



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2021 30 stp**

Fakultet for Kjemi, Bioteknologi og Matvitenskap, KBM

## **Kompostering av utvalgte nye organiske miljøgifter i biorest fra biogassprosessen**

Composting of selected chemicals of emerging concern in digestate from the biogas production process

**Jenusiyia Srisgantharajah**

Kjemi og bioteknologi



## Forord

Komposteringsforsøket som er presentert i denne oppgaven ble utført ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ved divisjon miljø og naturressurser under avdeling bioressurser og kretsløpsteknologi i Ås som en del av masterprogrammet i Kjemi og Bioteknologi ved fakultetet for Kjemi, Bioteknologi og Matvitenskap ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU). Kromatografiene ble utført hos fakultet for veterinærmedisin (VET), Institutt for matsikkerhet og infeksjonsbiologi (Matinf) og fakultetet for kjemi, bioteknologi og matvitenskap (KBM) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Jeg vil rette en stor takk til min veileder ved NIBIO, senior forsker Ove Bergersen, for all hjelp med komposteringsmetoden, oppfølging og skriving av oppgaven. Jeg vil også takke min veileder, forskningssjef Trine Eggen, for å ha gitt meg mulighet til å kunne jobbe med nødvendig bakgrunnsinformasjon i dette arbeidet og for å ha vært hjelpsom under skrivingen.

Videre vil jeg takke min veileder ved NMBU, professor Roland Kallenborn, for å ha satt meg i kontakt med NIBIO, som har gitt meg muligheten til å arbeide med dette spennende temaet. Jeg vil også takke for de gode rådene og konstruktive tilbakemeldingene gjennom skriveprosessen. I tillegg vil jeg rette en veldig stor takk til min biveilder, postdoc Ivo Havranek, for tålmodighet og all hjelp med analysearbeidet på laboratoriet samt skriving av oppgaven under den uvanlige situasjonen med covid-19 viruset.

Til slutt vil jeg takke familien min og vennene mine for all støtten gjennom studietiden. Jeg vil spesielt takke Anny og Jakob for hjelp med gjennomlesing, og Diamond og Simen for å motivere meg gjennom en hektisk masterinnspurt.

Ås, august 2021

Jenusiyia Srisgantharajah

## Sammendrag

Målsettingen for denne masteroppgaven var å utføre et etablert termofilt komposteringsforsøk for å undersøke nedbrytningen av fem ulike organiske miljøgifter som inkluderer Karpamazepin (CAR), Metoprolol (MTP), Oktokrylen, Tris (1,3-diklor-2-propyl)fosfat (TCPP) og Losartan. Biorest ble brukt som substrat og inokulert med termofile mikroorganismer sittende på strukturmateriale av typen hoggflis fra sagflisbruk. I komposteringsmetoden ble det benyttet seks Dewar-reaktorer og en gassanalysator (GA 2000). GA 2000 målte konsentrasjonene av O<sub>2</sub>-gass elektrokjemisk, og CO<sub>2</sub>- og CH<sub>4</sub>-gass ble målt med en infrarød sensor. I komposteringsmassen ble temperatur- og gassmålingene overvåket for å følge den mikrobielle aktiviteten, og reaktorene ble stoppet basert på lite mikrobiell aktivitet etter henholdsvis dag 3, dag 6, dag 9, dag 13, dag 19 og dag 32. Prøvene til de respektive dagene ble ekstrahert i en fast-fase ekstraksjon, separert med omvendtphase væskechromatografi på en Agilent 1200 høyoppløselig væskechromatograf og kvantifisert på en 6490 QqQ LC-MS/MS (trippel kvadrupol instrument).

Komposteringsforsøket ble vurdert som godt basert på følgende oppnådde kriterier: (1) godt blandingsforhold i hver Dewar-reaktor mellom biorest og hoggflis (635 g / 247 g (w/w)) i startblandingen med 40 % - 65 % fuktighet, (2) opprettholdelse av > 5 % O<sub>2</sub>-konsentrasjon i kompostmassens porerom gjennom prosessen, (3) lave utslipp av CH<sub>4</sub> (målt til < 1,7 % hos alle Dewar-reaktorene) og (4) god temperaturutvikling gjennom både mesofilfasen (40 °C) og termofilfase (45 °C - 63,5 °C). Analysemetoden var egnet til å bestemme alle stoffene unntatt LOS. Ett av de viktigste funnene i komposteringsforsøket var at konsentrasjonene til OCT og MTP ble redusert til under deteksjonsgrensen (LOD) etter henholdsvis dag 6 og dag 13. TCPP ble derimot ikke redusert til under LOD, men målinger av stoffet tyder på at det ville blitt redusert ytterligere dersom reaktoren (dag 32) hadde gått noe lengre. Variasjonene i oksygenforbruk gjennom komposteringsperioden kan peke mot at de aerobe mikroorganismene skiftet mellom karbonkilder, og det mistenkes at de målte miljøgiftene kan ha ført til ulike oksygenforbruk. Under perioden med høy mikrobiell aktivitet var CAR blant stoffene som hadde raskest reduksjonsrate, uavhengig av stoffets stabilitet. Samtidig akkumulerte CAR i komposteringsmaterialet mot slutten av komposteringsprosessen.

## Abstract

The aim of this research was to carry out an established thermophilic-composting experiment to investigate the degradation of five different chemicals of emerging concern (CECs), namely Carbamazepine (CAR), Metoprolol (MTP), Octocrylene, Tris (1,3-dichloro-2-propyl) phosphate (TCPP) and Losartan. Bio-residue was used as a substrate and inoculated with thermophilic microorganisms on a structural material (wood from sawdust use). In the composting method, six Dewar-containers and a gas analyzer were used. The latter measured the concentrations of O<sub>2</sub>-gas electrochemically, while CO<sub>2</sub>- and CH<sub>4</sub>-gas were measured with an infrared sensor. In the composting mass, the temperature and gas measurements were monitored to follow the microbial activity. The six reactors were stopped based on little microbial activity after day 3, day 6, day 9, day 13, day 19 and day 32, respectively. The samples for the respective days were extracted with solid phase extraction, separated by reversed-phase liquid chromatography on a Agilent 1200 high-resolution liquid chromatograph and quantified on a 6490 QqQ LC-MS / MS (triple quadrupole instrument).

The composting experiment was considered successful according to the following achieved criteria: (1) good mixing ratio in each Dewar-container between digestate and chopping wood (635 g / 247 g (w/w)) in the starting mixture with 40 % - 65 % moisture, (2) consistent O<sub>2</sub> levels of > 5 % in the pore spacing of the compost mass throughout the process, (3) low CH<sub>4</sub> emissions (measured to < 1,7 % for all Dewar-containers) and (4) good temperature development through both the mesophilic (40 °C) and thermophilic phase (45 °C - 63,5 °C). The analytical method was found suitable for quantifying all substances except for LOS. One of the most important findings in the composting experiment was that the initial concentrations of OCT and MTP were reduced to below their detection limits (LOD) after day 6 and day 13, respectively. The initial concentrations of TCPP were, however, not reduced below its LOD. Still, consecutive trend measurements of TCPP indicate that further reduction could be expected if the reactor time (day 32) had been extended. The variations in oxygen consumption throughout the composting period may indicate that the aerobic microorganisms switch between carbon sources, and the CECs was further suspected to cause different oxygen consumption levels. During the higher microbial activity period, CAR had one of the fastest reduction rates among the target compounds, regardless of its stability. Still, CAR turned out to accumulate in the composting material in the end of the composting process.

# Innholdsfortegnelse

Forord .....	II
Sammendrag .....	III
Abstract .....	IV
Ordliste .....	VII
1 Innledning.....	1
1.1 Omfang av miljøgifter i miljøet .....	1
1.2 Generelt om kompostering .....	3
1.3 Biogassanlegg.....	4
1.4 Organiske miljøgifter inkludert i metoden .....	5
1.5 Kjemisk analyse .....	8
2 Teori .....	11
2.1 Aerobe og anaerobe prosesser .....	19
2.2 Nedbrytningsteori.....	19
2.3 Komposteringsoppsett.....	24
3 Metode.....	25
3.1 Utstyr og kjemikalier.....	25
3.1.1 Laboratoriestyr .....	25
3.1.2 Kjemikalier og løsninger .....	26
3.2 Standarder og kontrollprøve.....	26
3.3 Preparering av komposteringsmateriale .....	26
3.4 Analysemetode .....	30
3.4.1 Prøveopparbeidelse .....	30
3.4.2 Analyse.....	33
3.4.3 Kvalitetssikring .....	33
3.4.4 Statistikk.....	34
3.5 Oversikt over metoden .....	35
4 Resultat og diskusjon .....	35
4.1 Kompostering av biorest tilsatt utvalgte miljøgifter .....	35
4.2 Kvantitative analyser.....	43
4.3 Kvalitetskontroll.....	43
4.4 Konsentrasjonsfordeling under komposteringsperioden .....	46
4.5 Sammenligning av aerobisk komposteringsprosess og anaerobisk biogassprosess.....	52
5 Konklusjon .....	55
6 Videre arbeid .....	56
7 Litteraturliste .....	58
Vedlegg .....	67

Vedlegg A: Oversikt tabell over de utvalgte miljøgiftene .....	67
Vedlegg B: Utstyr benyttet under arbeidet.....	68
Vedlegg C: Kjemikaler benyttet under arbeidet.....	71
Vedlegg D: Illustrasjonsfoto .....	73
Vedlegg E: Informasjon om hoggflis .....	74
Vedlegg F: Utregninger i komposteringsforsøket.....	74
Vedlegg G: Utregninger i analysemetoden .....	76
Vedlegg H: Tabelloversikt over beregninger i analysemetoden .....	78
Vedlegg I: Monitorert data i komposteringsforsøket .....	83
Vedlegg J: Instrumentelle parametere og monitorert data i analysemetoden .....	104
Vedlegg K: Statistikk .....	106
Vedlegg L: Kromatogrammer .....	108

## Ordlister

Ammonifisering	Omdanning av organiske nitrogenforbindelser til ammoniakk (NH <sub>3</sub> ) eller ammonium (NH <sub>4</sub> )
ATP	Adenosin trifosfat (engelsk: Adenosin triphosphate). Molekylet er et nukleotid som er en bærer av kjemisk energi i alle levende celler.
Biogass	Gass som dannes ved anaerob nedbrytning av organisk materiale. Gassen består av mest metan, og deretter karbondioksid samt noe vann og andre forbindelser.
Biogassanlegg	Omsetter nedbrytbart organisk materiale til biogass.
Biogjødsel	Biorest som har blitt kvalitetssikret og kan erstatte mineral gjødsel.
Bioremediering	Planter, nedbrytende bakterier eller enzymer benyttes for å fjerne forurensning.
Biorest	Restprodukt etter biogassproduksjon.
Cambi-teknologi	Teknologi brukt på et biogassanlegg som benytter termisk hydrolyse for en energieffektiv omdanningsprosess.
Eluering	Å frigjøre stoffer fra et fast adsorpsjonsmiddel eller en ionebytter.
ESI	Elektronspray ionisering, er en type ionekilde (engelsk: Electrospray ionisation).
g	gram
g/t	gram/time
HPLC	Høyoppløselig væskekomatografi (engelsk: High-performance liquid chromatography)
Husdyrgjødsel	Gjødsel som hovedsakelig består av avføring og urin fra husdyr.
ILOD	Instrumentell bestemmelsesgrense (engelsk: Instrumental detection limit of detection)
Industriavfall	Industriavfall er avfall for alle typer av industriproduksjon.
Ionetransportsystem	Dette består av et ioniseringsområde og ionelinsesystem der ionene ekstraheres ut av ESI.
K <sub>oc</sub>	Karbon/vann fordelingskoeffisient
K <sub>ow</sub>	Vann/oktanol fordelingskoeffisient
Kompost	Organisk materiale til formodning
Konjugat	En forbindelse som er dannet ved å ha reagert med to eller flere kjemiske forbindelser.
M	mol/L. 1 Mol tilsvarer antall partikler som er lik antall atomer i eksakt 0,012 kg av <sup>12</sup> C (ca. 6,02210 <sup>23</sup> ) (Harris, 2016).
maks	Maksimum (engelsk: Maximum)
Massesenter	For en legeme med jevnt fordelt masse er dette punktet hvor legemet kan balansere i likevekt.
Matavfall	Matavfall fra husholdning, organisk avfall fra næringsmiddelvirksomhet og matsvinn.
ME	Matriks effekt (engelsk: Matrix effect)
Metabolisme	Summen av de kjemiske reaksjoner i en celle. Metabolisme omfatter biokjemiske reaksjoner hvor store molekyler brytes ned til mindre molekyler, samt biosyntetiske reaksjoner hvor cellekomponenter syntetiserer fra enkle molekyler (Tronsmo, 2016).
mg/kg	milligram/kilogram
Mikroorganisme	En organisme som ofte består av en celle eller en samling av celler med lite differensiering (Tronsmo, 2016).
Miljøgift	Et grunnstoff eller en kjemisk forbindelse som har en kjent giftvirkning eller mistenkes å gi forgiftningseffekter i miljøet.
MLOD	Metodisk bestemmelsesgrense (engelsk: Method limit of detection)



MLOQ	Metodisk kvantifiseringsgrense (engelsk: Method limit of quantification)
MS	Massespektrometri
m/z	masse/ladning
Nitrifikasjon	Omdanning av nitrogenforbindelser, ammoniakk (NH <sub>3</sub> ) og ammonium (NH <sub>4</sub> ) til nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ).
NMR	Kjernemagnetisk resonans (engelsk: Nuclear magnetic resonance)
OM	Organisk materiale. En samlebetegnelse på alle former for karbon-forbindelser, med unntak av mineralsk karbon som CO <sub>2</sub> , mineralske karbonater og grafitt (NIBIO, 2017).
Organisk avfall	Avfall som er biologisk nedbrytbart
PCA	En metode for å transformere et datasett slik at mest mulig variabilitet blir fanget i så få dimensjoner som mulig (engelsk: Principal component analysis).
PC1	Den transformerte variabelen som gjenspeiler så mye som mulig av variabiliteten som det er mulig å representere i en dimensjon.
PC2	Den komponenten som representerer så mye som mulig av variabiliteten som PC1 ikke har forklart.
pKa	Negativ log av syre dissosiasjon konstant
PPCPer	Legemidler og personlig pleie produkter. (engelsk: Pharmaceuticals and personal care products)
Respirasjon	Det er en prosess hvor en forbindelse blir oksidert med O <sub>2</sub> (eller et O <sub>2</sub> -substitutt) som endelig elektronakseptor (Tronsmo, 2016).
rpm	Omdreining per minutt (engelsk: Rounds per minute)
RQ	Respirasjonskoeffisient
RSD	Relativ standardavvik
Råstoff	Substrat som kan nyttiggjøres i en prosess.
SD	Standardavvik
SPE	Fastfaseekstraksjon (engelsk: Solid phase extraction)
Spiking	Å tilføre en kjent mengde av en analytt til prøven
Struktur	Råmateriale som benyttes for å gi en abiotisk sammensetning av komposteringsmaterialet.
t	time
v/v	Forhold: volum/volum
w/v	Forhold: vekt/volum
w/w	Forhold: vekt/vekt

# 1 Innledning

## 1.1 Omfang av miljøgifter i miljøet

Utslipp av legemiddelrester og personlig pleie produkter (*Pharmaceuticals and personal care products*; PPCPs), samt deres metabolitter og transformasjonsprodukter i vannmiljøet, er en kjent problemstilling i miljørisikovurderingen (Kallenborn et al., 2018). PPCPer er identifisert i avløpsvann, utløpsvann fra renseanlegg, og i overflatevann, grunnvann, sedimenter, slam og jordprøver fra ng/L- til g/L-nivå (Arpin-Pont et al., 2016; Biel-Maeso et al., 2019; Yang et al., 2017). De identifiserte nivåene av PPCPer gir skadelige effekter på akvatiske organismer (Alonso et al., 2015; Gagne et al., 2006; Martinez Gomez et al., 2015). Dagens regelverk for organiske gjødselvarer for bruk av avløpsslam kan føre til akkumulering av miljøgifter i planter og potensielt overføring til dyr, og mennesker gjennom mat (Eggen et al., 2013; Mattilsynet, 2021).

### **Komposteringsprosess**

Det siste tiåret har det blitt utviklet en rekke analysemetoder for å vurdere skjebnen til forurensningene (Evgenidou et al., 2015). Kompostering og andre anvendte renseprosesser for avløpsvann og avløpsslam kan påvirke skjebnen og innholdet av miljøgiftene (Ali et al., 2019a; Rodriguez et al., 2016; Vasskog et al., 2009). Den største forskjellen mellom disse renseprosessene er deres formål. Eksempelvis er målet med avløpsvannrensing å forbedre vannets kvalitet før det slippes ut til resipient. Hensikten med avfallshåndteringsmetoder er derimot å stabilisere og hygienisere avfallet før gjenbruk. Kompostering er en avfallshåndteringsmetode som omdanner organisk materiale primært fra organisk avfall (for eksempel hage-, park-, nærings- matavfall). Gjennom kompostering vil det over tid dannes humus og et stabilt produkt som kalles kompost. Komposten er et heterogent produkt som varierer avhengig av råvarer og fremstillingsprosess (Føreid et al., 2018). Det finnes ulike metoder og tekniske hjelpemidler for kompostering – for eksempel van Maanen-metoden hvor matavfall og kloakkslam legges opp i ranker (Ove Bergersen, 1992). Reaktor-kompostering gjør det mulig å optimalisere og kontrollere parametere som fuktighet, temperatur og lufttilførsel. Her er det vanlig å kompostere biorest og organisk avfall. En mer mekanisk og teknisk avansert form for kompostering kan også utføres ved bruk av en lukket trommel som sakte roterer under kontrollerte betingelser (Ove Bergersen, 1992). Denne metoden er kjent som våtkompostering og benyttes for behandling av kloakkslam og

industriavfall. Felles for metodene er at komposteringsprosessen kan effektiviseres ved å blåse luft gjennom komposten og/eller ved blanding av materialet (Ove Bergersen, 1992).

### **Lovregulering av kompost**

I Norge omsettes kompost som handelsvare og reguleres av Gjødsvareforskriften som håndheves av Mattilsynet. I forskriften karakteriseres kompost som et jordforbedringsmiddel med en viss gjødsvirkning. Kompost som jordforbedringsmiddel tilfører organisk materiale til jorden og er avgjørende for de mange fysiske, kjemiske og biologiske egenskapene som påvirker jordas funksjoner (Føreid et al., 2018). Ifølge Gjødsvareforskriften skal gjødsvareprodusenter vise aktsomhet og forebygge at produktet inneholder tungmetaller, fremmedlegemer og smittestoffer (Lovdata, 2021). Siden gjødsvare kan inneholde organiske miljøgifter er det behov for å vurdere om behandlingsmetodene for avfall i komposterings- og biogassanlegg forhindrer at miljøgifter overføres fra jord/miljø til mat og fôr. Bedre kunnskap om miljøgiftenes tilstedeværelse og variasjon kan oppnås gjennom å analysere utvalgte miljøgifter og viktige forløpere. Slike analyser kan også frembringe mer eksperimentelle data om utlekking og avrenning, samt identifisere kunnskapsmangler rundt utvikling av grenseverdier for vekstmedier (Eggen et al., 2019).

### **Hensikt**

I dette arbeidet var hensikten å utføre en etablert termofil komposteringsmetode hos Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ved divisjon miljø og naturressurser under avdeling bioressurser og kretsløpsteknologi. Stoffene fra komposteringsmetoden skulle sammenlignes med tilsvarende stoffer fra en biogassproduksjon med oppsamlinger fra 12 biogassanlegg i Norge (Ali et al., 2019a). Gjennom en aerobisk komposteringsprosess ble Karpamazepin (CAR), Metoprolol (MTP), Oktokrylen, Tris (1-klor-2-propyl)fosfat (TCPP) og Losartan (Hernández et al.) undersøkt ved å bruke biorest som substrat fra et anonymt biogassanlegg som benyttet Cambi-teknologi. Komposteringsmaterialet bestod av biorest, og hoggflis fra sagflisbruk som struktur. I komposteringsmetoden ble det benyttet 6 Dewar-reaktorer og en gassanalysator (GA 2000, GA 07198103, Leamington Spa, England), som målte konsentrasjonene av O<sub>2</sub>-gass elektrokjemisk. Konsentrasjonene av CO<sub>2</sub>- og CH<sub>4</sub>-gass ble målt med en infrarød sensor. Temperatur- og gassmålingene inne i komposteringsmassen ble overvåket for å følge mikrobielle aktiviteten under komposteringsprosessen. Miljøgiftene underveis i komposteringsperioden ble ekstrahert i en fast-fase ekstraksjon og kvantifisert

med en Agilent 1200 høyoppløselig væskrokromatograf (Agilent Technologies, Waldbronn, Tyskland), koblet til en 6490 QqQ MS/MS (trippel kvadrupol instrument) (Agilent Technologies, Santa Clara, California, USA). Denne masseseparasjonen separerte de bestemte molekylionene fra forurensningene både før og etter reaksjons-/kollisjonscellen (MRM= multiple reaction mode) i instrumentet. Dette var for å få en bedre følsomhet og kontroll over de mulige interferensene i prøveekstraktene. Kromatografiene ble utført hos fakultet for veterinærmedisin (VET), Institutt for matsikkerhet og infeksjonsbiologi (Matinf) og fakultetet for kjemi, bioteknologi og matvitenskap (KBM) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

## 1.2 Generelt om kompostering

Gjennom tiden har kompostering vært en velkjent metode for stabilisering av organisk avfall. Kompostering blir regnet som en av de eldste metodene for behandling av fast avfall, noe som kan forklare hvorfor diverse fagmiljøer henviser ulikt til utgivelsen av den første vitenskapelige komposteringsstudien. Siden avfallsdisponeringen er et voksende problem, har også interessen for effektivisering av komposteringsprosessen økt (Bergersen, 2018; O'Toole & Bergersen, 2020; Ove Bergersen, 1992).

Det er mange fordeler med å benytte kompostering som nedbrytningsmetode av organisk materiale. Etter komposteringsprosessen vil komposten nøytralisere både sur og alkalisk jord, hvilket gjør næringsstoffer og mikroorganismer biotilgjengelig for planter. Slik forbedres jordens organiske stoffinnhold, og det sørges for at forekomsten av patogene mikroorganismer er lav. Komposteringsprosessen avhenger av råvaretype, jordtype, klima og lokale forhold (Oldfield et al., 2018). I tillegg kan komposten gjennomgå en mineraliseringsprosess hvor det organiske materialet omdannes til uorganisk form. Dette kan øke biotilgjengeligheten av næringsstoffer og bedre planteveksten (Boutasknit et al., 2020; Estrada-Bonilla et al., 2021). Komposten er også en næringskilde for jordorganismer (for eksempel bakterier, sopper, ormer, insekter og andre organismer). Dette er en nøkkelfaktor i ulike næringscykluser (Sreevidya & Gopalakrishnan, 2017; Stressler et al., 2015). I disse næringscyklusene vil enzymatiske aktiviteter være viktige for at mikroorganismene skal kunne utføre biokjemiske funksjoner og reaksjoner (Li et al., 2015). Eksempelvis konverterer bakterier atmosfærisk nitrogen til biotilgjengelige former, hvorav den mest foretrukne

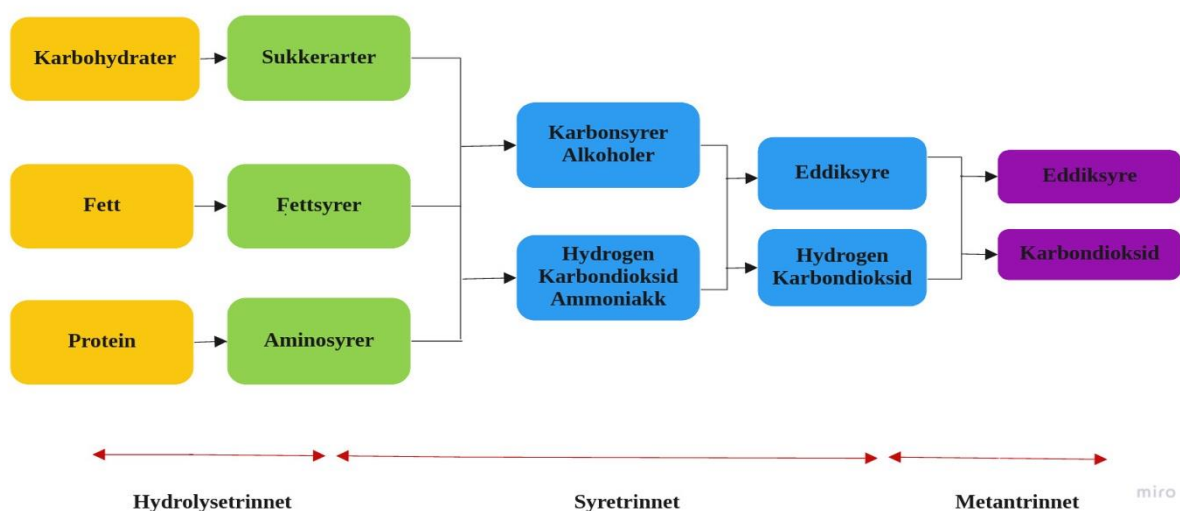
kjemiske formen for plantevekst er nitrat (Visconti et al., 2020). Komposten, med sitt høye innhold av organisk stoff, virker også som et bindemiddel for jordpartikler. Som bindemiddel kan komposten bedre jordstrukturen ved å gi godt porerom slik at planter lettere etablerer rotsystemer for luft, fuktighet og næringsstoffer (Hernández et al., 2016; Novotná & Badalíková, 2018). Kompost øker vannbindingsevnen til utmagret jord og beskytter jordoverflaten mot erosjon (Aranyos et al., 2016; Bhattarai et al., 2011). I tillegg har påføring av kompost vist å redusere plante- og jordsykdommer (Fuad & Ali, 2021) og undertrykke skadedyr sykdommer (Herren et al., 2018). I tillegg har påføring av komposten vist å redusere lukten (Partanen et al., 2010; Raj & Antil, 2011) – for eksempel ved å kompostere husdyrgjødsel vil dette også ødelegge spireevnen til ugressfrø som har gått uskadd gjennom fordøyelsesprosessen til husdyrene (Barlindhaug, 2018). Bruk av kompost kan også være en kostnadseffektiv og miljøvennlig måte for bioremediering av forurenset jord (Sayara et al., 2020; Taiwo et al., 2016).

Ulempen med tilførsel av umoden eller ikke-stabil kompost fra organisk fast avfall til jord kan gi upassende vekstforhold grunnet ubalanse av næringsstoffer, tilstedeværelse av tungmetaller, patogene bakterier og uorganiske salter (Fornes et al., 2010; Ko et al., 2008; Sayara et al., 2020). Dette kan til slutt føre til hemming av plantevekst. Bakteriene kan også fremkalle sykdom (virulens) ved bruk av umoden kompost (Herren et al., 2018). Umoden kompost kan også gi insekter ugunstige levetilstander (Herren et al., 2018). Stor bruk av kompost kan også føre til vanneutrofiering hvor nitrat i nærvær av fosfor forurenser overflaten og grunnvannet (Evanylo et al., 2008; Pérez-Gimeno et al., 2016; Sileshi et al., 2019). Ved høy kation-konsentrasjon kan dette føre til at jordaggregater nedbrytes som et resultat av jordkolloidnedbrytning (Guo et al., 2019). I tillegg kan for mye gjødsling med kompost rundt frukttrær føre til oksygenmangel rundt trærnes røtter grunnet høy tilførsel av organisk materiale sammen med mikroorganismer (Hanslin et al., 2005).

### 1.3 Biogassanlegg

Avløps slam er den største kilden til utslipp av legemiddelrester og personlig pleie-produkter til miljøet (Yang et al., 2017). Elimineringseffekten av disse stoffene i behandlingsprosesser avhenger blant annet av mekanismene som benyttes under prosessen.

I et biogassanlegg brytes de ulike komponentene av organisk avfall stegvis ned til eddiksyre og CO<sub>2</sub>, som vist i figur 1. Biogassprosessen er sammensatt av tre trinn som omtales som (1) hydrolysetrinnet, (2) syretrinet og (3) metantrinet. Disse trinnene beskrives i Morken et al. (2017) (Morken et al., 2017). Materialet i biogassprosessen som ikke omsettes kalles biorest. Etter gjødselvereforskriften kan bioresten brukes til biogjødsel eller som jordforbedringsmiddel avhengig av hvilke råstoff som benyttes under biogassproduksjonen (Lovdata, 2021). Det er dermed viktig å ta hensyn til stabilisering og hygienisering av råstoffet. I hvilken grad komposten er egnet til jordforbedring eller biogjødsel må også dokumenteres.



Figur 1 Modifisert flytskjema for de biologiske prosessene i en biogassprosess fra (Morken et al., 2017).

## 1.4 Organiske miljøgifter inkludert i metoden

Interessen for biogene avfallsmaterialer har vokst innen ressursgjenvinningsindustrien. Likevel øker bekymringen for organiske miljøgifter i avløpslam og organisk avfall. Disse stoffene kan frigjøres hvis forurensede biorester brukes som jordforbedring eller biogjødsel i landbruket. Skjebnen til utvalgte miljøgifter i substratet ble, som tidligere nevnt, fulgt i komposteringsmetoden under aerobe forhold. Samtidig ble det gjort et sammenligningsstudium med en annen metode under anaerobe forhold i en biogassproduksjon. Alle de fem utvalgte stoffenes molekylformel, molekylvekt, smeltepunkt, kokepunkt, adsorpsjonskoeffisient, løselighetskoeffisient og pKa-verdi er gitt i vedlegg A. I tabell 1 oppgis de utvalgte miljøgiftene med deres respektive forkortelser, IUPAC-navn, CAS-nummer og molekylstruktur.

Tabell 1 Oversikt tabell over utvalgte miljøgifter i dette arbeidet.

Komponent (Forkortelse)	IUPAC navn**	CAS-nummer	Struktur <sup>a</sup>
Karpamazepin (CAR)	5H-dibenzo [b,f]azepin-5-karboksamid <sup>b</sup>	298-46-4	
Losartan (LOS)	(2-Butyl-4-kloro-1-{[2'-(1H-tetrazol-5-yl)-4-bifenylyl]metyl} -1H-imidazol-5-yl)metanol <sup>c</sup>	124750-99-8	
Metoprolol (MTP)	1-(Isopropylamino)-3-[4-(2-methoksyetyl)fenoksy]-2-propanol <sup>d</sup>	37350-58-6	
Oktokrylen (OCT)	2-etylheksyl 2-cyano-3,3-difenyprop-2-enoat <sup>e</sup>	6197-30-4	
Tris (1-klor-2-propyl)fosfat (TCPP)	Tris (1-kloropropyl)fosfat <sup>f</sup>	13674-84-5	

<sup>a</sup>: Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA)

<sup>b</sup>: (Chemspider, 2021a)

<sup>c</sup>: (Chemspider, 2021b)

<sup>d</sup>: (Chemspider, 2021c)

<sup>e</sup>: (Chemspider, 2021d)

<sup>f</sup>: (Chemspider, 2021e)

### **Karpamazepin**

Karpamazepin har en stabiliserende virkning og benyttes til behandling av epilepsi, nervesykdommer, stor urinmengde og manisk depressiv lidelse (Felleskatalogen, 2020a). Legemidlet metaboliseres nesten fullstendig i leveren (Norsk-legemiddelhandbok, 2017a). Omtrent 72 % av legemidlet utskilles i metabolisert form gjennom urinen, mens 28 % utskilles gjennom avføring (Felleskatalogen, 2020a). Gjennom analyser av urinprøver har det blitt påvist en rekke metabolitter som 10,11-epoksi-10,11-dihydro-karpamazepin (EP-CAR), 2-hydroksi-karpamazepin (2-OH-CAR), 3-hydroksi-karpamazepin (3-OH-CAR), 10,11-dihydro-10-hydroksi-karpamazepin (10-OH-CAR), 10,11-dihydro-trans-10,11-dihydroksi-karpamazepin (DIOH-CAR) og akridan-karpamazepin (ACR-CAR) (Fedorova et al., 2016; Reith & Cannell, 1999).

### **Losartan**

Losartan tilhører medikamentklassen angiotensin II reseptor antagonister og benyttes til behandling av høyt blodtrykk (Norsk-legemiddelhandbok, 2017b). Ca. 14 % av losartan-doser omdannes til metabolitter av losartan. Omtrent 4 % av legemidlet utskilles uforandret gjennom urinen, mens 6 % utskilles som legemiddelets aktive metabolitt (Felleskatalogen, 2020b). Eksempelvis har en studie påvist metabolitten 5-karboksytsyren av losartan, kjent som EXP3174, i urinprøver (Ritter et al., 1997).

### **Metoprolol**

Metoprolol er en fettløselig 1-selektiv reseptorantagonist (Norsk-legemiddelhandbok, 2017c) og benyttes til behandling av forstyrrelser i hjerterytmen, høyt blodtrykk, brystmerter og migrene (Felleskatalogen, 2020c). Legemiddelet metaboliseres i leveren, og ca. 5-10 % utskilles uforandret gjennom urinen (Norsk-legemiddelhandbok, 2017c).

### **Oktokrylen**

Oktokrylen er en organisk forbindelse som benyttes som ingrediens i legemidler, kosmetikk, laboratoriekjemikalier, personlig pleieprodukter, parfymen, dufter, vaskemidler, maling og belegg (ECHA, 2021a). Dette stoffet kan også ende opp i miljøet gjennom industrielt utslipp under produksjon av forbruksartikler og via bruk som prosesseringshjelpemiddel på industrianlegg. Forbindelsene er veldig toksisk for vannlevende organismer der det gir langvarige effekter og har lav frigjøringshastighet (ECHA, 2021a).



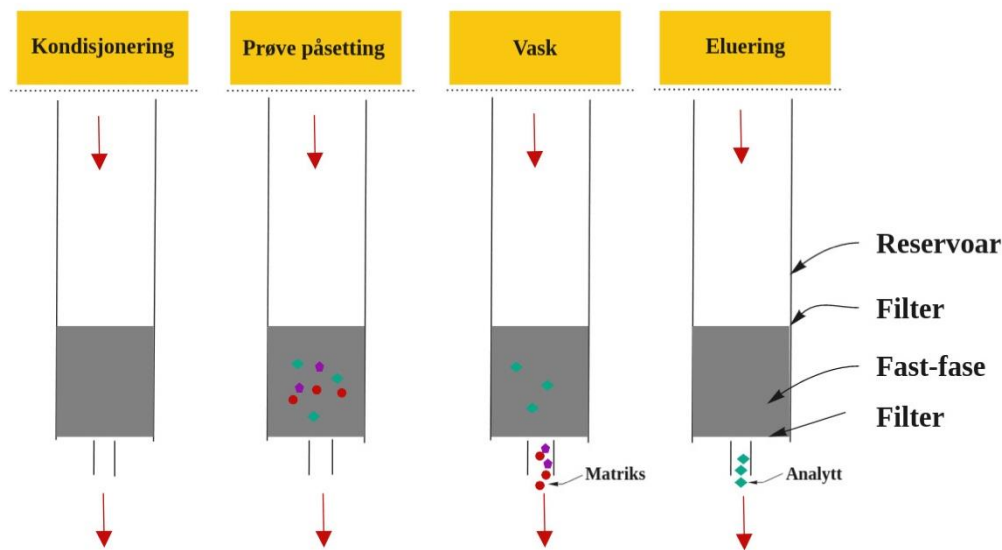
## **TCPP**

Tris (1-klor-2propyl)fosfat er et organofosfatkjemikalie, og benyttes som flammehemmer og tilsetningsstoffer for en rekke artikler, som gulv, møbler, leker, lærprodukter, elektroniske utstyr og kjøretøy (PubChem, 2021). Dette stoffet kan også finne veien ut til miljøet gjennom industrielt utslipp under bygningsmaterialproduksjon, samt forbruksartikler produsert av plast, tre og tekstil (PubChem, 2021). Stoffet har ingen tilstrekkelig utarbeidet robust metode for klassifisering og merking. Ifølge en toksitetsstudie på rotter kan TCPP gi hormonforstyrrelser (ECHA, 2021b).

## 1.5 Kjemisk analyse

### **Fast-fase ekstraksjon**

Fast-fase ekstraksjon (*Solid phase extraction*; SPE) er basert på et stoffs fordeling mellom en væske og overflaten til et fast materiale, også kalt adsorbent. Adsorbenten har bundet kjemiske grupper på overflaten som gir en sterkere interaksjon med analytten enn interaksjonen mellom stoffet og væsken det er løst i (Greibrokk et al., 1994). Denne separasjonsmetoden kan benyttes til å isolere, rense og oppkonsentrere stoffer i væsker. I figur 2 presenteres stegene i fast-fase ekstraksjon trinnvis. Først kondisjoneres kolonnen med et passende løsemiddel, ofte acetonitril eller metanol ved bruk av omvendt-fase prinsippet, slik at eventuelle forurensninger blir fjernet og adsorbenten ikke tørker ut. Løsningen som velges til kondisjonering vil være lik løsningen prøven er oppløst i, men uten analytter. I dette trinnet er det viktig at adsorbenten ikke tørker ut slik at redusert ekstraksjon av upolare analytter unngås. Videre ved tilsetting av prøve vil interaksjonen mellom analytt og adsorbent oppstå. Når det benyttes en upolar kolonne vil en polar vaskeløsning benyttes slik at ønskede matrikssubstanser filtreres ut. For å til slutt eluere de ønskede analyttene blir det brukt et sterkt polart løsemiddel.



Figur 2 Modifisert prinsipp-skisse for fast-fase ekstraksjon gjennom 4 trinn fra Greibrokk et al., 1994. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro.

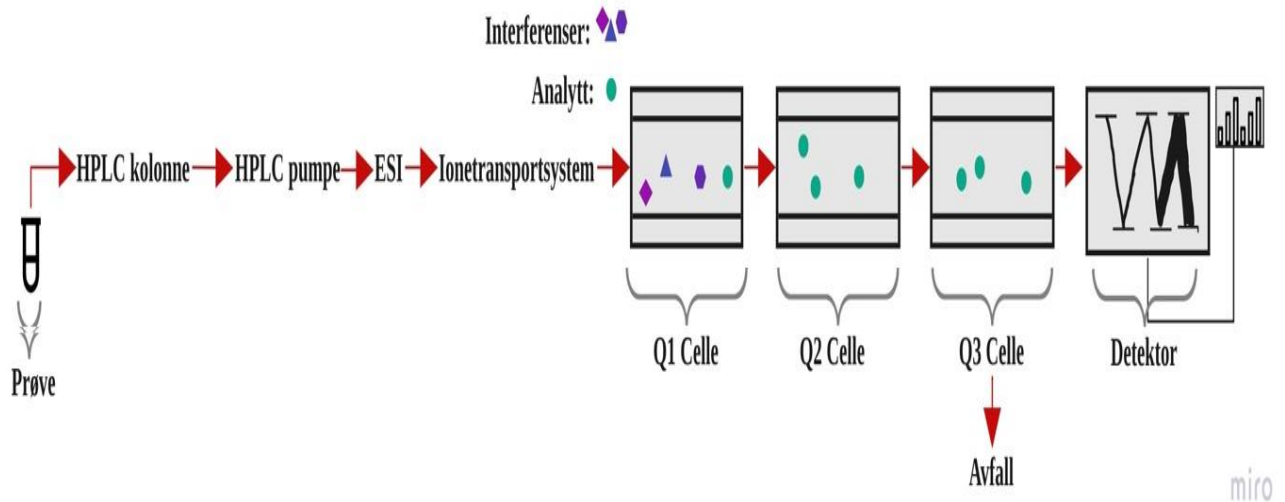
### Omvendtfasekromatografi

Kromatografi er en metode innenfor analytisk kjemi som brukes til å separere kjemiske forbindelser basert på to faser, hvorav den ene fasen er mobil og den andre er stasjonær (Greibrokk, 1994). I omvendt fase separasjon vil stasjonær fasen være upolar, mens mobilfasen være polar. Den mobile fasen i kromatografi er enten en væske eller gass, mens den stasjonære fasen er som regel en viskøs væske bundet kjemisk til tettpakkede partikler (Harris, 2016). I dette arbeidet ble det benyttet omvendtfasekromatografi, som er en form for væskrokromatografi. Det ble benyttet høytrykkvæskrokromatografi (*High-performance liquid chromatography*; HPLC) hvor måleprinsippet var å separere stoffer etter deres polaritet. Etter separasjonen brukes en ionisasjonskilde for å fordampe, atomisere og ionisere prøven. Deretter fraktes prøvematerialet som ioner gjennom et ionetransportsystem. Atomet må være i en ionisert tilstand for at grunnstoff skal kunne separeres basert på vekt. Dette følger prinsippet om masse per ladning i et trippelkvadrupol massespektrometer og er videre beskrevet i neste underkapittel.

