27. Luktkonsentrasjon mot TVOC ved reaktorkompostering ved HRA.

Resultatene som er illustrert i Figur 25, inkluderer både en intensiv prosessperiode og ettermodning innendørs. Av hensyn til vurdering av effekten behandlingstiden innendørs er det interessant å vurdere poreluftkonsentrasjon i det materialet som ligger utendørs i langtidsettermodning/lagring. Resultatene fra denne prosessperioden er satt opp i Tabell 4.

Tabell 4. Poreluftkonsentrasjon fra ettermodning

Alder (uker)	TVOC (ppm)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)
12,5	264	0,6	19,6	2
13	305	3,9	22,9	1,6
26	52,6	0	4	14,6
40	599	6,7	19,1	1
63	291,2	1	9,2	7,9

Det er interessant å observere at selv etter 63 uker er TVOC-nivået høyt og kan sammenlignes med nivåene som er målt etter 13 uker. Norgaard og Sørheim dokumenterte at prosessen ved HRA er suboptimal målt med komposteringens suksesskriterier [8]. Massen som legges i små ranker til ettermodning er således gjennomgående ustabil og sure. I henhold til Hellmann et.al. er det derfor ikke spesielt uventet at avfallsblandingen går fra en relativt sur "konservert" tilstand via den mesofile oksidative til en termofil metanogenese ute i små rankene [11]. Nivået av metan holder seg også relativt høyt i hele perioden. Eksklusiv metan er det forventet at biologisk aktivitet på overflaten av rankene vil redusere emisjon av andre komponenter, deriblant luktsterke forbindelser. Når uttak av masse starter vil disse komponentene frigjøres til omgivelseslufta. Vurderer man nivået av O₂ og CO₂ i massen bekreftes de anaerobe forholdene i massen. Dette betyr at på tross av en tiltenkt intensiv behandling i 12 uker innendørs er komposten langt fra stabilisert.

7.4.3 Måling av enkeltforbindelser

Det er gjennomført noen målinger av enkelt komponenter i rankene. Komponenter som tidligere er diskutert med henblikk på lav luktterskel (se 7.1.4) er også påvist i dette anlegget. I tillegg er det funnet komponenter som ikke forbindes med luktproblem i utgangspunktet, men som i det totale utslippet kan bidra til problemer i nærmiljøet. Det er komponenter som hører til gruppen alkoholer, aldehyder og ketoner (se også 7.3.3). Resultater fra målinger av luktsterke forbindelser er satt opp i tabellen under. De høyeste konsentrasjonene er målt i januar. Det er også interessant å merke seg at det høyeste nivået av dihydrogensulfid er målt i ettermodningen – etter 40 ukers behandlingstid.

Tabell 5. Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter som funksjon av rankealder

Alder (uker)	H ₂ S (ppm)	Met-SH (ppm)	DMS (ppm)	DMDS (ppm)
3,5	0,3	2,1	0,4*	0,1
9,5	1,3			
12,5	0,4			
40	3,4			10

* Fra målinger gjennomført i juni

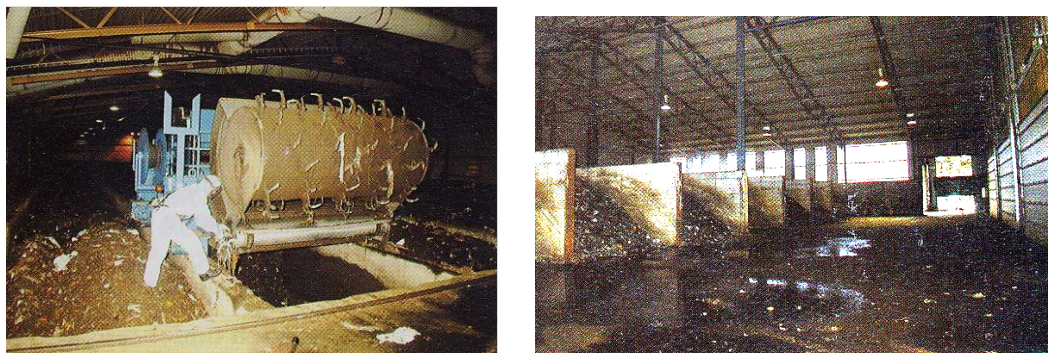
I tillegg til måling av luktrelaterte komponenter er det også målt på styringsparametere som oksygen og CO₂. Det er funnet en negativ korrelasjon mellom disse to komponentene som varierer i området $0,79 < r < 0,88$ i de tre seriene som er gjennomført. Dette inkluderer også utendørs ettermodning.

7.5 Reaktor med luftinnblåsing og kontinuerlig vending

Kristiansandsregionen renovasjonsselskap (RKR) drifter et anlegg for kompostering av våtorganisk avfall. Anlegget er et bingeanlegg der massen forflyttes ved bruk av horisontal trommel. I tillegg tilføres luft gjennom innblåsing i bunnen av bingen. Anlegget har en kapasitet på 11000 tonn avfall pr år. Materialet som mottas er delvis emballert i bioposer og i papirposer. Avfallet hentes inn annen hver uke i vinterhalvåret, mens man om sommeren henter avfallet hver uke.

Oppholdstiden i bingen reguleres av vendefrekvensen. Det medgår 15 turer for å forflytte massen gjennom anlegget. Normal oppholdstid er 25 – 30 døgn. Hastigheten er innstilt slik at det går 48 timer fra avfallet på et gitt sted i reaktoren blir vendt. Luftsyklusene varierer avhengig av hvor i prosessen/reaktoren avfallet befinner seg. Dette varierer mellom fra 1 min lufting og 40 minutter av til 2 min lufting til 20 min av. Det har vært en økning i luftfrekvens i prosjektperioden. Oppholdstiden i intensivfasen er ca 4 uker, mens oppholdstiden i innendørs ettermodning er ca 5 uker. Det betyr at det er totalt ca 9 uker som behandlingen foregår i reaktoren før avfallet legges ut til etterbehandling.

Det organiske materialet tilsettes en blanding av hage- og parkavfall og treflis som struktur. Størrelsen på partiklene som benyttes er mindre eller lik 50 mm.



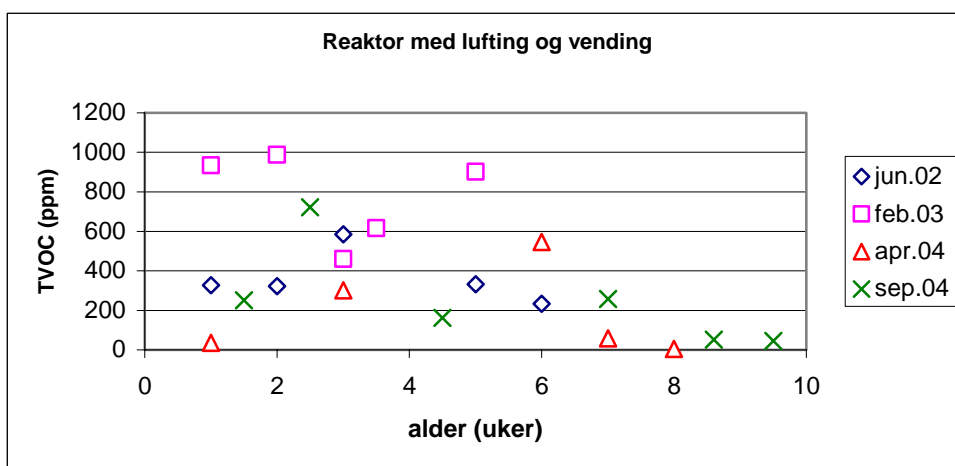
Figur 28. Reaktorhall med vendetrommel (venstre) og ettermodningshall (høyre) [12]

Bilde fra service på vendemaskin er vist til venstre i Figur 28 og ettermodningshallen er vist i den samme figuren til høyre.

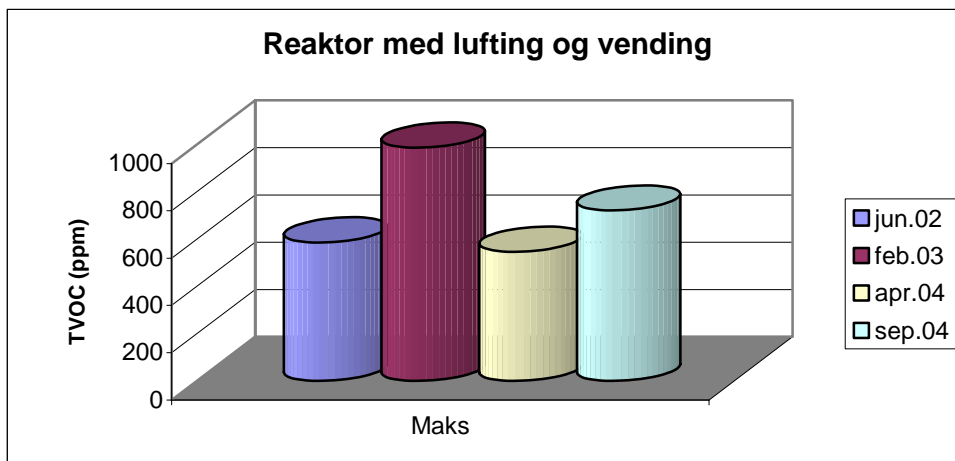
7.5.1 Måleresultater

Det er gjennomført fire måleserier i anlegget på RKR. To målinger er gjort i en typisk sommerperiode. En måling i juni og en måling i september. De to andre målingene er gjennomført i en typisk vinterperiode (februar) og vårperiode – det vil si april. Målingene er gjennomført i både intensivfasen og ettermodningsperioden. Det er høyest emisjon i den intensive perioden. Det er en reduksjon i nivået når man kommer ut i ettermodningsfasen. Denne observasjonen kan indikere at den intensive perioden er effektiv med hensyn på å omsette det lettredbrytbare karbonet.

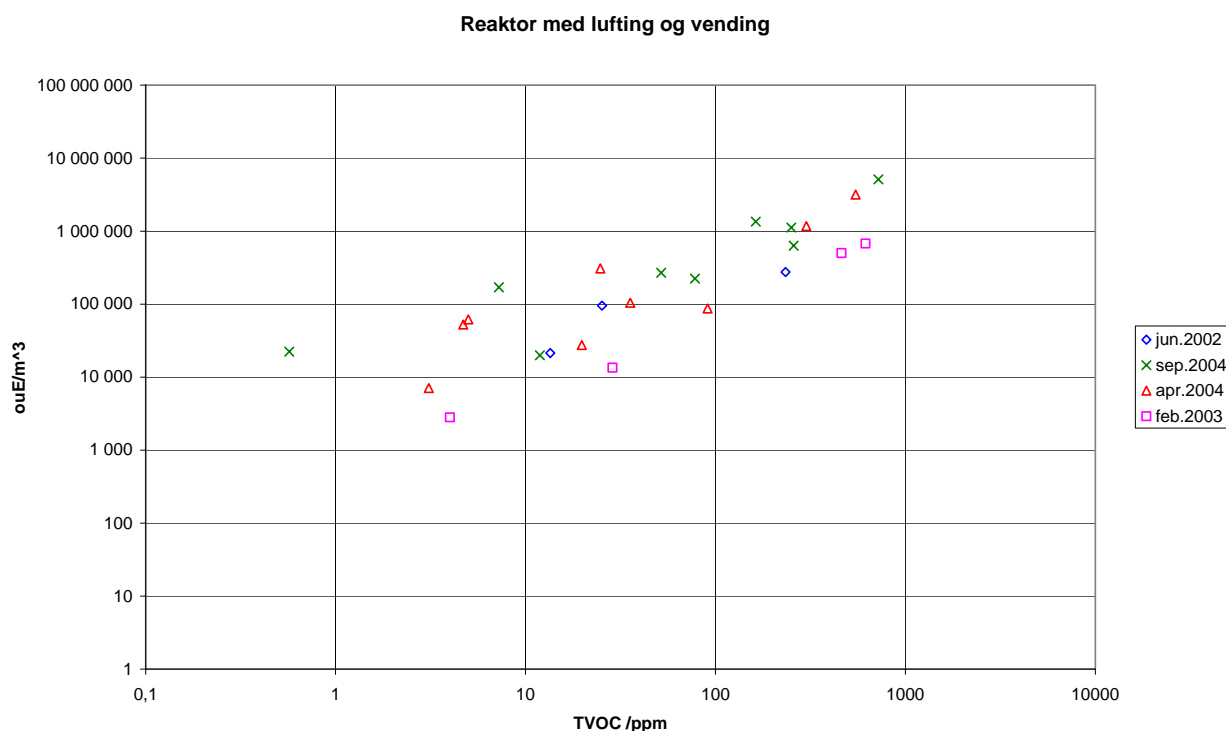
Det er en klar forskjell på resultatene som er typisk for alle målingene – nivåene som man finner i vinterklima har typisk en høyere poreluftkonsentrasjon enn resultatene fra sommerperioden. Dette kommer klart fram i Figur 30.