### Høyoppløselig væskrokromatografi koblet til trippelkvadrupol massespektrometri (HPLC/QqQ MS)

Instrumentet benyttet til analyse var en Agilent 1200 høyoppløselig væskrokromatograf (HPLC) koblet til en 6490 QqQ MS/MS (trippelkvadrupol instrument). Instrumentet er utstyrt med injektor, HPLC kolonne, HPLC pumpe, elektronspray ionisering (*Electronspray*

ionisation; ESI) og med to identiske kvadrupoler (Q1 og Q3) separert av en kollisjons-/reaksjonscelle (q2) og en ionedetektor i enden. I figur 3 presenteres en skjematisk tegning av et trippelkvadrupol massespektrometer.



Figur 3 Skjematisk figur av et trippelkvadrupol massespektrometer. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro,

For **injeksjon av prøver** er instrumentet tilkoblet en injektor. Hver prøve fraktes fra injektoren til **HPLC kolonnen** ved hjelp av en **HPLC pumpe**. Videre introduseres prøven gjennom **ESI**, som omdanner væskeprøven til gassfaseioner ved atmosfærisk trykk. Omdanningen skjer ved at væsken beveger seg gjennom et kapillærrør, og det genereres en elektropray av ladete dråper ved at det settes høyspenning over kapillærrøret (Greibrokk, 1994). Ioniseringsteknikken resulterer i protonerte  $(M+H)^+$  eller deprotonerte  $(M-H)^+$  molekyllioner, uten at fragmenter dannes. Det kan også bli dannet adduksjoner (for eksempel  $(M+Na)^+$ ). Hvilken type molekyllion som dannes avhenger av om ioniseringen er satt til positiv eller negativ modus.

**Ionetransportsystemet** består av et ioniseringsområde og et ionelinsesystem. Her vil ionene ekstraheres gjennom et ioniseringsområde. For å fokusere ionestrålen inn i massespektrometeret er det et ionelinsesystem i den fremre delen av massespektrometeret. Ionene akselerer gjennom kammeret med gradvis avtagende trykk til vakuomet er nådd. Det oppnås med økende spenning til ionene. De ladde ionene føres videre gjennom vakuum-ioniseringsområdet inn til en **trippelkvadrupol (Q1q2Q3)**. Ved en gitt frekvens og spenning vil et spesifikt masse-per-ladningsforhold ( $m/z$ ) gå gjennom den første kvadrupolen (Q1) og

den andre kvadrupolen (Q3). Kvadrupolene (Q1 og Q3) er plassert på hver side av kollisjonscellen/reaksjonscellen (q2) og opprettholder et trykk. I kollisjonscellen vil ionene kollidere med den inerte gassen (for eksempel argon, helium eller nitrogen) og fragmenteres. I dette arbeidet benyttes nitrogen som både kollisjons- og reaksjonsgass. I reaksjonscellen vil reaksjonsgassen kunne reagere med analytten for å endre stoffets masse. Dermed vil interferensene fjernes ved å gå ut som **avfall**, mens de bestemte ionene vil bli sendt gjennom den andre kvadrupolen (Q3) til detektoren.

**Ionedektoren** detekterer, forsterker og måler antall analyttioner som passerer massespektrometerene. Detektoren virker som en elektronmultiplikator hvor positivt ladete ioner fra massespektrometeret trekkes mot først den negativt ladde dynoden. Ionet slår løs noen elektroner fra overflaten som igjen tiltrekkes av positive dynoder. Ionesignalet ble forsterket gjennom en serie av dynoder og videre konvertert til et digitalt signal på **PCen**.

## 2 Teori

I denne studien ble  $^{13}\text{C}$ -merket og  $^2\text{Hn}$ -merket analytter og internstandarder brukt i forbindelse med HPLC-MS/MS for å følge nedbrytningsraten (Vedlegg J, Tabell J3), identifisere transformasjonsmellomprodukter og studere transformasjonskinetikken i en aerobisk komposteringsprosess. Målet med denne studien var å undersøke om mikroorganismene er egnet til å ko-metabolisere i denne termofile komposteringsmetoden ved å bryte ned tungt nedbrytbare miljøgifter samtidig som komposten omsettes til organisk materiale. Siden tidligere studier har vist at PPCPer kan transformeres i jorden (Li et al., 2013; Zhang et al., 2021), var det viktig å kartlegge potensiell frigjøring av transformasjonsproduktene fra komposten til jorden. Det forutsetter at prøvene var opparbeidet og renses godt for å kunne analysere på nivåer ng/mL av disse legemiddelrestene. Ettersom stoffene var tilsatt en kjent mengde av analyttene vil de også sannsynligvis reduseres mye raskere for miljøgiftene som var bundet til organisk materiale.

Siden begrepene transformasjonsprodukt og metabolitt blandes i litteraturen, vil disse begrepene defineres i dette arbeidet som følger: Et transformasjonsprodukt er et molekyl dannet fra en bestemt komponent som et resultat av metabolisme, kjemiske reaksjoner og/eller miljøprosesser (Kotthoff et al., 2019). Metabolitten er et molekyl dannet fra en bestemt komponent som et resultat av metabolisme (for eksempel biokjemiske prosesser)

(Kotthoff et al., 2019). En slik metabolisme er en prosess med enzymer og kjemiske reaksjoner som utføres i celler for å bygge opp eller bryte ned forbindelser eller molekyler. Studier har påvist metabolitter i kloakkslam og avløpsvann (Malvar et al., 2020; Tan et al., 2015; Yang et al., 2017). Disse påviste metabolitt-forbindelsene har ikke reagert videre fra de ble utskilt fra det respektive organet til mennesket. Felles for mange av metabolittene er at deres funksjonelle gruppe endres av typen dannelse av for eksempel aldehyd. Disse funksjonelle gruppene kan ofte dannes gjennom mekaniske veier – for eksempel autooksidasjon der luftens oksygen kommer inn og reagerer med en dobbeltbinding. En måte å skille mellom disse variantene på er at de mekaniske reaksjonene alltid gir rasemater, mens enzym-reaksjoner er stereoselektive og gir i hovedsak kun én mulig stereoisomer. Dette er samtidig bare når nye stereosentra oppstår, og det er ikke alltid tilfelle. Derfor kan de forventede transformasjonsprosessene til de utvalgte miljøgiftene være substitusjon, eliminasjon og hydrolyse. Disse kjemiske reaksjonene har en direkte sammenheng med reaksjonshastigheten som inntreffer og konsentrasjonen til reaktantene. Når denne sammenhengen måles vil også kinetikken til reaksjonene måles (McMurry, 2012). Under den termofile komposteringsmetoden forventes høy reaksjonshastighet med økt temperatur. For nedbrytningsraten vil det være nødvendig med tilstrekkelig oksygentilførsel og en tilgjengelig karbonkilde for metabolismen av aerobiske mikroorganismer gjennom prosessen.

Det forventes biotisk konkurranse mellom ulike mikroorganismer under komposteringsprosessen. Komposten vil også gjennomgå to faser under oppvarming: Mesofil- og termofilfase. Ifølge Kertesz & Thai (2018) vil det i den mesofile fasen (< 40 °C) raskt oppstå bakterier og aerobe spordannede organismer (Kertesz & Thai, 2018). I den termofile fasen (> 45 °C) vil *Aktinomyces*, *Mycothermus* og *Pseudoxanthomonas* dominere. Videre ved temperatur > 60 °C kan det antas at en ny bakteriepopulasjon av endospordannede organismer, tilhørende slekten *Bacillus* og *Thermus*, vil dominere (Kertesz & Thai, 2018). Bakteriekulturen vil ikke bli studert i dette arbeidet, men temperaturstigningen kan indikere hvilket mikrobielt samfunn som eksisterer under komposteringsforløpet.

Den biologiske halveringstiden i dette arbeidet blir estimert som tiden det tar før halvparten av et bestemt stoff er tatt opp i organismer. Akkumulering, opptak og utskillelse

forventes å variere med stoffets kjemiske egenskaper og biotilgjengelighet (Salbu. & Bjørnstad., 2021). Utskillingsprosessen følger en 1. ordens reaksjonsligning som utledes fra ligning (1). Reduksjonsraten til en lignende studie gjort med antidepressive midler (*Selective serotonin reuptake inhibitors*; SSRIs) var de første 10 dagene av kompostingsperioden (Vasskog et al., 2009). Til tross for ulike stoffklasser av miljøgiftene forventes halveringstiden å bli estimert til mindre enn halvparten av den totale komposteringsperioden.

Førsteordensligning med en negativ stigningskoeffisient (a) vil se slik ut:

$$y = b - ax \quad (1)$$

Hvis  $[A]_0$  er startkonsentrasjonen ved  $t=0$ ,

Hvis  $[A]_t$  er konsentrasjonen ved  $t=t$ ,

Da er  $k$  biologiske nedbrytningshastighetskonstanten, som vil beregnes som den naturlige logaritmen ( $\ln$ ) til de respektive konsentrasjonene til stoffet,

$$\ln[A]_t = \ln [A]_0 - kt \quad (2)$$

Ved  $t_{\frac{1}{2}}$  er startkonsentrasjonen halvert,

$$[A]_{\frac{1}{2}} = \left[ \frac{[A]_0}{2} \right] \quad (3)$$

Setter inn ligning (3) i ligning (2),

$$\ln \left[ \frac{[A]_0}{2} \right] = \ln [A]_0 - kt_{\frac{1}{2}} \quad (4)$$

$$\ln[A]_0 - \ln 2 = \ln [A]_0 - kt_{\frac{1}{2}} \quad (5)$$

$$-\ln 2 = -kt_{\frac{1}{2}} \quad (6)$$

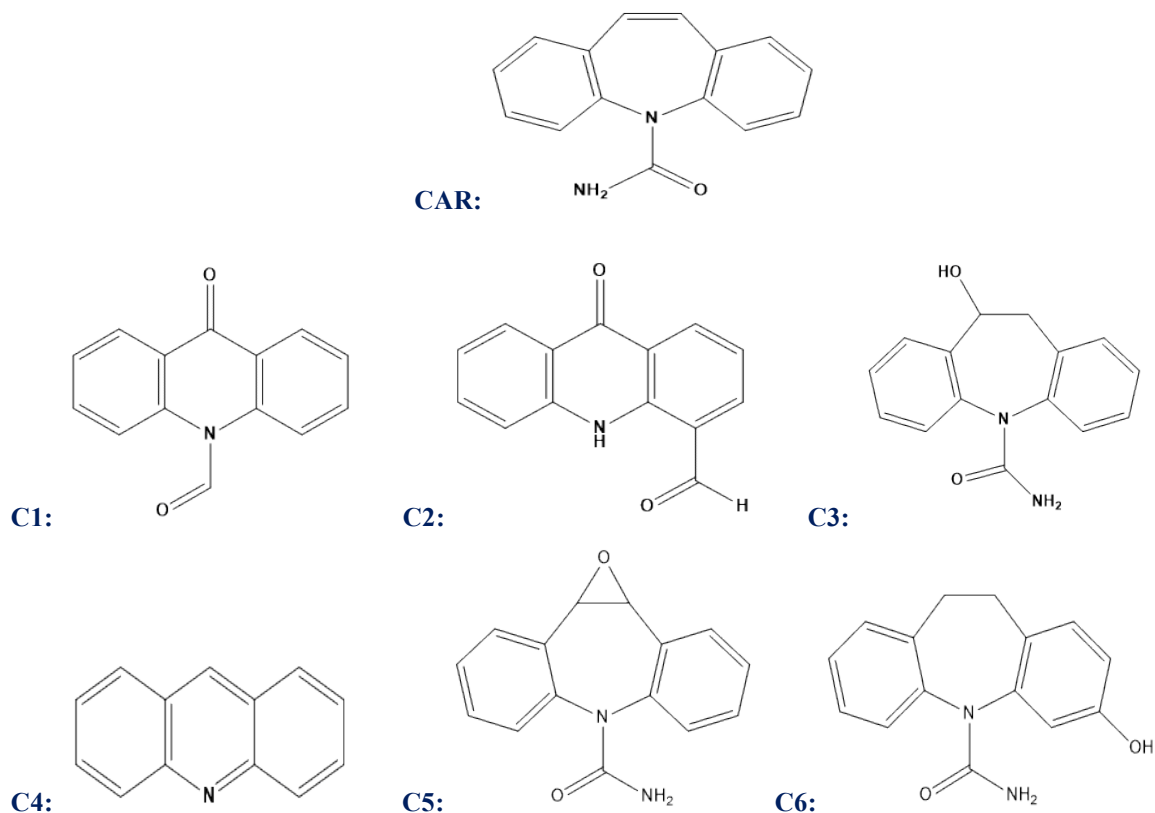
$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{k} \quad (7)$$

Estimatet av halveringstiden i ligning 7 blir sett på som nødvendig for å følge miljøskjebnen og beskrive transformasjonene av miljøgiftene i dette arbeidet.

De forventede transformasjonsprosessene vil foregå i et biotisk miljø. Mikroorganismene i komposteringsmaterialet bryter her ned primær karbonkilde fra både bioresten og miljøgiftene. Siden miljøgiftene hovedsakelig er basiske, med unntak av LOS og OCT (Vedlegg A), forventes nukleofile reaksjonsveier. I abiotiske transformasjonsprosesser forventes det også at autooksidasjon vil forekomme mest under den aerobiske

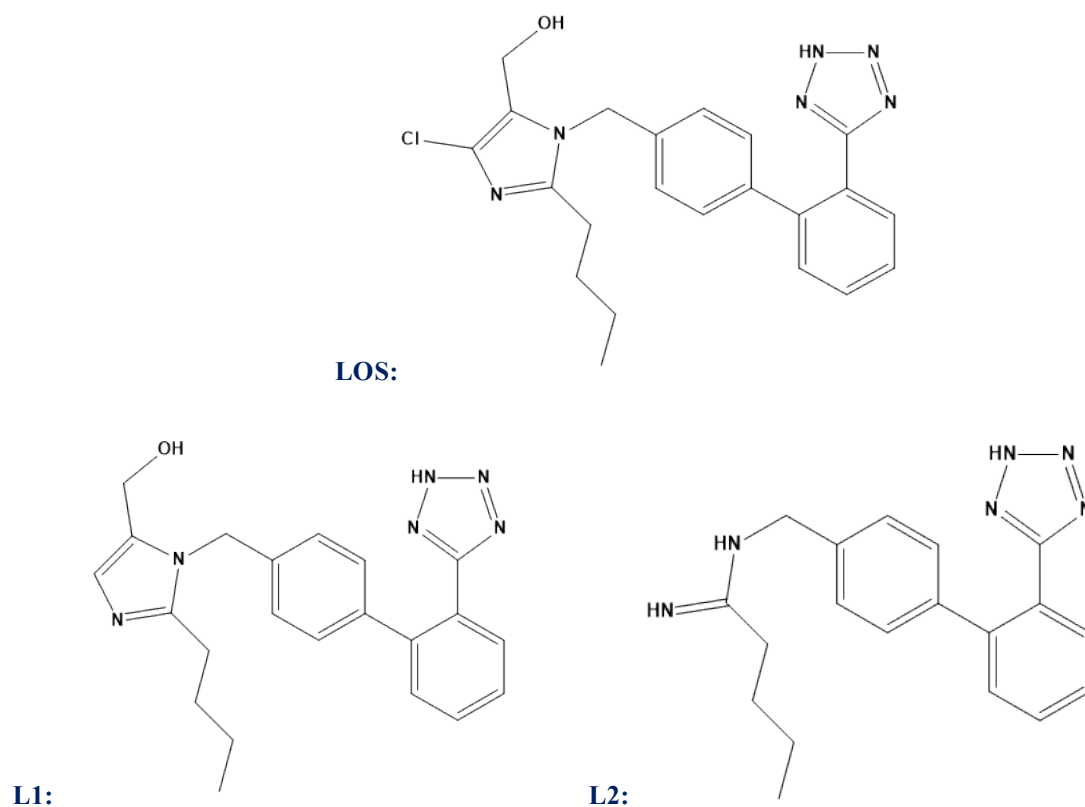
komposteringsprosessen. Redoksgradienter kan forventes i abiotiske transformasjonsprosesser hvor elektrondonorer kreves for reduksjon. Her forventes elektrondonorene å være i form av vann og organiske forbindelser. Andre abiotiske transformasjonsprosesser kan også forekomme som et resultat av kompostmaterialets sammensetning.

Det har tidligere blitt påvist transformasjonsprodukter av CAR i jordprøver ved inkubasjon under aerobe forhold (Li et al., 2013). Nedbrytningskinetikken varierte i tre forskjellige jordtyper med ulik tekstur, mikrobiell aktivitet og innhold av organisk materiale. I komposteringsmetoden forventes det også nedbrytningsveier med elektrocyklisering, ringspalting, hydrogenskift, karbonylering og dekarbonylering. Fra sammenlingsstudiet i dette arbeidet ble C4 og C6, transformasjonsproduktene fra CAR, også påvist i biogassanlegget (Ali et al., 2019a).



Figur 4 Følgende transformasjonsprodukter av CAR har blitt påvist i jordprøver ved inkubasjon under aerobe forhold. C1: akridon-N-karpaldehyd, C2: 4-adehyd-9-akridon, C3: 10,11-dihydro-10-hydroksy-karpamazepin, C4: akridin og C5: karpamazepin-10, 11-epoksid (Li et al., 2013)). I studiet gjort i biogassanlegg ble C4: akridin og C6: 3-hydroksy-karpamazepin påvist. Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA).

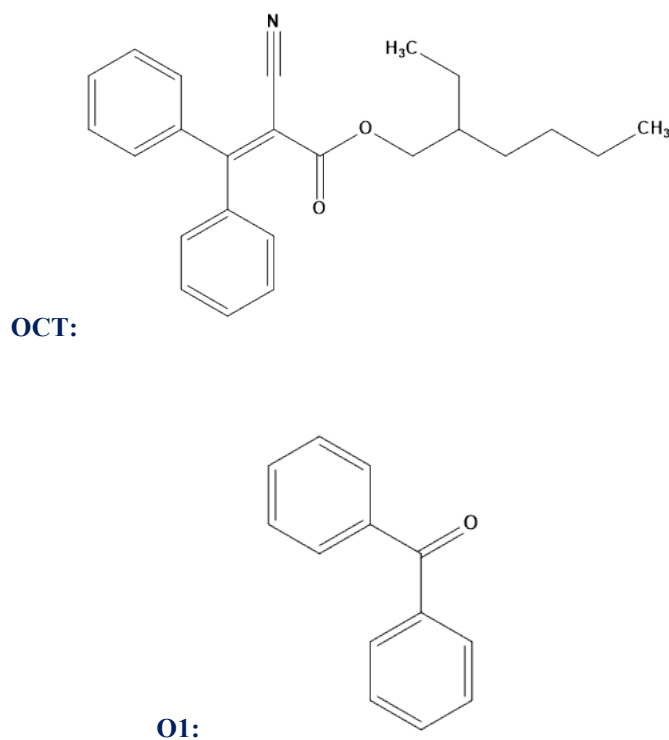
Når det gjelder LOS, ble det i en nedbrytningsstudie under fotoelektrolyse prosess generert OH<sup>•</sup>-radikaler med oksidasjonsmidlet HClO for avkloring. Det resulterte i transformasjonsproduktet L1. Det andre transformasjonsproduktet, L2, ble dannet ved at et OH<sup>•</sup>-radikal førte til en elektrofil addisjon på -C=C-bindingen på imidazol-ringen til LOS (Martinez-Pachon et al., 2019). En annet studie har vist at med varmebehandling ved 40° C kan LOS først oksideres som aldehydderivat. Videre nedbrytninger kan identifiseres som dimere av LOS som dannes ved kondensering av to losartanmonomere med eliminering av et vannmolekyl. Losartan-dimerene ble bestemt via den syrekatalyserte S<sub>2</sub>N nukleofile substitusjonen (Zhao et al., 1999). I figur 5 presenteres studienes mulige transformasjonsprodukter som kan forekomme i komposteringsprosessen.



Figur 5 Transformasjonsprodukter, L1: (1-((2'-(2H-tetrazol-5-yl)-[1,1'-bifenyl]-4-yl)metyl)-2-butyl-1H-imidazol-5-yl)metanol og L2: N-((2'-(2H-tetrazol-5-yl)-[1,1'-bifenyl]-4-yl)metyl)heks-1-en-2-amin, som kan forekomme basert på studiene til Martinez-Pachon et al., 2019 og Zhao et al., (1999) (Martinez-Pachon et al., 2019; Zhao et al., 1999). Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA).

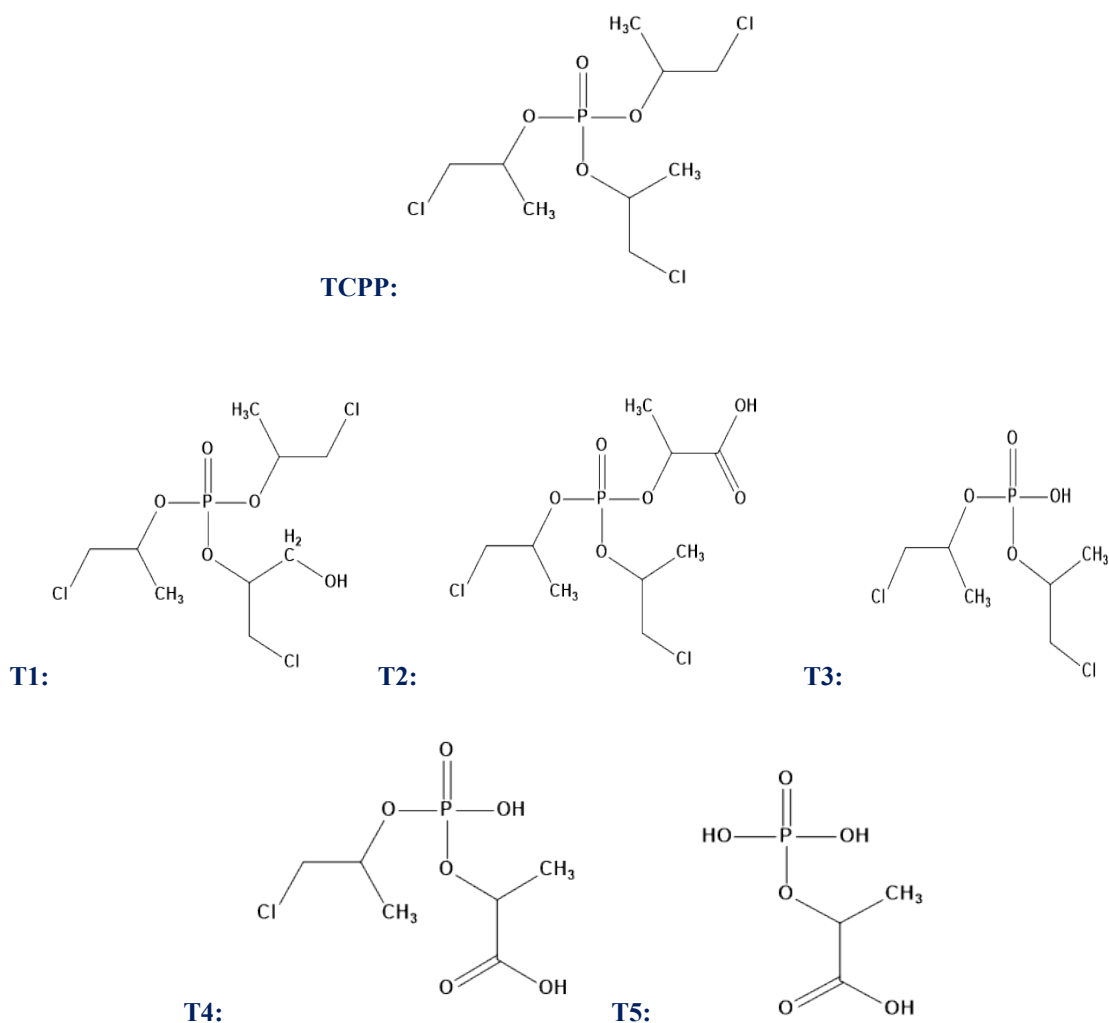


En transformasjonsproduktanalyse under ozonering av OCT beholder benzofenon strukturen til OCT (Hopkins et al., 2017), som vises i figur 6. Det indikerer at produktene også kan ha samme toksiske egenskaper som morforbindelsen. En annen studie påviste også benzofenon gjennom en retro-aldol kondensasjon med OCT på en inkubator ved 40 C i 6 uker med 75 % fuktighet (Downs et al., 2021).



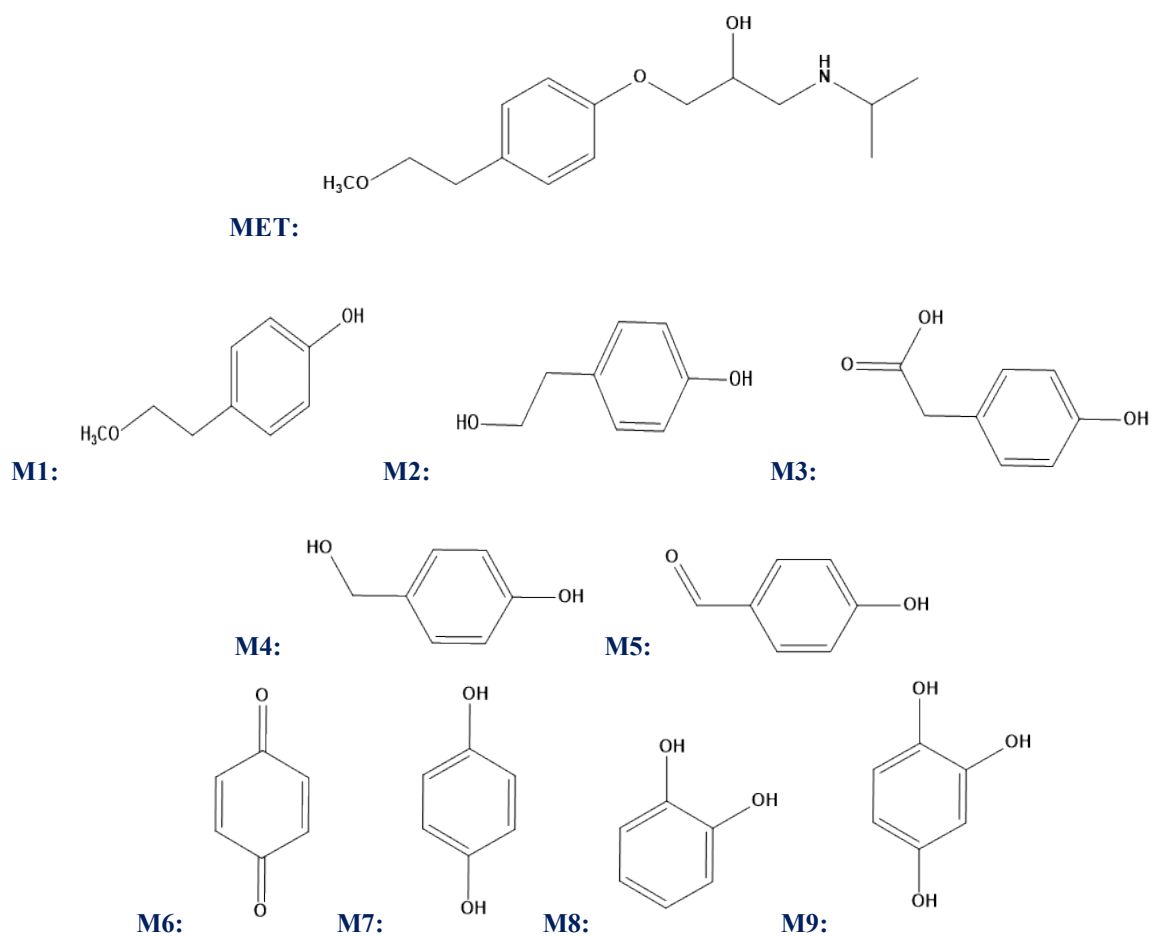
Figur 6 Mekanismen fra ozonering av OCT som resulterer i transformasjonsproduktet benzofenon (O1). (Hopkins et al., 2017). Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA).

En annen studie viste at UV-fotolyse med  $H_2O_2$  øker nedbrytningseffektiviteten til TCPP. Det ble funnet at den mest effektive nedbrytningen av stoffet var ved pH 6,5 og at en nøytral tilstand var gunstig for oksidativ nedbrytning av TCPP. Flere  $OH^\cdot$ -radikaler kan også genereres med flere tilgjengelig  $H^\cdot$ -ioner hvilket viser hvor gunstig nedbrytningen er ved svak sur løsning. Motsatt vil nedbrytningseffektiviteten reduseres med økende pH. TCPP transformasjonsveien var hydrokysylering og oksidasjon etterfulgt av avklorering og dealkyleringsreaksjoner (Son et al., 2020).



Figur 7 En studie gjort under UV-fotolyse med  $H_2O_2$  som viser transformasjonsproduktene, T1: 1-kloro-3-hydroksypropan-2-yl bis(1-kloropropan-2-yl)fosfat, T2: 2-((bis((1-kloropropan-2-yl)oksy)fosforyl)oksy)propanoik syre, T3: bis(1-kloropropan-2-yl) hydrogen fosfat, T4: 2-(((1-kloropropan-2-yl)oksy)(hydroksy)fosforyl)oksy)propanoik syre og T5: 2-(fosfonoksy)propanoik syre, til TCPP (Son et al., 2020). Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA).

Transformasjonsproduktene til MTP fra en studie om fotokatalytisk nedbrytning i TiO<sub>2</sub>, vises i figur 8. Kjernemagnetisk resonans (*Nuclear magnetic resonance*; NMR) studier påviste transformasjoner av aromater til lavmolekylære alkener og syrer. Påvisningen skjedde ved at de hydroksylerte forbindelsene gjennomgikk ringspalting ved elektronoverføringsmekanisme i de siste trinnene. Infrarød (IR) og ultrafiolett-synlige (UV-vis) spektroskopi-studier indikerte at MTP først ble transformert til flere hydroksylerte aromatiske forbindelser (Leyva et al., 2019).

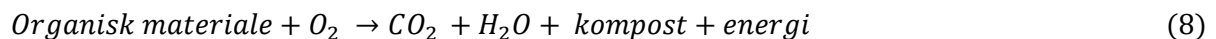


Figur 8 Bestemte transformasjonsprodukter, M1: 4-(2-metoksyetyl)fenol, M2: 4-(2-hydroksyetyl)fenol, M3:2-(4-hydroksyfenyl)acetik syre, M4: 4-(hydroksymetyl)fenol, M5: 4-hydroksybenzaldehyd, M6:benzokinon, M7: hydrokinon, M8: pyrokatekol og M9: benzen-1,2,4-triol, ved fotokatalytisk nedbrytning basert på analyse av reaksjon blanding med UV-vis, IR, H<sup>1</sup>-NMR og HPLC (Leyva et al., 2019). Alle strukturene er tegnet med ChemDraw Professional (versjon 19.1.1.21), PerkinElmer Informatics, Inc. (Boston, Massachusetts, USA).

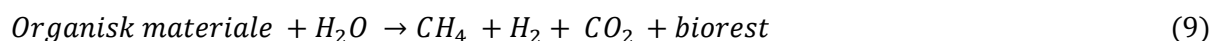
## 2.1 Aerobe og anaerobe prosesser

Aerob nedbrytning er en prosess og en form for biologisk aktivitet. Under aerob nedbrytning blir komplekst organisk materiale brutt ned av organismer til enklere forbindelser med oksygen til stede som en ekstern elektronakseptor. I anaerobe nedbrytningsprosesser brytes derimot organisk materiale ned med fravær av oksygen. Elektronakseptorene som benyttes ved anaerob respirasjon (for eksempel nitrat, sulfat og karbonat) har ikke et stort positivt energipotensial slik som oksygen. Derfor vil energiutbyttet i form av ATP ved anaerob respirasjon være lavere enn ved aerob respirasjon (Tronsmo, 2016). Videre vil veksten av biomasse med energiutviklingen være lav i anaerobe nedbrytningsprosesser sammenlignet med aerobe nedbrytningsprosesser. I aerobe miljøer har det fra storskala komposteringsanlegg til småskala kompost reaktorer blitt observert relativt høy varmeutvikling under nedbrytningsprosessen av organisk materiale (Ove Bergersen, 1992; Vasskog et al., 2009). I anaerobe miljøer, som på et biogassanlegg, vil derimot energiutbyttet variere avhengig av massebalansen til substratet (Gissén et al., 2014). Felles for disse behandlingsmetodene er at de kan bryte ned organisk avfall biotisk og abiotisk, og deretter kan sluttproduktet spres tilbake på jorden, enten som kompost eller biorest. Dette vises forenklet i ligning (8) og (9).

Aerob nedbrytning:



Anaerob nedbrytning:



## 2.2 Nedbrytningsteori

I komposteringsforsøket ved NIBIO ble det gjennomført en aerobisk prosess som førte til kompostdannelse ved mikrobiell nedbrytning av biorest fra et anonymisert biogassanlegg. Kompostering er en funksjon av (i) utgangssubstratets fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper, prosentandelen av hvert råmateriale i utgangsblandingen, (iii) prosessforholdene når det gjelder vann- og oksygeninnhold i kjernen av masse under kompostering, og (iv) tid (prosessdager fra startblanding) (Maheshwari, 2014).

Ved valget av startblanding bør det tas hensyn til blandingsforholdet av utgangssubstrat (avfallstype) med råmateriale (struktur). Dette med den hensikt å effektivisere mikrobielle

nedbrytningen av miljøgifter, samt oppnå kortere komposteringsperiode. Ulike vitenskapelige studier har brukt sagflis som struktur for slam av palmolje (Milczarek et al., 2013), og moden kompost kan brukes for nedbrytning av  $^{14}\text{C}$ -merkede hydrokarboner, antracen og heksadekan i jord (Kastner et al., 1995). Andre studier har inkludert *Eisenia fetida* (kompost-meitemark) eller *Popillia* (Japan biller) til komposten (Piñero et al., 2020). I en vanligere og mer populær metode ble det brukt tilsetningsstoffer med passende funksjonelle bakterier. Disse bakteriene kunne øke nedbrytningshastigheten ved å forkorte modningstiden og forbedre kompostkvaliteten (Wei et al., 2007). I den mest populære metoden ble det benyttet en inokulert blanding av *Bacillus azotofixams*, *Bacillus megaterium* og *Bacillus mucilaginosus* for kommunalt avfall (for eksempel husholdningsavfall). I tillegg ble det brukt en annen inokulert blanding av cellulolytiske stammer som *Trichoderma koningii*, *Streptomyces cellulosa* og hvittrøtesopp (Xi et al., 2005).

Tørrstoffinnholdet (%) i bioresten kan antyde hvor stor andel struktur som bør tilsettes i bioresten for å få en porøs blanding, hvilket kan sees utfra ligning (10).

$$TS(\%) = \frac{Tørrvekt(g) - Alubeger(g)}{Våtvekt(g) - Alubeger(g)} \cdot 100 \% \quad (10)$$

Andre viktige faktorer som kan begrense komposteringsprosessen er næringsstoffer, pH og glødetap. Disse faktorene kan ikke reguleres under prosessen, men kan bare justeres i valget av passende startblanding. Det er derfor viktig å sjekke ledningsevnen (S/cm) som er lik saltinnholdet i bioresten, samt måle pH for å få informasjon om vekstvilkårene til bakteriene i prosessen. Glødetap-målingen bestemmer hvor mye total karbon (aske %) som er tilgjengelig i avfallet. Verdien for organisk materiale (OM %) indikerer hvor mye karboninnhold som er tilgjengelig for nedbrytning og kan estimeres fra ligning (11).

$$OM(\%) = 100 \% - Aske(\%) \quad (11)$$

Mikroorganismer i biomassen er avhengig av fuktighet, temperatur og gassutveksling under kompostering (Azim et al., 2018). Fuktighet påvirker komposteringsprosessen i et dynamisk komposteringssystem der biologisk tørking, metabolsk vannproduksjon og endringer i komprimering og porøsitet foregår over tid (Richard et al., 2002). Lav fuktighet på < 30 % kan føre til rask dehydrering, begrenset biologisk aktivitet og ustabil kompost. Fuktighet > 65

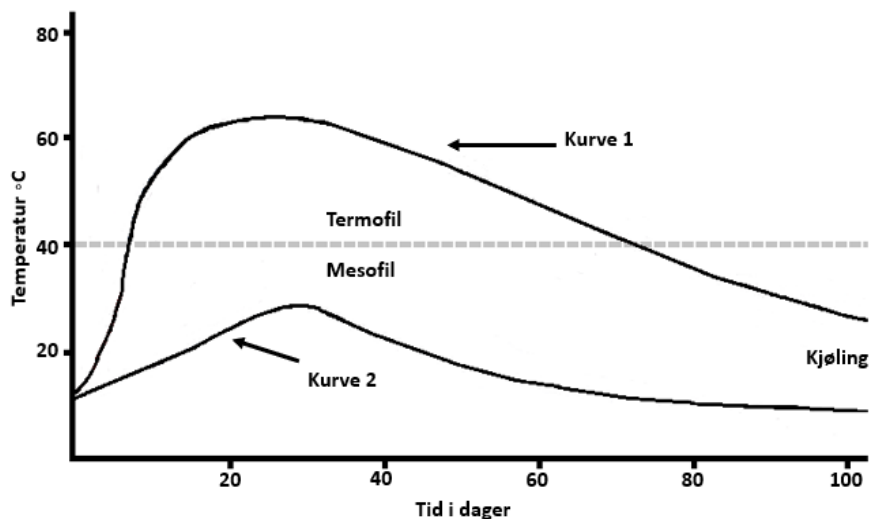
% vil derimot føre til redusert porøsitet, anaerob vekst og ubehagelige luktutslipp. De fleste startblandingene bør ha en fuktighet mellom 40-65 % (Azim et al., 2018).