Figur 29. Poreluftkonsentrasjon av TVOC som funksjon av rankealder og årstid



Figur 30. Maksimal emisjon som funksjon av måletidspunkt



Figur 31. Luktkonsentrasjon mot TVOC ved reaktorkompostering ved RKR.

Ser man bort fra nivået som observeres i februar er det mindre forskjell på maksimalnivåene fra de tre andre periodene. April og junimålingene er tilnærmet identiske når det gjelder poreluftkonsentrasjon.

7.5.2 Måling av enkeltforbindelser

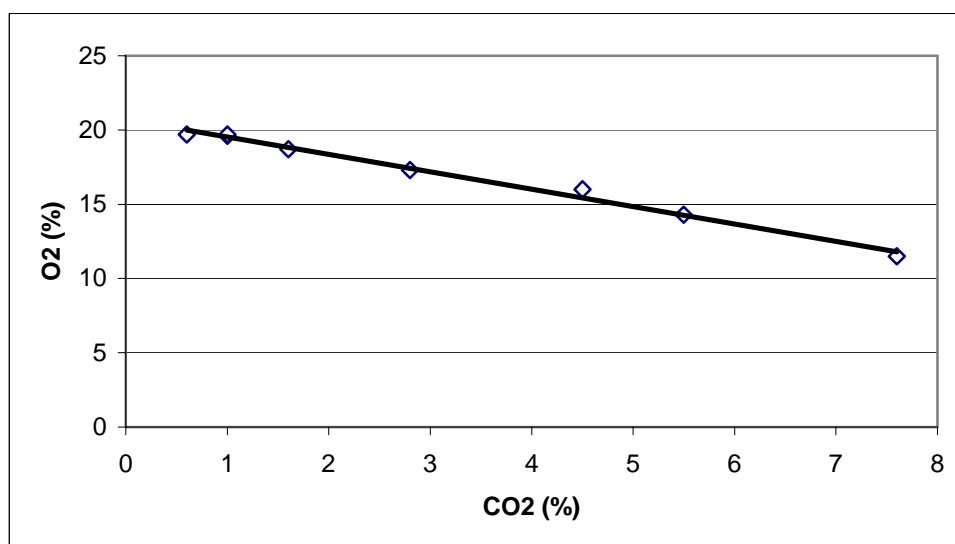
Det er gjennomført målinger av enkeltkomponenter i to prøveserier. Komponenter som tidligere er diskutert med henblikk på lav luktterskel (se 7.1.4) er også påvist i anlegget på RKR. Det er lave verdier som er funnet og det er færre svovelforbindelser som er kvantifisert. Blant annet er H₂S kun påvist, det vil si under kvantifiseringsgrensen, i en prøve tatt i den intensive behandlingsperioden. En oversikt er vist i Tabell 6. Som det fremgår av resultatene er nivåene lave og det er få komponenter som er påvist.

Tabell 6. Måling av poreluftkonsentrasjon av luktsterke komponenter som funksjon av rankealder

Alder (uker)	H ₂ S (ppm)	Met-SH (ppm)	Et-SH	DMS (ppm)	DMDS (ppm)
2	påvist				
5					påvist
6,5			16		

Det er også som i andre komposteringsmetoder funnet kvantifiserbare konsentrasjoner av alkoholer (butanol), aldehyder og ketoner – både aceton og metyletylketon er påvist. Konsentrasjonen varierer, og høyeste konsentrasjon ble målt for etanal – over 2000 ppm.

I tillegg til måling av luktrelaterte komponenter er det også målt på styringsparameter som oksygen og CO₂. I alle fire måleserier er det funnet en svært god negativ korrelasjon mellom de komponentene ($r > 0,99$). Resultatene fra målingene som ble gjennomført i februar 2003 er illustrert i Figur 32.



Figur 32. Sammenhengen mellom nivå av O₂ og CO₂ i reaktor

Vi har tidligere diskutert metan som en indikator for anaerobe forhold i løpet av komposteringen. Nivået av metan i komposteringsprosessen varierer mellom 0,1 og 5 % i denne metoden. I de fleste målingene er nivået mindre enn 1 %. Samtidig er nivået av O₂ høyt igjennom hele prosessen. Den laveste konsentrasjonen som er registrert er 5 %. I de fleste målingene er nivået høyere enn 10 %. Av de metodene som har vært med i dette prosjektet er dette den metoden hvor det er registrert størst grad av aerobe forhold.

7.6 Sammenligning mellom komposteringsmetoder

Kompostering er som tidligere beskrevet, definert som en aerob prosess der omdanning og mineralisering er avhengig av at passe fuktige avfallsblandinger tilføres luft i mengder som tilfredsstillende de aerobe bakterienes krav til molekylært oksygen (O₂).

I komposteringsanlegg har luftingen også funksjoner knyttet til behovet for nedkjøling av prosessen samt til vanntransport ut av kompostmassen. Luftmengden som skal til for disse ”tilleggsfunksjonene” overgår gjerne det biokjemiske behov med en dekode eller så. For flere anlegg kan det stilles spørsmål om mengde luft som tilføres er tilstrekkelig til å møte prosesskravene.

Smårs viser at kompostering av matavfall synes hemmet av at temperaturen i massen overstiger det som normalt betegnes som et mesofilt område ($< 44\text{ °C}$) [13]. I storskalaforsøk ved anleggene til RKR og IVAR viser Sundberg (upubliserte data) at komposteringsprosessene stimuleres ved å endre lufteregimene gjennom øket tilførsel i startfasen.

7.6.1 Åpen rankekompostering på Hornmoen

Komposteringsprosessen på Hornmoen er delt inn i to faser; - en intensiv komposteringsfase i små ranker etterfulgt av en mer ekstensiv komposteringsfase i større ranker. I begge fasene tilføres luften kun konveksjon (skorsteinseffekten – Figur 8), og i mindre grad gjennom mekanisk vending.

Målingene utført i små ranker på Hornmoen indikerer at emisjonspotensialet (konsentrasjoner i porevolumet) er størst vinterstid. Dette kan eventuelt forklares med at rankene vendes langt sjeldnere på vinteren, og at prosessene dermed i større grad er påvirket av anaerob gjæring. Det er lagt vekt på å ta prøvene i massene når disse har stått minst et døgn uten vending.

Erfaringene med kompostering i småranker på Hornmoen er at pH og stabiliteten (målt som oksygenopptak) øker signifikant over 5 – 6 uker [8]. Situasjonen ved etablering av storranker er at inngående kompost har en pH på 7 – 8, mens stabiliteten har økt med 80 – 90 % [8]. Til tross for dette forløpet, er komposten fortsatt å regne som ustabil etter intensiv fase i småranker. For storranker er det naturlig å regne med at oksygentilførselen er langt mer begrenset enn i småranker, og for en stor del av massene er lave nivåer av O_2 begrensende for videre kompostering. De anaerobe prosessene overtar noe som vises av figur 7 med høye nivåer av H_2S og tilsvarende av metan (Figur 9).

Til dels høye CO_2 nivåer, også i småranke, viser generelt suboptimale forhold for kompostering. En tommelfingerregel sier at CO_2 som overstiger 8 % tilsier vending. I Figur 10 svinger CO_2 rundt 15 %, noe som sammen med positive metanfunn og svært lave nivåer av O_2 er klare indikasjoner på at de aerobe prosessene er begrenset.

7.6.2 Kompostering i statisk ranke med aktiv lufting, RTA

Det er foretatt svært få målinger i statisk storranke, noe som gjør at diskusjonen mer blir å regne for frittstående innspill. Det er også stor usikkerhet knyttet til rankenes og avfallets alder. Figur 17 og Figur 18 viser klart at forholdene i rankene er preget av anaerobe forhold med til dels store mengder CH_4 og CO_2 påvist inne i rankene. I flere av prøvene er forholdet mellom disse gassene direkte sammenliknbare med kvaliteter slik vi finner dem i biogass.

Det opplyses om at rankene etableres i store høyder og bredder med en ”forseglende” såle av gammel kompost. Dette for å sikre at lufttilførselen fra perforert senterrør (Figur 11) når den ferske avfallsblandingen. Luftmengdene som tilføres kan, ut i fra driftsregime og oppgitt

viftekapasitet beregnes til i underkant av 200 liter luft i timen, som i så fall vil være dramatisk lavere enn det biokjemiske behovet.

7.6.3 Kompostering i storranke med kombinasjon av undertrykk og overtrykk

Typisk for statisk kompostering i luftede ranker er store volumer og at prosessene får løpe over lang tid (ofte i inntil 6 måneder). Det fremgår ikke hvilke lufteregimer som anvendes i anlegget generelt eller i prøvetakingstidspunkt. Det må antas at denne type driftssituasjon vil ha påvirkning på resultatet. Norgaard og Sørheim opplyser at anlegget i Verdal er utstyrt med 9 vifter som hver gir 3 500 m³/time (nominell kapasitet i overtrykk modus). Samme forfattere opplyser at ved drift med undertrykk (som var å anse som normaldrift) er kapasiteten i viftene lavere [8]. Oppgitte luftimeintervaller: 2 – 4 minutter luft hver halvtime.

Prøvetaking i komposten er gjort i toppen av ranker. Undertrykksmodus kan være med å forklare forholdet mellom O₂ og CH₄ i denne øvre delen av haugen, da luften suges ned i massen, mens metan som er lettere enn luft stiger opp gjennom massene.

7.6.4 Reaktorkompostering med ukentlig vending

Erfaringene fra HRA er at matavfallet som losses vinterstid er frosset og at store deler av opptinningsprosessen foregår inne i reaktor. I lange perioder er det kaldt dreneringsvann i den enkelte celle som bestemmer viftenes driftstid. Ved siden av å påvirke prosessen opplyses det fra anleggseier at driften av vifter påvirkes av avrenning av tinevann. Vinterstid er temperaturen i komposteringsmassen ofte lave i anlegget, og temperaturen reduserer normalt mikrobiell aktivitet.