Komposteringsprosesser styres og kontrolleres ved hjelp av temperaturutvikling som måles enten ved jevne mellomrom eller kontinuerlig. Temperaturen som utvikles påvirker komposteringsprosessens mikrobiologiske samfunn, og kan kontrolleres ved å følge de daglige temperaturverdiene. Når komposteringsprosessen starter vil det oppstå varmeproduksjon med oksygenforbruk, og det vil produseres vann som vil fordampes. Temperaturen kan indirekte senkes gjennom å fjerne varme, ved fukting eller vannforsyning. Temperaturen kan også økes ved oksygentilførsel eller vannforsyning ved fukting (Maheshwari, 2014). Gassutveksling kan bidra til å akselerere komposteringsprosessen, forbedre kvaliteten på kompostproduktene og redusere energiforbruket. Under akselerering kan lufttilførsel gi økt nedbrytning av det organiske materialet (Azim et al., 2018). Likevel kan for høy gassutvekslingshastighet resultere i store tap av kompostnæringsstoffer og høye energikostnader (Jiang et al., 2015; Jiang et al., 2011). Høy hastighet kan også fremme varmespredning og lav temperatur som gjør det vanskelig å opprettholde hygieniske forhold. Ved lav gassutvekslingshastighet vil derimot oppnås lavere CO<sub>2</sub>-, N<sub>2</sub>O-, NO- og SO<sub>2</sub>-utslipp og høyere CH<sub>4</sub>-utslipp oppnås, samt lite tap av karbon og nitrogen i komposten (Wang et al., 2019). De nevnte utslippene er pH-avhengige – for eksempel kan H<sub>2</sub>S-utslipp observeres ved en annen pH enn alkalisk (Wang et al., 2019). På den andre siden vil en for lav gassutveksling resultere i lavere temperaturer fordi oksygenet (O<sub>2</sub>) som tilføres er utilstrekkelig for metabolismen av aerobe mikroorganismer (Wang et al., 2019). For å opprettholde den aerobe tilstanden inne i kompostmassen kreves et minimum på 5 % O<sub>2</sub> i porerom, selv om det kan forekomme anaerobe porerom på < 1% O<sub>2</sub> i mindre luftede deler av komposteringsmassen (Azim et al., 2018). Det kan være nyttig å finne en gassutvekslingsstrategi for å opprettholde næringsstoffer i de endelige kompostproduktene. Eksempelvis vil for mye vending og lufting gi nitrogentap som er ugunstig for kompostproduktets næringsinnhold. Strukturen er viktig for å få en god gassutveksling slik at anaerobe soner i massen kan unngås og for å slippe inn luft i porerommene. Eksempelvis ble ikke surt avfall giftig under kompostering da det ble brukt termofile bakterier på overflaten til strukturen (Bergersen et al., 2009).

Den biologiske nedbrytningen av organiske substrater og modningen av organisk materiale vil være de to motsatte banene som driver prosessen gjennom forskjellige faser preget av tids- og

temperaturverdier (Maheshwari, 2014). Komposteringsprosessen inkluderer fire faser: (i) innledende mesofil fase (opptil 40 °C) som varer i noen timer etter startblandingen, (Piñero et al., 2020) termofil fase (45–67 °C) som kan vare flere dager til flere uker, (iii) andre mesofile fase og (iv) modnings- eller herdingsfasen som varer oppimot flere måneder. Den innledende mesofile fasen er sterkt påvirket av råvarekarakteristikker og lagringsforhold. I overgangen til den termofile fasen vil mesofile zymogene organismegrupper dø eller inaktiveres, mens de termofile organismene overtar og temperaturen stiger videre. Hvor lenge den termofile fasen varer avhenger i utgangspunktet av karbon-forbindelsene i de komposterte materialene. Derfor vil lett omsettelig og tilgjengelig karbonkilde gi kortere komposteringsforløp (for eksempel kloakkslam), mens en lengre komposteringsperiode vil være tilfellet for et mer tyngre substrat (for eksempel matavfall). Den andre mesofile fasen finner sted når mesofile mikroorganismer overtar stedet til termofile mikroorganismer og rekoloniserer substratet. De mesofile organismene består i utgangspunktet av autoktone grupper, og dette trinnet kan vare i flere måneder. Modnings- eller herdingsfasen kan også strekke seg over måneder og fører til den endelige modningen av organisk materiale (Partanen et al., 2010; Song et al., 2018).

Temperaturutviklingen er som nevnt en kontrollparameter på om prosessen går riktig. Det er ønskelig at temperaturen først stiger raskt og deretter gradvis avtar med dagene (Vasskog et al., 2009). Kurve 1 i figur 9 viser en slik temperaturutvikling, mens kurve 2 viser en uønsket temperaturutvikling. Temperaturøkningen i kurve 1 er også viktig som nevnt for å vise hygienisering av ulike avfall. Samtidig burde ikke temperaturen holdes for høy for lengde da den kan redusere biologisk aktivitet og gi uønskede kjemiske modifikasjoner av det organiske materialet (Azim et al., 2018).



Figur 9 Modifisert temperaturutvikling under kompostering (Azim et al., 2018).

En termofil periode er representativ for de biologiske nedbrytningsprosessene som et resultat av biologisk produsert varme (Bialobrzewski et al., 2015). En termofil kompostering øker temperaturen vanligvis til 45-67 °C (Song et al., 2018). Modningen vil komme av den organiske stoffutviklingen fra de enkle og lett nedbrytbare formene i råmaterialene til det komplekse og fuktige, som stoffer i komposten (Lhadi et al., 2006). For å undersøke nedbrytningseffektiviteten kan respirasjonskoeffisienten (Fonseca et al. 2015) estimeres fra ligning (12) for å få en indikasjon på nedbrytningshastigheten (Bergersen et al., 2009).

$$RQ = \frac{\text{mol } CO_2 \text{ produsert}}{\text{mol } O_2 \text{ forbrukt}} \quad (12)$$

I denne metoden ble det gjort kontrollerte komposteringsforsøk i Dewar-reaktorer, som beskrives nærmere i kapittel 2.3. Tabell 2 viser en oversikt over kriteriene som skal overvåkes gjennom komposteringsforsøket.



Tabell 2 Alle kriteriene for gjennomføringen av komposteringsforsøket.

---

## Kriterier

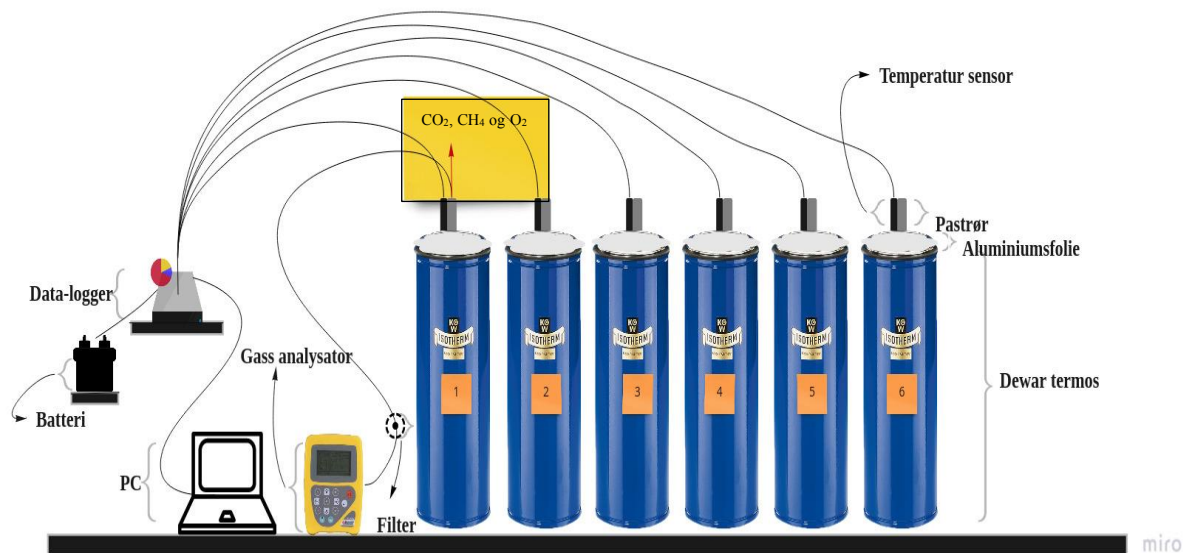
---

- God startblanding av blandingsforholdet mellom avfallstype og struktur med 40 % - 65 % fuktighet
  - 5 % O<sub>2</sub>-konsentrasjon i kompostmassens porerom gjennom prosessen
  - Lave utslipp av CH<sub>4</sub>
  - God temperaturutvikling gjennom både mesofilfase (40 °C) og termofilfase (45 °C - 67 °C) (kurve 1 i figur 9).
- 

## 2.3 Komposteringsoppsett

I metoden ble det valgt et stasjonært komposteringsystem, en Dewar-reaktor. Dewar-reaktoren ble først utviklet som en vakuum-reaktor av sir James Dewar på 1800-tallet med den hensikt å eliminere varmetap slik at kaldt materiale kunne lagres (Dewar, 1898). Senere har Dewar-reaktorer blitt brukt for stabilitet i målinger av kompost. En lignende studie om nedbrytning av antidepressiver har blitt utført i samme type reaktorer (Vasskog et al., 2009). Dewar-reaktoren er illustrert i figur 10. Luftutveksling foregikk via den åpne toppen av Dewar-reaktoren. I midten av reaktoren ble temperaturen målt ved hjelp av temperatur-sensorer, og tilknyttet data ble lagret i en Delta-T data logger med batteridrevet strømtilførsel. Gjennom å utføre temperaturmålinger hvert tiende minutt kunne loggeren beregne gjennomsnitts-, maksimums- og minimumstemperaturene per time. Ved siden av temperatursensoren ble det satt inn et plastrør for å overvåke gass-sammensetningen inne i kompostens porevolum under forsøket. En gassanalysator, GA 2000, ble benyttet for å måle konsentrasjonene av O<sub>2</sub>-gass elektrokjemisk. Konsentrasjonene av CO<sub>2</sub>- og CH<sub>4</sub>- gass ble samtidig målt med en infrarød sensor (GeoTech, 2012). Konsentrasjonsverdiene ble avlest etter ca. 30 sekunders prøvetakingstid med en strømningshastighet på 300 cm<sup>3</sup> / min når maksimumsverdi av CO<sub>2</sub> og minimumsverdi av O<sub>2</sub> ble nådd. Gassmålinger ble utført daglig. Når oksygenforbruket i komposteringsprosessen var ekstra høyt (lav oksygenkonsentrasjon inne i massens porevolum) ble det tilført ny luft inne i massens målepunkt. Lufttilførselen skjedde ved å suge ut respirasjonsgasser fra massens porevolum med gassanalysatoren slik at konsentrasjonene viste 14-15 % oksygen. På den måten tilføres porevolumet i massen ekstra med oksygen fra omgivelsene, og det var spesielt i starten av prosessen at slik lufttilførsel er nødvendig. Samtidig er dette ikke strengt nødvendig, men det ble gjort for å forhindre at de

aerobe mikroorganismene inhiberes i starten av komposteringsprosessen når temperaturen stiger raskt. Toppen av Dewar-reaktoren ble tildekket med aluminiumsfolie for å hindre varmetap og uttørking. Videre informasjon om bestanddelene til komposteringsutstyret er gitt i vedlegg B (Tabell B1).



Figur 10 Illustrasjonsbilde av utstyrene brukt under komposteringsmetoden. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro.

## 3 Metode

### 3.1 Utstyr og kjemikalier

#### 3.1.1 Laboratorieutstyr

Til prøveopparbeidelsen i komposteringsforsøket ble det benyttet måleutstyr som presenteres i vedlegg B (Tabell B2) med spesifikasjoner, produsent og leverandør. Det ble brukt Dewar-reaktorer med tilhørende bestanddeler beskrevet i teorikapittel 2.3.

Til ekstraksjonen ble det benyttet måleutstyr som presenteres i vedlegg B (Tabell B3) med spesifikasjoner, produsent og leverandør.

Til kjemisk analysen ble det benyttet Agilent 1290 prøveveksler (type: GA226A, serie nummer: DEBAP02384), en HPLC kolonne Zorbax Eclipse plus C18 RRHD (2,1 x 10 mm, 1,8  $\mu\text{m}$ ) (Agilent, Palo Alto, California, USA) med en respektiv beskyttelsespatron (4  $\mu\text{m}$  x 3,0 mm ID) (Zorbax, Agilent, Palo Alto, USA), en Agilent 1200 HPLC pumpe og en Agilent

6490 HPLC-MS/MS (Agilent Technologies, Waldbronn, Tyskland) som omvendtfasekromatografsystem. HPLC-parameterne oppgis i vedlegg J (Tabell J1). Omvendtfasekromatografi er beskrevet i kapittel 1.5.

### 3.1.2 Kjemikalier og løsninger

Utvalgte miljøgifter ble løst i 100 % (v/v) metanol i løsninger ble det tilsatt kjent mengde med ulike miljøgifter. De tilsatte konsentrasjonene er oppgitt med miljøgiftenes leverandør, produsent og kvalitet i vedlegg C (Tabell C2). Tilhørende beregninger av løsningenes miljøgift-konsentrasjoner er vist i vedlegg I, mens vedlegg A presenteres hvert stoff med molekylformel, kokepunkt, smeltepunkt, adsorpsjonskoeffisient, løselighetskoeffisient, pKa og struktur. Kjemikalierne og løsningene som ble benyttet under prøveopparbeidelsen til både komposteringsforsøket og analysen er presentert i vedlegg C (Tabell C2). Kvalitet, produsent og leverandør er oppgitt i vedleggets tabell.

## 3.2 Standarder og kontrollprøve

Standardprøvene benyttet i arbeidet ble laget av komposteringsmaterialet av dag 0 prøvene. Matriksmatch og solvent-tilpassede kalibreringskurver for analytter og deres kalibreringskriterier for metoden er oppgitt i vedlegg J (Tabell J4). Disse ble ekstrahert og analysert under hele eksperimentperioden for å sikre at kalibreringskurvene var konstante over tid. Internstandardene for hver analytt er også inkludert i vedleggets tabell J4. Det ble tillaget fem kontrollprøver på ca. 1 g av den rene bioresten fra kontroll reaktoren (dag 0).

## 3.3 Preparering av komposteringsmateriale

I komposteringsmetoden ble miljøgiftene pipettert ut og blandet med 85,6 mL ionebyttet vann i en kolbe. En målesylinder ble brukt for å måle opp ionebyttet vann, og de resulterende miljøgift-konsentrasjonene er gitt i vedlegg C (Tabell C1). På analysevekten ble bioresten i 6 ulike poser smuldret opp for hånd og innveid til et volum på 1 L (egenvekt 635 g) fordelt på 6 forskjellige målekar. Totalvolumet av biorest ble 6 L (råmaterialets egenvekt 3810 g). Først ble hvert av målekarenes innhold av biorest (1 L) spredt utover i en 10-liters bøtte for å øke biorestens overflate. Blandingen med utvalgte miljøgiftene ble deretter tilsatt bioresten og blandet godt med en skje i ca. 10 min. For å sikre at miljøgift-sluttkonsentrasjonene ble så

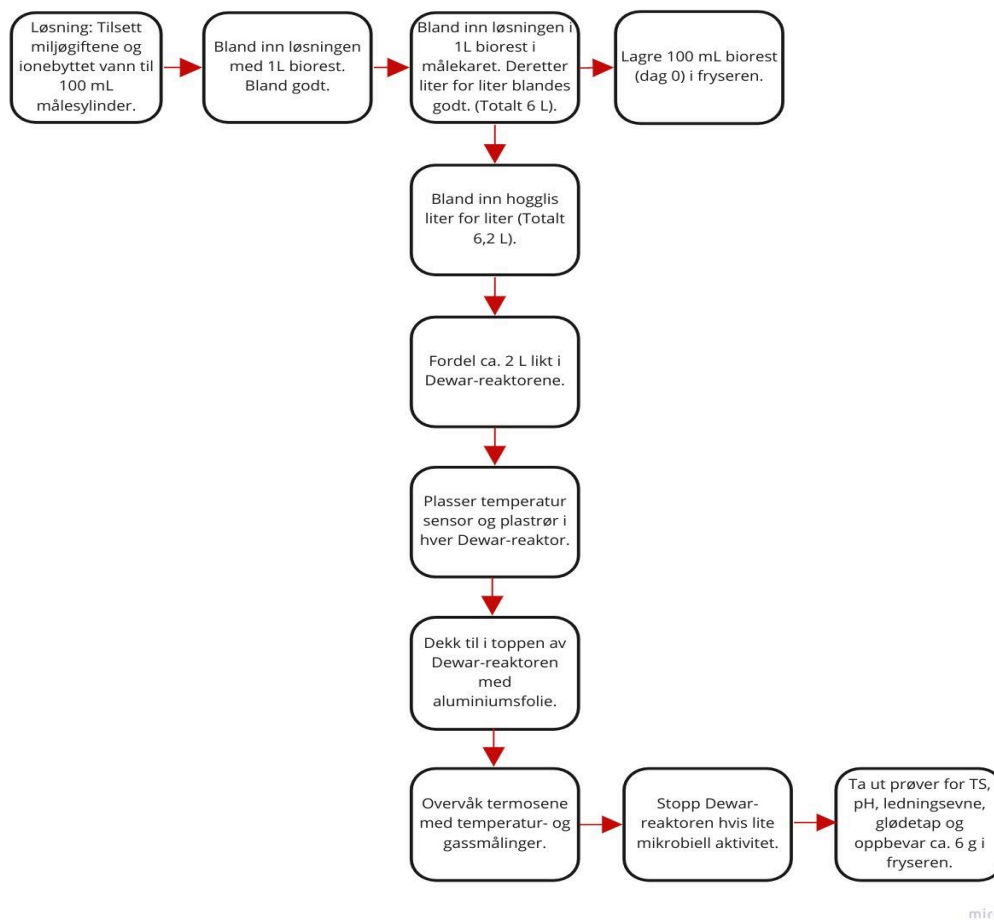
riktige som mulig, ble ny biorest blandet inn liter for liter (totalt 5 L). Hensikten her var å oppnå en homogen konsentrasjon av utvalgte miljøgifter i bioresten. Biorest med utvalgte miljøgifter (dag 0) ble lagret ved  $-18^{\circ}\text{C}$  i plastrør på 100 mL.

Det ble benyttet hoggflis fra sagflisbruk som struktur i komposteringsblandingen. Hoggflisene inneholdt termofile kompostbakterier på overflaten da strukturen ble gjenbrukt fra to tidligere komposteringsforsøk. Forut for tilsetning i komposteringsblandingen hadde hoggflisene blitt brukt i dette forsøkets kontrollforsøk og et annet komposteringsforsøk av slam og matavfall fra potetindustri. En oversikt over disse to forsøkene volumetrisk og egenvekt-forhold mellom biorest og hoggflis er gitt i vedlegg E. Til slutt ble hoggflisene blandet inn i 4 omganger, hvorav innblandingsvolumet var på 2 L i de tre første rundene. Bioresten ble inokulert med termofile mikroorganismer sittende på struktur materiale fra som nevnt tidligere komposteringsforsøk. Det var derfor ikke nødvendig å inokulere bioresten med komposten. Til slutt, etter vurdering av porøsiteten, ble 0,2 L ekstra hoggflis tilsatt. Før hver hoggflis-tilsetning ble strukturmassen målt på analysevekten, og mellom hver tilsetning ble strukturmassen og bioresten i bøtten blandet godt for hånd i ca. 10 min. I vedlegg D (Figur D1) vises bøtten med biorest og struktur, samt de seks Dewar-reaktorene (opptil 2 L) som materialet ble fordelt i. Oppsummert ble det innblandet et total volumetrisk forhold av biorest / struktur på 6,0 L / 6,2 L i bøtten. Det tilsvarer et egenvekt-forhold på 635 g / 247 g i hver Dewar-reaktor.

I hver Dewar-reaktor ble det plassert en temperatursensor og et plastrør for overvåkning av gass-sammensetning. En metallstav ble målt opp og merket med gaffateip for å få til en representativ plassering av sensoren og plastrøret i alle reaktorene. Det ble også blåst luft gjennom plastrøret med munnen for å åpne opp oksygentilførselen. Temperaturovervåking og gassinmåling er beskrevet i kapittel 2.3. Gassanalysatoren (GA2000) ble kalibrert av produsenten og deteksjonsgrensen ble bestemt til 0,1 % av hver gass. Reaktorene ble dekket med aluminiumsfolie for å unngå varmetap til omgivelsene.

Komposteringsprosessen ble overvåket og analysert over totalt 32 dager, og komposteringsprosessene i reaktorene ble stoppet etter henholdsvis 3, 6, 9, 13, 19 og 32 dager. En økning i oksygenforbruk frigjorde energi i form av varme som ga temperaturstigning. Det indikerte at det var mikrobiell aktivitet i reaktorene. Reaktorer med

lavere temperaturutvikling og mikrobiell aktivitet ble stoppet først. Det ble tatt ut prøver for kjemisk analyse, tørrstoffmåling, pH-måling, ledningsevne måling og glødetap (askevekt). Ca. 6 gram materiale av hver reaktor ble tatt ut i plastposer som ble oppbevart i fryseren på -18 °C for senere analyse. De ble oppbevart ved lav temperatur for å forhindre ytterligere biologisk aktivitet. Ytterligere tre replikater av ca. 20 g av samme materialet i aluminiumsbeger ble tørket på 105 °C over et døgn i et varmeskap for å bestemme kompostens gjennomsnittlige tørrstoffinnhold. De samme aluminiumsbegrene ble glødet i glødeovn ved 550 °C over et nytt døgn for bestemmelse av gjennomsnittlig askevekt. Materialets innhold av organisk materiale (%) og organisk materiale av aske (%) ble bestemt for tørrstoffprøvene. Videre ble en løsning av materialet på 100 mL fortynnet opptil 300 mL med ionebyttet vann. Av denne løsningen ble det målt pH og ledningsevne i romtemperatur (ca. 22 °C). Til denne løsningen var det viktig å ikke ta med for mye struktur da først og fremst informasjon om miljøforholdet til biorest og mikroorganismene var ønskelig. Løsningen ble blandet godt ved å stå på en magnetrører i 0,5 t for å løse opp substratet slik at ioner ble frigjort i løsningen. pH ble målt i vannfase etter 0,5 t uten omrøring for at substratets jordpartikler kunne avsettes ved romtemperatur. pH-meteret ble kalibrert med bufferløsninger på pH-7 og pH-10, mens instrumentet for måling av ledningsevne ble kalibrert med ionebyttet vann. I figur 11 vises et flytskjema over komposteringsforsøket.



Figur 11 Flytskjema over komposteringsforsøket. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro.

I forkant av det overnevnte arbeidet ble det gjort et kontrollforsøk uten utvalgte miljøgifter over 22 dager. Forsøket ble utført i en Dewar-reaktor ved et volumetrisk forhold av biorest / struktur på 1,0 L / 1,2 L med et egenvekt-forhold på 672 g / 270 g. Under kontrollforsøket ble det samlet opp informasjon om blandingsforholdet, pH (start og slutt), tørrstoffinnhold (start og slutt), glødetap (start og slutt) og ledningsevne (start og slutt). I tillegg ble parametere for temperatur, O<sub>2</sub>-gass, CO<sub>2</sub>-gass og CH<sub>4</sub>-gass fulgt gjennom komposteringsprosessen. Monitorert data for hele forsøket i kontrollen blir oppgitt i vedlegg I (Tabell I1), mens for alle reaktorene vises i vedlegg I (Tabell I2, I3, I4 og I5).

Komposteringeksperimentet ble gjennomført på laboratoriet hos NIBIO ved divisjon miljø og naturressurser under avdeling bioressurser og kretsløpsteknologi.

## 3.4 Analysemetode

### 3.4.1 Prøveopparbeidelse

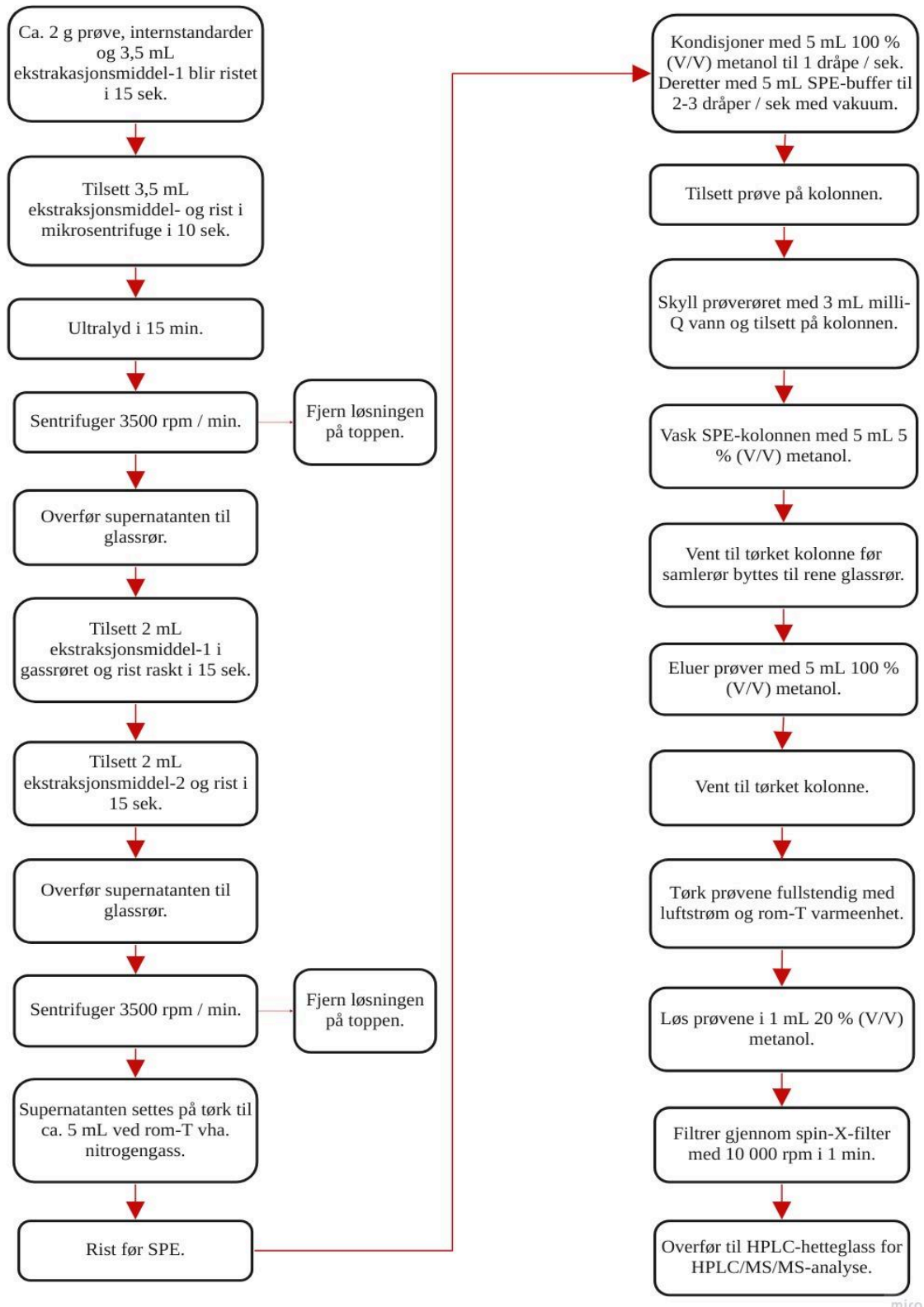
Ekstraksjonsløsning-1 bestod av 0,1 M 100 % (v/v) natriumetylendiamintetraacetat (*Sodium Ethylene Diamine Tetra acetic Acid*; Na<sub>2</sub>EDTA) / Macilvainebuffer 100 % (v/v) pH=4 med volumforhold 1 / 1. Denne løsningen ble tillaget med 9,3 g EDTA-salt, 3,42 g (w/v) 0,68 % dinatriumhydrogenfosfat og 2,96 g (w/v) 0,59 % sitron syre og fortynnet til 500 mL med Milli-Q-vann i en målesylinder (Vedlegg G). Det ble benyttet ultralydbad for å fullstendig løse opp saltene. Ekstraksjonsløsning-2 inneholdt 100 % (v/v) acetonitril. SPE-buffer ble tillaget med 192 mL milli-Q vann, 4 mL 100 % (v/v) acetonitril, 4 mL av ekstraksjonsløsning-1 og 100 µL 100% (v/v) fosforsyre. Syren hjalp til med å redusere pHen. Det ble også tillaget 20 % (v/v) metanol og 5 % (v/v) metanol. Mobilfase A bestod av 1 mL maursyre som ble fortynnet med Milli-Q vann til 1000 mL 0,1 % (v/v) i en målesylinder. Mobilfase B bestod av 100 % (v/v) acetonitril.

Det ble tilsatt ca. 2 g av komposteringsmaterialet i et 15 mL plastikkør. Følgende internstandard ble benyttet: Kabamazepine d10, Metoprolol d7, Oktokrylen d15 og DEET d10. Internstandarden ble benyttet for å korrigere tap av analytten under analysetrinnene. Det ble også tilsatt 3,5 mL ekstraksjonsmiddel-1, og røret ble ristet raskt i ca. 15 sekunder. Videre ble det tilsatt 3,5 mL ekstraksjonsmiddel-2. Ekstraksjonsmidlene økte ekstraksjonseffektiviteten. Deretter ble prøvene ristet på en vortex-mikser i 10 sekunder. Prøvene ble videre ultralydbehandlet i 15 minutter der vannstanden i badekaret var over løsemiddelnivået i prøvene. Videre ble prøvene sentrifugert ved 3500 rpm / min i 15 minutter, og supernatanten ble overført til et rent 12 mL glassør. Deretter ble rene med matriksen tilsatt 2 mL ekstraksjonsmiddel-1 og prøvene ble ristet raskt. Til slutt ble det tilsatt 2 mL ekstraksjonsmiddel-2 etterfulgt av risting og sentrifugering. De kombinerte supernatantene ble tørket til et volum på ca. 5 mL ved 37 °C som blåste luft i røret ved hjelp av tilført nitrogengass (kvalitet ≥ 99,999 %, Hydro, Porsgrunn). Dette for å forhindre at ikke polare stoffer forurens LC-MS apparatet samt ikke tørker for mye slik at derivater går tapt.

Prøvene ble ristet raskt før fast-fase ekstraksjon (*Solid phase extraction*; SPE). En 6 cc Oasis HLB-kolonne (Waters, Milford, Massachusetts, USA) ble kondisjonert med 5 mL 100 % (v/v) metanol og deretter ble 3 mL SPE-buffer tilsatt. Metanolen løsnet forurensninger på kolonnene og på den måten ble kolonnen rensert til 1 dråpe / sekund, mens for SPE-buffer var

det derimot nødvendig å festes og løses i SPE-materialet. Derfor var det nødvendig å eluere bufferen til 2-3 dråper / sekund med tilført vakuüm. Til slutt ble prøven tilsatt på kolonnen. Prøverøret ble skylt med 3 mL milli-Q vann som ble satt på kolonnen. SPE kolonnen ble vasket med 5 mL 5 % (v/v) metanol, og stod til metanolen ble fordampet. Deretter ble samlerørene byttet ut med rene 12 mL glassrør før neste trinn. Videre ble prøvene eluert med 5 mL 100 % (v/v) metanol og ble stående til kolonnen igjen var tørr. Deretter ble prøvene tørket fullstendig på varmeenhet med nitrogen ved 37 °C. Videre ble prøvene løst i 1 mL 20 % (v/v) metanol. Den endelige opprensningen av prøvene ble filtrert gjennom et Spin-X-filter ved 10 000 rpm i 1 minutt og overført til HPLC-hetteglass med innsatser og skrulokk. Denne metoden ble utført på 5 paralleller hver prøvedag (0, 3, 6, 9, 13, 19 og 32 dager). Disse prøveparallellene stod klare for analyse. Prøveopparbeidelsen og analysen ble utført i løpet av en uke for å forhindre videre opptak av gasser. I figur 12 presenteres et flytskjema over prøveprepareringen.





Figur 12 Flytskjema over prøveprepareringen før analyse. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro.

Ekstraksjonen ble gjennomført ved NMBU, i laboratoriet til fakultet for kjemi, bioteknologi og matvitenskap.

### 3.4.2 Analyse

Konsentrasjonene av Karpamazepin, Metoprolol, Oktokrylen, TCPP og Losartan ble bestemt med HPLC/MS (Agilent 1200 HPLC pumpe – 6490 LC-MS/MS) (Agilent Technologies, Waldbronn, Tyskland). Til analysen ble Agilent 6490 (Agilent Technologies, Santa Clara, California, USA) trippelkvadrupol massespektrometer med en Agilent Jet Stream elektrospyne ionekilde ble brukt for deteksjon og kvantitativ analyse. Ionene var monitorert i positiv dynamisk multipel reaksjon monitorering (dMRM). Ionekilde-parameterne er vist i vedlegg J (Tabell J2). Vedlegg J (Tabell J3) inneholder informasjon om monitorert ioneoverføring og individuelle innstillinger. Programvaren, Agilent Masshunter (Versjon B. 07.00/ Build 7.0.457.0, 2008), ble brukt som programvare for instrumentkontroll, metodevalidering og kvantifikasjon. Prøver og standarder ble analysert med innstillingene presentert i vedlegg J (Tabell J1).

Temperaturen til kolonnen Zorbax Eclipse plus C18 RRHD (2,1 x 100 mm, 1,8 µm) (Agilent, Palo Alto, California, USA) med beskyttelsespatron (4 µm x 3,0 mm ID) (Zorbax, Agilent, Palo Alto, California, USA) ble holdt på 25 °C. Til separasjonen ble det benyttet en binær gradient med mobilfase som inneholder vann med 0,1 % (v/v) maursyre (A) med ren acetonitril (B) med en mobilfase strømningshastighet på 0,35 mL/min. Mobile fasen var på 100 % (v/v) (A). B var lineært øktende til 100 % (v/v) over 8 min, og mengden B holdt for 7 minutter. Mobilfase-kondisjonen var lagret over 1,9 min, og kolonnen fikk være på likevekt i 4 min, som til slutt utgjorde en totaltid i 20 min.

Analysen ble gjennomført i toksikologi-laboratoriet ved NMBU, fakultet for Veterinærmedisin (VET).

### 3.4.3 Kvalitetssikring

ME i analysen ble bestemt basert på Hertzog's studie (Hertzog et al., 2015). I studien ble stigningstallet til en matriks-matchet kalibreringskurve i et biorestekstrakt sammenlignet med en solvent-matchet kalibreringskurve tillaget i løsningsmiddelet (Vedlegg H, Tabell H1). Positiv ME % verdi indikerer signalforsterkning og negative verdier indikerer ionesuppresjon med matriks. ME (%) verdi fra -20 % til + 20 % kan indikere at matrikseffekten er akseptabel, mens ME verdier på < - 20 % eller > + 20 % indikerer at matrikseffekten er signifikant (Ali et al., 2019b).

MLOD ble kalkulert som 3,3 ganger standardfeilen til kalibreringskurvens skjæringspunkt dividert med kurvens stigningstall. MLOQ ble derimot kalkulert som 10 ganger skjæringspunktets standardfeil dividert med stigningstallet. Standardfeilen til skjæringspunktet og stigningstallet ble kalkulert ved å bruke LINEST-formelen i Excel med Y som respons og X som standardkonsentrasjon (Vedlegg H, Tabell H4). ILOD ble bestemt for alle miljøgiftene basert på 7 repeterte injeksjoner på 5 ng av ren biorest (Vedlegg H, Tabell H2, H4).

Gjenvinningen av miljøgiftene fra kompostblandingen ble bestemt ved å tilsette en kjent mengde internstandard til 200 ng/g til ren biorest i en målesylinder fra kontroll dag 0. Dersom gjenvinningen var komplett ville 100 % av tilsatt kjent mengde blitt målt under analysen. Målte verdier av tilsatte kjente mengder av standarder ble dividert med forventede verdier av 100 % gjenvinning. Målt gjenvinning og standardavvik ble kalkulert for å få informasjon om presisjonen mellom replikatene. RSD (%) ble samtidig bestemt for å få informasjon om den metodiske presisjonen. Ved å estimere disse presisjonsparameterne kunne tapte analytt gjennom prøveprepareringen betraktes, samt hvor mye som ble justert i forhold til målte verdier (Vedlegg H, Tabell H3 og H4).

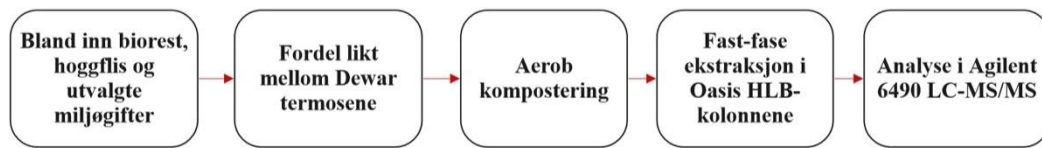
#### 3.4.4 Statistikk

Grubbs test ble anvendt for å bestemme om reduksjonen i miljøgift-konsentrasjon og økningen i transformasjonsproduktene var statistisk signifikant innenfor et konfidensnivå på 95 % (Harris, 2016). To-punkts bakgrunnskorreksjon ble benyttet i tillegg til integrering av prøvenes arealer vha. måleverktøyet til Masshunter.

Det ble gjort t-test for pH- og ledningsevne-målingene for komposteringsmaterialet med og uten tilsatt miljøgifter på R-Studio (R versjon: 4.0.3, Rstudio, Boston, Massachusetts, USA). Denne t-testen er robust, hvilket betyr at dersom fordelingene ikke er for skjeve, vil p-verdien fra t-testen kunne brukes til å sammenligne grupper. En liten utvalgsstørrelse kan muligens gjøre det vanskelig å gjøre robuste konklusjoner. I vedlegg J oppgis scriptene som ble brukt.

### 3.5 Oversikt over metoden

Figur 13 viser en forenklet oversikt over metoden som ble benyttet i arbeidet.



miro

Figur 13 Forenklet oversikt over metoden for komposteringsforsøket. Figuren ble tegnet i tegneverktøyet til Miro.

## 4 Resultat og diskusjon

### 4.1 Kompostering av biorest tilsatt utvalgte miljøgifter

Totalt 6 Dewar-reaktorer ble startet samtidig med representative mengder av både strukturmateriale og biorest tilsatt fem utvalgte miljøgifter. Kontrollforsøket ble utført som en forundersøkelse for å se hvor mye energi bioresten inneholdt uten de utvalgte miljøgiftene.

Dette ble gjort for å kunne vurdere tidsforløpet for når ulike reaktorer skulle stanses.

Kontrollforsøket foregikk over 22 dager, mens de seks reaktorene med miljøgiftene som var tilsatt kjent mengde av biorest, ble stoppet etter henholdsvis dag 3, 6, 9, 13, 19 og 32 (Tabell 3).

Tabell 3 Eksperimentelt oppsett for komposteringsforsøk. Prøvetakingsintervaller (dag), for hver intervall ble det målt pH, ledningsevne (S/cm) samt beregnet askevekt (% av tørrvekt) og VS (%) i komposteringsblandingen. Det oppgis også konsentrasjoner for alle identifiserte miljøgiftene i komposteringsblandingen. Standardavvik (n=3) er gitt i parentes. Eksempelutregning til TS, VS og aske (% av TS er presentert i vedlegg F.