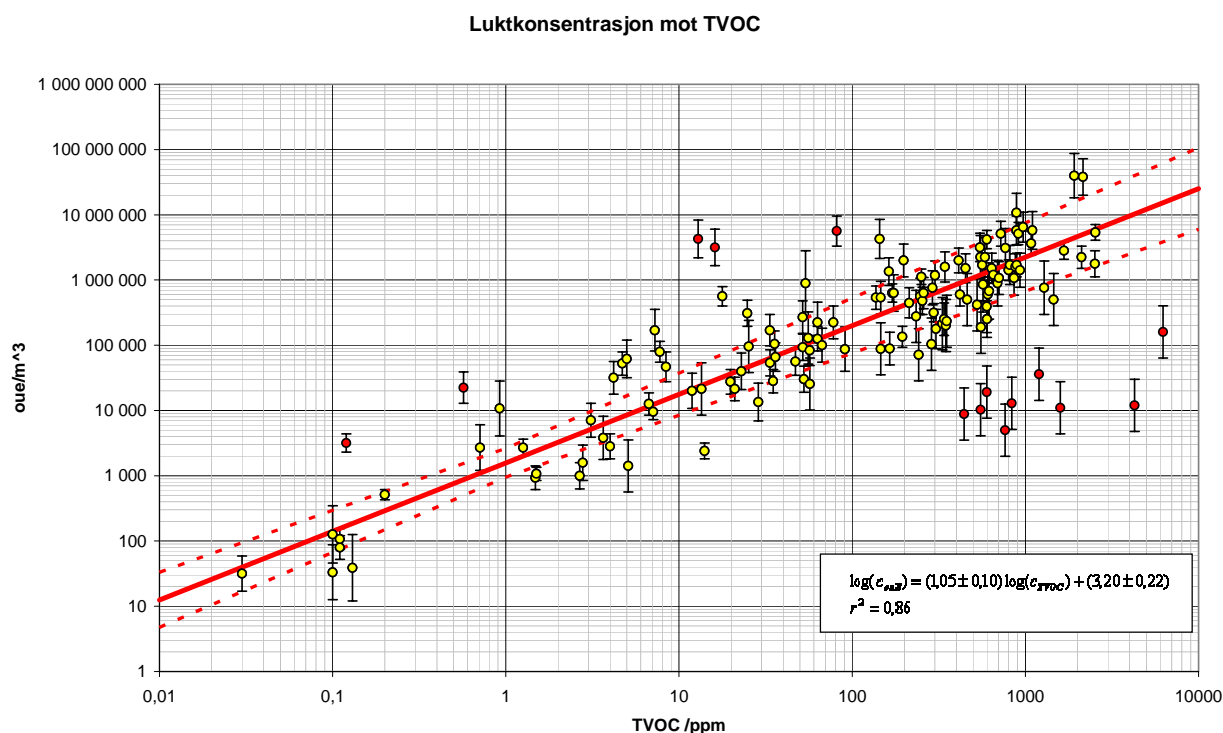
Slike driftsrelaterte forhold vil være med å påvirke resultater av TVOC målinger i kompostmassen. Svært lave TVOC målinger i mars (Figur 26) kan for eksempel være et direkte resultat av at fravær av luft gir spesielt gode vekstforhold for melkesyregjæring. Siden analysemetoden kan gi noe dårligere respons på korte fettsyrer er det nærliggende å anta at forklaringer også kan koples til hvilken mikrobiologiske fauna som dominerer massen.

7.6.5 Reaktor med luftinnblåsing og kontinuerlig vending

I siste halvdel av 2004 endret RKR driftsregime når det gjelder lufttilførsel, ved å øke driftstiden på viftene i de første sonene av bingene. Årsaken til endringen av rutinene var delvis erkjennelsen om at massene faktisk får for lite luft (reell oksygenbegrensning), dernest ønsker om å teste hypotesen om at den initielle fasen er spesielt sårbar med hensyn til oksygen nivå og kanskje endog må kjøles ned til mesofile forhold for å få til en nødvendig oksidasjon av fettsyrene som akkumuleres i avfallet mens det lagres i husholdningene og eventuelt i mellomlagre. Sett i perspektiv av ovenforstående er det svært interessant å observere lave TVOC verdier i ettermodningsmassene for september 2004 (Figur 29).

7.7 Sammenheng mellom TVOC og luktkonsentrasjon

Sammenhengen mellom TVOC og luktkonsentrasjon er skissert for hver måleserie for hvert anlegg. Dersom en ser alle målingene under ett og ekskluderer noen av ekstremverdiene, vil en se at det er en relativt god sammenheng mellom TVOC og luktkonsentrasjon.



Figur 33. Luktkonsentrasjon mot TVOC for alle målinger gjennom prosjektperioden. Røde verdier er ekskludert fra regresjonen, som er en lineærregresjon på en log-log-skala med 99 % konfidensnivå for kurven markert med stiplede linjer.

I Figur 33 vises forholdet mellom luktkonsentrasjon og TVOC på en log-log-skala. Utfra plottet er det vist at korrelasjonskurven er gitt ved:

$$\log(c_{ouE}) = (1,05 \pm 0,10) \log(c_{TVOC}) + (3,20 \pm 0,22)$$

Der c_{ouE} er luktkonsentrasjonen i ouE/m^3 og c_{TVOC} er TVOC-konsentrasjonen som isobuten-ekvivalenter i ppm målt med PID. Intervallet (\pm) angir 99 % konfidensnivå for korrelasjonskurven.

Kurven viser at det er en gjennomgående god korrelasjon mellom luktkonsentrasjon og TVOC, men viser også at usikkerheten er stor. Figuren viser at dersom det ikke er dokumentert en sammenheng, eller det er store variasjoner i prosessen, vil bruk av TVOC som indirekte mål på lukt kunne gi et urimelig galt svar.

De utelatte målingene (markert med rødt i Figur 33) er tatt ved ranker med mye fiskeavfall (røde punkter over regresjonskurven) eller er målt i henhold til ASTM E679-91 (se side 12) (røde punkter under regresjonskurven). Det foreligger derfor gode grunner for å ekskludere disse punktene fra regresjonen.