Dag	Reaktor	TS (%)	Aske (%) av TS	VS (%)	pH	Ledningsevne (S/cm)	Sum miljøgifter i tørrvekt (mg/kg)*
0	Kontroll	28 (0,3)	67 (0,6)	33 (0,6)	8,2	200	0,28
22	Kontroll	35 (0,3)	66 (2,5)	34 (2,5)	7,3	234	---
0		41 (2,3)	71 (0,3)	29 (0,3)	8,5	101	31,09
3	4	38 (2,4)	69 (1,5)	31 (1,5)	8,8	137	43,30
6	3	41 (1,4)	71 (0,9)	30 (0,9)	9,0	149	33,42
9	2	40 (2,5)	67 (1,7)	33 (1,7)	9,0	117	17,20
13	5	39 (1,9)	66 (3,5)	34 (3,5)	8,9	151	14,64
19	6	38 (1,2)	67 (0,9)	33 (0,9)	8,4	150	10,24
32	1	38 (1,0)	66 (1,0)	34 (1,0)	8,1	160	14,36

\*: Totalkonsentrasjon av identifiserte miljøgifter mg/kg av tørrvekt i komposteringsblandingen. Den teoretiske totalkonsentrasjonen som ble kalkulert på dag 0 var 12,74 mg/kg i tørrvekt.

Tørrstoffinnholdet varierte under komposteringsperioden. Ved dag 0 utgjorde tørrstoffet 41 % av materialet, mens ved dag 3 ble tørrstoffet estimert til 38 % av materialet. Det beregnede tørrstoffinnholdet steg igjen til 41 % ved dag 6, før det ble redusert til 38 % ved dag 19. Tørrstoffet holdt seg deretter stabilt til dag 32 (Tabell 3). Tørrstoffinnholdet varierte med reduksjon og økning under komposteringsperioden de første 9 dagene, og ble redusert til slutt ved dag 32 (Tabell 3). En svak økning og reduksjon i tørrstoffinnholdet under komposteringsperioden viste at lite fordampning hadde skjedd. Det ble observert hvite soppsporer fra dag 3, og over tid økte gradvis antallet (Vedlegg D, Tabell D1). Det var tydelig at noen områder i komposteringsmaterialet var tørrere enn andre områder, noe som reflekteres i tørrstoffinnholdets variasjon under komposteringsperioden. Hos startmaterialet var komposteringsmaterialets tørrstoffinnhold 13 % høyere ved dag 0 enn i kontrollreaktoren (Tabell 3). Denne forskjellen kan tyde på at bioresten fra biogassanlegget var inhomogen. Tross dette inhomogene substratet ble forskjellen i tørrstoffinnholdet redusert til 3 % mellom det miljøgift-tilsatte komposteringsmaterialet ved dag 32 og kontrollreaktoren ved dag 22 (Tabell 3).

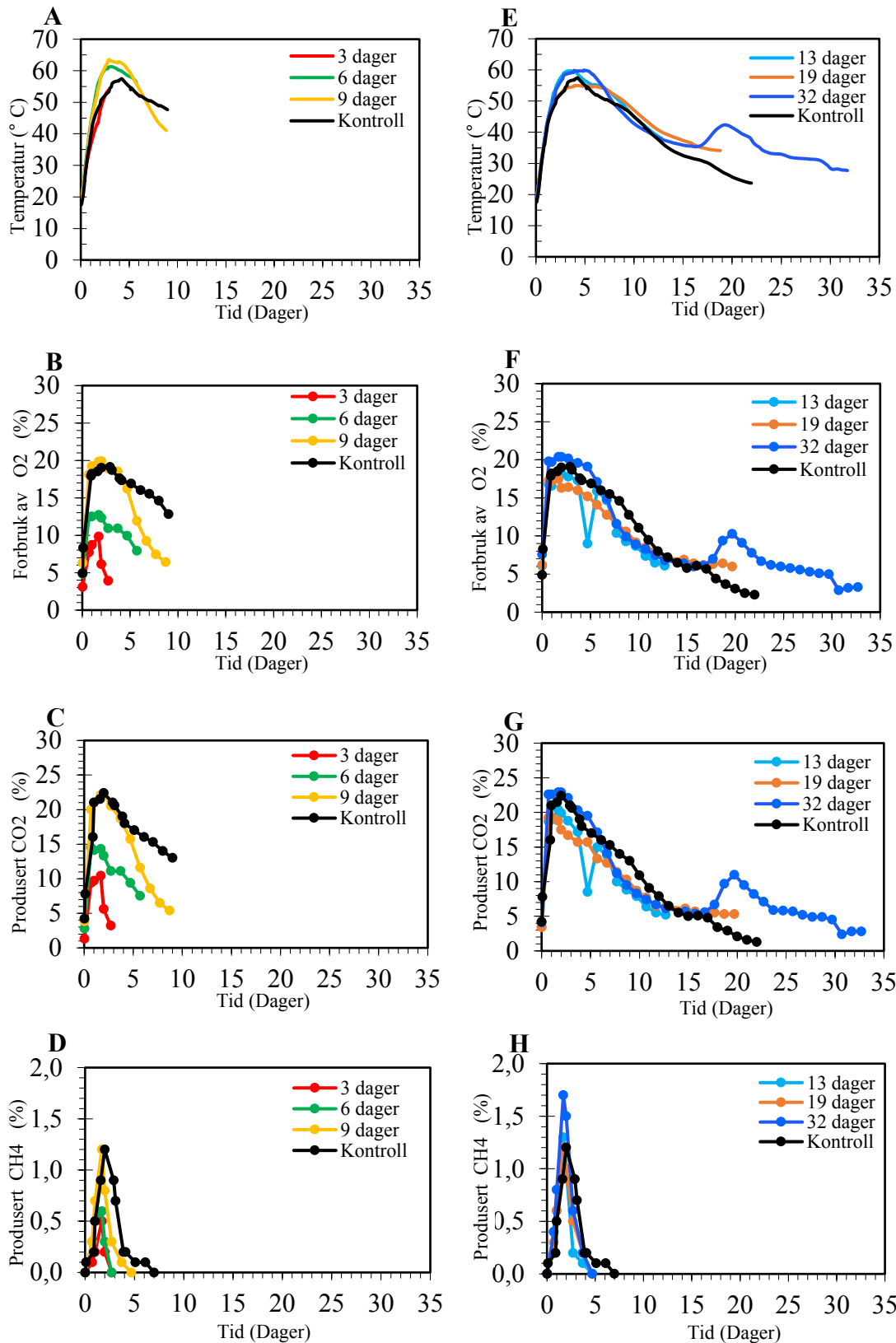
Askevekten varierte under komposteringsforsøket. Det økte fra 71 % ved dag 0 til 69 % ved dag 3 og videre til 71 % ved dag 6. Deretter ble det gradvis redusert til 66 % ved dag 32. Askevekten var 4 % høyere ved dag 0 i komposteringsmaterialet enn i kontrollreaktoren. Verdiene for askevekt var veldig like hos komposteringsmaterialet med miljøgifter ved dag 32 og kontrollreaktoren ved dag 22 (Tabell 3). Organiske materialet (gitt som *volatile solid*; VS i tabell 3) i komposten følger askevekten omvendt proporsjonalt. I en studie har askevekten til en kompostblanding vært mer stabil gjennom komposteringsprosessen enn tørrstoffinnholdet. I slike tilfeller har miljøgift / metabolitt per kg askevekt blitt betraktet som den mest riktige tilnærmingen for å undersøke miljøgift-nedbrytelsen og metabolitt-økningen i komposteringsprosessen (Vasskog et al., 2009). Siden karbonet brennes under gløding vil askevekten eliminere faktoren for mulig binding av miljøgifter til strukturen. I kompostblandingen i dette arbeidet varierte askevekten som tørrstoffinnholdet. Tørrstoffinnholdet oppgis likevel til sammenligning med andre studier.

Komposteringsblandingsens pH var 8,5 ved dag 0 og økte til 9,0 ved dag 6. Deretter sank pH gradvis til 8,1 ved dag 32. Denne utviklingen i pH var forskjellig fra kontrollforsøket hvor pH var 8,2 på dag 0 og ble redusert ned til 7,3 ved dag 22 (Tabell 3). I starten av

komposteringsprosessen økte kompostmassens pH med 0,3 etter at forurensningene ble tilsatt. pH-økningen kan skyldes at enkelte miljøgifter er sterkt basiske, hvilket først og fremst gjelder CAR og MTP (Vedlegg A). Den senere pH-reduksjonen kan forklares ved at de tilsatte stoffene i bioresten gikk gjennom en omdanningsprosess. En signifikant ( $p < 0,012$ ) endring i pH kan indikere for nedbrytning av miljøgiftene under komposteringsprosessen, men siden utvalgsstørrelsen er veldig liten må dette bli betraktet med forsiktighet (Vedlegg K).

Ledningsevnen i komposteringsblandingen varierte noe og var først på 101  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved dag 0 før den økte til 137  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved dag 3. Videre økte ledningsevnen til 149  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved dag 6. Mot slutten av forsøksperioden stabiliserte den seg på omkring 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ved dag 32 (Tabell 3). Denne økningen var ikke statistisk signifikant ( $p > 0,999$ ) på komposteringsprosessen, men siden utvalgsstørrelsen er veldig liten må dette bli betraktet med forsiktighet (Vedlegg K).

Målingen av mikrobiell aktivitet (respirasjonen) baseres på luften som suges ut fra kompostmassens porevolum, og videre estimeres  $\text{O}_2$ -forbruket hos de ulike mikroorganismene fra komposteringsprosessen (Vedlegg G). Normal mikrobiell aktivitet ble observert ved økt gjennomsnittlig temperatur ved dag en i alle reaktorene som et resultat av høy respirasjon (Figur 14 A og E). Reaktorene med lavest  $\text{O}_2$ -forbruk og  $\text{CO}_2$ -produksjon ble stoppet først, mens de øvrige med nokså like gasskonsentrasjoner ble overvåket videre (Figur 14 B, C, F og G). Målte økninger i  $\text{CO}_2$ -konsentrasjon og  $\text{O}_2$ -forbruk i komposteringsmassen viste tegn på nedbrytning av organiske materialet (Figur 14 B, C, F og G). Den høyeste mikrobielle aktiviteten ble målt til en  $\text{O}_2$ -konsentrasjon på 20,4 % og 22,9 % produsert  $\text{CO}_2$ . Til sammenligning ble aktiviteten i kontrollreaktoren målt til henholdsvis 19,1 % og 22,4 % (Figur 14 B, C, F, og G). Når oksygenforbruket økte ble energien frigjort i form av varme som ga økt temperatur og kunne observeres gjennom temperaturstigning (Figur 14 A, B, E og F).



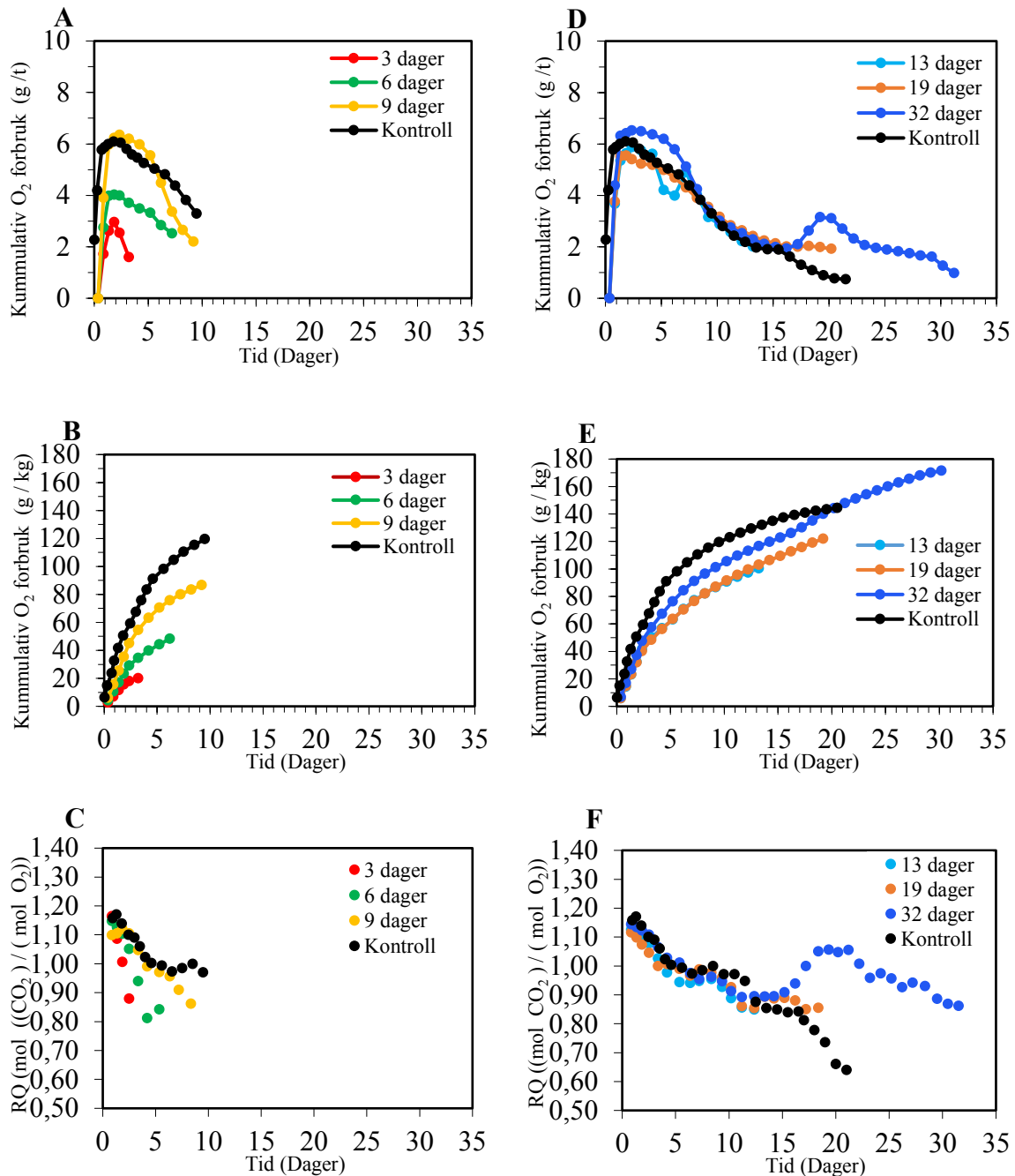
Figur 14 eksperimentelle målinger: Temperatur (A og E), konsentrasjon av O<sub>2</sub> (B og F), konsentrasjon av CO<sub>2</sub> (C og G) og konsentrasjon av CH<sub>4</sub> (D og H) ble målt på innsiden av Dewar-reaktorene. Verdiene ble målt gjennom en periode på 3, 6 og 9 dager (A, B, C og D), og 13, 19 og 32 dager (E, F, G og H) i 6 separate Dewar-reaktorer som ble sammenlignet med en kontroll reaktor uten miljøgifter som gikk i 22 dager.

Metan ( $\text{CH}_4$ ) ble påvist i begynnelsen av prosessen. Metangassen ( $\text{CH}_4$  (g)) ble utviklet opptil 1,7 % på under 2 dager (Figur 14 D og H). Denne utviklingen ble observert til 3-5 dager avhengig av reaktor, mens i kontrollen ble den påvist til dag 7. Denne kortvarige perioden med utviklingen av  $\text{CH}_4$  skyldes sannsynligvis anaerobe soner i substratet, men også metanproduserende organismer fra bioesten når prosessen økte raskt med høyt  $\text{O}_2$ -forbruk. Senere ved temperaturoppgang i et godt porøst kompostmateriale ble oksygentilførsel inn i massen viktig for å hindre videre utvikling av klimagassen (Figur 14 A og B og figur 15 A, B, D og E). Dette forsøket har vist at bioest fra biogassprosesser inneholder store mengder metanproduserende mikroorganismer. Det å kompostere kan derfor gi utfordringer knyttet til klimagassutslipp (Bergersen. & Briseid., 2019). Derfor var det viktig å blande inn nok struktur slik at luften stoppet aktiviteten til metanogene bakteriene.

Kumulativt  $\text{O}_2$ -forbruk beregnet i substratet (g/kg bioest) viste hvor høyt og langt respirasjonen hadde kommet i de ulike reaktorene (Figur 15 B og E).  $\text{O}_2$ -forbrukene i reaktorene økte drastisk de første 0-5 dagene før de flatet ut med unntak av reaktor 4 (Figur 15 B og E). Dette indikerte for at prosessen ble mer og mer ferdiggått. Det er også mulig å se at komposteringsprosessen i den siste reaktoren kunne gått lengre. Etter dag 22 var det kumulative  $\text{O}_2$ -forbruket større i reaktor 1 enn i kontrollreaktoren (Figur 15 E). Den totale kumulative mengden med  $\text{O}_2$ -forbruk til reaktor 4, 3, 2, 5, 6 og 1 var på henholdsvis 20 g/kg, 48 g/kg, 87 g/kg, 100 g/kg 122 g/kg og 171 g/kg, mens denne mengden var på 144 g/kg i kontrollen (Figur 15 B og E). Dersom reaktoren hadde gått lengre, ville det hatt positiv effekt på nedbrytningen av miljøgiftene.

Kontrollreaktoren økte temperaturen, produserte  $\text{CO}_2$  og forbrukte  $\text{O}_2$  kontinuerlig til dag 4 (Figur 14 A, B, C, E, F og G). Temperaturen steg fra 17,5 °C på dag 0 til 57,5 °C på dag 4. Deretter sank temperaturen sakte gjennom hele eksperimentet til 23,7 °C ved dag 22. Den mikrobielle aktiviteten økte særlig raskt den første dagen og nådde toppen ved dag 4. Den høyeste målte mikrobielle aktiviteten i komposteringsmassen med tilsatt miljøgifter ble observert når temperaturen var mellom 53,8 °C og 63,5 °C (Tabell 3).





Figur 15  $O_2$ -forbruk (g/t) og kumulativt  $O_2$ -forbruk (g/kg) ble estimert i biorest gjennom en periode på 3, 6 og 9 dager (A og B), og 13, 19 og 32 dager (D og E) i 6 separate Dewar-reaktorer som ble sammenlignet med en kontrollreaktor uten miljøgifter som gikk i 22 dager. Respirasjonskoeffisientene, RQ (mol  $CO_2$  produsert / mol  $O_2$  konsumert), ble estimert fra dag 1 under komposteringsperioden gjennom en periode på 3, 6 og 9 dager (C), og 13, 19 og 32 dager (F) i de 6 separate Dewar-reaktorene. Eksempelutregning til figur A, B, C, D, E og F er presentert i vedlegg F.

Tabell 4 Reaktorene ble fulgt i totalt 32 dager. Det ble målt maksimumstemperatur (°C), maksimum O<sub>2</sub>-forbruk (g/t) og maksimum CO<sub>2</sub> produsert (g/t). I tillegg ble respirasjonskoeffisienten, RQ, bestemt ved start (fra dag 1) og slutt.

Dag	Reaktor	Temperatur maks (°C)	O <sub>2</sub> forbruk maks (g/t)	O <sub>2</sub> forbruk slutt (g/t)	CO <sub>2</sub> produsert maks (g/t)	CO <sub>2</sub> produsert slutt (g/t)	RQ start	RQ slutt
0	Kontroll	17,5	---	---	---	---	---	---
22	Kontroll	57,5	0,25	0,03	0,11	0,01	1,17	0,64
0	---	19,8	---	---	---	---	---	---
3	4	53,8	0,12	0,05	0,05	0,02	1,09	0,82
6	3	61,3	0,17	0,11	0,07	0,04	1,13	0,84
9	2	63,5	0,27	0,09	0,11	0,03	1,11	0,86
13	5	59,7	0,25	0,08	0,10	0,03	1,12	0,85
19	6	55,0	0,23	0,08	0,10	0,03	1,10	0,85
32	1	60,0	0,27	0,04	0,12	0,01	1,14	0,86

Under en termofil kompostering øker temperaturen vanligvis til 45-67 °C (Song et al., 2018). I denne studien med utvalgte organiske miljøgifter ble den høyeste temperaturen avlest som 63,5 °C på dag 9 i reaktor 2 (Tabell 3), mens den høyeste temperaturen i komposteringsblandingen uten miljøgiftene (kontroll) ble avlest som 57,5 °C på dag 4. Som et resultat av økt temperatur indikerte temperaturstigningen for hygienisering av kompostmaterialet. Den hurtige temperaturutviklingen kan være forårsaket av flere faktorer, for eksempel at det ble benyttet hoggflis som strukturmateriale med termofile bakterier på. En annen forklarende faktor kan være at større mengder primær karbonkilde fra bioresten og forurensninger var tilgjengelig for de termofile bakteriene.

Temperaturutviklingen gjennom komposteringsprosessen har vært god (Figur 14 A og E), sett ved å ligne ønsket kurve 1 fra figur 9. Tilstedeværelsen av mikroorganismer har variert med temperatur, utnyttelse av substrat, pH toleranse og oksygentilførsel. I den mesofile fasen mot slutten av komposteringsprosessen (20-40 °C) dominerte de mesofile mikroorganismene som sopp (Vedlegg D, Tabell D1). Under komposteringsprosessen var det tydelig at prosessen gikk gjennom en mesofil fase etterfulgt av termofil fase (45-67°C). Da temperaturen senere sank gikk de termofile mikroorganismene inn i hvilestadier, og de mer mesofile organismene etablerte seg igjen.

Ettersom den mikrobielle aktiviteten var god (> 5 % O<sub>2</sub>) under komposteringen i alle 6 reaktorer var det ikke nødvendig å justere pH eller andre fysiske og kjemiske forhold i komposteringsmaterialet. Selv om gassmålingen ble gjort kun på et omtrentlig massesenter i

komposteringsmassen vil det muligens ha vært tilfeller av anaerobe soner i komposteringsmassen, men dette er ikke undersøkt. Etter behandlingstrinnene i biogassprosessen med matavfall og avløpslam ble bioesten målt til svakt basisk (Tabell 3). Det kan tenkes at den opprinnelige konsentrasjonen av kortkjedede organiske syrer var høy i matavfallet på mottakshallen i biogassanlegget. Likevel, siden bioesten var et avvannet produkt fra biogassprosessen var det lite syrehemming av de termofile organismene under komposteringsprosessen (Bergersen et al., 2009). Det var også nødvendig å tilsette et riktig blandingsforhold med struktur til bioesten slik at god gassutveksling kunne oppnås. God gassutveksling kunne måles i økt O<sub>2</sub>-forbruk og produsert CO<sub>2</sub> (Figur 14). Siden komposteringsprosessen produserer vann holdt massen seg fuktig under forsøket. Sammensetningen av komposteringsmaterialet bidro til å øke den mikrobielle aktiviteten effektivt, som resulterte i maksimum temperaturer på kort tid (Figur 14 A og E).

Den tilsatte kjente mengden av komposteringsblandingen med miljøgiftene fordelt på de 6 reaktorene var av tilstrekkelig konsentrasjonsstyrke i startblanding med avfallstype og struktur. Startblandingen hadde tilstrekkelig med vanninnhold (ca. 40-65 % fuktighet), siden det ikke ble observert hemming av komposteringsprosessen (Figur 14). For eksempel forsøk gjort med forhøyede konsentrasjoner av antidepressive stoffene i kloakkslam viste hemming av komposteringsprosessen i den tidlige fasen (Vasskog et al., 2009). Lav pH kan ha forårsaket prosesshemming med redusert respirasjon og nedbrytningshastighet samt N-transformasjon (nitrifisering og ammonifisering) (Sundberg et al., 2004), men dette var ikke like tydelig med et svakt basisk komposteringsmateriale (Tabell 3). Det kan tyde på at konsentrasjonsstyrken til miljøgiftene i komposteringsblandingen kan ha påvirket i noen grad ved å gi en reduserende effekt på komposteringsprosessen. Likevel, er det lite sannsynlig ettersom den mikrobielle aktiviteten ikke ble påvirket av de utvalgte miljøgiftene eller dannelsen av disse miljøgiftenes metabolitter. CO<sub>2</sub>-produksjonen og O<sub>2</sub>-forbruket fulgte nemlig det samme mønstret som for ikke tilsatt kjente mengden («not spiked») av miljøgiftene i bioest med unntak av dag 3 og dag 6. Disse to dagene, som gjelder reaktor 4 og 3, hadde også lavest O<sub>2</sub>-forbruk og CO<sub>2</sub>-produksjon (Tabell 4) og CH<sub>4</sub>-produksjon (Figur 14 D og H) sammenlignet med de andre reaktorene.

Respirasjonskoeffisienten ble estimert gjennom komposteringsperioden fra dag 1 da oksygenforbruket ble stabilisert først etter 24 t. RQ-verdien i komposteringsmaterialet var noe

høyere i den tidligere fasen fra dag 1 til dag 6 (Figur 15 C og F). RQ beregnet fra komposteringsmaterialet for de første dagene i reaktor 4 og 3 var estimert til å være på henholdsvis mellom 0,88-1,16 og 0,81-1,15. Fra dag 7 var variasjonen mellom reaktorene 2, 5, 6 og 1 på henholdsvis 0,86-0,91, 0,85-0,95, 0,85-0,99 og 0,86-1,06 (Figur 15 C og F). Det kan derfor pekes på at nedbrytningseffektiviteten muligens var høyere de siste dagene grunnet en nokså høy respirasjonsrate (Figur 15 A og D). Samtidig kan produsert CO<sub>2</sub> kan ha blitt bundet til komposteringsmassen under basisk forhold og gitt noe avvik i denne tolkningen av parameteren. Når det gjelder kontrollen ble RQ ved slutt estimert til 0,64 etter 22 dager. Dessuten hadde kontrollen også en lavere pH mot slutten (Tabell 3). Det kan tyde på kontrollen har hatt en raskere og lettere nedbrytning av komposteringsmaterialet uten tilsatt miljøgiftene. Dette var ikke tilfellet for en tyngre nedbrytbar komposteringsblanding med tilsatt kjent mengde av miljøgiftene, hvor disse reaktorene ble stoppet på høyere RQ verdier mellom 0,82 og 0,86 (Tabell 4). Alle reaktorene med biorest tilsatt miljøgiftene viste høyere RQ-verdier mot slutten, hvilket kan forklares ved at CO<sub>2</sub> ble bundet til substratet ved høyere pH. Dette ble reflektert i høyere RQ for disse reaktorene.

## 4.2 Kvantitative analyser

Konsentrasjonene av CAR, MTP, OCT, TCPP og LOS ble analysert under komposteringsperioden for å undersøke skjebnen til disse miljøgiftene. Miljøgiftene kan brukes av mikroorganismer som en ekstra karbonkilde kombinert med biorestens tilgjengelig karbonkilde, og på den måten ble konsentrasjonene av hver organisk miljøgift i reaktoren fulgt.

## 4.3 Kvalitetskontroll

I analysen ble ME bestemt basert på Hertzog's studie hvor det ble gjort en sammenligning av stigningstallet til matriks-machet kalibreringskurve i biorestekstraktet og solvent-match kalibreringskurve som ble laget i løsningsmiddelet (Vedlegg G, Vedlegg H, Tabell H1) (Hertzog et al., 2015). ME (%) verdi fra -20 % til +20 % indikerer at matrikseffekten er akseptabelt lav, mens ME verdier <-20 % eller >+20 % indikerer en signifikant matrikseffekt (Ali et al., 2019b). Signalet var mest dempet for OCT og TCPP, og noe svakere for CAR og MTP (Vedlegg K). For LOS, derimot, var signalet forsterket betraktelig (Vedlegg K). For

matriks-match kalibreringskurvene hadde CAR de beste ME-verdiene med lite signifikant forskjell i matrikseffekt (-17,5 %), mens hos OCT og TCPP var signalet veldig dempet (< 50,0 %) (Vedlegg K). LOS hadde derimot et betydelig forsterket signal (47,6 %) (Vedlegg H, Tabell H1 og Vedlegg K). Det ble benyttet solvent-match kalibrering for MTP på bakgrunn av de bedre metodiske gjenvinningsverdiene (Vedlegg H, Tabell H3). Fortynning av SPE-ekstrakter har vist seg å redusere signalundertrykkelse (Gros et al., 2006). Det var tilfellet for alle stoffene med unntak av LOS. Ulempen med denne metoden var tapet av følsomheten. Til tross for ulempen har fortynning gitt en redusert ME for samtlige av stoffene (Tan et al., 2015).

MLOQ og MLOD viste seg å være svært høy og kan indikere at det var forurensninger til stede under prøveopparbeidelsen og prøvetakingen. MLOQ og MLOD var særlig høye for OCT, MTP og LOS (Vedlegg H, Tabell H4). ILOD ble kvantifisert til < 0,0044 for alle miljøgiftene basert på 7 repeterte injeksjoner på 5 ng av ren biorest (Vedlegg H, Tabell H2). Dette bekreftet at instrumentet ikke var den begrensende faktoren, men forurensningen heller skyldes hovedsakelig inhomogeniteten i prøveekstraktene. Derfor bør opprensning og ekstraksjon forbedres siden signalene til analyttene var gode (Vedlegg K).

I dette arbeidet ble gjenvinningen estimert i begynnelsen av eksperimentet ved å tilsette en kjent mengde («spike») av miljøgiftene til 200 ng/g av den rene bioresten, og deretter gjennomgå samme ekstraksjonsprosess som hos andre prøver. Gjennomsnittlig prosentvis gjenvinning oppgis teoretisk og metodisk, i tillegg til %-avvik fra teoretisk med oppgitt type kalibreringskurve (Vedlegg H, Tabell H3). Gjenvinningen for mange miljøgifter ble bestemt å være innenfor et område på 50-120 % i referansevann når gjenvinningen ble korrigert med en internstandard (Li et al., 2016). For de utvalgte miljøgiftene i dette arbeidet var den metodiske gjenvinningen i tørrvekt mellom 24 % til 101,5 % for de fleste stoffene (Tabell 5), med unntak av LOS (309,4 %) (Vedlegg H, Tabell H3). MTP hadde også noe mistenkelig høye teoretiske gjenvinningsverdier i tørrvekt (Vedlegg H, Tabell H3). Derimot var OCT noe lavere i gjenvinningen i tørrvekt med en verdi på 24,0 %. Likevel regnes stoffet som tilfredsstillende godt siden den teoretiske gjenvinningen i tørrvekt (44,1 %) kom like under gjenvinningsområdet på 50 %. Siden det ikke var mulighet for å måle gjenvinningen på slutten av eksperimentet, forventes denne parameteren å være lik den i begynnelsen for alle stoffene.

Selv om LOS hadde det beste avviket fra den teoretiske konsentrasjonen på 21,7 % var det likevel altfor høye verdier for både metodisk og teoretisk prosentvis gjenvinning til å kunne bestemme reduksjonsraten i arbeidet (Vedlegg H, Tabell H3). En årsak kan være forhøyet signal som konsekvens av kompleksiteten av matrikseffekten fra bufferløsningen i denne metoden. Det kan også ha vært andre usikkerhetslementer som har med alle stegene i prøveopparbeidelsen og ekstraksjonen å gjøre, eventuelt også overføring av prøve til HPLC-kolonne, samt videre overføring til ionekilde og dødvolum i HPLC-oppsettet. Dette viser at indikasjonen på avvik fra teoretiske gjenvinningsverdier kan være misvisende, og samtidig peker dette på at andre faktorer under analysen kan være viktigere å betrakte i vurderingen av analysen enn selve avviket.

OCT hadde, som nevnt, for lave metodiske gjenvinningsverdier (24,0 % i tørrvekt) ettersom kompleksiteten i matriksen antakelig varierte for stoffet. Dette kan muligens skyldes at organiske stoffer og kjemikalier i prøven konkurrerte om bindingsstedene, og dermed reduserte adsorpsjonseffektiviteten til SPE-kolonnene (Al-Odaini et al., 2010). Ifølge en studie av Gros et al. (2006) vil lave gjenvinninger av analytter vanligvis ikke være til hinder for produksjonen av pålitelige kvantifiseringer så lenge presisjonen (repeatabiliteten og reproduserbarheten) og følsomheten (MLOD og MLOQ) er god (Gros et al., 2006). OCT hadde en god metodisk presisjon med RSD < 34,4 % (Vedlegg H, Tabell H8). Når det gjelder MLOD og MLOQ var disse høye for OCT; dette var også, som nevnt, tilfellet for samtlige av analyttene (TCPP og MTP). Likevel regnes presisjonen til målingen av stoffet som tilstrekkelig god i presisjon med en nokså god følsomhet til formålet for videre bestemmelse av nedbrytningen gjennom komposteringsprosessen.

Den høye gjenvinningen til TCPP og CAR blant miljøgiftene tydet på at det var lav binding til partiklene og humussyrene (Vedlegg H, Tabell H4). Den høyeste gjenvinningen på 101,5 % og 97,2 % i tørrvekt, henholdsvis for TCPP og CAR, kan forklares av standardavviket. Høyt standardavvik kan skyldes systematisk feil under prøveopparbeidelsen og ekstraksjonen, for eksempel under neddampingsprosessen med nitrogengass. Det er også mulig at den veide mengden av analytten ikke var homogen, og prøven som ble tatt ut ikke var representativ. Å få tatt et representativt prøveuttak var en utfordring da dette skulle representere både estimert TS (%) og aske (%). I de ulike prøveuttaket kan det ha vært forskjellige mengder hoggflis,

hvilket kan ha ført til varierende avvik i gjenvinningen til stoffene. Det var ikke store forskjeller mellom gjenvinningene av høye og lave konsentrasjoner i begynnelsen av eksperimentet, sett ved å sammenligne verdiene for TCPP mot CAR, MTP og OCT. Dette kan indikere at gjenvinningen ville vært mer eller mindre lik ved enda lavere konsentrasjoner. Derfor var det mest sannsynlig at de lave konsentrasjonene funnet etter de respektive dagene til stoffene, beskrevet i neste underkapittel, skyldtes reduksjon av stoffene og ikke lav gjenvinning. Det kan videre tenkes at miljøgiftene kunne hatt en lignende nedbrytningsprofil i et annet aerobt behandlingssystem i full størrelse behandlet med luft.

#### 4.4 Konsentrasjonsfordeling under komposteringsperioden

I kontrollen med ren biorest ble kun CAR påvist på ng/mL-nivå (Tabell 3), mens MTP, OCT og TCPP ble ikke detektert. Konsentrasjonen til CAR ble bestemt til 0,19 mg/kg i tørrvekt (Vedlegg P). Som konsekvens av Covid-19 ble arbeidet preget av tidsmangel og dermed ble ikke dag 22 i kontrollen analysert. Dermed er det ikke mulig å vurdere om økt oksygenforbruk kan skyldes ko-metabolisme mellom hver miljøgift og nedbrytbare organisk materialet i bioresten fra kontrollen. Dette kunne også gitt svar på om kjent tilsatt mengde av miljøgiftene påvirket prosessen siden det ble observert høyere pH i komposteringsmaterialet (dag 0) enn i kontrollen (dag 0), henholdsvis på 8,5 og 8,2 (Tabell 3). Konsentrasjonene for de utvalgte miljøgifter i arbeidet var noe høyere enn det som har blitt funnet i miljøet, men dette ble sett på som nødvendig for å forbedre effekten i dette arbeidet. Det var viktig å finne en realistisk miljøgift-konsentrasjon for bioresten under avgjørelsen om hvor mye miljøgifter som skulle tilsettes som kjent mengde.

Summen av de gjennomsnittlige konsentrasjonene til CAR, MTP, OCT og TCPP ble beregnet til mg/kg. Dersom ingen reduksjon skjedde i prøvene, ble de sammenlignet med den totale teoretiske mengden av hver miljøgift (Tabell 3). Konsentrasjonene i tørrvekt viste en trend med først oppkonsentrering ved dag 3, og en videre reduksjon av konsentrasjonene. Til slutt ble en oppkonsentrering i tørrvekt ved dag 32 observert, men denne var nokså liten.

Oppkonsentreringen kan indikere en omdanningsprosess av miljøgiftene (Tabell 3). Til tross for variasjoner i hvor mye de totale gjennomsnittlige miljøgift-konsentrasjonene ble redusert gjennom komposteringsperioden, ble summen av alle de utvalgte miljøgiftene redusert til lavere konsentrasjoner ved dag 32 (Tabell 3). At de teoretiske konsentrasjonene var noe

lavere enn de målte konsentrasjonene ved dag 0 kan skyldes andre nevnte faktorer ved analysen i dette arbeidet.

Reduksjonen av de individuelle miljøgiftene (CAR, MTP, OCT og TCPP) under komposteringsprosessen presenteres i tabell 5. Tabellen oppgir gjennomsnittlig konsentrasjon av de individuelle miljøgiftene ved dag 0, metodisk gjenvinning og en oppsummert reduksjonsrate gjennom komposteringsperioden. Halveringstiden til de respektive stoffene oppgis også i samme tabell. Startkonsentrasjonen til alle stoffene ble estimert fra dag 3, med unntak av startkonsentrasjonen til CAR som ble estimert fra dag 6. Siden den høyeste konsentrasjonen først observeres ved dag 3 for alle stoffene, unntatt CAR (dag 6), kunne halveringstiden estimeres med en forskyvning (Vedlegg G). Resultatene i vedlegg P gir en detaljert oversikt over alle konsentrasjonene i tørrvekt med SD og RSD gjennom hele eksperimentet. Dette ble også fulgt grafisk ved å følge konsentrasjonene i tørrvekt til hver miljøgift (Figur 17). Til tross for små variasjoner i TS (%) mellom dagene (Tabell 3), ble det observert oppkonsentrering og likeledes reduksjon i tørrvekten (Figur 14, Figur 17). Denne oppkonsentreringen ble observert for alle stoffene mellom dag 0-3, der TCPP viste størst oppkonsentrering etterfulgt av CAR (Figur 14). På disse 3 dagene endret pH seg signifikant fra 8,5 til 8,8 i komposteringsmaterialet, hvilket trolig indikerte en transformasjonsprosess hos stoffene (Tabell 3). Det kan ha vært tilfelle for reaktor 4 (dag 3), som også viste minst mikrobiell aktivitet blant reaktorene (Figur 15). Studier har vist at økte startkonsentrasjoner av de testede forbindelsene i jord kan redusere nedbrytningshastigheten ved at stoffene inhiberer den mikrobielle aktiviteten (Fogg et al., 2003; Xu et al., 2009). At det var lite mikrobiell aktivitet i reaktor 4 (dag 3) var synlig grunnet en høyere innledende konsentrasjon av stoffene.

Internstandardene i prøven bidro i å korrigere for å ha muligens mistet analytten under SPE-ekstraksjonen og for ME. Samtidig kan de ganske høye standardavvikene for samtlige stoffer (CAR, MTP og OCT) i begynnelsen tyde på mye ustabil mikrobiell aktivitet i komposteringsmassen ved oppstart (Vedlegg P). Selv om standardavvikene var høye (46 % CAR, 42 % MTP og 35 % OCT) ved dag 0 for disse stoffene, viser sannsynligvis konjugat-aktivering at disse gjelder alle de utvalgte miljøgiftene da konsentrasjonene i tørrvekt ved dag 0 vedvarte til minst dag 3. Dette tyder på at stoffene ble mer biotilgjengelige med økende respirasjonsrate hos mikroorganismene (Figur 15 A, B, D og E). Reaktor 4 (dag 3) hadde en total kumulativt mengde O<sub>2</sub>-forbruk på 20 g/kg tilsvarende oksygenforbruket for mindre enn



halvparten sammenlignet med andre reaktorer for de neste dagene (Figur 15). Disse dagene ble det kumulative O<sub>2</sub>-forbruket for reaktor 3 og 2 bestemt til henholdsvis 48 g/kg og 87 g/kg (Figur 15 B). Selv om disse reaktorene representerer en lengre komposteringsperiode enn reaktor 4, ble det kun oppnådd et O<sub>2</sub>-forbruksmaksimum på 0,17 g/t. Dette var lavere enn for de andre reaktorene som oppnådde O<sub>2</sub>-forbruksmaksimum på > 0,23 g/t, med unntak av dag 6 for reaktor 3 (0,17 g/t) (Tabell 3).