Tabell 7. Oversikt over målinger gjennomført i prosjektet.

lokalitet	periode	Alder uker	Temperatur °C	CO ₂ %	O ₂ %	CH ₄ %	TVOC ppm	luktkonsentrasjon dBouE	ouE
SØIR	aug.02	1		19	1,7	0,3	351		233000
		2		19	1,5	1,0	641		
		3		23	2,3	1,8	456		
		5		18	2,1	1,3			
		6		17	3,1	0,7	598		394000
		7		19	2,3	0,9	591		
		8		19	1,8	1,3	794		
		9		23	0,7	2,9	146		88000
		10		22	0,9	6,2	414		
		11		21	1,3	4,1	639		
		12		19	1,5	0,8	577		
		13		23	1,2	3,6	649		
		14		25	0,7	4,5	555		189000
		sep.03		2	46	64	0,5	4,7	875
3	51			32	0,4	4,6	814	62,3±3,0	1700000
3	49			43	2,5	4,5	861		
4	68			17	4,0	2,0	766	64,9±3,0	3100000
4	54			24	0,9	4,8	834		
5	50			37	1,7	2,5	704	60,3±2,5	1080000
5	63			22	3,0	2,1	677		
6	63			25	1,4	4,8	549	63,5±3,3	2240000
6	40			20	2,8	1,4	628		
BIO 1 side 1	62			26	1,0	12,8	780		
BIO 1 side 2	61			25	0,9	2,9	690	59,5±3,5	892000
BIO 1 topp	59			45	0,5	7,4	662		
BIO 2 side	64			21	1,9	1,4	639	61,8±2,3	1520000
BIO 2 side 2	68			26	0,4	4,8	413		
BIO 2 topp	65	36	0,4	19,1	1212				
BIO 3	65	19	3,1	2,6	496				
des.03		1	38	62	1,5	0,9	343	62,0±2,3	1590000
		1	27	55	1,2	0,4	137	57,3±1,8	538000
		2	51	39	0,9	3,0	1283	58,8±4,1	759000
		2,5	62	24	3,1	5,5	2523	62,5±2,0	1780000
		3		13	7,6	2,7	2537	67,3±1,2	5380000
		4	50	35	2,4	3,2	2110	63,5±1,7	2240000
		5,5 storranke	49	32	1,1	3,0	931	61,5±2,6	1420000
		8,5 storranke	50	17	5,6	1,6	859	60,3±2,6	1080000
		11 storranke	55	20	1,4	2,8	654	60,8±1,3	1210000
		5,5 flux					4	35,8±3,3	3810
		11 flux					5	31,5±4,0	1420
		1 flux					3	32,0±2,7	1590

Tabell 7, forts.

lokalitet	periode	Alder uker	Temperatur	CO ₂	O ₂	CH ₄	TVOC	luktkonsentrasjon			
			°C	%	%	%	ppm	dBouE	ouE		
RTA	des.03	4	61	16	1,6	8,4					
		4	33	56	4,2	28,0	451	61,8±2,2	1520000		
		4	57	18	1,3	5,1	1079	65,6±1,8	3640000		
		4	37	71	1,2	23,0					
		5	51	29	1,2	42,2					
		5	45	65	1,2	50,4	1669	64,5±1,3	2820000		
		5	43	62	0,9	38,1					
		5	47	31	0,9	37,7	956				
		12	45	26	1,4	19,5	296	55,0±1,4	317000		
		20	55	31	1,2	39,0	419	57,8±1,8	603000		
		Flux 20				0	21,1	0,2	60		
		Flux 1				0	21,2	0,0	0	35,0±1,4	
		okt.04		12		29	2,2	14,1	889	70,3±3,0	10800000
				12		25	3,7	13,0	1099	67,6±2,9	5760000
				12		21	4,9	4,5	971	68,1±2,3	6460000
24				34	2,7	54,9	584	63,5±3,0	2240000		
24				34	1,5	60,0	569	59,3±4,2	852000		
24				30	1,8	48,5	601	54,0±2,8	252000		
IR	jun.02	31	56	8	11,9	0,3	526		417000		
		29	55	21	3,7	18,9	1456		502000		
		23	54	9	10,3	8,3					
		21	64	20	1,7	21,5	1665				
		19	64	14	4,0	30,6					
		17	72	9	10,3	2,5	878				
		15	67	5	14,7	6,9					
		12	64	7	12,5	3,3					
		8	62	4	16,5	0,3	348		200000		
		6	63	18	3,1	33,9					
		4	56	6	15,1	7,0					
		biofilter				0	19,9	1,0	332	214000	
		biofilter				0	20,5	0,0	56	129000	
		des.02		13		13	5,1	2,9	1592		11000
				11		5	13,5	24,6	4271		12000
9				8	9,3	58,9	6231		160000		
7				1	19,5	4,4	1197		36000		
5				14	11,2	2,3	764		5000		
Biofilter						0	20,2	0,0	8		
sep.04		5		8	10,4	8,0	2151	75,8±2,8	3810000		
		5		5	13,0	10,0	1917	76,0±3,4	3990000		
		9		2	18,1	0,3	198	63,0±2,5	2000000		
		9		2	18,1	0,1	144	66,3±3,0	4270000		
		13		3	17,2	0,0	47	47,5±2,1	56300		
		13		7	12,3	0,9	598	66,2±1,4	4170000		
		15		14	4,3	0,6	889	67,6±2,2	5760000		
		15		13	5,6	0,7	801	61,5±1,6	1420000		
		19		1	18,2	0,1	63	51,0±1,9	126000		
		19		18	2,9	2,8	1202				
		21		10	8,8	0,9	912	67,1±1,7	5130000		
		21		10	8,8	0,3	412	63,0±1,9	2000000		

Tabell 7, forts.