Med høyere mikrobiell aktivitet ble det også observert raskere reduksjonsrate fra dag 3-6, samt enda raskere reduksjonsrate fra dag 6-9 for noen av stoffene (TCPP og MET) (Figur 17). Det mistenkes at hver miljøgift kunne gi ulikt oksygenforbruk når de ble mer biotilgjengelig for mikroorganismene. Dette ved å være til stede som en ekstra karbonkilde for mikroorganismene i kompostmassen. Den metodiske presisjonen ble ansett som dårlig med RSD > 40 %, og den viste imidlertid å være dårlig, særlig ved dag 0 for MTP (RSD=41,8 %) og CAR (RSD=45,7 %) (Vedlegg H, Tabell H5-H9). Dette kan muligens skyldes inhomogenitet i prøveekstraktene og andre nevnte analytiske aspekter ved analysen som gjenvinningsverdier, usikkerhet knyttet til analysen, ME og relativt høye MLOD og MLOQ for samtlige av stoffene.

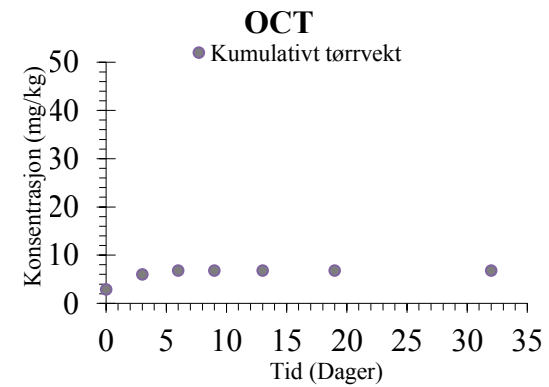
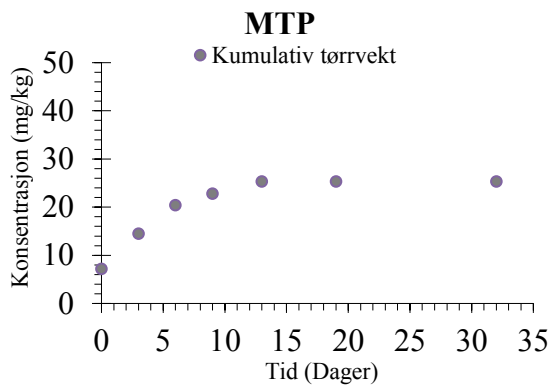
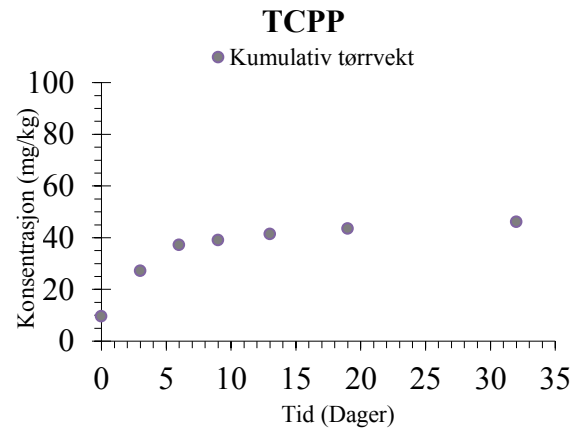
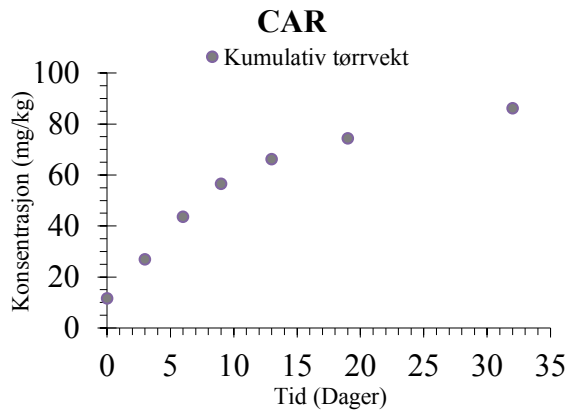
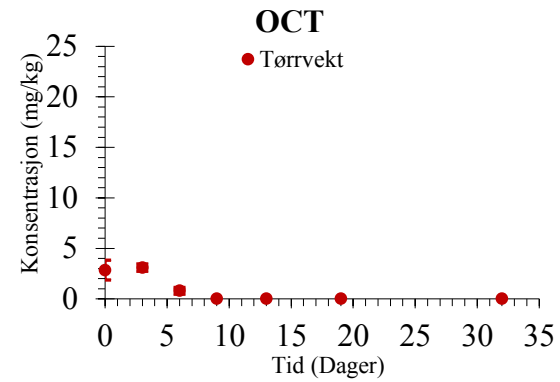
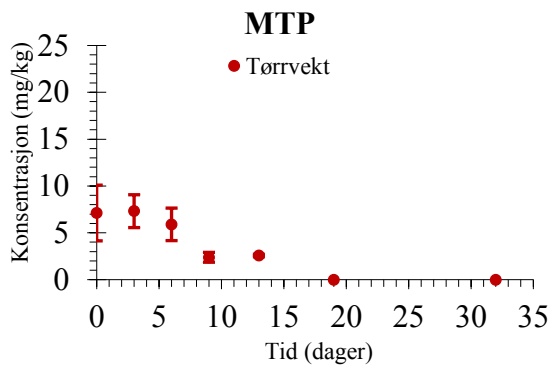
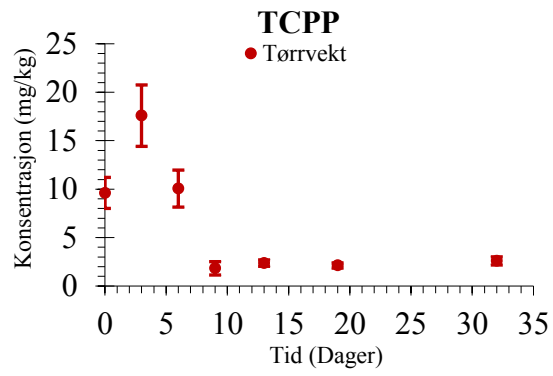
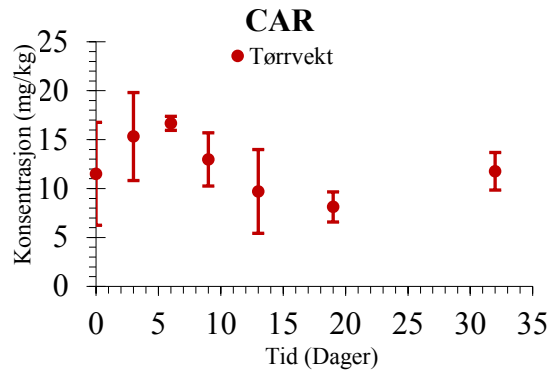
Selv om summen av miljøgift-konsentrasjonene ble redusert til slutt (Tabell 3), var CAR det eneste stoffet som ble estimert til negativ reduksjonsrate gjennom komposteringsperioden fra dag 0-32 (Tabell 5, Vedlegg H, Tabell H10). Dette viste at CAR er en vanskelig nedbrytbar miljøgift under aerobe forhold. Reduksjonsraten var samtidig størst for TCPP, etterfulgt av CAR og MTP, i perioden dag 6-9 på tørrvektbasis (Vedlegg H, Tabell H10). Det viser at reduksjonsraten over et kortere tidsrom ikke nødvendigvis er representativ for hvor mye som blir brutt ned over lenger tid. Reduksjonsraten var størst i perioden dag 0-13 hvor også mikrobielle aktiviteten var høyest i den innledende perioden (Tabell 5, Figur 14). Det samsvarer med de estimerte halveringstidene på tørrvektbasis hvor stoffenes halveringstid er < 13 dager, med unntak av CAR (Tabell 4). CAR skilte seg også fra de andre stoffene ved at startkonsentrasjonen først ble estimert fra dag 6 (Figur 17 A). Det finnes også andre eksempler på at et stoffs høyeste konsentrasjon observeres senere enn dag 0. En studie viste for eksempel at østrogener i kontakt med slam som inneholdt mikroorganismer raskt ble omdannet til glukuronid-konjugater. Disse konjugatene ville ikke kunne måles som østrogen, men de ble senere gjenvunnet som total østrogen (Ternes et al., 1999). For lavt målte

totalkonsentrasjoner grunnet tilstedeværelsen av konjugater kan også oppstå for andre organiske forbindelser. I denne sammenhengen er et konjugat en forbindelse som har fått festet en annen gruppe på seg. Dersom den andre gruppen blir spaltet av, opphører konjugatet å eksistere. Konjugatene til CAR trengte muligens lengre tid (3 dager lengre) for å spaltes enn konjugatene til de andre stoffene i dette arbeidet. Her er det bindingen mellom CAR og den konjugerte gruppen som er avgjørende for stabiliteten. I tillegg er den heterosykliske strukturen til CAR i utgangspunktet veldig stabil som er med å gjøre det vanskeligere å bryte ned stoffet (Tabell 1). Tilstrekkelig mikrobiell aktivitet med økt O<sub>2</sub>-forbruk er derfor nødvendig før stoffet kan bli immobilisert eller omleiret. Det samsvarer med at den mikrobielle aktiviteten hos mikroorganismene ble høyere på dag 6 enn dag 3 i de respektive reaktorene (Tabell 3, Figur 14 B). At det imidlertid ikke ble påvist transformasjonsprodukter viser hvor tungt nedbrytbar miljøgiften CAR er under aerobe forhold. Det er også mulig at stoffets sterke elektrostatiske adsorpsjon til substratet gjør CAR lite biotilgjengelig. Dette kan også underbygges av resulterte oppkonsentreringen til CAR i slutten av komposteringsforsøket (Tabell 5). Halveringstiden var derfor tilsynelatende høyere for CAR enn for de andre stoffene i komposteringsforsøket (Tabell 5).

Tabell 5 Ekstraksjonsutbytte av miljøgifter, identifisert gjennomsnittlig konsentrasjon (n=5) i mg/kg ved dag 0 og reduksjonsraten under høy mikrobiell aktivitet (0-13 dager), lav mikrobiell aktivitet (13-32 dager) og hele komposteringsperioden (0-32 dager) blir oppgitt både i tørrvekt og henholdsvis i mg/(kg tørrvekt/dag). En mer detaljert oversikt fra figur 14 finnes i Vedlegg H (Tabell H10). Halveringstiden til hver miljøgift i tørrvekt oppgis i tabellen etter å ha beregnet startkonsentrasjonen fra dag 3, unntatt halveringstiden til CAR som er beregnet fra dag 6. Eksempelberegning for halveringstiden vises i vedlegg G.

Miljøgift	Identifisert konsentrasjon ved dag 0 (mg/kg)	Metodisk gjenvinning (%)	Reduksjonsrate ved dag 0-13 (mg/(kg tørrvekt/dag))	Reduksjonsrate ved dag 13-32 (mg/(kg tørrvekt/dag))	Reduksjonsrate ved dag start-slutt (mg/(kg tørrvekt/dag))	Halveringstid (dager)
<b>CAR</b>	11,51	97,2	0,14	-0,11	-0,01	62,00
<b>MTP</b>	7,12	60,1	0,35	---	0,35	5,83
<b>OCT</b>	2,85	24,0	-0,08*	---	0,34	1,53
<b>TCPP</b>	9,61	101,5	0,33	-0,01	0,22	12,84

\*: Reduksjonsrate dag 0-3



Figur 16 Gjennomsnittlige konsentrasjoner med tilhørende SD (mg/kg) ble bestemt i tørrvekt (A: CAR, B: MTP, E: OCT, F: TCPP) og i kumulativ tørrvekt (C: CAR, D: MTP, G: TCPP og H: OCT) basert på 5 prøveekstrakter gjennom en komposteringsperiode på 0, 3, 6, 9, 13, 19 og 32 dager for de utvalgte miljøgiftene. Disse konsentrasjonene oppgis med 95 % konfidens. MTP ble ikke detektert etter 13, og OCT ble ikke detektert etter dag 6.

En tidligere studie har vist at ved høyt OM-innhold kan nedbrytningen hemmes av organiske forbindelser og dette i noen tilfeller kan skyldes på grunn av økt adsorpsjonsatferd (Hernández & Almendros, 2012). Dette ble ikke observert for OCT som hadde den største adsorpsjonskoeffisienten ( $\text{Log } K_{OC} = 5,614$ ) blant de bestemte miljøgiftene, og stoffet regnes for å være mest adsorbent til partikkeloverflater. Dermed kan hemming av nedbrytning muligens utelukkes for alle stoffene (Vedlegg A). Likevel, på grunn av de forskjellige strukturene til miljøgiftene (ionisk eller polar) og kompliserte pH-avhengig speciering, kan ikke adsorpsjonsadferden deres lett forutses i jorden. OCT skiller seg også ut blant stoffene ved at stoffet ikke dissosieres (Parchem, 2017). CAR, som har lavere adsorpsjonskoeffisient ( $\text{Log } K_{OC} = 3,588$ ) enn OCT ( $\text{Log } K_{OC} = 5,614$ ), ble ikke nedbrutt. Derimot ble MTP redusert til under LOD og TCPP tilstrekkelig redusert til under LOD; disse stoffene hadde også lavere adsorpsjonskoeffisienter (på henholdsvis  $\text{Log } K_{OC} = 1,794$  og  $\text{Log } K_{OC} = 3,107$ ) enn CAR ( $\text{Log } K_{OC} = 3,588$ ) (Vedlegg A).

Funnene tydet heller på at CAR er en tung nedbrytbar miljøgift og sannsynligvis mobil under aerobe forhold. En studie som vurderte miljørisikoen for miljøgiftene av gjenvunnet avløpsvann, samt påføring av slam i jord, viste at CAR med sin relative utholdenhet og dårlig adsorpsjon kunne utgjøre en høy risiko for utlekking til grunnvann (Yu et al., 2013). Slik en utlekking kan også skje med TCPP, men under en lengre komposteringsperiode ville muligens TCPP blitt redusert til under LOD. Dette kunne potensielt blitt demonstrert dersom reaktor 1 (dag 32) hadde gått noe lengre. Siden miljøgiftene TCPP og CAR mistenkes for å oppnå stabilitet er de vanskeligere å redusere til under LOD (Figur 17 A, C, G og E). OCT, MTP og TCPP er i hovedsak dårlig skjermet, og dermed kan konjugatene og molekylene spaltes slik at de blir immobilisert og omleiret gjennom transformasjonsprosesser under komposteringsforsøket. Disse stoffenes halveringstid på  $< 13$  dager viste også hvor lett biotilgjengelig stoffene var som karbonkilde for mikroorganismene, sett ved økt mikrobiell aktivitet (Tabell 4). Imidlertid viste også dynamikken i det biotiske miljøet for at mikroorganismene var i stand til å omstilles raskt til en annen karbonkilde i perioden frem til dag 13 (Figur 16).

## 4.5 Sammenligning av aerobisk komposteringsprosess og anaerobisk biogassprosess

Resultatene i dette arbeidet skiller seg fra en annen studie gjort med de samme utvalgte miljøgiftene under anaerob nedbrytning i biogassreaktorer (Ali et al., 2019a). Ved å sammenligne resultatene fra studiens anaerobe eksperiment med stoffene fra dette eksperimentet, blir både likheter og forskjeller funnet fra to ulike behandlingsprosesser av organisk avfall.

*Tabell 6 Ifølge den anaerobe studien til Ali et al. (2019a) ble MTP og CAR sannsynligvis redusert til under LOD i fast medium. I den aerobiske komposteringsprosessen i dette arbeidet ble derimot MTP og OCT redusert til under LOD (Figur 17 B, E og F). Blant undersøkte miljøgiftene i det aerobe komposteringseksperimentet var CAR mest stabil (Figur 17 A), mens OCT var mest stabil i det anaerobe biogasseksperimentet (Ali et al., 2019a).*

Behandlingsprosess	Redusert miljøgift til < LOD	Stabil miljøgift
Aerob (komposteringsprosess)	MTP og OCT	CAR
Anaerob (biogassprosess)	MTP og CAR	OCT

I det anaerobe eksperimentet ble reduksjonen bestemt i vandig og fast medium. Siden komposteringen er gjort i fast fraksjon vil komposteringsprosessen sammenlignes mot fastmediet i biogassprosessen, og dette oppsummeres i tabell 6. Likevel er det viktig å påpeke at fastmedium i disse biogassprosessene inneholder en vannmengde på 53-70 % (Ali et al., 2019a). I dette anaerobe eksperimentet ble MTP og CAR redusert til under LOD i fast medium (Ali et al., 2019a). I det aerobe eksperimentet ble derimot MTP og OCT redusert til under LOD (Figur 17 B, E og F). Blant undersøkte miljøgiftene i det aerobe komposteringseksperimentet var CAR mest stabil (Figur 17 A), mens OCT var den mest stabile i det anaerobe biogasseksperimentet (Ali et al., 2019a). Basert på disse to studiene kan det virke som forskjellen i stabilitet skyldes de ulike bakteriene. Hvorvidt en bakteriepopulasjon dominerte i de ulike fasene av komposteringsperioden ble ikke studert, og dette ble heller ikke undersøkt i studien til Ali et al. (2019a) (Ali et al., 2019a). Basert på prøvene i fastmedium fra de ulike biogassanleggene ble reaktortemperaturene estimert til en gjennomsnittlig temperatur på 44° C. Det kan med forsiktighet antas å finne sporagene baciller som *Clostridium* i det anaerobe systemet (Ziganshin et al., 2013), mens i aerobe systemet kan *Bacillus* finnes i kompostmassen ved temperatur > 60 ° C (Kertesz & Thai, 2018). Siden energiutbyttet imidlertid er større ved aerob respirasjon enn ved anaerob

respirasjon, vil energipotensialet prege opphavet til ulike bakteriekulturer, som nevnt i teorikapittel 2.1.

Antimikrobielle midler mye brukt i personlig pleie-produkter har gjennom skjebnemodellering vist seg å ikke brytes raskt ned med sin biologiske nedbrytningshalveringstid. Disse midlene kan derimot bli nedbrutt raskt i aerobe jordprøver, men dette er ikke tilfellet i anaerobe jordprøver (Ying et al., 2007). Dette kan tyde på at reduksjonen av stoffer i de to systemene skyldes forskjellige kjemiske reaksjoner, også siden hvorvidt konsentrasjonsreduksjonen skyldes kjemisk eller biologisk nedbrytning ikke kan avgjøres. I noen av disse biogassanleggene ble det gjort forbehandlinger som termisk hydrolyse eller forbehandling ved høy temperatur. Derfor kan det forventes andre kjemiske reaksjoner under de abiotiske reaksjonsveiene.

CAR viste seg å være vanskelig å bryte ned under aerobe forhold. Stoffet så ut til å akkumulere lettere i det aerobe eksperimentet enn i det anaerobe eksperimentet (Figur 17 A og C). Under komposteringen kan mineraliseringen blitt inhibert på grunn av økt adsorpsjon av CAR (og dermed redusert biotilgjengelighet) eller tilførsel av andre miljøgifter. Slike andre miljøgifter kan ha bedret tilgjengeligheten til næringsstoffene eller karbonkildene og tatt plassen til CAR på mikroorganismene. Lignende hemninger har tidligere blitt observert for andre N-holdige forbindelser, som for eksempel herbicidet atrazin (Li et al., 2013). Under CAR-nedbrytelsen i fast medium ble akridin påvist i den anaerobe behandlingen. Karpamazepin 10, 11- epoksid og 3-hydroksy-karpamazepin ble derimot ikke påvist i fast medium under anaerob behandling. I den aerobe behandlingen ble samtidig ikke disse transformasjonsproduktene påvist, hvilket som nevnt viser hvor stabil CAR er under aerobe forhold. Det er mulig at CAR først blir nedbrytbar ved enzymatiske reaksjonsveier i det abiotiske miljøet til det anaerobe systemet. Dette bekrefter at i abiotiske transformasjonsprosesser med reaktive mineraler (Berns et al., 2019), vil CAR reduseres først gjennom enzymatiske reaksjonsveier som katalytisk hydrogenering og/eller elektrokjemisk konversjon under reduserte forhold i anaerobe miljø (Konig et al., 2016).

Ifølge tabell 6 var OCT stabil i det anaerobe eksperimentet, men ble redusert til under LOD i det aerobe eksperimentet. Som tidligere nevnt er OCT et stoff som lett adsorberer til partikler. Stoffet ble trolig biotilgjengelig for mikroorganismene under aerobe forhold ved

økt mikrobiell aktivitet. Overraskende nok var OCT det mest stabile stoffet under anaerobe forhold blant alle miljøgiftene. Rekken av Log  $K_{OC}$  til de respektive stoffene er følgende: CAR>OCT>MTP>TCPP, mens Log  $K_{OW}$  er følgende: OCT> TCPP>CAR>MTP (Vedlegg A). Overnevnte rekkefølgene i egenskapene til hvert stoff er i samsvar for CAR og MTP, men TCPP avviker på grunn av dens lave pKa-verdi (pKa=-9,1) (Chemaxon, 2021). Som nevnt dissosierer ikke OCT, og stoffet har hovedsakelig adsorbent til partikkeloverflater.

Det er begrenset i hvor stor grad det er mulig å sammenligne to funksjonelt ulike systemer, spesielt når variabiliteten vurderes basert på miljøgift-stabilitet under forskjellige forhold. Ifølge PCA-analysen til Ali et al. (2019a) var ikke variabiliteten for hele datasettet (inkludert prøver i vandig medium og fast medium) fullstendig forstått (PC1 & PC2 = 40 %) (Ali et al., 2019a). Det speiler hvor kompleks biogassprosessen er og kan forklare den reduserte effektiviteten i reduksjonen av stoffene. Den reduserte effektiviteten kan også skyldes at ikke alle parametere overvåkes da de heller ikke er identifisert. Variabiliteten i datasettet fra komposteringen bør derimot undersøkes ytterligere for å bestemme hvilke parametere som bidro mest til reduksjon av forurensingene.

## 5 Konklusjon

Alle kriteriene til komposteringsforsøket ble vurdert til som gode: (1) godt blandingsforhold mellom biorest og hoggflis (635 g / 247 g (w/w)) i startblandingen med 40 % - 65 % fuktighet hos hver Dewar-reaktor, (2) opprettholdelse av > 5 % O<sub>2</sub>-konsentrasjon i kompostmassens porerom gjennom prosessen, (3) lave utslipp av CH<sub>4</sub> (målt til < 1,7 % hos alle Dewar-reaktorene) og (4) god temperaturutvikling gjennom både mesofilfasen (40 °C) og termofilfase (45 °C - 63,5 °C).

I den termofile komposteringsmetoden ble CAR, LOS, MTP, OCT og TCPP analysert. Analysemetoden var egnet til å bestemme alle stoffene unntatt LOS. Halveringstiden ble estimert til å være < 13 dager for alle stoffene utenom CAR (62 dager). Selv om CAR etter hvert ble redusert over et kort tidsrom, mistenkes det at stoffet først immobiliseres og omleires ved høy mikrobiell aktivitet. CAR var blant de raskeste av stoffene (størst reduksjonsrate) ved høy mikrobiell aktivitet. Ved lavere mikrobiell aktivitet mistenkes CAR å være mindre biotilgjengelig for aerobe mikroorganismer. Transformasjonsproduktene og metabolittene karpamazepin-10, 11- epoksid, 3-hydrokxy-karpamazepin og akridin ble ikke påvist, og dette støtter at CAR oppnår stabilitet ved å være lite biotilgjengelig hos aerobe mikroorganismene. I denne komposteringsstudien akkumulerte til slutt CAR i komposteringsmaterialet, i motsetning til en biogass-studie hvor stoffet sannsynligvis ble redusert til under deteksjonsgrensen gjennom enzymatiske reaksjonsveier.

TCPP ble redusert både i komposteringsmaterialet og biogass-studien, men ikke redusert til under deteksjonsgrensen. Det mistenkes at TCPP ville blitt ytterligere redusert dersom reaktoren (dag 32) hadde gått noe lengre. Samtidig støtter muligens dette at stabilitet ble oppnådd gjennom transformasjonsprosesser under både aerobe og anaerobe betingelser. Det var ikke tilfelle for MTP som ble redusert til under deteksjonsgrensen etter dag 13 under komposteringsprosessen. Siden stoffet også ble redusert under anaerobe betingelser i biogass-studien, kreves det muligens ikke et stort energipotensial for å redusere dette stoffet. OCT viste seg derimot å være stabilt under anaerobe forhold, mens i aerobe forhold ble stoffet redusert til under deteksjonsgrensen etter dag 6. Basert på stoffets kjemiske egenskaper er det grunn til å tro at OCT adsorberes til partikkeloverflater og på den måten oppnår stabilitet i anaerobe forhold. Det mistenkes også at den høye mikrobielle aktiviteten i kompostmaterialet bidro til å redusere OCT under aerobe forhold. At oksygenforbruket endret seg gjennom



komposteringsperioden kan indikere at de aerobe mikroorganismene benyttet seg av ulike karbonkilder, deriblant de tilgjengelige miljøgiftene.

## 6 Videre arbeid

Tilgjengelighet, livsmiljø og mengden mikrober er avgjørende for hvor mye og hvor raskt organiske materialet og miljøgiftene ko-metaboliseres under komposteringsprosessen. Forsøkene er utført statisk i små kompostreaktorer fra start til slutt. En mulig forbedring kan være vending av massen halvveis i forsøket. Dette kan gi en bedre komposteringsprosess, men også reduseres miljøgifter ytterligere. Det bør også undersøkes ytterligere ved hjelp av statistiske analysemetoder for å bestemme i hvilken grad de målte parameterne bidro mest til reduisering av forurensingene.

Videre foreslås det å bedre forsøksdesignet ved å studere skjebnen til en bestemt stoffklasse av analytter som ligner i egenskaper, slik Vasskog et al. (2009) gjorde med antidepressive legemidler av selektive serotonin-reopptakshemmere (*Selective serotonin reuptake inhibitors*; SSRIs) (Vasskog et al., 2009). Det vil gjøre det lettere å analysere og følge stoffenes skjebne som ligner hverandres reduksjonsrate. Det foreslås videre å bestemme stoffenes metabolitter for å se om metabolittkonsentrasjonen øker ved reduksjon av stoffene. Den utviklede analysemetoden til Ali et al. (2019b) bør inkludere spesifikke standardløsninger for å identifisere flere av transformasjonsproduktene og metabolittene til stoffene (Ali et al., 2019b).

Det var utfordringer knyttet til matriksen i dette arbeidet. Den hadde en svært varierende effekt på de utvalgte miljøgiftene. Noen viste en tydelig ionesuppresjon, mens andre (deriblant LOS) viste økning i respons. Det kan skyldes at uønskede kjemikalier og forurensninger i prøven konkurrerte om bindingsstedene, og dermed reduserte adsorpsjonseffektiviteten til SPE-kolonnene (Al-Odaini et al., 2010). Siden dette er et uunngåelig fenomen kan ytterligere prøveopparbeidelse og mer spesifikk isotopfortynning forbedre gjenvinningen av miljøgiftene (Fan et al., 2020). Analysespesifikk fortynning av isotoper foreslås for å unngå spesielt lav gjenvinning i de kjente tilsatte mengdene av de «spikede prøvene» og økt matrikskompleksitet. Studier har vist at bruk av matchede isotopmerkede analytter i stor grad kan kompensere SPE-tap og dempe ME (Vanderford &

Snyder, 2006). Tross fordelene med å ha eksakte isotopmerkede internstandarder, er de ikke tilgjengelige for alle forbindelser og mange er dyre. Internstandarder bør likevel benyttes basert på strukturen og oppførselen til analytten. Selv med begrensninger i budsjett og forsyning på grunn av Covid19, ville internstandarder vært nyttige i dette arbeidet da de kunne redusert SPE-tap og ME ytterligere.

Det hadde også vært mulig å finne ut om usikkerheten hovedsakelig lå i arealet til kjent tilsatt mengde («spiked») matriksblind ved å gjøre en sammenligning med arealet til kontrollprøven. Dersom arealet for kontrollprøven viste en tilfredsstillende presisjon, ville resultatene indikert at usikkerheten hovedsakelig lå i arealet til kjent tilsatt mengde («spiked») matriksblind. Selv om denne usikkerheten ville vært vanskelig å knytte opp mot matrikseffekten og gjenvinningen i prøveopparbeidelsen, kunne dette likevel gitt informasjon knyttet til interferenser. Disse interferensene kunne da blitt bedre korrigerert for i analysen.

Linearitetsområdet var innenfor det kvantifiserte konsentrasjonsområdet.

Korrelasjonskoeffisienten,  $R^2$ , var like under 0,9 for stoffene og regnes som tilstrekkelig god (nærme  $R^2 = 1$ ) til dette arbeidets formål (Vedlegg R). Likevel, med bedre presisjon i prøveuttaket av den rene bioresten ville korrelasjonskoeffisient vært enda bedre. Videre viste linearitetsrekken i den rene bioresten ulikt stigningstall fra stigningstallet for de samme miljøgiftene i komposteringsmaterialet. Ulike stigningstall indikerte at det var variasjoner i bioresten og inhomogen innblanding av stoffene. Denne stigningstallforskjellen tydet også på at det fantes ulikheter i de representative prøvetakingene ved at ulik mengde av struktur og biorest hadde blitt med under ekstraksjonen. Dette øker usikkerheten knyttet til de estimerte konsentrasjonene i tørrvekt. Dermed forslås det at kun bioresten uten struktur tas ut til TS og glødetapmålinger, samt til analyse av prøvene. Det ville gitt en bedre metodisk presisjon og følsomhet av stoffene. Siden ME hovedsakelig ble forårsaket av ko-eluering av komponenter under kromatografisk separasjon, kan det ha vært en faktor for at ESI kilden ga høy MLOD.

## 7 Litteraturliste

1. Al-Odaini, N. A., Zakaria, M. P., Yaziz, M. I. & Surif, S. (2010). Multi-residue analytical method for human pharmaceuticals and synthetic hormones in river water and sewage effluents by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1217 (44): 6791-806. doi: 10.1016/j.chroma.2010.08.033.
2. Ali, A. M., Nesse, A. S., Eich-Greatorex, S., Sogn, T. A., Aanrud, S. G., Aasen Bunaes, J. A., Lyche, J. L. & Kallenborn, R. (2019a). Organic contaminants of emerging concern in Norwegian digestates from biogas production. *Environ Sci Process Impacts*, 21 (9): 1498-1508. doi: 10.1039/c9em00175a.
3. Ali, A. M., Nesse, A. S., Eich-Greatorex, S., Sogn, T. A., Aanrud, S. G., Aasen Bunaes, J. A., Lyche, J. L. & Kallenborn, R. (2019b). Organic contaminants of emerging concern in Norwegian digestates from biogas production. Supplementary information.
4. Alonso, M. B., Feo, M. L., Corcellas, C., Gago-Ferrero, P., Bertozzi, C. P., Marigo, J., Flach, L., Meirelles, A. C., Carvalho, V. L., Azevedo, A. F., et al. (2015). Toxic heritage: Maternal transfer of pyrethroid insecticides and sunscreen agents in dolphins from Brazil. *Environ Pollut*, 207: 391-402. doi: 10.1016/j.envpol.2015.09.039.
5. Aranyos, J. T., Tomócsik, A., Makádi, M., Mészáros, J. & Blaskó, L. (2016). Changes in physical properties of sandy soil after long-term compost treatment. *International Agrophysics*, 30 (3): 269-274. doi: 10.1515/intag-2016-0003.
6. Arpin-Pont, L., Bueno, M. J., Gomez, E. & Fenet, H. (2016). Occurrence of PPCPs in the marine environment: a review. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23 (6): 4978-91. doi: 10.1007/s11356-014-3617-x.
7. Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S. & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*, 8 (2): 141-158. doi: 10.1007/s13165-017-0180-z.
8. Barlindhaug, J. (2018). *kompost*. I Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/kompost> (lest 31.05.21)
9. Bergersen, O., Briseid, T. & Holdhus., O. (1992). *Aerob rotasjonskompostering av kloakkslam*. Rapport for Norges Teknisk- Naturvitenskapelige Forskningsråd.
10. Bergersen, O., Boen, A. S. & Sorheim, R. (2009). Strategies to reduce short-chain organic acids and synchronously establish high-rate composting in acidic household waste. *Bioresour Technol*, 100 (2): 521-6. doi: 10.1016/j.biortech.2008.06.044.
11. Bergersen, O. (2018). *Miljørapport for ORIGO Skibotn sitt kompostanlegg i Storfjord kommune*. Tilgjengelig fra: [https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2592727/NIBIO\\_RAPPORT\\_2019\\_5\\_47.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2592727/NIBIO_RAPPORT_2019_5_47.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (lest 11.08.21).
12. Bergersen, O. & Briseid, T. (2019). Kompostering av biorest fra biogass-produksjon – mulig økte metanutslipp?. *Utlevert artikkel fra NIBIO*
13. Berns, E. C., Sanford, R. A., Valocchi, A. J., Strathmann, T. J., Schaefer, C. E. & Werth, C. J. (2019). Contributions of biotic and abiotic pathways to anaerobic trichloroethene transformation in low permeability source zones. *J Contam Hydrol*, 224: 103480. doi: 10.1016/j.jconhyd.2019.04.003.
14. Bhattarai, R., Kalita, P. K., Yatsu, S., Howard, H. R. & Svendsen, N. G. (2011). Evaluation of compost blankets for erosion control from disturbed lands. *J Environ Manage*, 92 (3): 803-12. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.10.028.

15. Bialobrzewski, I., Miks-Krajnik, M., Dach, J., Markowski, M., Czekala, W. & Gluchowska, K. (2015). Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Manag*, 43: 72-83. doi: 10.1016/j.wasman.2015.05.036.
16. Biel-Maeso, M., Corada-Fernández, C. & Lara-Martín, P. A. (2019). Removal of personal care products (PCPs) in wastewater and sludge treatment and their occurrence in receiving soils. *Water Res*, 150: 129-139. doi: 10.1016/j.watres.2018.11.045.
17. Boutasknit, A., Anli, M., Tahiri, A., Raklami, A., Ait-El-Mokhtar, M., Ben-Laouane, R., Ait Rahou, Y., Boutaj, H., Oufdou, K., Wahbi, S., et al. (2020). Potential Effect of Horse Manure-green Waste and Olive Pomace-green Waste Composts on Physiology and Yield Of Garlic (*Allium sativum* L.) and Soil Fertility. *Gesunde Pflanzen*, 72 (3): 285-295. doi: 10.1007/s10343-020-00511-9.
18. Chemaxon. (2021a). *Tris(2-chloroethyl)phosphate*. Tilgjengelig fra: <http://www.t3db.ca/toxins/T3D4950> (lest 10.08.21).
19. Chempidder. (2021). *Carbamazepine*. Tilgjengelig fra: <http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.2457.html?rid=57ce4dbd-b428-411e-afb2-dcce0b633341> (lest 06.05.21).
20. Chempidder. (2021b). *Losartan*. Tilgjengelig fra: <http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.3824.html?rid=f5ea0b79-2a19-4b23-bef7-c9642add4794>(lest 06.05.21).
21. Chempidder. (2021c). *Metoprolol*. Tilgjengelig fra: <http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.4027.html?rid=f46d2eea-9193-42f7-b814-cd54e57c9b8f> (lest 06.05.21).
22. Chempidder. (2021d). *Octocrylene*. Tilgjengelig fra: [http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.21165.html?rid=00cd8956-7be6-4a1a-a4ab-161476df5489&page\\_num=0](http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.21165.html?rid=00cd8956-7be6-4a1a-a4ab-161476df5489&page_num=0) (lest 06.05.21).
23. Chempidder. (2021e). *Tri(chloropropyl)phosphate*. Tilgjengelig fra: <http://www.chempidder.com/Chemical-Structure.10745879.html?rid=dd40affb-1824-4e28-bccc-dde24dc8aadb> (lest 06.05.21).
24. Cleophas, T. J. & Zwinderman, A. H. (2012). *Statistics Applied to Clinical Studies*. 5. Aufl. 5th ed. 2012 utg. Dordrecht: Springer Netherlands.
25. Dewar, J. (1898). Preliminary note on the liquefaction of hydrogen and helium. *Abstr. Pap. Printed Phil. Trans. R. Soc. Lond*, 63 (389): 256-258. doi: 10.1098/rspl.1898.0031.
26. Downs, C. A., DiNardo, J. C., Stien, D., Rodrigues, A. M. S. & Lebaron, P. (2021). Benzophenone Accumulates over Time from the Degradation of Octocrylene in Commercial Sunscreen Products. *Chem Res Toxicol*, 34 (4): 1046-1054. doi: 10.1021/acs.chemrestox.0c00461.
27. ECHA. (2021a). *Octocrylene*. Tilgjengelig fra: <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.025.683> (lest 13.03.21).
28. ECHA. (2021b). *TCPP*. Tilgjengelig fra: [https://echa.europa.eu/documents/10162/13628/corap\\_justification\\_807-935-0\\_update2\\_dk\\_15660\\_en.pdf/3baf78d1-2041-681c-13fd-da450227e399](https://echa.europa.eu/documents/10162/13628/corap_justification_807-935-0_update2_dk_15660_en.pdf/3baf78d1-2041-681c-13fd-da450227e399) (lest 24.05.21).
29. Eggen, T., Heimstad, E. S., Stuanes, A. O. & Norli, H. R. (2013). Uptake and translocation of organophosphates and other emerging contaminants in food and forage crops. *Environ Sci Pollut Res Int*, 20 (7): 4520-31. doi: 10.1007/s11356-012-1363-5.