lokaltet	periode	Alder uker	Temperatur °C	CO ₂ %	O ₂ %	CH ₄ %	TVOC ppm	luktkonsentrasjon dBouE	ouE
HRA	jan.2003	1		1	18,3	0,1	57		25400
		3,5		31	2,4	0,8	552		10300
		4,5		9	9,7	1,5	834		12900
		9,5		11	6,9	0,8	442		8850
		12,5		20	1,5	0,7	242		71500
		12,5		19	2,1	0,4	287		104000
		40		19	1,3	6,7	599		19200
	jun.2003	2		36	1,2	1,6	607	57,8±3,9	600000
		3,5		25	2,2	1,5	564	62,3±1,8	1700000
		5		23	0,6	0,7	339	54,0±2,5	250000
		12		36	0,7	6,5	246	57,5±2,8	570000
		26		4	14,6	0,0	53	44,8±2,0	30000
		63		9	7,9	1,0	291	58,8±2,6	760000
		ukjent		23	1,6	3,9	305	52,5±3,0	180000
	mar.2004	4		19	7,9	23,3	27		
		4		17	3,4	12,8	24		
		5		9	11,1	6,9	23		
		5		0	20,8	0,1	35	44,5±1,8	28200
		7		27	7,2	10,5	16	65,0±2,8	3170000
		7		10	13,1	8,0	13	66,3±2,9	4270000
		8		19	9,2	3,7	81	67,5±2,3	5630000
8			15	15,5	2,2	83			
13			19	3,0	0,7	18	57,5±1,5	563000	
13			24	2,9	21,1	67	50,0±2,6	100000	
ettermodning			0	20,5	0,2	21	43,3±1,8	21400	
ettermodning			16	4,7	0,4	254	56,8±2,1	479000	
Andøya		feb.2003	1		43	10,7	0,0	34	47,3±2,0
	8-10 uker			3	16,3	0,1	213	56,5±2,3	450000
	30			0	19,8	0,0	54	59,5±5,0	900000
	Vei H/Pca 500 m N						0	15,9±5,1	39
	Kryss H/P ca 500 m						0		
	Vei ca 30 m N						0	21,0±4,4	130
	Siktehall						1	40,3±4,2	11000
	okt.2003		3				63	53,5±3,1	220000
	5					890	62,3±1,8	1700000	
	7					174	58,0±2,8	630000	
	Flux over 3					8	49,0±1,6	89000	
	Flux over 3					52	49,7±2,0	94000	
	Flux over 5					4	45,0±2,5	31000	
	Flux over 5					57	49,2±2,3	84000	
	Flux over 7					23	46,0±2,8	40000	
Flux over 7					8	46,7±2,3	47000		
Siktehall					0	27,1±0,8	510		
100 m					0	20,3±1,6	110		

Tabell 7, forts.

lokalitet	periode	Alder uker	Temperatur	CO ₂	O ₂	CH ₄	TVOC	luktkonsentrasjon	
			°C	%	%	%	ppm	dBouE	ouE
RKR	jun.2002	1		1	20,0	0,3	328		
		2		1		0,0	322		
		3		2	19,3	0,6	586		
		2		0	20,3	0,1	172		
		2		3		0,2	493		
		3		4	14,5	0,9			
		3		3		0,2	234		276000
		3,5		14	5,4	1,9			
		Bio Inn					25		95500
		Bio Ut					14		21400
feb.2003		3		5	16,0	3,2	987		
		3		1	19,6	0,4	461	57,0±4,0	502000
		4		2	18,7	5,4	934		
		4		1	19,7	1,8	617	58,3±4,3	677000
		kalk		1	19,7	2,0			
		37 dager		6	14,3	0,7	902		
		46 dager		8	11,5	0,9			
		52 dager		3	17,3	0,2			
		Bio Inn		0	20,2	0,0	29	41,3±2,9	13500
		Bio Ut		0	20,3	0,0	4	34,5±1,9	2820
apr.2004		0,9		0	19,4	0,0	36	50,2±2,0	105000
		3		1	18,8	0,0	301	60,7±2,2	1180000
		6		12	8,5	1,0	547	65,0±2,2	3170000
		7		1	20,0	0,0	25	54,9±2,0	310000
		7		7	12,7	0,8	91	49,4±3,4	87100
		8		0	20,3	0,0	5	47,2±1,8	52500
		8		0	19,8	0,0	5	47,9±2,9	61700
		Bio Ut					3	38,5±2,6	7080
		Bio Inn					20	44,4±1,9	27600
		sep.2004		1,5		2	18,4	0,8	251
2,5				8	10,1	0,8	721	67,1±1,9	5130000
4,5				4	16,7	0,1	163	61,3±2,1	1350000
7				4	16,2	0,1	258	58,0±2,4	631000
8,6				1	18,2	0,0	52	54,3±2,5	270000
9,7				4	16,2	0,1	78	53,5±2,5	224000
9,7				2	18,0	0,0	12	43,0±2,7	20000
Bio Ut							1	43,5±2,4	22400
Bio Inn							7	52,3±3,2	170000

Tabell 7, forts.

lokaltet	periode	Alder uker	Temperatur	CO ₂	O ₂	CH ₄	TVOC	luktkonsentrasjon	
			°C	%	%	%	ppm	dBouE	ouE
Lindum	jan.2004	6		4	17,4	4,0	14	33,8±1,2	2400
		6		1	20,4	2,0	6		
		6		1	20,1	0,3	1	34,3±3,5	2700
		6, vending		0	21,3	0,0	0	15,0±2,7	32
		6, vending		0	21,4	0,0	0	19,0±1,8	80
		1, vending		0	21,4	0,0	1	34,3±1,3	2700
		1, vending		0	21,3	0,0	3	30,0±2,0	1000
		7, vending		0	21,3	0,0	1	29,7±1,8	940
		9-kl2230 V.gård Fru Schau						0	15,2±4,2
aug.2004		4		23	2,2	1,0	36	48,2±2,2	66100
		4		25	1,9	1,3	33	52,3±2,4	170000
		3		19	2,2	1,3	170	58,0±1,4	631000
		3		19	2,2	1,3	146	57,3±2,5	538000
		2		17	3,9	4,1	195	51,3±1,6	135000
		2					165	49,5±2,5	89200
		Før biofilter					7	39,8±1,2	9550
		Etter scrubber					7	41,0±1,7	12600
		Etter biofilter					2	30,3±1,0	1080

8 Konklusjoner

I form av lukt og TVOC fra kompostering av våtorganisk avfall er poreluftkonsentrasjonen noe sterkere i vinterhalvåret enn om sommeren. Poreluftkonsentrasjonen gir et bilde av potensiell emisjon. Emisjonen er, i motsetning til immisjon, uavhengig av eventuelle spesielle meteorologiske forhold rundt anlegget.

Storrankeprosessen synes å generere betydelig mer lukt i form av TVOC enn kompostering i tradisjonelle ranker og reaktorer. Dette kan forklares med at mengde og fordeling av luftas O₂ er langt fra optimal i store masser.

Emisjonsmålinger i form av fluks viser at storranke har et vesentlig høyere nivå enn målinger utført i tradisjonelle ranker.

Metankonsentrasjonen brukt som et mål på anaerobitet i kompostmassen viser at storranke har en langt større grad av anaerobitet enn anlegg basert på andre komposteringsmetoder.

TVOC-konsentrasjonen i poreluft (potensiell emisjon) avtar raskere i kompost fra reaktoranlegg enn i mer ekstensive systemer som storranke og tradisjonell rankekompostering.

Det er funnet tilfredsstillende korrelasjon mellom måling av luktkonsentrasjon og måling av TVOC i kompostranker. Det vil si at apparatur basert på fotoionisasjon (PID) som detektor er godt egnet for indirekte måling av lukt fra kompostanlegg. Dersom det er store variasjoner i prosessen, vil bruk av TVOC som indirekte mål på lukt kunne gi et urimelig galt svar.

Måling av metan i kompostranker egner seg godt som indikator for anaerobe forhold i kompostmassen. Det tas imidlertid forbehold om at metanogenesen er fullstendig hemmet i masser der pH verdiene ligger << 6, uansett fravær av molekylært oksygen,

9 Forslag til videre arbeid

Vi har i dette prosjektet ikke fått midler til å se nærmere på enkeltforbindelser eller samle resultatene i et sett med anbefalinger knyttet til reduksjon av luktemisjon knyttet til kompostering. En naturlig oppfølging av arbeidet vil være å sette anbefalinger knyttet til optimal drift opp mot luktemisjon og sluttprodukt.

Dette begrunnes i at anlegg som ser på kompostering som foredling av en våtorganisk råvare til et jordnyttig sluttprodukt, ser ut til å ha både et bedre sluttprodukt og bedre kontroll på komposteringen i forhold til luktproblematikk enn de anlegg som ser på kompostering som en sluttbehandling av våtorganisk avfall. Det er derfor viktig at videre arbeid bidrar til å heve bevissthetsnivået rundt kompostering som produksjon. Prosessene i produksjonen kan i stor grad styres, og TVOC er en av flere parametere de kan styres etter.

10 REFERANSER

- 1 O. Bergersen, B. Berg, "Etablere teknikk for indirekte måling av lukt i behandlingsanlegg for organisk avfall ved on-line måling i kompostmassen". Orio-rapport, ISBN 82-14-01237-6, (2001)
- 2 M. L.,Langhorst, "Photoionization detector - sensitivity of organic compounds", J. Chromatographic Sci., 19 (1981) 98.
- 3 A. Asdal, T. A. Breland, M. L. Herrero, E. Nordgaard, "KOMpostkvalitet-dokumentasjon og anbefalinger", Planteforsk, Rapport 16/2202, (2002)
- 4 J. Nicolas, A. C. Romain, M. Kuske, "The electronic nose: a tool for controlling the industrial odour emissions", Presented at the Environmental Odour Management, KØln 17. 19. Nov, VDI-Berichte 1850, VDI GmbH, (2004)
- 5 A. Walte, W. Munchmeyer, "Gas sensor arrays for monitoring gases in the anvironment of municipal sewage plants", Presented at the Environmental Odour Management, KØln 17. 19. Nov, VDI-Berichte 1850, VDI GmbH, (2004)
- 6 H. Maricou, D. Pereira, L. Verschuere, S. Philips, W Verstraete, "Measurements of some volatile compounds by means of electronic nose", Water air and soil pollution, 107 (1998) 423
- 7 EN 13725. "Air quality – Determination of odour concentration by dynamic olfactometry"
- 8 E. Norgaard, R. Sørheim, "Tiltak for å sikre rask etablering av varmkompostering ved behandling av bioavfall", Orio Rapport, Februar (2004)
- 9 Sundberg, C. 2003. Food waste composting – effects of heat, acids and size. Licentiate Thesis. Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Rapport 254. ISSN 00283-0086
- 10 B. Berg, O. Bergersen, K. Ødegård, "Utslipp fra komposteringsanlegg", SINTEF Rapport, ISBN 82-14-02394-7, (2004)
- 11 B. Hellmann, L. Zelles, A. Palojärvi, O. Bai, "Emission of climate-relevant trace gases and supression of microbial communities during open windrow composting", Applied and environmental microbiology, 63 (1997) 1011.
- 12 W. Eduard, M. J. Moe, K. Drangsholdt, "Arbeidsmiljøundersøkelser ved Støleheia avfallsanlegg i forbindelse med iverksetting av forskrift om vern av arbeidstakere mot farer ved arbeid med biologiske faktorer, STAMI-rapport, 3 nr 1 (2002)
- 13 S. Smårs, "Influence of different temperature and aeration regulation strategies om respiration in composting of organic household waste", Doctoral thesis, Swedish university of agricultural sciences, Uppsala, (2002)