30. Eggen, T., Heimstad, E. S., Nikiforov, V. & Vogelsang, C. (2019). *Maximum limit values for selected hazardous organic contaminants (HOCs) in secondary raw materials used in fertilisers and soil products*. Rapport for Miljødirektoratet.
31. Estrada-Bonilla, G. A., Durrer, A. & Cardoso, E. J. B. N. (2021). Use of compost and phosphate-solubilizing bacteria affect sugarcane mineral nutrition, phosphorus availability, and the soil bacterial community. *Applied soil ecology : a section of Agriculture, ecosystems & environment*, 157: 103760. doi: 10.1016/j.apsoil.2020.103760.
32. Evanylo, G., Sherony, C., Spargo, J., Starner, D., Brosius, M. & Haering, K. (2008). Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127 (1): 50-58. doi: 10.1016/j.agee.2008.02.014.
33. Evgenidou, E. N., Konstantinou, I. K. & Lambropoulou, D. A. (2015). Occurrence and removal of transformation products of PPCPs and illicit drugs in wastewaters: a review. *Sci Total Environ*, 505: 905-26. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.021.
34. Fan, X., Gao, J., Li, W., Huang, J. & Yu, G. (2020). Determination of 27 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in water: The benefit of isotope dilution. *Frontiers of environmental science & engineering*, 14 (1): 1-10. doi: 10.1007/s11783-019-1187-3.
35. Fedorova, G., Ben Ari, J., Tadmor, G., Paltiel, O. & Chefetz, B. (2016). Environmental exposure to pharmaceuticals: A new technique for trace analysis of carbamazepine and its metabolites in human urine. *Environ Pollut*, 213: 308-313. doi: 10.1016/j.envpol.2016.02.027.
36. Felleskatalogen. (2020a). *Trimonil Retard*. Tilgjengelig fra: <https://www.felleskatalogen.no/medisin/trimonil-retard-desitin-564842> (lest 08.03.21).
37. Felleskatalogen. (2020b). *Cozaar*. Tilgjengelig fra: <https://www.felleskatalogen.no/medisin/cozaar-msd-547687> (lest 08.03.21).
38. Felleskatalogen. (2020c). *Metoprolol Sandoz depottabletter*. (pakningsvedlegg). Tilgjengelig fra: <https://www.felleskatalogen.no/medisin/metoprolol-sandoz-depottabletter-sandoz-561425> (lest 08.03.21).
39. Fogg, P., Boxall, A. B. & Walker, A. (2003). Degradation of pesticides in biobeds: the effect of concentration and pesticide mixtures. *J Agric Food Chem*, 51 (18): 5344-9. doi: 10.1021/jf030060z.
40. Fonseca, A. P., Marques, E. J., Torres, J. B., Silva, L. M. & Siqueira, H. A. (2015). Lethal and sublethal effects of lufenuron on sugarcane borer *Diatraea flavipennella* and its parasitoid *Cotesia flavipes*. *Ecotoxicology*, 24 (9): 1869-79. doi: 10.1007/s10646-015-1523-8.
41. Fornes, F., Carrion, C., Garcia-de-la-Fuente, R., Puchades, R. & Abad, M. (2010). Leaching composted lignocellulosic wastes to prepare container media: feasibility and environmental concerns. *J Environ Manage*, 91 (8): 1747-55. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.03.017.
42. Fuad, A. & Ali, A. A.-H. (2021). Compost Inoculated with Fungi from a Mangrove Habitat Improved the Growth and Disease Defense of Vegetable Plants. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 13 (124): 124. doi: 10.3390/su13010124.
43. Føreid, B., Bergersen, O. & Sørheim, J. (2018). *Kompostens virkning i dyrket jord*. Tilgjengelig fra: [https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2580896/NIBIO\\_POP\\_2018\\_4\\_29.pdf?sequence=4&isAllowed=y](https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2580896/NIBIO_POP_2018_4_29.pdf?sequence=4&isAllowed=y) (lest 18.05.21)

44. Gagne, F., Blaise, C. & Andre, C. (2006). Occurrence of pharmaceutical products in a municipal effluent and toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Ecotoxicol Environ Saf*, 64 (3): 329-36. doi: 10.1016/j.ecoenv.2005.04.004.
45. GeoTech. (2012). *GA 2000 Range Gas Analysers Operating Manual*. Tilgjengelig fra: [https://biolab.de/sites/default/files/ga2000\\_range\\_manual1.42.pdf](https://biolab.de/sites/default/files/ga2000_range_manual1.42.pdf) (lest 26.04.21).
46. Gissén, C., Prade, T., Kreuger, E., Nges, I. A., Rosenqvist, H., Svensson, S.-E., Lantz, M., Mattsson, J. E., Börjesson, P. & Björnsson, L. (2014). Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Biomass & bioenergy*, 64: 199-210. doi: 10.1016/j.biombioe.2014.03.061.
47. Greibrokk, T., E., L. & Rasmussen, K. E. (1994). *Kromatografi*. Universitetsforlaget (3.utg.).
48. Gros, M., Petrovic, M. & Barcelo, D. (2006). Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters. *Talanta*, 70 (4): 678-90. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.
49. Guo, Z., Zhang, J., Fan, J., Yang, X., Yi, Y., Han, X., Wang, D., Zhu, P. & Peng, X. (2019). Does animal manure application improve soil aggregation? Insights from nine long-term fertilization experiments. *Sci Total Environ*, 660: 1029-1037. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.051.
50. Hanslin, H. M., Sæbø, A. & Bergersen, O. (2005). Estimation of oxygen concentration in the soil gas phase beneath compost mulch by means of a simple method. *Urban forestry & urban greening*, 4 (1): 37-40. doi: 10.1016/j.ufug.2005.05.001.
51. Harris, D. C. (2016). *Quantitative chemical analysis*. 9 utg. Macmillan.
52. Hernández, T., Chocano, C., Moreno, J.-L. & García, C. (2016). Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. *Soil & tillage research*, 160: 14-22. doi: 10.1016/j.still.2016.02.005.
53. Hernández, Z. & Almendros, G. (2012). Biogeochemical factors related with organic matter degradation and C storage in agricultural volcanic ash soils. *Soil biology & biochemistry*, 44 (1): 130-142. doi: 10.1016/j.soilbio.2011.08.009.
54. Herren, G. L., Binnemans, I., Joos, L., Viaene, N., Ehlers, R.-U., Vandecasteele, B., Bert, W. & Steel, H. (2018). Compost as a carrier medium for entomopathogenic nematodes – The influence of compost maturity on their virulence and survival. *Biological control*, 125: 29-38. doi: 10.1016/j.biocontrol.2018.06.007.
55. Hertzog, G. I., Soares, K. L., Caldas, S. S. & Primel, E. G. (2015). Study of vortex-assisted MSPD and LC-MS/MS using alternative solid supports for pharmaceutical extraction from marketed fish. *Anal Bioanal Chem*, 407 (16): 4793-803. doi: 10.1007/s00216-015-8685-3.
56. Hopkins, Z. R., Snowberger, S. & Blaney, L. (2017). Ozonation of the oxybenzone, octinoxate, and octocrylene UV-filters: Reaction kinetics, absorbance characteristics, and transformation products. *J Hazard Mater*, 338: 23-32. doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.05.016.
57. Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R. & Zhao, Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J Environ Sci (China)*, 23 (10): 1754-60. doi: 10.1016/s1001-0742(10)60591-8.
58. Jiang, T., Li, G., Tang, Q., Ma, X., Wang, G. & Schuchardt, F. (2015). Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of



- pig feces in pilot scale. *J Environ Sci (China)*, 31: 124-32. doi: 10.1016/j.jes.2014.12.005.
59. Kallenborn, R., Brorstrom-Lunden, E., Reiersen, L. O. & Wilson, S. (2018). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Arctic environments: indicator contaminants for assessing local and remote anthropogenic sources in a pristine ecosystem in change. *Environ Sci Pollut Res Int*, 25 (33): 33001-33013. doi: 10.1007/s11356-017-9726-6.
  60. Kastner, M., Lotter, S., Heerenklage, J., Breuer-Jammali, M., Stegmann, R. & Mahro, B. (1995). Fate of <sup>14</sup>C-labeled anthracene and hexadecane in compost-manured soil. *Appl Microbiol Biotechnol*, 43 (6): 1128-35. doi: 10.1007/BF00166937.
  61. Kertesz, M. A. & Thai, M. (2018). Compost bacteria and fungi that influence growth and development of *Agaricus bisporus* and other commercial mushrooms. *Appl Microbiol Biotechnol*, 102 (4): 1639-1650. doi: 10.1007/s00253-018-8777-z.
  63. Ko, H. J., Kim, K. Y., Kim, H. T., Kim, C. N. & Umeda, M. (2008). Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Manag*, 28 (5): 813-20. doi: 10.1016/j.wasman.2007.05.010.
  64. Konig, A., Weidauer, C., Seiwert, B., Reemtsma, T., Unger, T. & Jekel, M. (2016). Reductive transformation of carbamazepine by abiotic and biotic processes. *Water Res*, 101: 272-280. doi: 10.1016/j.watres.2016.05.084.
  65. Kotthoff, L., Keller, J., Lorchner, D., Mekonnen, T. F. & Koch, M. (2019). Transformation Products of Organic Contaminants and Residues-Overview of Current Simulation Methods. *Molecules*, 24 (4). doi: 10.3390/molecules24040753.
  66. Lhadi, E. K., Tazi, H., Aylaj, M., Genevini, P. L. & Adani, F. (2006). Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. *Bioresour Technol*, 97 (16): 2117-23. doi: 10.1016/j.biortech.2005.09.012.
  67. Li, J., Dodgen, L., Ye, Q. & Gan, J. (2013). Degradation kinetics and metabolites of carbamazepine in soil. *Environ Sci Technol*, 47 (8): 3678-84. doi: 10.1021/es304944c.
  68. Li, J., Cooper, J. M., Lin, Z. a., Li, Y., Yang, X. & Zhao, B. (2015). Soil microbial community structure and function are significantly affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Applied soil ecology : a section of Agriculture, ecosystems & environment*, 96: 75-87. doi: 10.1016/j.apsoil.2015.07.001.
  69. Li, M., Sun, Q., Li, Y., Lv, M., Lin, L., Wu, Y., Ashfaq, M. & Yu, C. P. (2016). Simultaneous analysis of 45 pharmaceuticals and personal care products in sludge by matrix solid-phase dispersion and liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem*, 408 (18): 4953-64. doi: 10.1007/s00216-016-9590-0.
  70. Lovdata. (2021). *Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951> (lest 11.03.21).
  71. Maheshwari, D. K. (2014). *Composting for sustainable agriculture*, b. 3. Switzerland: Springer.
  72. Malvar, J. L., Santos, J. L., Martin, J., Aparicio, I. & Alonso, E. (2020). Approach to the Dynamic of Carbamazepine and its Main Metabolites in Soil Contamination through the Reuse of Wastewater and Sewage Sludge. *Molecules*, 25 (22). doi: 10.3390/molecules25225306.
  73. Martinez Gomez, D. A., Baca, S. & Walsh, E. J. (2015). Lethal and sublethal effects of selected PPCPs on the freshwater rotifer, *Platyonus patulus*. *Environ Toxicol Chem*, 34 (4): 913-22. doi: 10.1002/etc.2873.
  74. Martinez-Pachon, D., Espinosa-Barrera, P., Rincon-Ortiz, J. & Moncayo-Lasso, A. (2019). Advanced oxidation of antihypertensives losartan and valsartan by photo-electro-Fenton at near-neutral pH using natural organic acids and a dimensional stable

- anode-gas diffusion electrode (DSA-GDE) system under light emission diode (LED) lighting. *Environ Sci Pollut Res Int*, 26 (5): 4426-4437. doi: 10.1007/s11356-018-2645-3.
75. Mattilsynet. (2021). *Organisk gjødsel, jordforbedringsmidler og dyrkningsmedier*. Tilgjengelig fra: [https://www.mattilsynet.no/planter\\_og\\_dyrking/gjodsel\\_jord\\_og\\_dyrkningsmedier/organisk\\_gjodsel\\_jordforbedringsmidler\\_og\\_dyrkningsmedier/](https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkningsmedier/organisk_gjodsel_jordforbedringsmidler_og_dyrkningsmedier/) (lest 10.08.21).
  76. McMurry, J. E. (2012). *Organic Chemistry*. 8 utg.: Cengage Learning
  77. Milczarek, M., Neczaj, E. & Parkitna, K. (2013). Co-composting as an oxygen stabilization of an organic fraction of municipal solid waste and industrial sewage sludge. *Water Sci Technol*, 68 (8): 1697-1706. doi: 10.2166/wst.2013.402.
  78. Morken, J., Briseid, T., Hovland, J., Lyng, K.-A. & Kvande, I. (2017). *Veileder for biogassanlegg – mulighetsstudie, planlegging og drift. – Revidert utgave*. Tilgjengelig fra: [https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2600069/REALTEK\\_rapport56.pdf?sequence=5&isAllowed=y](https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2600069/REALTEK_rapport56.pdf?sequence=5&isAllowed=y) (lest 11.03.21).
  79. NIBIO. (2017). *Organisk materiale*. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/organisk-materiale> (lest 10.08.21).
  80. Norsk-legemiddelhåndbok. (2017a). *L.6.1.4.2 Karbamazepin*. Tilgjengelig fra: <https://www.legemiddelhandboka.no/L6.1.4.2/Karbamazepin> (lest 08.03.21).
  81. Norsk-legemiddelhåndbok. (2017b). *L8.6.2.7 Losartan*. Tilgjengelig fra: [https://www.legemiddelhandboka.no/L8.6.2/Angiotensin\\_II-reseptorantagonister#Lk-08-hjertekrets-5191](https://www.legemiddelhandboka.no/L8.6.2/Angiotensin_II-reseptorantagonister#Lk-08-hjertekrets-5191) (lest 08.03.21)
  82. Norsk-legemiddelhåndbok. (2017c). *L8.2.2.6 Metoprolol*. Tilgjengelig fra: <https://www.legemiddelhandboka.no/?q=%20Metoprolol> (lest 08.03.21).
  83. Novotná, J. & Badalíková, B. (2018). The Soil Structure Changes under Varying Compost Dosage. *Agriculture (Warsaw)*, 64 (4): 143-148. doi: 10.2478/agri-2018-0015.
  84. O'Toole, A. & Bergersen, O. (2020). *Reaktorkompostering og jordproduksjon. Utvikling av råvarer, produksjonsprosesser og teknologi*. Tilgjengelig fra: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2657516> (lest 11.08.21).
  85. Oldfield, T. L., Sikirica, N., Mondini, C., López, G., Kuikman, P. J. & Holden, N. M. (2018). Biochar, compost and biochar-compost blend as options to recover nutrients and sequester carbon. *J Environ Manage*, 218: 465-476. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.04.061.
  86. Parchem. (2017). *Octocrylene*. Tilgjengelig fra: <https://www.parchem.com/results.aspx?q=tcpp> (lest 08.03.21)
  87. Partanen, P., Hultman, J., Paulin, L., Auvinen, P. & Romantschuk, M. (2010). Bacterial diversity at different stages of the composting process. *BMC Microbiol*, 10 (1): 94-94. doi: 10.1186/1471-2180-10-94.
  88. Pedersen, B. (2019). *oksygen*. I Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/oksygen> (lest 18.04.21).
  89. Pérez-Gimeno, A., Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., Gómez, I. & Jordán, M. M. (2016). Environmental consequences of the use of sewage sludge compost and limestone outcrop residue for soil restoration: salinity and trace elements pollution. *Journal of soils and sediments*, 16 (3): 1012-1021. doi: 10.1007/s11368-015-1288-y.



90. Piñero, J. C., Shivers, T., Byers, P. L. & Johnson, H.-Y. (2020). Insect-based compost and vermicompost production, quality and performance. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 35 (1): 102-108. doi: 10.1017/S1742170518000339.
91. PubChem. (2021). *Tris(1-chloro-2-propyl)phosphate*. Tilgjengelig fra: [https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Tris\\_1-chloro-2-propyl\\_phosphate](https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Tris_1-chloro-2-propyl_phosphate) (lest 20.05.21).
92. Raj, D. & Antil, R. S. (2011). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresour Technol*, 102 (3): 2868-73. doi: 10.1016/j.biortech.2010.10.077.
93. Reith, D. M. & Cannell, G. R. (1999). AN HPLC ASSAY FOR CARBAMAZEPINE PHASE I METABOLITES AND THEIR GLUCURONIDES IN URINE. *Journal of liquid chromatography & related technologies*, 22 (12): 1907-1918. doi: 10.1081/JLC-100101775.
94. Richard, T. L., Hamelers, H. V. M., Veeken, A. & Silva, T. (2002). Moisture Relationships in Composting Processes. *Compost science & utilization*, 10 (4): 286-302. doi: 10.1080/1065657X.2002.10702093.
95. Ritter, M. A., Furtek, C. I. & Lo, M. W. (1997). An improved method for the simultaneous determination of losartan and its major metabolite, EXP3174, in human plasma and urine by high-performance liquid chromatography with fluorescence detection. *J Pharm Biomed Anal*, 15 (7): 1021-9. doi: 10.1016/s0731-7085(96)01948-6.
96. Rodriguez, E., Campinas, M., Acero, J. L. & Rosa, M. J. (2016). Investigating PPCP Removal from Wastewater by Powdered Activated Carbon/Ultrafiltration. *Water, air, and soil pollution*, 227 (6): 1-14. doi: 10.1007/s11270-016-2870-7.
97. Salbu., B. & Bjørnstad., T. (2021). *halveringstid* I Store Norske Leksikon. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/halveringstid> (lest 31.05.21).
98. Sayara, T., Basheer-Salimia, R., Hawamde, F. & Sánchez, A. (2020). Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture.
99. SciFinder. (2021a). *Carbamazepine*. Tilgjengelig fra: <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf> (lest 06.05.21).
100. SciFinder. (2021b). *Losartan*. Tilgjengelig fra: <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf> (lest 06.05.21).
101. SciFinder. (2021c). *Metoprolol*. Tilgjengelig fra: <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf> (lest 06.05.21).
102. SciFinder. (2021d). *Octocrylene*. Tilgjengelig fra: <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf> (lest 06.05.21).
103. SciFinder. (2021e). *Tris(2-chloro-isopropyl)phosphate*. Tilgjengelig fra: <https://scifinder.cas.org/scifinder/view/scifinder/scifinderExplore.jsf> (lest 24.05.21).
104. Sileshi, G. W., Jama, B., Vanlauwe, B., Negassa, W., Harawa, R., Kiwira, A. & Kimani, D. (2019). Nutrient use efficiency and crop yield response to the combined application of cattle manure and inorganic fertilizer in sub-Saharan Africa.
105. Son, Y., Lee, Y. M. & Zoh, K. D. (2020). Kinetics and degradation mechanism of tris (1-chloro-2-propyl) phosphate in the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> reaction. *Chemosphere*, 260: 127461. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127461.
106. Song, C., Zhang, Y., Xia, X., Qi, H., Li, M., Pan, H. & Xi, B. (2018). Effect of inoculation with a microbial consortium that degrades organic acids on the composting efficiency of food waste. *Microb Biotechnol*, 11 (6): 1124-1136. doi: 10.1111/1751-7915.13294.

107. Sreevidya, M. & Gopalakrishnan, S. (2017). Direct and indirect plant growth-promoting abilities of *Bacillus* species on chickpea, isolated from compost and rhizosphere soils. *Organic agriculture*, 7 (1): 31-40. doi: 10.1007/s13165-015-0141-3.
108. Stressler, T., Eisele, T., Baur, C., Wangler, J., Kuhn, A. & Fischer, L. (2015). Extracellular peptidases from insect- and compost-associated microorganisms: screening and usage for wheat gluten hydrolysis. *European food research & technology*, 241 (2): 263-274. doi: 10.1007/s00217-015-2452-8.
109. Sundberg, C., Smårs, S. & Jönsson, H. (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour Technol*, 95 (2): 145-150. doi: 10.1016/j.biortech.2004.01.016.
110. Taiwo, A. M., Gbadebo, A. M., Oyedepo, J. A., Ojekunle, Z. O., Alo, O. M., Oyeniran, A. A., Onalaja, O. J., Ogunjimi, D. & Taiwo, O. T. (2016). Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *J Hazard Mater*, 304: 166-72. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.10.061.
111. Tan, E. S. S., Ho, Y. B., Zakaria, M. P., Latif, P. A. & Saari, N. (2015). Simultaneous extraction and determination of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in river water and sewage by solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *International journal of environmental analytical chemistry*, 95 (9): 816-832. doi: 10.1080/03067319.2015.1058929.
112. Ternes, T. A., Kreckel, P. & Mueller, J. (1999). Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants--II. Aerobic batch experiments with activated sludge. *Sci Total Environ*, 225 (1-2): 91-9. doi: 10.1016/s0048-9697(98)00335-0.
113. Tronsmo, A. (2016). *Innføring i mikrobiologi*. 1.utg.: Universitetsforlaget.
114. Vanderford, B. J. & Snyder, S. A. (2006). Analysis of pharmaceuticals in water by isotope dilution liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Environ Sci Technol*, 40 (23): 7312-20. doi: 10.1021/es0613198.
115. Vasskog, T., Bergersen, O., Anderssen, T., Jensen, E. & Eggen, T. (2009). Depletion of selective serotonin reuptake inhibitors during sewage sludge composting. *Waste Manag*, 29 (11): 2808-15. doi: 10.1016/j.wasman.2009.06.010.
116. Visconti, D., Caporale, A. G., Pontoni, L., Ventrino, V., Fagnano, M., Adamo, P., Pepe, O., Woo, S. L. & Fiorentino, N. (2020). Securing of an Industrial Soil Using Turfgrass Assisted by Biostimulants and Compost Amendment. *Agronomy (Basel)*, 10 (9): 1310. doi: 10.3390/agronomy10091310.
117. Wang, Y., Liu, S., Xue, W., Guo, H., Li, X., Zou, G., Zhao, T. & Dong, H. (2019). The Characteristics of Carbon, Nitrogen and Sulfur Transformation During Cattle Manure Composting-Based on Different Aeration Strategies. *Int J Environ Res Public Health*, 16 (20). doi: 10.3390/ijerph16203930.
118. Wei, Z., Xi, B., Zhao, Y., Wang, S., Liu, H. & Jiang, Y. (2007). Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere*, 68 (2): 368-74. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.12.067.
119. Xi, B., Zhang, G. & Liu, H. (2005). Process kinetics of inoculation composting of municipal solid waste. *J Hazard Mater*, 124 (1-3): 165-72. doi: 10.1016/j.jhazmat.2005.04.026.
120. Xu, J., Wu, L. & Chang, A. C. (2009). Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere*, 77 (10): 1299-305. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.09.063.
121. Yang, Y., Ok, Y. S., Kim, K. H., Kwon, E. E. & Tsang, Y. F. (2017). Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and

- water/sewage treatment plants: A review. *Sci Total Environ*, 596-597: 303-320. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.102.
122. Ying, G. G., Yu, X. Y. & Kookana, R. S. (2007). Biological degradation of triclocarban and triclosan in a soil under aerobic and anaerobic conditions and comparison with environmental fate modelling. *Environ Pollut*, 150 (3): 300-5. doi: 10.1016/j.envpol.2007.02.013.
123. Yu, Y., Liu, Y. & Wu, L. (2013). Sorption and degradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in soils. *Environ Sci Pollut Res Int*, 20 (6): 4261-7. doi: 10.1007/s11356-012-1442-7.
124. Zhang, C., Barron, L. & Sturzenbaum, S. (2021). The transportation, transformation and (bio)accumulation of pharmaceuticals in the terrestrial ecosystem. *Sci Total Environ*, 781: 146684. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146684.
125. Zhao, Z., Wang, Q., Tsai, E. W., Qin, X. Z. & Ip, D. (1999). Identification of losartan degradates in stressed tablets by LC-MS and LC-MS/MS. *J Pharm Biomed Anal*, 20 (1-2): 129-36. doi: 10.1016/s0731-7085(99)00004-7.
126. Ziganshin, A. M., Liebetrau, J., Proter, J. & Kleinstuber, S. (2013). Microbial community structure and dynamics during anaerobic digestion of various agricultural waste materials. *Appl Microbiol Biotechnol*, 97 (11): 5161-74. doi: 10.1007/s00253-013-4867-0.

## Vedlegg

### Vedlegg A: Oversikt tabell over de utvalgte miljøgiftene

Tabell A. De 5 utvalgte miljøgiftene.

Miljøgift (forkortelse)	Molekylformel <sup>a</sup>	Molekylvekt (g/mol) <sup>a</sup>	Smeltepunkt(°C) <sup>a</sup> /Kokepunkt(°C) <sup>a</sup>	Log K <sub>oc</sub> <sup>b</sup> /Log K <sub>ow</sub> <sup>b</sup>	pK <sub>a</sub> ved 25 °C <sup>a</sup>
<b>Karpamazepin (CAR)</b>	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O	236,27	190,2/411,0±48,0	3,588/2,25	13,94±0,20
<b>Losartan</b>	C <sub>22</sub> H <sub>23</sub> ClN <sub>6</sub> O	422,91	184/682,0±65,0 ved 760 Torr	5,959/4,01	4,15±0,10
<b>Metoprolol (MTP)</b>	C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>	267,36	35/398,6±37,0 ved 760 Torr	1,794/1,69	13,89±0,20
<b>Oktokrylen</b>	C <sub>24</sub> H <sub>27</sub> NO <sub>2</sub>	361,48	10*/Substansen dekomponerer under normal trykk <sup>c</sup>	5,614/6,88	Substansen dissosierer ikke. <sup>c</sup>
<b>Tris(1-klor-2- propyl)fosfat blanding av isomere (TCPP)*</b>	C <sub>9</sub> H <sub>18</sub> Cl <sub>3</sub> O <sub>4</sub> P	327,57	-40/>270	3,107 /2,89	-9,1 <sup>d</sup>

a: (SciFinder, 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e)

b: (Chemspider, 2021a, 2021b, 2021c, 2021d, 2021e)

c: (Parchem, 2017)

d: (Chemaxon, 2021)

\*: (1) Tris(2-kloro-1-metyletyl) fosfat (TCPP1), (2) Bis(2-kloro-1-metyletyl) (2-koropropyl) fosfat (TCPP2), (3) Bis(2-kloropropyl)(2-kloro-1-metylethyl) fosfat (TCPP3) og (4) Tris(2-koropropyl) fosfat (TCPP4)

## Vedlegg B: Utstyr benyttet under arbeidet

Tabell B1. Spesifikasjoner, produsent og leverandør til komposteringsutstyrene.

<b>Komposteringsutstyr</b>	<b>Spesifikasjoner</b>	<b>Produsent</b>	<b>Leverandør</b>
Dewar-reaktor	Diameter 10 cm, Høyde 29 cm, Volum 2 L	KGW-ISOTHERM, Karlsruhe, Tyskland	---
Temperatur sensor	Laget av kobber	Campbell Scientific, Logan, Utah, USA	---
Batteri	Type EG5.4-12, Spenning 12V, Strøm 5,4AH	Euroglobe	---
Plastrør	Laget av polypropylen, Diameter 1 mm, Lengde 30 cm	---	Sarstedt, Oslo, Norge
Gassanalysator	Type GA 2000, Serienummer: GA 07198103	Geotechnical Instruments Ltd, Leamington Spa, England	---
Datalogger	CR 300-RF422 serie datalogger	Campbell Scientific, Logan, Utah, USA	---

Tabell B2. Utstyr benyttet under komposteringsforsøket med spesifikasjoner, produsent og leverandør.

Utstyr	Spesifikasjoner	Produsent	Leverandør
Aluminiumsfolie			
Analysevekt	Type BP221S	Sartorius	VWR International AS, Oslo, Norge
Beger, 75 mL	Aluminium	VWR	VWR International AS, Oslo, Norge
Begerglass, 500 mL	Polypropylen	Avantor	VWR International AS, Oslo, Norge
Bøtte, 10 L			Felleskjøpet, Oslo, Norge
Elektrode	type H11230	VWR	VWR International AS, Oslo, Norge
Gaffateip	---	---	---
Glødeovn	---	Thermoncept	---
Grov analysevekt	Scout Pro SPU402	Ohaus Corporation, Pine Brook, New Jersey, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Hansker			
Ledningsevne måler	FiveEasy™ Plus FEP30	Mettler Toledo AG, Zürich, Sveits	VWR International AS, Oslo, Norge
Magnet	Metall		
Magnetrører	IKAMAG® RET	IKA-Labortechnik®, GmbH & Co, KG, Staufen, Tyskland	VWR International AS, Oslo, Norge
Målesylinder, 100 mL	Polypropylen	Avantor	VWR International AS, Oslo, Norge
pH-måler	type phenomenal™	VWR	VWR International AS, Oslo, Norge
Pipette	m1000 mLine®	BIOHIT	---
Pipettespisser	100-1000 µL	Scarstedt	---
Plastpose	Polypropylen	---	VWR International AS, Oslo, Norge
Plastrør, 100 mL	Polypropylen	---	VWR International AS, Oslo, Norge
Skje	Metall	---	---
Stav	Metall	---	---
Varmeskap	---	Termaks	---

Tabell B3. Utstyr benyttet under ekstraksjonen med spesifikasjoner, produsent og leverandør.

Utstyr	Spesifikasjoner	Produsent	Leverandør
Glassrør, 12 mL	Polypropylen	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
HPLC-hetteglass	Med innsatser og skruelekk, 1,5 mL 32 mm x11,6 mm	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Mikrosentrifuge	Spin-X-filter, mySPIN™ 12	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Målesylinder, 500 mL	Polypropylen	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Målesylinder, 1000 mL	Polypropylen	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Neddemper	Reacti-vap III™ Evaporator	Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Pipette, 10-100 L	---	Thermo Scientific, Waltham, Massachusetts, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Pipettespisser	---	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Plastikkrør, 15 mL	Polypropylen	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Samlerør, 15 mL	Polypropylen	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Spatel	Metall		
SPE kolonnen	Oasis HLB-kolonne (6 cc, 500 mg, 60 partikkelstørrelse)	VWR International, Radnord, Pennsylvania, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Ultralydbad	Transsonic T 460/H, Ultrasonic	Elma Schmidbauer GmbH, Singen, Tyskland	---
Varmeenhet til tørking under nitrogen-gass	Reacti-Therm III™, heating module	Pierce	---

## Vedlegg C: Kjemikaler benyttet under arbeidet

Tabell C1. En oppsummering viser miljøgifter med angitte konsentrasjoner i stamstandard, spike-løsning, teoretisk konsentrasjon i biorest før analyse, produsent og leverandør.

Miljøgifter (forkortelse)	Konsentrasjon stamstandard (mg/mL)	Konsentrasjon i «spike»- løsning (mg/L)	Teoretisk konsentrasjon i biorest før analyse (µg/g)	Produsent	Leverandør	Kvalitet
Tris (1-klor-2-propyl)fosfat (TCPP)	1,0	1,6	9,5	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA	Analytisk grade, ≥98,0 % (HPLC)
Karpamazepin (CAR)	10	2,0	12	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA	Analytisk grade, ≥98,0 % (HPLC)
Metroprolol (MTP)	10	2,0	12	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA	Analytisk grade, ≥98,0 % (HPLC)
Oktokrylen (OCR)	10	2,0	12	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA	Analytisk grade, ≥98,0 % (HPLC)
Losartan (LOS)	9,1	2,0	12	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA	Analytisk grade, ≥98,0 % (HPLC)



Tabell C2. Kjemikalier benyttet under arbeidet med kvalitet, produsent og leverandør.







<b>Reagens</b>	<b>Kvalitet</b>	<b>Produsent</b>	<b>Leverandør</b>
Acetonitril, CH <sub>3</sub> CN	HPLC grade	Sigma-aldrich, St. Louis, Missouri, USA	Sigma-aldrich, Oslo, Norge
Ammonium acetat, CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> NH <sub>4</sub>	HPLC grade	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	Sigma-aldrich, Oslo, Norge
Buffer løsning, pH-7	Certipur®	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	VWR International AS, Oslo, Norge
Buffer løsning, pH-10	Certipur®	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	VWR International AS, Oslo, Norge
Dinatrium- etylendiamintetra acetat, NaEDTA	Reagent grade	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	VWR International AS, Oslo, Norge
Dinatriumhydrogenfosfat, Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	Reagent grade	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	VWR International AS, Oslo, Norge
Fosforsyre, H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	HPLC grade	Merck KGaA, Darmstadt, Tyskland	Sigma-aldrich, Oslo Norge
Hydrogenklorid syre, HCl	Reagent grade	VWR International AS, Paris, Frankrike	Sigma-aldrich, Oslo Norge
Internstandard: CAR d10, MTP d7, OCT d15, DEET d10	HPLC grade	Sigma Aldrich Chemie GmbH, St.Gallen, Sveits	Sigma Aldrich, St.Louis, Missouri, USA
Maursyre, HCOOH	Reagent grade, ≥96 %	Sigma-aldrich, St. Louis, Missouri, USA	VWR International AS, Oslo, Norge
Metanol, CH <sub>3</sub> OH	HPLC grade	VWR International AS, Paris, Frankrike	VWR, Weat Chester, Pennsylvania, USA
Milli-Q-vann på KBM	Type 1, Millipak < 0,22 µm	Millipore, Bedford, Massachusetts, USA	VWR, Oslo, Norge
Milli-Q-vann på NIBIO	Millipore Direct-Q® 3, < 0,22 µm		Merck KGaA, Oslo, Norge
Nitrogen	Kvalitet, ≥ 99,999 %	Hydrogengass	Porsgrunn, Norge
Sitron syre monohydrat, C <sub>6</sub> H <sub>8</sub> O <sub>7</sub> x H <sub>2</sub> O	ACS	VWR Chemicals, Solon, Ohio, USA	VWR International AS, Oslo, Norge

## Vedlegg D: Illustrasjonsfoto



Figur D1. Det venstre for bildet viser komposteringsblandingen i bøtten med biorest: hoggflis til et volumetrisk forhold på 6,0 L / 6,2 L (v/v) i bøtten. Det høyre for bildet viser et egenvekt-forhold på 635 g / 247 g i hver Dewar-reaktor (Totalt 6 Dewar-reaktorer).

Tabell D1. Utsnitt av kompostblandingen under komposteringsprosessen.

Dag	Utsnitt av komposteringsmaterialet	Dag	Utsnitt av komposteringsmaterialet
3 dager		13 dager	
6 dager		19 dager	
9 dager		32 dager	

## Vedlegg E: Informasjon om hoggflis

Tabell E. Oversikt over tidligere komposteringsforsøk hvor det ble benyttet hoggflis.

Komposteringsforsøk	Volumetrisk forhold	Egenvekt forhold	pH
Kontrollforsøk	1,0 L biorest / 1,2 L hoggflis	672 g biorest/ 270 g hoggflis	8,2
Kompostering av slam og matavfall fra potetindustri	500 mL slam / 700 mL chips / 1000 mL hoggflis	500 g slam/ 210 g chips / 350 g hoggflis	6,4
	500 mL slam / 1000 mL chips/ 800 mL hoggflis	500 g slam / 260 g chips / 300 g hoggflis	6,6

## Vedlegg F: Utrekninger i komposteringsforsøket

### Utrekning av konsentrasjonen til kjent mengde tilsatt («spike») løsning.

1000 L biorest tilsvarer 676 g i våtvekt med et tørrstoffinnhold på 25 %. Det tilsvarer en konsentrasjon i tørrvekt:

$$676 \text{ g} \cdot 0,25 = 169 \text{ g/L}$$

Konsentrasjonen til hver utvalgte miljøgift tilsvarer i tørrvekt fra vedlegg C, Tabell C1: TCPP:

$$\frac{1,6 \cdot 10^{-3} \text{ g/L}}{169 \text{ g/L}} = 9,47 \text{ } \mu\text{g/g}$$

CAR, OCT, LOS og MTP:

$$\frac{2,0 \cdot 10^{-3} \text{ g/L}}{169 \text{ g/L}} = 11,8 \text{ } \mu\text{g/g}$$

### Utrekning av TS, askevekt og VS i komposteringsblandingen med miljøgifter for dag 9 til tabell 3.

TS for replikat 1:

$$\frac{\text{Tørrvekt} - \text{Aluplate}}{\text{Våtvekt} - \text{Aluplate}} \cdot 100\%$$
$$\frac{(9,150 - 1,750)}{(20,070 - 1,750)} \cdot 100\% = 40,39 \%$$

Askevekt for replikat 1:

$$\frac{\text{Tørrvekt} - \text{vekt etter gløding}}{\text{Tørrvekt} - \text{Aluplate}} \cdot 100\%$$
$$\frac{9,150 - 4,056}{9,150 - 1,750} \cdot 100\% = 68,84 \%$$

VS for replikat 1:

$$\begin{aligned}100 \% - \text{Askevekt} (\%) &= \text{VS} \\100 \% - 68,84 \% &= 31,16 \%\end{aligned}$$

### **Utregning knyttet til figur 15A og D og figur 15 B og E.**

Utregning av O<sub>2</sub>-forbruk for dag 9 til reaktor 1.

I tørr luft utgjør oksygen 21 % av volumet (Pedersen, 2019). Produsert O<sub>2</sub> på dag 9 var på 11,1 %, og O<sub>2</sub>-forbruket ble beregnet til:

$$21\% - 11,1\% = 9,9\%$$

Kumulativ beregning av O<sub>2</sub>-forbruk i gram/kilogram biorest for midtpunkt dag 9 til reaktor\_1. Kumulativ gram O<sub>2</sub> på dag 8 og dag 9 er henholdsvis 61,3 og 64,3 siden forskjellen fra dag 8 til dag 9 er 3 g.

$$61,3 \text{ g} + 3 \text{ g} = 64,3 \text{ g}$$

Omregning til g/kg biorest på dag 9:

Biorest med et volum på 1 L vil ha en egenvekt på 635 g.

$$\frac{64,3 \text{ g}}{0,635 \text{ kg}} = 101,3 \text{ g/kg}$$

Beregning av O<sub>2</sub>-forbruk i gram/time for midtpunkt dag 9 til reaktor 1.

Gjennomsnittlig O<sub>2</sub>-forbruk på dag 9 og dag 10 gir oksygen forbruk for midtpunkt dag 9:

$$\frac{9,9\% + 8,9\%}{2} = 9,4\%$$

Omregning til g/t:

$$\frac{9,4\%}{100\% \cdot 24 \text{ t}} \cdot 32 \text{ g} = 0,13 \text{ g/t}$$

### **Utregning knyttet til figur 15 C og F**

Utregning for dag 9 til reaktor 1.

$$\text{RQ} = \frac{\text{mol CO}_2 \text{ produsert}}{\text{mol O}_2 \text{ forbrukt}}$$

$$\text{RQ} = \frac{0,205 \text{ mol}}{0,187 \text{ mol}} = 1,10 \text{ mol}$$

## Vedlegg G: Utregninger i analysemetoden

### Utregning til prøveoppbeidelse

2,96 g (w/v) x % sitronsyre blir fortynnet til 500 mL, og det tilsvarer i x % følgende:

$$3,42 \text{ g} = \frac{x \%}{100 \%} \cdot 500 \text{ mL}$$

$$x = \frac{3,42 \text{ g}}{500 \text{ mL}} \cdot 100 \%$$

$$x = 0,68 \%$$

### Utregning knyttet til Vedlegg H (Tabell H1)

#### [Eksempelutregningen til ME for CAR.](#)

Bestemmelse av matrikseffekt er basert på Hertzog's studie (Hertzog et al., 2015).  $S_m$  står for stigningstallet til matriks-matchet kalibreringskurven i biorest ekstraktet, mens  $S_s$  står for stigningstallet til løsning-matchet kalibreringskurven. Begge kalibreringskurvene er innenfor linearitetsområdet: 0,5-500 ng/mL.

$$ME (\%) = \left( \frac{S_m}{S_s} - 1 \right) \cdot 100 \%$$

$$ME = \left( \frac{0,141}{0,171} - 1 \right) \cdot 100 \% = -15,5 \%$$

### Statistisk Grubbs-test på 95 % konfidensnivå til Vedlegg H (Tabell H3-H9)

#### [Eksempelutregning for å sjekke om det er en uteligger blant de målte konsentrasjonene til CAR for reaktor 3 \(dag 6\).](#)

Grubbs- tall ( $G_{\text{kalkulert}}$ ) gir (Harris, 2016):  $G_{\text{kalkulert}} = \frac{(\text{suspektert verdi} - \bar{x})}{SD}$

Tabell G1. Statistisk signifikant test (Grubbs-test) med 95 %- konfidens har blitt gjort for CAR i reaktor 3.

Grubbstall > 1,672 betyr signikant (Harris, 2016) og dermed blir den suspekterte verdien (replik 2) fjernet.

Hele raden til replikat 2 markeres ut med oransje.

Replik (n=5)	Tørrvekt	Grubbstall
1	16614,84	0,446
2	12109,45	1,887
3	15773,03	0,010
4	17773,13	1,046
5	16493,62	0,384
Gjennomsnitt (ng/g)	15752,81	
SD (ng/g)	1931,22	

Her fjernes n=2 siden grubbstall > 1,672. En ny gjennomsnittsverdi regnes ved å legge sammen replikatene (1, 3, 4 og 5).

### **Utrekning av ILOD til Vedlegg H (Tabell H2, H4)**

#### Eksempelutregning av ILOD til MTP.

7 repeterte injeksjoner på 5 ng av ren bioest gir en gjennomsnittlig konsentrasjon på 27997,5433 ng fra tabell S1.

$$RSD = \frac{SD}{Gjennomsnitt} \cdot 100 \%$$

$$RSD = \frac{1964,6668 \text{ ng}}{27997,5433 \text{ ng}} \cdot 100 \%$$

$$RSD = 70 \%$$

$$ILOD (ng) = t \cdot \frac{RSD}{100} \cdot C_{spiket \text{ konsentrasjon}}$$

$$ILOD (ng) = t \cdot \frac{RSD}{100} \cdot 5 \text{ ng}$$

Det er 7 injeksjoner, dvs. antall frihetsgrader (n-1= 7-1=6) er 6.

Tabellen viser t=3,143 med en 99 % konfidensnivå (Cleophas & Zwinderman, 2012):

$$ILOD (ng) = 3,143 \cdot \frac{70 \%}{100 \%} \cdot 5 \text{ ng}$$

$$ILOD (ng) = 0,011 \text{ ng}$$

### **Utrekning av TS (%) og aske (%) til Vedlegg H (Tabell H5-H9)**

#### Eksempelutregning for totale teoretiske konsentrasjoner til Tabell 3.

Total teoretisk konsentrasjon fra Vedlegg H, Tabell H5-H9 av miljøgiftene var på 45,5 mg/kg (LOS er ikke inkl.). Dette ble kalkulert til tørrvekt for å kunne oppgis i tabell 3.

Total konsentrasjon i tørrvekt når TS er 28 %:

$$45,5 \text{ mg/kg} \cdot \frac{28 \%}{100 \%} = 12,74 \text{ mg/kg}$$

#### Utregning av reduksjonsrate til tabell 4

[Eksempelutregning for reduksjonsraten til CAR for perioden dag 0-13.](#)

Dette beregnes fra bestemte gjennomsnittlige konsentrasjoner (n=5) i tørrvekt fra Vedlegg H (Tabell H5).

$$\text{Reduksjonsrate} = \frac{\Delta_{\text{dag } 0} - \Delta_{\text{dag } 13}}{13 \text{ dager}}$$

$$\text{Reduksjonsrate} = \frac{11,51 \text{ mg/kg} - 9,70 \text{ mg/kg}}{13 \text{ dager}}$$

$$\text{Reduksjonsrate} = \frac{0,14 \frac{\text{mg}}{\text{kg}}}{\text{dag}}$$

#### Utregning av halveringstid til tabell 4

[Eksempelutregning for halveringstiden til CAR i tørrvekt.](#)

Det benyttes LINEST-funksjon til Excel hvor Y står for ln(konsentrasjon i tørrvekt) og X står for de respektive dagene som gjelder konsentrasjonen. Her estimeres Y og X fra dag 6.

Dermed blir funksjonen følgende:

Førsteordens reaksjonsligning utledet fra teorikapitlet gir:

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{k}$$

Fra LINEST-funksjonen får:  $k = -0,01393$

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{-0,01118} = -62,0$$

Dvs. halvparten av konsentrasjonen til CAR blir redusert på 62,0 dager.

#### Vedlegg H: Tabelloversikt over beregninger i analysemetoden

Tabell H1. Bestemt matrikseffekt til utvalgte organiske miljøgifter. Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Analytt	Stigningstall		ME
	Løsning	Matriks	
MTP	0,019	0,015	-21,0
CAR	0,171	0,141	-17,5
TCPP	0,018	0,009	-50,0
OCT	0,003	0,001	-58,9
LOS	0,021	0,031	47,6

Tabell H2. 7 repeterte injeksjoner på 5 ng av den rene bioresten for å estimere ILOD. Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Analytt	MTP	CAR	TCPP	OCT	LOS
<b>Gjennomsnitt (ng)</b>	27997,54	173225,10	203047,85	6132,63	607614,70
<b>SD (ng)</b>	1964,67	48446,99	7525,48	612,65	12621,95
<b>RSD (%)</b>	0,07	0,28	0,04	0,10	0,02
<b>ILOD (ng)</b>	0,011	0,044	0,006	0,016	0,003

Tabell H3. Gjenvinning (%) oppgis for tilsatt kjent mengde av prøver (n=5) for hver forurensing. Stoffer med fet skrift blir brukt videre til analysevurdering. Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Analytt	Gjenvinning (%)				Kalibreringskurve
	Tilsatt kjent mengde	Metodisk	Teoretisk	Avvik	
		Tørrvekt	Tørrvekt		
<b>CAR</b>	<b>141,0</b>	<b>97,2</b>	<b>69,0</b>	<b>41,0</b>	<b>Matriks match</b>
<b>LOS</b>	<b>121,7</b>	<b>309,4</b>	<b>254,2</b>	<b>21,7</b>	<b>Matriks match</b>
LOS	87,0	210,4	241,8	-13,0	Løsemiddel match
<b>MTP</b>	<b>15,5</b>	<b>60,1</b>	<b>388,0</b>	<b>-84,5</b>	<b>Løsemiddel match</b>
MTP	16,0	0,7	4,2	-84,0	Matriks match
<b>OCT</b>	<b>54,5</b>	<b>24,0</b>	<b>44,1</b>	<b>-45,5</b>	<b>Matriks match</b>
OCT	21,9	10,0	45,9	-78,1	Løsemiddel match
<b>TCPP</b>	<b>148,6</b>	<b>101,5</b>	<b>68,3</b>	<b>48,6</b>	<b>Matriks match</b>
TCPP	150,4	10,0	6,7	50,4	Løsemiddel match

Tabell H4. Ekstraksjonsgjenvinning av forurensningene oppgis i tørrvekt med relativ standardavvik (%). Standardavvik oppgis i parentes (n=5). Linearitetsområdet for kalibreringskurven til det respektive stoffet oppgis med linearitetskoeffisient, R<sup>2</sup>. I tillegg oppgis bestemt ILOD (ng), MLOD (ng/mL) og MLOQ (ng/mL). Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Analytt	Metodisk gjenvinning (%)		Linearitets område (ng/mL) i matriks match	R <sup>2</sup> i matriks match	Matriks effekt (%)	Linearitets område (ng/mL) i solvent match	R <sup>2</sup> i solven match	ILOD (ng)	MLOD (ng/mL)	MLOQ (ng/mL)
	Tørrvekt	RSD (%)								
CAR	97,2 (44,4)	45,7	0.5-500	0.986	-17,5	-	-	0,044	23,00	69,70
LOS	309,4 (133,6)	54,0	0.5-250	0.969	47,6	-	-	0,003	227,56	689,58
MTP	60,1 (25,1)	41,8	-	-	-21,0	0.5-500	0.989	0,011	138,20	418,79
OCT*	24,0 (8,3)	34,4	10-500	0.967	-58,9	-	-	0,016	142,21	430,95
TCPP	101,5 (0,41)	19,6	0.5-500	0.947	-50,0	-	-	0,006	93,04	281,94

\*n=4 etter Grubbs test (Vedlegg S)



Tabell H5. Konsentrasjonene (ng/g, mg/kg) til CAR oppgis i tørrvekt med standardavvik (n=5) og relativ standardavvik (%). Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Dag	Tørrvekt (ng/g)	Tørrvekt (mg/kg)	SD tørrvekt (mg/kg)	RSD (%)
Kontroll D 0	185,44	<b>0,19</b>	<b>0,06</b>	<b>33,4</b>
Kontroll D 22*	---	---	---	---
D 0	11507,01	<b>11,51</b>	<b>5,26</b>	<b>45,7</b>
D 3	15315,64	<b>15,32</b>	<b>4,50</b>	<b>29,4</b>
D 6	16663,65	<b>16,66</b>	<b>0,72</b>	<b>4,3</b>
D 9	12977,83	<b>12,98</b>	<b>2,72</b>	<b>21,0</b>
D 13	9704,90	<b>9,70</b>	<b>4,28</b>	<b>44,1</b>
D 19	8118,51	<b>8,12</b>	<b>1,54</b>	<b>18,9</b>
D 32	11765,02	<b>11,77</b>	<b>1,92</b>	<b>16,3</b>

\*: Ble ikke analysert på grunn av Covid19

Tabell H6. Konsentrasjonene (ng/g, mg/kg) til LOS oppgis i tørrvekt med standardavvik (n=5) og relativ standardavvik (%).

Dag	Tørrvekt (ng/g)	Tørrvekt (mg/kg)	SD tørrvekt (mg/kg)	RSD (%)
Kontroll D 0	<LOD	<LOD	<LOD	---
Kontroll D 22*	---	---	---	---
D 0	36613,71	<b>36,61</b>	<b>6,64</b>	<b>18,2</b>
D 3	55023,29	<b>55,02</b>	<b>0,62</b>	<b>1,1</b>
D 6	39630,91	<b>39,63</b>	<b>7,37</b>	<b>18,6</b>
D 9	4305,17	<b>4,31</b>	<b>1,78</b>	<b>41,4</b>
D 13	5302,93	<b>5,30</b>	<b>1,29</b>	<b>24,2</b>
D 19	6765,73	<b>6,77</b>	<b>2,45</b>	<b>36,2</b>
D 32	2698,52	<b>2,70</b>	<b>0,89</b>	<b>32,9</b>

\*: Ble ikke analysert på grunn av Covid19

Tabell H7. Konsentrasjonene (ng/g, mg/kg) til MTP oppgis i tørrvekt med standardavvik (n=5) og relativ standardavvik (%).

Dag (n=antall replikater)	Tørrvekt (ng/g)	Tørrvekt (mg/kg)	SD tørrvekt (mg/kg)	RSD (%)
Kontroll D 0	<LOD	<LOD	<LOD	---
Kontroll D 22*	---	---	---	---
D 0	7116,25	<b>7,12</b>	<b>2,97</b>	<b>41,8</b>
D 3	7313,59	<b>7,31</b>	<b>1,75</b>	<b>24,0</b>
D 6	5905,45	<b>5,91</b>	<b>1,74</b>	<b>29,4</b>
D 9	2388,14	<b>2,39</b>	<b>0,53</b>	<b>22,0</b>
D 13	2573,86	<b>2,57</b>	<b>0,13</b>	<b>5,1</b>
D 19	<LOD	<LOD	<LOD	---
D 32	<LOD	<LOD	<LOD	---

\*: Ble ikke analysert på grunn av Covid19

Tabell H8. Konsentrasjonene (ng/g, mg/kg) til OCT oppgis i tørrvekt med standardavvik (n=5) og relativ standardavvik (%).

Dag	Tørrvekt (ng/g)	Tørrvekt (mg/kg)	SD tørrvekt (mg/kg)	RSD (%)
Kontroll D 0	<LOD	<LOD	<LOD	---
Kontroll D 22*	---	---	---	---
D 0	2845,74	<b>2,85</b>	<b>0,98</b>	<b>34,4</b>
D 3	3093,00	<b>3,09</b>	<b>0,36</b>	<b>11,7</b>
D 6	792,43	<b>0,79</b>	<b>0,33</b>	<b>42,1</b>
D 9	<LOD	<LOD	<LOD	---
D 13	<LOD	<LOD	<LOD	---
D 19	<LOD	<LOD	<LOD	---
D 32	<LOD	<LOD	<LOD	---

\*: Ble ikke analysert på grunn av Covid19

Tabell H9. Konsentrasjonene (ng/g, mg/kg) til TCPP oppgis i tørrvekt med standardavvik (n=5) og relativ standardavvik (%).

Dag	Tørrvekt (ng/g)	Tørrvekt (mg/kg)	SD tørrvekt (mg/kg)	RSD (%)
Kontroll D 0	<LOD	<LOD	<LOD	---
Kontroll D 22*	---	---	---	---
D 0	9611,28	<b>9,61</b>	<b>1,60</b>	<b>16,6</b>
D 3	17583,15	<b>17,58</b>	<b>3,17</b>	<b>18,0</b>
D 6	10055,73	<b>10,06</b>	<b>1,91</b>	<b>19,0</b>
D 9	1826,79	<b>1,83</b>	<b>0,69</b>	<b>37,8</b>
D 13	2366,89	<b>2,37</b>	<b>0,33</b>	<b>13,8</b>
D 19	2120,37	<b>2,12</b>	<b>0,27</b>	<b>12,6</b>
D 32	2591,68	<b>2,59</b>	<b>0,42</b>	<b>16,1</b>

\*: Ble ikke analysert på grunn av Covid19

Tabell H10. Detaljert oversikt over reduksjonsraten til utvalgte miljøgifter gjennom komposteringsperioden i tørrvekt i mg/(kg/dag) fra figur 14. Se vedlegg G for en eksempelutregning.

Analytt	Dag 0-3	Dag 3-6	Dag 6-9	Dag 9-13	Dag 9-19	Dag 19-32	Dag 0-9	Dag 0-13	Dag 0-32
	Reduksjonsrate for tørrvekt ((mg/(kg tørrvekt/dag)))								
<b>CAR</b>	-1,27	-0,45	1,23	0,82	0,49	-0,16	-0,16	0,14	-0,01
<b>MTP</b>	-0,06	0,47	1,17	-0,05	---	---	0,53	0,35	---
<b>OCT</b>	-0,08	0,77	---	---	---	---	---	---	---
<b>TCPP</b>	-2,66	2,51	2,74	-0,14	-0,03	-0,04	0,86	0,56	0,22

## Vedlegg I: Monitorert data i komposteringsforsøket

Tabell I1. Målt (%) CH<sub>4</sub>-produsert, CO<sub>2</sub>-produsert, O<sub>2</sub>-produsert i kontrollen.

Dag	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>
0,02	<LOD	4,2	16,1
0,1	<0,1	7,8	12,7
0,9	0,2	16,0	3,1
1,0	0,5	21,0	2,8
1,6	0,9	21,5	2,5
2,0	1,2	22,4	2,0
2,9	0,9	21	1,9
3,1	0,7	20,6	2,3
3,9	0,2	19,0	3,4
4,1	0,2	18,0	3,7
5,1	<0,1	17,0	4,1
6,1	<0,1	16,0	5,0
7,0		15,3	5,5
8,0		14,0	6,4
9,0		13,0	8,2
10,0		10,9	9,9
11,0		9,1	11,5
12,0		7,9	13,0
13,0		6,5	13,8
14,0		5,5	14,5
15,0		5,0	15,2
16,0		5,1	14,9
17,0		4,8	15,3
18,0		3,4	16,6
19,0		2,9	17,3
20,0		2,1	17,9
21,0		1,6	18,5
22,0		1,3	18,7

Tabell I2. Målt (%) CH<sub>4</sub>-gass produsert i reaktorene med tilsatt stoff i bioresten med hoggflis.

Dag	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3	Reaktor 4	Reaktor 5	Reaktor 6
0,02	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
0,7	0,4	0,3	0,3	<0,1	0,4	0,3
1,0	0,8	0,7	0,5	0,2	0,6	0,6
1,7	1,7	1,2	0,6	0,5	1,3	1,2
2,0	1,5	0,8	0,3	0,2	1,0	1,0
2,7	0,6	0,3			0,2	0,5
3,7	0,2	<0,1			<0,1	0,2
4,7						

Tabell I3. Målt (%) CO<sub>2</sub>-gass produsert i reaktorene med tilsatt stoff i bioresten med hoggflis.

Dag	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3	Reaktor 4	Reaktor 5	Reaktor 6
0,02	4,1	3,8	2,8	1,3	3,5	3,4
0,7	22,6	20,0	14,5	9,4	18,7	19,2
1,0	22,6	21,0	14,1	9,7	18,9	19,3
1,7	22,9	22,1	14,3	10,4	20,4	18,8
2,0	22,9	22,4	13,3	5,6	19,9	17,5
2,7	22,1	20,5	11,1	3,2	18,8	16,7
3,7	20,3	18,7	11,1		17,2	15,7
4,7	19,5	15,7	9,4		8,5	15,7
5,7	17,1	11,6	7,5		15,0	13,3
6,7	14,1	8,6			13,8	12,7
7,7	11,2	6,5			10,0	11,4
8,7	9,5	5,4			8,8	10,3
9,7	8,3				7,9	8,7
10,7	7,4				6,4	7,7
11,7	6,7				5,5	6,5
12,7	6,1				5,2	6,4
14,7	5,7					6,1
15,7	5,4					5,7
16,7	5,6					5,5
17,7	6,7					5,5
18,7	9,7					5,3
19,7	11,0					5,3
20,7	9,5					
21,7	8,2					
22,7	7,1					
23,7	5,9					
24,7	5,8					
25,7	5,7					
26,7	5,2					
27,7	4,9					
28,7	4,9					
29,7	4,5					
30,7	2,4					
31,7	2,8					
32,7	2,8					

Tabell I4. Målt (%) O<sub>2</sub>-gass produsert i reaktorene med tilsatt stoff i bioresten med hoggflis.

Dag	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3	Reaktor 4	Reaktor 5	Reaktor 6
0,02	13,4	14,7	16,2	17,9	14,9	14,8
0,7	1,2	2,9	8,6	13,3	4,2	3,7
1,0	1,3	1,8	8,5	12,3	4,4	3,8
1,7	0,6	1,2	8,3	11,2	2,4	3,5
2,0	0,6	1,1	8,7	14,9	2,9	4,7
2,7	0,8	2,1	10,1	17,1	3,2	4,6
3,7	1,4	2,5	10,1		3,7	5,0
4,7	1,9	4,8	11,1		12,0	5,8
5,7	3,9	9,1	13,1		5,1	6,9
6,7	6,1	11,8			6,3	8,2
7,7	9,4	13,6			10,6	9,4
8,7	11,1	14,6			11,7	10,4
9,7	12,1				12,3	11,8
10,7	12,7				13,6	12,5
11,7	13,5				14,5	13,0
12,7	14,2				14,9	13,9
14,7	14,6					14,1
15,7	15,0					14,6
16,7	14,9					14,8
17,7	14,0					14,7
18,7	11,6					14,6
19,7	10,7					15,0
20,7	11,9					
21,7	13,2					
22,7	14,3					
23,7	14,8					
24,7	15,0					
25,7	15,2					
26,7	15,4					
27,7	15,7					
28,7	15,9					
29,7	16,0					
30,7	18,1					
31,7	17,8					
32,7	17,7					

Tabell 15. Målt temperatur (C) i alle reaktorene inkludert kontrollen. Reaktorene inneholder tilsatt stoffer i bioresten med hoggflis, mens i kontrollen har det ikke blitt tilsatt forurensninger.

Timer	Dager	Kontroll	Reaktor 1	Reaktor 2	Reaktor 3	Reaktor 4	Reaktor 5	Reaktor 6
1	0,0	17,49	19,22	19,52	19,60	19,81	20,03	20,00
2	0,1	17,74	19,31	19,63	19,49	19,51	19,40	19,49
3	0,1	18,48	19,99	20,36	20,32	20,25	20,17	20,27
4	0,2	19,14	20,75	21,20	21,30	21,09	21,06	21,17
5	0,2	19,86	21,59	22,13	22,42	22,01	22,04	22,16
6	0,3	20,69	22,50	23,12	23,60	22,96	23,07	23,21
7	0,3	21,69	23,44	24,16	24,78	23,91	24,13	24,28
8	0,3	22,87	24,42	25,23	25,97	24,84	25,19	25,36
9	0,4	24,19	25,43	26,33	27,17	25,76	26,26	26,44
10	0,4	25,53	26,45	27,44	28,35	26,66	27,32	27,51
11	0,5	26,86	27,48	28,56	29,51	27,54	28,36	28,55
12	0,5	28,11	28,51	29,66	30,64	28,38	29,38	29,57
13	0,5	29,24	29,54	30,77	31,76	29,19	30,37	30,56
14	0,6	30,24	30,55	31,85	32,87	29,97	31,32	31,51
15	0,6	31,21	31,55	32,92	33,95	30,70	32,24	32,43
16	0,7	32,18	32,52	33,96	35,01	31,39	33,12	33,31
17	0,7	33,14	33,47	34,99	36,05	32,05	33,96	34,16
18	0,8	34,04	34,41	36,00	37,05	32,67	34,78	34,98
19	0,8	34,89	35,68	37,15	38,08	33,31	35,67	35,99
20	0,8	35,70	36,81	38,23	39,08	33,91	36,54	36,89
21	0,9	35,90	37,70	39,17	40,05	34,48	37,38	37,68
22	0,9	36,59	38,58	40,03	40,99	35,02	38,18	38,41
23	1,0	37,66	39,32	40,85	41,90	35,54	38,97	39,10
24	1,0	38,58	40,51	41,87	42,79	36,06	39,88	40,00
25	1,0	39,44	41,53	42,88	43,65	36,56	40,77	40,80
26	1,1	40,25	42,23	43,69	44,45	37,08	41,55	41,42
27	1,1	41,02	42,86	44,43	45,19	37,59	42,29	41,99
28	1,2	42,08	43,46	45,13	45,91	38,08	43,02	42,54
29	1,2	42,81	44,04	45,80	46,60	38,56	43,70	43,06
30	1,3	43,38	44,60	46,46	47,28	39,03	44,34	43,55
31	1,3	43,89	45,15	47,11	47,96	39,47	44,95	44,01
32	1,3	44,34	45,68	47,77	48,66	39,91	45,54	44,47
33	1,4	44,77	46,17	48,39	49,37	40,34	46,15	44,90
34	1,4	45,18	46,63	48,98	50,11	40,78	46,84	45,35
35	1,5	45,56	47,07	49,54	50,84	41,21	47,55	45,77
36	1,5	45,92	47,50	50,08	51,54	41,59	48,19	46,15
37	1,5	46,26	47,91	50,61	52,22	41,97	48,80	46,51
38	1,6	46,59	48,30	51,11	52,89	42,32	49,37	46,86
39	1,6	46,90	48,65	51,58	53,57	42,68	49,97	47,20
40	1,7	47,21	48,97	52,01	54,24	43,05	50,65	47,52
41	1,7	47,50	49,54	52,61	54,83	43,36	51,33	47,90

Tabell 15 fortsetter

42	1,8	47,78	50,63	53,75	55,45	43,18	52,25	48,53
43	1,8	48,06	50,90	54,27	55,91	43,76	52,56	48,78
44	1,8	48,32	51,16	54,70	56,30	44,38	52,83	48,99
45	1,9	48,56	51,42	55,13	56,64	45,01	53,08	49,21
46	1,9	48,80	51,69	55,56	56,96	45,67	53,30	49,46
47	2,0	49,01	51,98	55,98	57,26	46,35	53,53	49,73
48	2,0	49,21	53,16	57,07	57,68	47,42	54,11	50,36
49	2,0	49,95	53,64	57,67	57,95	47,76	54,55	50,72
50	2,1	50,61	53,88	58,11	58,27	48,24	54,92	50,89
51	2,1	50,78	54,10	58,46	58,56	48,70	55,26	51,06
52	2,2	50,94	54,34	58,78	58,82	49,12	55,56	51,25
53	2,2	51,10	54,60	59,11	59,05	49,52	55,85	51,44
54	2,3	51,25	54,84	59,42	59,27	49,91	56,12	51,61
55	2,3	51,41	55,06	59,72	59,49	50,30	56,37	51,76
56	2,3	51,56	55,30	60,01	59,68	50,67	56,61	51,92
57	2,4	51,71	55,53	60,30	59,86	51,02	56,83	52,06
58	2,4	51,85	55,73	60,57	60,04	51,37	57,05	52,19
59	2,5	52,00	55,95	60,84	60,20	51,70	57,26	52,32
60	2,5	52,14	56,16	61,10	60,35	52,01	57,46	52,45
61	2,5	52,28	56,36	61,35	60,48	52,31	57,65	52,57
62	2,6	52,42	56,55	61,59	60,61	52,59	57,82	52,69
63	2,6	52,55	56,73	61,81	60,72	52,86	57,99	52,80
64	2,7	52,68	56,90	62,03	60,83	53,08	58,15	52,91
65	2,7	52,81	57,07	62,22	60,92	53,29	58,29	53,01
66	2,8	52,93	57,34	62,44	60,63	53,09	58,44	53,13
67	2,8	53,05	58,11	63,07	60,69	53,21	58,80	53,61
68	2,8	53,16	58,22	63,28	60,97	53,83	58,95	53,64
69	2,9	53,27	58,31	63,41	61,08		59,04	53,65
70	2,9	53,37	58,42	63,51	61,16		59,17	53,68
71	3,0	54,08	58,47	63,49	61,20		59,25	53,76
72	3,0	54,36	58,51	63,34	61,23		59,31	53,85
73	3,0	54,53	58,57	63,23	61,25		59,39	53,94
74	3,1	54,67	58,63	63,15	61,27		59,46	54,02
75	3,1	54,79	58,70	63,10	61,29		59,53	54,09
76	3,2	55,00	58,74	63,05	61,29		59,58	54,16
77	3,2	55,69	58,77	63,01	61,28		59,62	54,21
78	3,3	55,95	58,81	62,97	61,27		59,64	54,26
79	3,3	56,10	58,83	62,94	61,23		59,64	54,30
80	3,3	56,22	58,88	62,91	61,18		59,66	54,34
81	3,4	56,31	58,92	62,88	61,12		59,67	54,37
82	3,4	56,38	58,94	62,84	61,07		59,67	54,40
83	3,5	56,44	58,97	62,81	61,02		59,68	54,43
84	3,5	56,50	59,00	62,77	60,97		59,68	54,46



Tabell 15 fortsetter

85	3,5	56,55	59,04	62,73	60,91		59,68	54,48
86	3,6	56,59	59,07	62,71	60,85		59,69	54,50
87	3,6	56,63	59,09	62,69	60,80		59,66	54,52
88	3,7	56,66	59,12	62,67	60,74		59,63	54,54
89	3,7	56,69	59,16	62,64	60,68		59,63	54,57
90	3,8	56,71	59,21	62,61	60,59		59,59	54,60
91	3,8	56,73	59,20	62,57	60,46		59,51	54,60
92	3,8	56,74	59,19	62,51	60,36		59,45	54,59
93	3,9	56,74	59,71	62,73	60,22		59,51	54,76
94	3,9	56,75	59,85	62,90	60,25		59,56	54,95
95	4,0	56,96	59,76	62,86	60,21		59,47	54,97
96	4,0	57,10	59,71	62,79	60,17		59,42	54,97
97	4,0	57,16	59,67	62,72	60,12		59,36	54,97
98	4,1	57,20	59,65	62,66	60,06		59,24	54,97
99	4,1	57,23	59,65	62,59	60,00		59,11	54,97
100	4,2	57,31	59,65	62,51	59,93		58,97	54,97
101	4,2	57,48	59,65	62,43	59,86		58,84	54,97
102	4,3	57,43	59,66	62,35	59,77		58,70	54,97
103	4,3	57,32	59,67	62,26	59,69		58,57	54,96
104	4,3	57,19	59,67	62,17	59,61		58,43	54,95
105	4,4	57,04	59,68	62,09	59,52		58,30	54,94
106	4,4	56,89	59,69	61,99	59,43		58,17	54,93
107	4,5	56,75	59,69	61,89	59,34		58,05	54,92
108	4,5	56,61	59,69	61,78	59,24		57,92	54,90
109	4,5	56,47	59,68	61,65	59,15		57,79	54,88
110	4,6	56,32	59,68	61,51	59,05		57,66	54,86
111	4,6	56,18	59,67	61,35	58,96		57,53	54,84
112	4,7	56,05	59,66	61,18	58,86		57,40	54,82
113	4,7	55,91	59,64	60,99	58,77		57,28	54,80
114	4,8	55,78	59,62	60,80	58,68		57,16	54,78
115	4,8	55,65	59,59	60,60	58,59		57,04	54,75
116	4,8	55,52	59,59	60,39	58,48		56,92	54,74
117	4,9	55,39	59,93	60,30	58,41		56,84	54,91
118	4,9	55,27	59,96	60,17	58,37		56,76	55,00
119	5,0	55,15	59,91	59,99	58,31		56,66	55,00
120	5,0	55,03	59,85	59,80	58,26		56,56	54,98
121	5,0	54,92	59,82	59,61	58,22		56,47	54,96
122	5,1	54,81	59,80	59,42	58,16		56,39	54,94
123	5,1	54,70	59,79	59,22	58,10		56,31	54,92
124	5,2	53,98	59,77	59,01	58,03		56,22	54,90
125	5,2	54,48	59,75	58,80	57,96		56,14	54,88
126	5,3	54,48	59,72	58,59	57,87		56,06	54,85
127	5,3	54,39	59,69	58,37	57,79		55,97	54,83

Tabell 15 fortsetter

128	5,3	54,25	59,65	58,15	57,70		55,90	54,81
129	5,4	54,11	59,59	57,92	57,60		55,82	54,78
130	5,4	53,96	59,51	57,69	57,50		55,75	54,75
131	5,5	53,81	59,41	57,46	57,39		55,68	54,73
132	5,5	53,66	59,30	57,22	57,27		55,61	54,70
133	5,5	53,52	59,18	56,99	57,13		55,53	54,67
134	5,6	53,38	59,05	56,75	56,99		55,45	54,64
135	5,6	53,24	58,93	56,51	56,83		55,36	54,61
136	5,7	53,11	58,80	56,27	56,66		55,28	54,58
137	5,7	52,98	58,67	56,03	56,48		55,20	54,55
138	5,8	52,86	58,53	55,79	56,29		55,12	54,52
139	5,8	52,74	58,55	55,56			55,15	54,62
140	5,8	52,62	58,52	55,37			55,25	54,75
141	5,9	52,50	58,37	55,15			55,29	54,77
142	5,9	52,39	58,21	54,93			55,30	54,76
143	6,0	52,28	58,05	54,71			55,29	54,75
144	6,0	52,18	57,89	54,48			55,28	54,72
145	6,0	52,07	57,73	54,25			55,27	54,70
146	6,1	51,97	57,57	54,03			55,25	54,67
147	6,1	51,89	57,41	53,81			55,23	54,65
148	6,2	51,97	57,25	53,58			55,20	54,62
149	6,2	51,98	57,10	53,35			55,16	54,60
150	6,3	51,94	56,94	53,12			55,12	54,57
151	6,3	51,87	56,78	52,89			55,07	54,54
152	6,3	51,78	56,61	52,66			55,02	54,52
153	6,4	51,70	56,45	52,42			54,97	54,48
154	6,4	51,61	56,28	52,19			54,92	54,45
155	6,5	51,52	56,11	51,95			54,86	54,42
156	6,5	51,43	55,94	51,71			54,80	54,38
157	6,5	51,34	55,77	51,46			54,74	54,35
158	6,6	51,26	55,59	51,22			54,67	54,31
159	6,6	51,18	55,42	50,98			54,60	54,27
160	6,7	51,10	55,24	50,74			54,52	54,23
161	6,7	51,02	55,06	50,50			54,43	54,20
162	6,8	50,94	54,88	50,26			54,34	54,16
163	6,8	50,87	54,75	50,02			54,29	54,21
164	6,8	50,80	54,64	49,79			54,30	54,27
165	6,9	50,73	54,46	49,54			54,27	54,25
166	6,9	50,66	54,27	49,30			54,23	54,20
167	7,0	50,59	54,07	49,06			54,17	54,15
168	7,0	50,52	53,86	48,82			54,10	54,08
169	7,0	50,45	53,65	48,58			54,03	54,02
170	7,1	50,45	53,44	48,34			53,96	53,95

Tabell 15 fortsetter

171	7,1	50,43	53,22	48,10			53,88	53,88
172	7,2	50,51	53,01	47,87			53,79	53,80
173	7,2	50,49	52,79	47,63			53,70	53,73
174	7,3	50,44	52,57	47,40			53,61	53,64
175	7,3	50,37	52,36	47,17			53,51	53,56
176	7,3	50,30	52,14	46,94			53,41	53,47
177	7,4	50,22	51,92	46,71			53,31	53,38
178	7,4	50,15	51,71	46,49			53,21	53,28
179	7,5	50,06	51,50	46,26			53,10	53,18
180	7,5	49,98	51,29	46,04			52,98	53,09
181	7,5	49,90	51,08	45,82			52,87	52,99
182	7,6	49,82	50,87	45,61			52,76	52,89
183	7,6	49,73	50,66	45,40			52,65	52,79
184	7,7	49,65	50,46	45,19			52,54	52,69
185	7,7	49,57	50,26	44,98			52,42	52,59
186	7,8	49,48	50,06	44,78			52,29	52,48
187	7,8	49,40	49,88	44,56			52,17	52,43
188	7,8	49,31	49,73	44,36			52,06	52,39
189	7,9	49,23	49,55	44,17			51,91	52,30
190	7,9	49,15	49,37	43,98			51,77	52,20
191	8,0	49,08	49,18	43,80			51,64	52,11
192	8,0	49,01	49,01	43,63			51,51	52,02
193	8,0	48,94	48,84	43,48			51,39	51,94
194	8,1	48,87	48,68	43,33			51,27	51,86
195	8,1	48,88	48,53	43,18			51,15	51,78
196	8,2	48,94	48,38	43,04			51,03	51,70
197	8,2	48,93	48,23	42,91			50,91	51,62
198	8,3	48,90	48,09	42,78			50,79	51,54
199	8,3	48,85	47,95	42,65			50,67	51,45
200	8,3	48,79	47,82	42,52			50,55	51,37
201	8,4	48,72	47,68	42,40			50,43	51,29
202	8,4	48,65	47,55	42,27			50,30	51,21
203	8,5	48,58	47,41	42,15			50,18	51,12
204	8,5	48,51	47,28	42,03			50,06	51,03
205	8,5	48,43	47,15	41,90			49,93	50,94
206	8,6	48,36	47,02	41,78			49,81	50,85
207	8,6	48,28	46,89	41,66			49,68	50,75
208	8,7	48,21	46,76	41,54			49,56	50,66
209	8,7	48,13	46,63	41,42			49,43	50,56
210	8,8	48,05	46,50	41,31			49,31	50,46
211	8,8	47,98	46,37	41,18			49,18	50,37
212	8,8	47,90	46,26	41,06			49,06	50,32
213	8,9	47,82	46,14				48,93	50,23

Tabell 15 fortsetter

214	8,9	47,74	46,01				48,79	50,12
215	9,0	47,65	45,88				48,65	50,00
216	9,0	47,56	45,74				48,49	49,87
217	9,0	47,46	45,60				48,33	49,75
218	9,1	47,37	45,46				48,17	49,64
219	9,1	47,27	45,32				48,01	49,52
220	9,2	47,23	45,18				47,85	49,41
221	9,2	47,17	45,04				47,70	49,29
222	9,3	47,10	44,90				47,54	49,18
223	9,3	47,00	44,77				47,39	49,07
224	9,3	46,90	44,64				47,24	48,95
225	9,4	46,80	44,51				47,09	48,84
226	9,4	46,70	44,38				46,95	48,73
227	9,5	46,59	44,25				46,80	48,61
228	9,5	46,49	44,13				46,66	48,50
229	9,5	46,37	44,00				46,51	48,38
230	9,6	46,25	43,88				46,37	48,27
231	9,6	46,13	43,76				46,23	48,15
232	9,7	46,01	43,64				46,08	48,03
233	9,7	45,89	43,52				45,93	47,90
234	9,8	45,76	43,40				45,78	47,78
235	9,8	45,63	43,29				45,63	47,67
236	9,8	45,51	43,17				45,50	47,55
237	9,9	45,38	43,07				45,37	47,43
238	9,9	45,26	42,96				45,24	47,31
239	10,0	45,13	42,85				45,11	47,20
240	10,0	45,00	42,75				45,00	47,09
241	10,0	44,87	42,66				44,88	46,98
242	10,1	44,74	42,56				44,76	46,86
243	10,1	44,61	42,47				44,64	46,74
244	10,2	44,51	42,37				44,52	46,62
245	10,2	44,40	42,28				44,40	46,51
246	10,3	44,30	42,19				44,27	46,39
247	10,3	44,19	42,10				44,15	46,27
248	10,3	44,08	42,01				44,04	46,15
249	10,4	43,97	41,92				43,92	46,03
250	10,4	43,85	41,84				43,80	45,91
251	10,5	43,73	41,75				43,68	45,80
252	10,5	43,61	41,67				43,57	45,68
253	10,5	43,48	41,59				43,46	45,57
254	10,6	43,36	41,51				43,35	45,45
255	10,6	43,23	41,43				43,23	45,34
256	10,7	43,11	41,35				43,12	45,22

Tabell 15 fortsetter

257	10,7	42,98	41,27				43,00	45,10
258	10,8	42,85	41,19				42,89	44,99
259	10,8	42,73	41,12				42,78	44,88
260	10,8	42,62	41,05				42,67	44,76
261	10,9	42,50	40,97				42,55	44,65
262	10,9	42,38	40,89				42,44	44,54
263	11,0	42,25	40,82				42,34	44,43
264	11,0	42,13	40,75				42,23	44,32
265	11,0	42,00	40,68				42,13	44,21
266	11,1	41,45	40,62				42,03	44,11
267	11,1	41,52	40,55				41,93	44,01
268	11,2	41,42	40,49				41,83	43,90
269	11,2	41,32	40,42				41,73	43,80
270	11,3	41,20	40,36				41,63	43,69
271	11,3	41,08	40,29				41,52	43,59
272	11,3	40,96	40,22				41,41	43,48
273	11,4	40,83	40,15				41,30	43,37
274	11,4	40,71	40,08				41,19	43,26
275	11,5	40,58	40,00				41,08	43,14
276	11,5	40,45	39,93				40,96	43,03
277	11,5	40,32	39,85				40,85	42,92
278	11,6	40,19	39,77				40,74	42,80
279	11,6	40,06	39,69				40,63	42,69
280	11,7	39,93	39,62				40,52	42,58
281	11,7	39,81	39,54				40,41	42,47
282	11,8	39,68	39,46				40,29	42,36
283	11,8	39,55	39,38				40,19	42,25
284	11,8	39,42	39,31				40,08	42,14
285	11,9	39,30	39,24				39,98	42,04
286	11,9	39,17	39,16				39,87	41,94
287	12,0	39,04	39,09				39,78	41,84
288	12,0	38,92	39,02				39,68	41,74
289	12,0	38,79	38,95				39,59	41,65
290	12,1	38,67	38,88				39,50	41,55
291	12,1	38,55	38,81				39,40	41,46
292	12,2	38,45	38,75				39,31	41,37
293	12,2	38,34	38,68				39,22	41,27
294	12,3	38,24	38,61				39,13	41,18
295	12,3	38,13	38,55				39,04	41,09
296	12,3	38,02	38,48				38,95	41,00
297	12,4	37,91	38,41				38,86	40,91
298	12,4	37,80	38,35				38,78	40,83
299	12,5	37,68	38,28				38,69	40,74

Tabell 15 fortsetter

300	12,5	37,57	38,22				38,61	40,66
301	12,5	37,45	38,16				38,53	40,57
302	12,6	37,33	38,09				38,44	40,49
303	12,6	37,21	38,03				38,37	40,41
304	12,7	37,09	37,97				38,29	40,33
305	12,7	36,97	37,91				38,21	40,25
306	12,8	36,85	37,85				38,14	40,17
307	12,8	36,73	37,79				38,06	40,10
308	12,8	36,61	37,73					40,02
309	12,9	36,49	37,68					39,96
310	12,9	36,37	37,62					39,89
311	13,0	36,25	37,57					39,83
312	13,0	36,13	37,52					39,76
313	13,0	36,01	37,47					39,71
314	13,1	35,90	37,43					39,65
315	13,1	35,79	37,39					39,60
316	13,2	35,68	37,35					39,55
317	13,2	35,58	37,31					39,50
318	13,3	35,47	37,27					39,44
319	13,3	35,39	37,24					39,39
320	13,3	35,30	37,20					39,34
321	13,4	35,21	37,16					39,28
322	13,4	35,12	37,12					39,23
323	13,5	35,04	37,08					39,18
324	13,5	34,95	37,05					39,12
325	13,5	34,86	37,01					39,07
326	13,6	34,77	36,97					39,02
327	13,6	34,69	36,93					38,97
328	13,7	34,60	36,90					38,91
329	13,7	34,51	36,86					38,86
330	13,8	34,43	36,82					38,80
331	13,8	34,35	36,77					38,74
332	13,8	34,27	36,73					38,69
333	13,9	34,19	36,69					38,63
334	13,9	34,11	36,65					38,58
335	14,0	34,03	36,61					38,53
336	14,0	33,95	36,58					38,48
337	14,0	33,88	36,54					38,43
338	14,1	33,81	36,51					38,39
339	14,1	33,74	36,48					38,35
340	14,2	33,68	36,45					38,30
341	14,2	33,61	36,43					38,26
342	14,3	33,55	36,40					38,22

Tabell 15 fortsetter

343	14,3	33,50	36,37					38,17
344	14,3	33,44	36,34					38,13
345	14,4	33,38	36,31					38,08
346	14,4	33,32	36,28					38,03
347	14,5	33,26	36,25					37,99
348	14,5	33,20	36,22					37,94
349	14,5	33,14	36,19					37,90
350	14,6	33,08	36,17					37,85
351	14,6	33,02	36,14					37,80
352	14,7	32,97	36,11					37,76
353	14,7	32,91	36,08					37,71
354	14,8	32,85	36,05					37,66
355	14,8	32,79	36,02					37,62
356	14,8	32,74	35,98					37,54
357	14,9	32,68	35,95					37,50
358	14,9	32,63	35,92					37,45
359	15,0	32,57	35,89					37,39
360	15,0	32,51	35,86					37,35
361	15,0	32,45	35,83					37,30
362	15,1	32,40	35,80					37,26
363	15,1	32,36	35,78					37,21
364	15,2	32,32	35,76					37,17
365	15,2	32,28	35,74					37,13
366	15,3	32,24	35,71					37,09
367	15,3	32,20	35,70					37,04
368	15,3	32,16	35,68					37,00
369	15,4	32,13	35,66					36,96
370	15,4	32,09	35,64					36,92
371	15,5	32,05	35,63					36,88
372	15,5	32,02	35,61					36,84
373	15,5	31,98	35,60					36,80
374	15,6	31,95	35,59					36,76
375	15,6	31,91	35,58					36,72
376	15,7	31,87	35,58					36,68
377	15,7	31,84	35,57					36,65
378	15,8	31,80	35,57					36,61
379	15,8	31,76	35,56					36,57
380	15,8	31,72	35,56					36,52
381	15,9	31,68	35,54					36,46
382	15,9	31,65	35,51					36,38
383	16,0	31,61	35,48					36,29
384	16,0	31,57	35,45					36,21
385	16,0	31,53	35,43					36,13

Tabell 15 fortsetter

386	16,1	31,49	35,40					36,05
387	16,1	31,46	35,38					35,98
388	16,2	31,42	35,36					35,91
389	16,2	31,40	35,35					35,85
390	16,3	31,37	35,34					35,79
391	16,3	31,35	35,34					35,73
392	16,3	31,32	35,34					35,68
393	16,4	31,30	35,35					35,62
394	16,4	31,27	35,37					35,57
395	16,5	31,24	35,38					35,52
396	16,5	31,21	35,41					35,47
397	16,5	31,19	35,43					35,42
398	16,6	31,15	35,46					35,37
399	16,6	31,12	35,50					35,32
400	16,7	31,09	35,53					35,27
401	16,7	31,06	35,58					35,22
402	16,8	31,02	35,63					35,18
403	16,8	30,98	35,68					35,14
404	16,8	30,94	35,75					35,11
405	16,9	30,90	35,82					35,07
406	16,9	30,86	35,89					35,04
407	17,0	30,80	35,98					35,01
408	17,0	30,75	36,07					34,99
409	17,0	30,70	36,17					34,96
410	17,1	30,65	36,27					34,93
411	17,1	30,59	36,38					34,91
412	17,2	30,48	36,50					34,88
413	17,2	30,48	36,62					34,85
414	17,3	30,46	36,74					34,82
415	17,3	30,42	36,87					34,79
416	17,3	30,38	37,01					34,76
417	17,4	30,33	37,15					34,73
418	17,4	30,28	37,30					34,70
419	17,5	30,22	37,45					34,67
420	17,5	30,17	37,60					34,63
421	17,5	30,11	37,75					34,60
422	17,6	30,05	37,91					34,56
423	17,6	29,98	38,06					34,53
424	17,7	29,91	38,22					34,49
425	17,7	29,84	38,38					34,46
426	17,8	29,77	38,54					34,43
427	17,8	29,69	38,71					34,40
428	17,8	29,61	38,88					34,38



Tabell 15 fortsetter

429	17,9	29,53	39,04					34,37
430	17,9	29,44	39,21					34,36
431	18,0	29,36	39,37					34,34
432	18,0	29,27	39,53					34,33
433	18,0	29,18	39,69					34,32
434	18,1	29,08	39,84					34,30
435	18,1	28,99	39,99					34,29
436	18,2	28,90	40,14					34,28
437	18,2	28,81	40,28					34,26
438	18,3	28,72	40,42					34,25
439	18,3	28,64	40,55					34,24
440	18,3	28,56	40,68					34,22
441	18,4	28,48	40,80					34,22
442	18,4	28,40	40,92					34,21
443	18,5	28,33	41,04					34,20
444	18,5	28,25	41,15					34,19
445	18,5	28,17	41,26					34,18
446	18,6	28,09	41,36					34,17
447	18,6	28,01	41,45					34,16
448	18,7	27,93	41,55					34,15
449	18,7	27,85	41,63					34,14
450	18,8	27,76	41,71					34,13
451	18,8	27,68	41,79					34,13
452	18,8	27,60	41,87					
453	18,9	27,51	41,94					
454	18,9	27,43	42,04					
455	19,0	27,34	42,11					
456	19,0	27,26	42,17					
457	19,0	27,17	42,22					
458	19,1	27,10	42,27					
459	19,1	27,02	42,30					
460	19,2	26,95	42,33					
461	19,2	26,88	42,35					
462	19,3	26,82	42,35					
463	19,3	26,76	42,36					
464	19,3	26,70	42,35					
465	19,4	26,65	42,34					
466	19,4	26,59	42,31					
467	19,5	26,52	42,29					
468	19,5	26,46	42,25					
469	19,5	26,40	42,21					
470	19,6	26,33	42,17					
471	19,6	26,27	42,12					

Tabell 15 fortsetter

472	19,7	26,20	42,06					
473	19,7	26,13	42,01					
474	19,8	26,06	41,94					
475	19,8	26,00	41,87					
476	19,8	25,93	41,80					
477	19,9	25,86	41,73					
478	19,9	25,78	41,65					
479	20,0	25,71	41,57					
480	20,0	25,64	41,50					
481	20,0	25,58	41,43					
482	20,1	25,51	41,36					
483	20,1	25,45	41,28					
484	20,2	25,40	41,20					
485	20,2	25,34	41,13					
486	20,3	25,30	41,05					
487	20,3	25,25	40,97					
488	20,3	25,20	40,88					
489	20,4	25,15	40,80					
490	20,4	25,11	40,72					
491	20,5	25,06	40,64					
492	20,5	25,01	40,55					
493	20,5	24,96	40,47					
494	20,6	24,91	40,38					
495	20,6	24,86	40,29					
496	20,7	24,81	40,20					
497	20,7	24,77	40,11					
498	20,8	24,72	40,02					
499	20,8	24,67	39,93					
500	20,8	24,63	39,84					
501	20,9	24,58	39,75					
502	20,9	24,54	39,66					
503	21,0	24,49	39,58					
504	21,0	24,45	39,50					
505	21,0	24,41	39,43					
506	21,1	24,34	39,36					
507	21,1	24,30	39,30					
508	21,2	24,27	39,24					
509	21,2	24,23	39,18					
510	21,3	24,19	39,12					
511	21,3	24,15	39,06					
512	21,3	24,11	39,01					
513	21,4	24,08	38,95					
514	21,4	24,04	38,89					

Tabell 15 fortsetter

515	21,5	24,00	38,83					
516	21,5	23,96	38,77					
517	21,5	23,93	38,70					
518	21,6	23,90	38,64					
519	21,6	23,86	38,57					
520	21,7	23,83	38,51					
521	21,7	23,81	38,44					
522	21,8	23,78	38,37					
523	21,8	23,75	38,28					
524	21,8	23,73	38,16					
525	21,9	23,70	38,02					
526	21,9	23,69	37,85					
527	22,0	23,67	37,66					
528	22,0		37,45					
529	22,0		37,23					
530	22,1		37,03					
531	22,1		36,83					
532	22,2		36,65					
533	22,2		36,49					
534	22,3		36,35					
535	22,3		36,22					
536	22,3		36,10					
537	22,4		35,99					
538	22,4		35,89					
539	22,5		35,79					
540	22,5		35,71					
541	22,5		35,62					
542	22,6		35,54					
543	22,6		35,47					
544	22,7		35,39					
545	22,7		35,32					
546	22,8		35,23					
547	22,8		35,12					
548	22,8		34,99					
549	22,9		34,86					
550	22,9		34,72					
551	23,0		34,59					
552	23,0		34,47					
553	23,0		34,37					
554	23,1		34,27					
555	23,1		34,18					
556	23,2		34,11					
557	23,2		34,04					

Tabell 15 fortsetter

558	23,3		33,97					
559	23,3		33,91					
560	23,3		33,86					
561	23,4		33,80					
562	23,4		33,75					
563	23,5		33,70					
564	23,5		33,65					
565	23,5		33,60					
566	23,6		33,56					
567	23,6		33,51					
568	23,7		33,47					
569	23,7		33,42					
570	23,8		33,38					
571	23,8		33,34					
572	23,8		33,29					
573	23,9		33,25					
574	23,9		33,22					
575	24,0		33,19					
576	24,0		33,17					
577	24,0		33,15					
578	24,1		33,13					
579	24,1		33,12					
580	24,2		33,11					
581	24,2		33,10					
582	24,3		33,09					
583	24,3		33,08					
584	24,3		33,07					
585	24,4		33,07					
586	24,4		33,06					
587	24,5		33,05					
588	24,5		33,04					
589	24,5		33,04					
590	24,6		33,03					
591	24,6		33,02					
592	24,7		33,02					
593	24,7		33,01					
594	24,8		33,00					
595	24,8		33,00					
596	24,8		32,99					
597	24,9		32,97					
598	24,9		32,96					
599	25,0		32,96					
600	25,0		32,94					

Tabell 15 fortsetter

601	25,0		32,91					
602	25,1		32,88					
603	25,1		32,85					
604	25,2		32,81					
605	25,2		32,77					
606	25,3		32,72					
607	25,3		32,68					
608	25,3		32,63					
609	25,4		32,58					
610	25,4		32,53					
611	25,5		32,48					
612	25,5		32,43					
613	25,5		32,38					
614	25,6		32,33					
615	25,6		32,28					
616	25,7		32,23					
617	25,7		32,18					
618	25,8		32,14					
619	25,8		32,09					
620	25,8		32,05					
621	25,9		32,01					
622	25,9		31,97					
623	26,0		31,94					
624	26,0		31,91					
625	26,0		31,88					
626	26,1		31,86					
627	26,1		31,83					
628	26,2		31,81					
629	26,2		31,80					
630	26,3		31,78					
631	26,3		31,76					
632	26,3		31,75					
633	26,4		31,74					
634	26,4		31,72					
635	26,5		31,71					
636	26,5		31,70					
637	26,5		31,69					
638	26,6		31,67					
639	26,6		31,66					
640	26,7		31,64					
641	26,7		31,63					
642	26,8		31,62					
643	26,8		31,61					

Tabell 15 fortsetter

644	26,8		31,60					
645	26,9		31,59					
646	26,9		31,58					
647	27,0		31,58					
648	27,0		31,58					
649	27,0		31,57					
650	27,1		31,57					
651	27,1		31,56					
652	27,2		31,56					
653	27,2		31,55					
654	27,3		31,54					
655	27,3		31,54					
656	27,3		31,53					
657	27,4		31,52					
658	27,4		31,51					
659	27,5		31,50					
660	27,5		31,49					
661	27,5		31,48					
662	27,6		31,47					
663	27,6		31,46					
664	27,7		31,44					
665	27,7		31,43					
666	27,8		31,42					
667	27,8		31,41					
668	27,8		31,38					
669	27,9		31,37					
670	27,9		31,36					
671	28,0		31,35					
672	28,0		31,34					
673	28,0		31,33					
674	28,1		31,33					
675	28,1		31,32					
676	28,2		31,32					
677	28,2		31,32					
678	28,3		31,31					
679	28,3		31,31					
680	28,3		31,30					
681	28,4		31,30					
682	28,4		31,29					
683	28,5		31,28					
684	28,5		31,26					
685	28,5		31,25					
686	28,6		31,23					

Tabell 15 fortsetter

687	28,6		31,21					
688	28,7		31,19					
689	28,7		31,17					
690	28,8		31,14					
691	28,8		31,10					
692	28,8		31,07					
693	28,9		31,04					
694	28,9		30,99					
695	29,0		30,95					
696	29,0		30,90					
697	29,0		30,85					
698	29,1		30,79					
699	29,1		30,72					
700	29,2		30,64					
701	29,2		30,55					
702	29,3		30,46					
703	29,3		30,37					
704	29,3		30,28					
705	29,4		30,19					
706	29,4		30,09					
707	29,5		29,99					
708	29,5		29,89					
709	29,5		29,78					
710	29,6		29,68					
711	29,6		29,57					
712	29,7		29,47					
713	29,7		29,36					
714	29,8		29,24					
715	29,8		29,11					
716	29,8		28,97					
717	29,9		28,84					
718	29,9		28,71					
719	30,0		28,58					
720	30,0		28,46					
721	30,0		28,34					
722	30,1		28,26					
723	30,1		28,19					
724	30,2		28,13					
725	30,2		28,10					
726	30,3		28,08					
727	30,3		28,07					
728	30,3		28,07					
729	30,4		28,08					

Tabell 15 fortsetter

730	30,4		28,10					
731	30,5		28,11					
732	30,5		28,13					
733	30,5		28,15					
734	30,6		28,17					
735	30,6		28,18					
736	30,7		28,19					
737	30,7		28,19					
738	30,8		28,18					
739	30,8		28,17					
740	30,8		28,14					
741	30,9		28,12					
742	30,9		28,09					
743	31,0		28,05					
744	31,0		28,02					
745	31,0		27,98					
746	31,1		27,95					
747	31,1		27,92					
748	31,2		27,90					
749	31,2		27,88					
750	31,3		27,86					
751	31,3		27,85					
752	31,3		27,84					
753	31,4		27,84					
754	31,4		27,83					
755	31,5		27,83					
756	31,5		27,82					
757	31,5		27,81					
758	31,6		27,80					
759	31,6		27,78					
760	31,7		27,75					
761	31,7		27,72					
762	31,8		27,68					



## Vedlegg J: Instrumentelle parametere og monitorert data i analysemetoden

Tabell J1. Faste HPLC-parametere.

<b>Parameter</b>	
Injeksjonsvolum	10 µL
Oppsugshastighet	100 µL/min
Injeksjonshastighet	100 µL/min
Oppsugsposisjon	0,0 mm
Likevektstid	2,0 sek
Prøve-utspylingfaktor	5 ganger injeksjonsvolum
Gjennomstrømningshastighet	0,35 mL/min
Kolonne	2,1 mm x 100 mm. Zorbax Eclipse plus C18 RRHD (Agilent, Palo Alto, California, USA) med beskyttelsespatron (4 µm x 3,0 mm ID (Zorbax, Agilent, Palo Alto, California, USA). Partikkelstørrelsen var på 1,8 µm. Temperaturen i kolonnen ble holdt på 25 °C.
Mobilfase A	0,1 % maursyre i 100 % vann (binær gradient).
Mobilfase B	100 % acetonitril
Nitrogen	Ionekildegass fra generator.
Vaskeløsning av nål	1:1 MeOH: Vann

Tabell J2. Ionekildeparameter til ESI.

<b>Parameter</b>	<b>Verdi (+)</b>	<b>Verdi (-)</b>
Gass temperatur (°C)	320	320
Gass flow (L/min)	10	10
Nebulizer (psi)	35	35
Sheath gass varmer	390	390
Sheath gass flow	12	12
Kapillær (V)	4000	3500

Tabell J3. Monitorerte ioneoverføringer og deres individuelle instrument innstillinger; Precursor ion (Prec Ion), produkt ion (PI), fragmentorspenning (FV), Kollisjonsenergi (CE), Retensjonstid (RT), Retensjonstid Window (RTW) og polaritet.

Peak Nummer	Komponent navn	Prec Ion	PI	RT (min)	RT	Frag (V)	CE	Polaritet
1	ACR	180,1	152	3,291	2	70	60	+
2	MTP	268,1	116,1	2,907	2	70	20	+
2	MTP	268,1	73,9	2,907	2	70	20	+
3	<sup>2</sup> H <sub>7</sub> -MTP	275,1	123,1	3,562	2	100	20	+
3	<sup>2</sup> H <sub>7</sub> -MTP	275,1	105	3,562	2	100	20	+
3	<sup>2</sup> H <sub>7</sub> -MTP	275,1	79	3,562	2	100	20	+
4	CAR	237	193,9	4,772	2	70	15	+
4	CAR	237	178,9	4,772	2	70	35	+
5	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -CAR	247,1	204	4,737	2	125	20	+
5	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -CAR	247,1	202	4,737	2	125	40	+
6	LOS	423,1	191,9	5,047	2	100	10	+
6	LOS	423,1	377	5,047	2	100	10	+
6	LOS	423,1	207	5,047	2	100	30	+
7	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	202,2	119	5,178	2	80	20	+
7	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	202,2	91	5,178	2	80	30	+
8	DEET	192	119,1	5,234	2	120	20	+
8	DEET	192	91	5,234	2	120	30	+
9	OCT	379,2	249,9	8,195	2	125	8	+
9	OCT	379,2	231,9	8,195	2	125	22	+
9	OCT	379,2	203,9	8,195	2	125	41	+
10	<sup>2</sup> H <sub>15</sub> -OCT	377,3	232,9	8,185	2	125	18	+
10	<sup>2</sup> H <sub>15</sub> -OCT	377,3	205,9	8,185	2	125	6	+
10	<sup>2</sup> H <sub>15</sub> -OCT	377,3	105	8,185	2	125	39	+
11	<sup>2</sup> H <sub>5</sub> -ATR	221,2	179	2,051	2	80	16	+
11	<sup>2</sup> H <sub>5</sub> -ATR	221,2	101	7,152	2	80	24	+

Tabell J4. Matriks-match og solvent-match kalibreringskurver. Hver komponent er oppgitt med dens respektive internstandard (ISTD), konsentrasjonsområde for solvent og kompost med inkludert stigningskoeffisient ( $R^2$ ).

Komponent	ISTD	Konsentrasjonsområde (ng/mL) Solvent	$R^2$	Konsentrasjonsområde (ng/mL) Matriks	$R^2$
ACR	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -CAR	0.5-500 (8)	0.976	0.5-500 (8)	0.993
MTP	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	0.5-500 (8)	0.983	0.5-500 (8)	0.965
CAR	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -CAR	0.5-500 (8)	0.991	0.5-500 (8)	0.986
DEET	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	0.5-500 (8)	0.999	0.5-500 (8)	0.996
OCT	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	0.5-500 (8)	0.994	0.5-500 (8)	0.967
LOS	<sup>2</sup> H <sub>10</sub> -DEET	0.5-500 (8)	0.966	0.5-500 (8)	0.969

**t-test for pH målingene mellom kontrollreaktoren med ren biorest og reaktorene med komposteringsmaterialet med tilsatt miljøgifter**

t-testen forutsetter at det er rimelig normalfordelt i hver gruppe, til tross for at utvalgsstørrelsen i kontrollreaktoren er veldig liten.  $H_0$  beholdes hvis p-verdi  $> 0,05$ .  
 $H_0$ : Endring i pH mellom kontrollreaktoren uten tilsatt miljøgifter og reaktorene tilsatt miljøgifter skyldes tilfeldigheter.

#Setter inn tilhørende utvalgsgrupper for hver prøve

```
dat_ph_prove <- data.frame(  
+ sample12 = c(8.5, 8.8, 9.0, 9.0, 8.9, 8.4, 8.1),  
+ sample13 = c(8.2, 7.3, NA, NA, NA, NA, NA)  
+ )
```

#t-test gjøres av de to utvalgsgruppene

```
test_ph_prove <- t.test(dat_ph_prove$sample12, dat_ph_prove$sample13,  
+ var.equal = TRUE, alternative = "greater"  
+ )  
test_ph_prove
```

Console vindu gir følgende:

Two Sample t-test

```
data: dat_ph_prove$sample12 and dat_ph_prove$sample13  
t = 2.874, df = 7, p-value = 0.01193  
alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0  
95 percent confidence interval:  
0.3140054 Inf  
sample estimates:  
mean of x mean of y  
8.671429 7.750000
```

### **t-test for ledningsevne målingene mellom kontroll reaktoren med ren biorest og reaktorene med komposteringsmaterialet med tilsatt miljøgifter**

t-testen forutsetter at det er rimelig normalfordelt i hver gruppe. Til tross for at utvalgsstørrelsen i kontrollreaktoren er veldig liten.  $H_0$  beholdes hvis p-verdi  $> 0,05$ .  
 $H_0$ : Økningen i ledningsevnen mellom kontrollreaktoren uten tilsatt miljøgifter og reaktorene tilsatt miljøgifter skyldes tilfeldigheter.

```
#Setter inn tilhørende utvalsgrupper for hver prøve
dat_ledningsevne_prove <- data.frame(
+ sample30 = c(101, 137, 149, 117, 151, 150, 160),
+ sample31 = c(200, 234, NA, NA, NA, NA, NA)
+ )
```

```
#t-test gjøres av de to utvalgsgruppene
test_ledningsevne_prove <- t.test(dat_ledningsevne_prove$sample30,
dat_ledningsevne_prove$sample31,
+ var.equal = TRUE, alternative = "greater"
+ )
test_ledningsevne_prove
```

Console vindu gir følgende:

Two Sample t-test

data: dat\_ledningsevne\_prove\$sample30 and dat\_ledningsevne\_prove\$sample31

t = -4.5415, df = 7, p-value = 0.9987

alternative hypothesis: true difference in means is greater than 0

95 percent confidence interval:

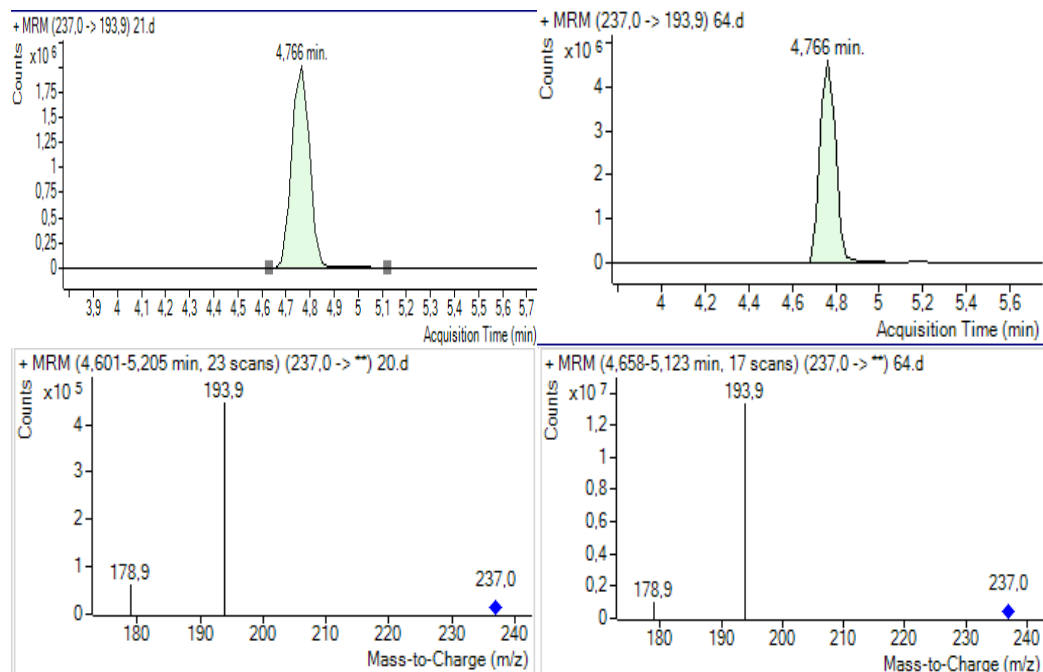
-112.1592 Inf

sample estimates:

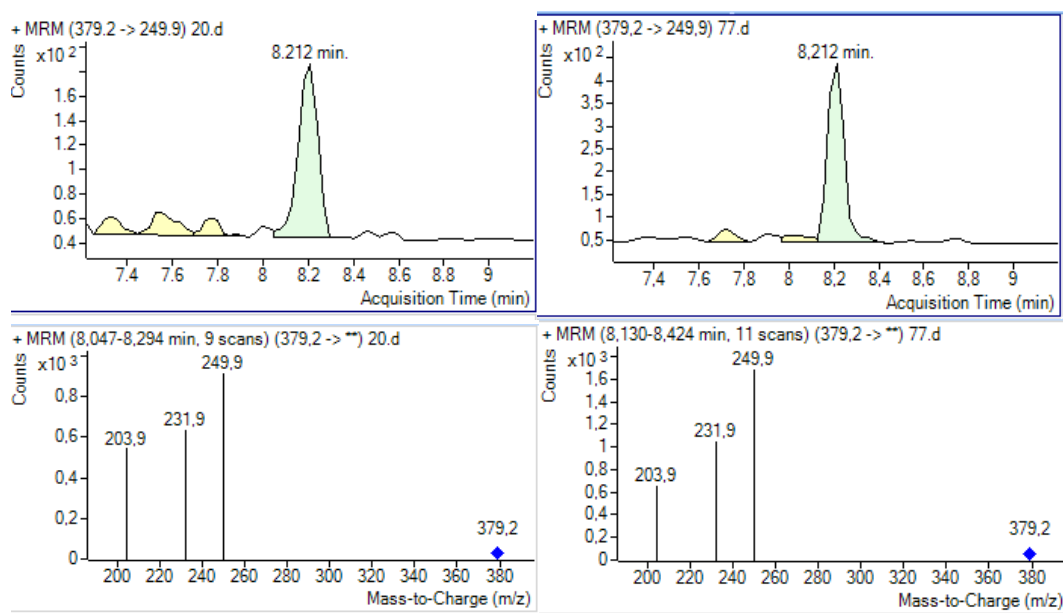
mean of x mean of y

137.8571 217.0000

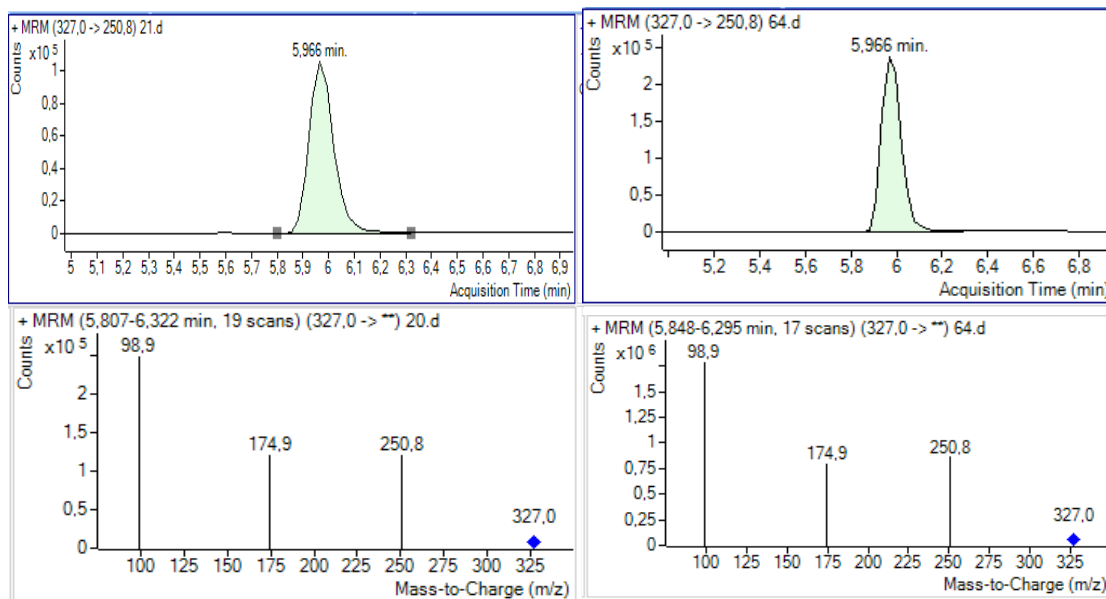
## Vedlegg L: Kromatogrammer



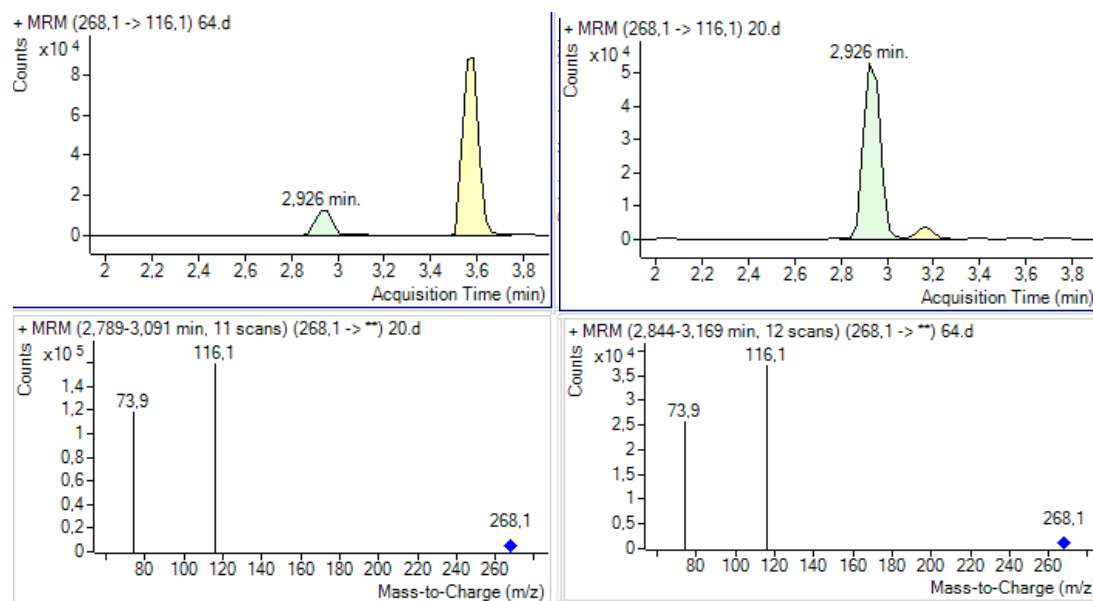
Figur L1. CAR. Multipel reaksjon monitoring (*Multiple reaction monitoring*; MRM)-kromatogram (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



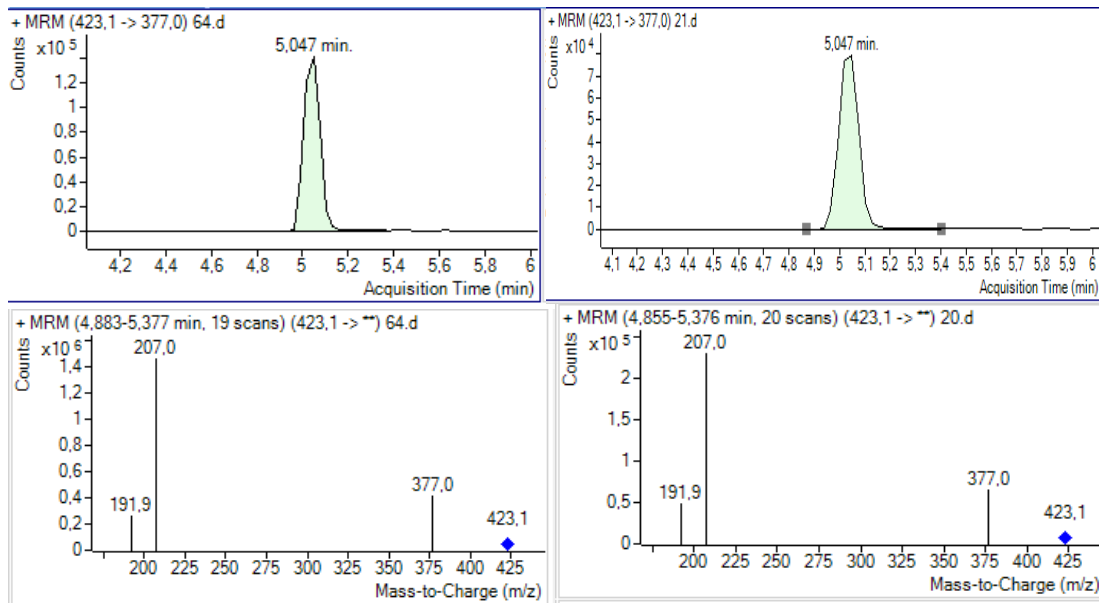
Figur L2. OCT. Multipel reaksjon monitoring (*Multiple reaction monitoring*; MRM)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



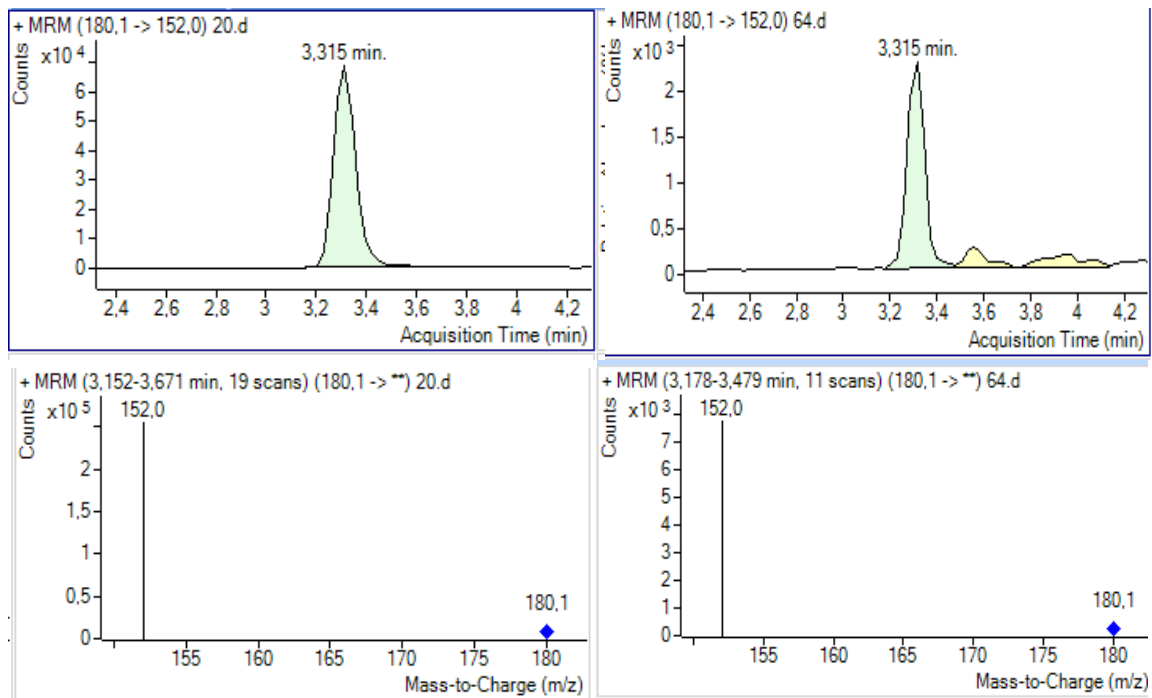
Figur L3. TCPP. Multipel reaksjon monitorering (*Multiple reaction monitoring*; MRM)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



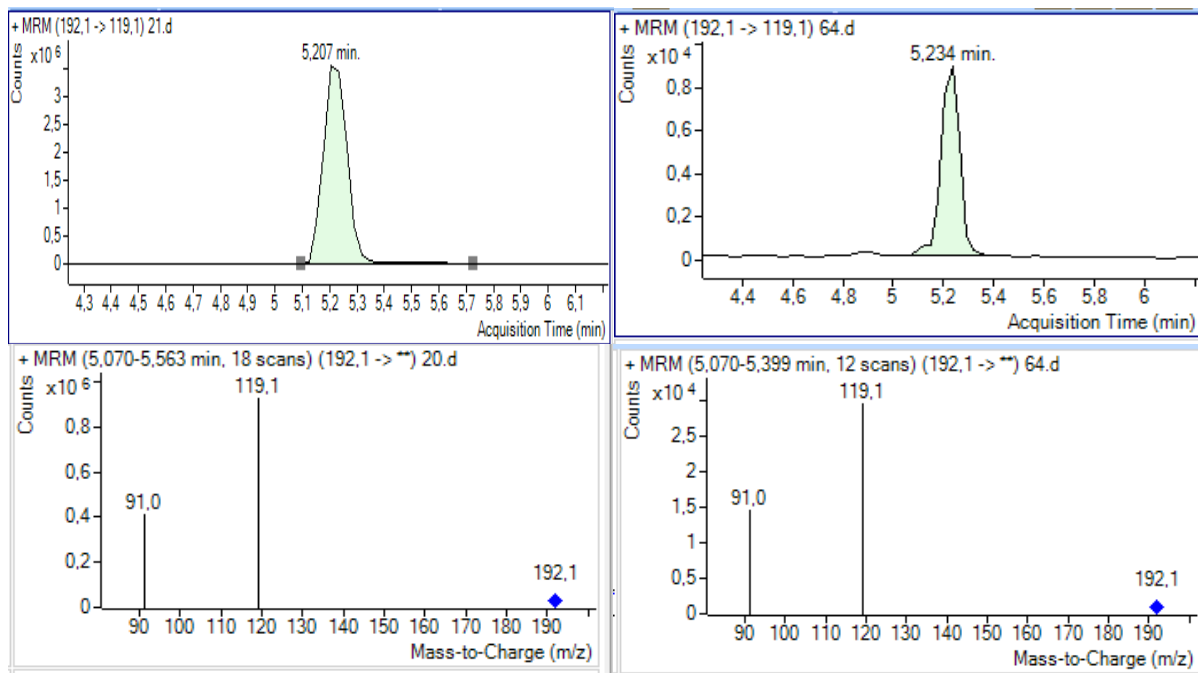
Figur L4. MTP. Multipel reaksjon monitorering (*Multiple reaction monitoring*; MRM)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



Figur L5. LOS. Multipel reaksjon monitorering (*Multiple reaction monitoring; MRM*)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



Figur L6. ACT. Multipel reaksjon monitorering (*Multiple reaction monitoring; MRM*)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).



Figur L7. DEET. Multiplere reaksjon monitorering (*Multiple reaction monitoring*; MRM)-kromatogrammer (øverste bildene) og massespekter (nederste bildene).





**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway