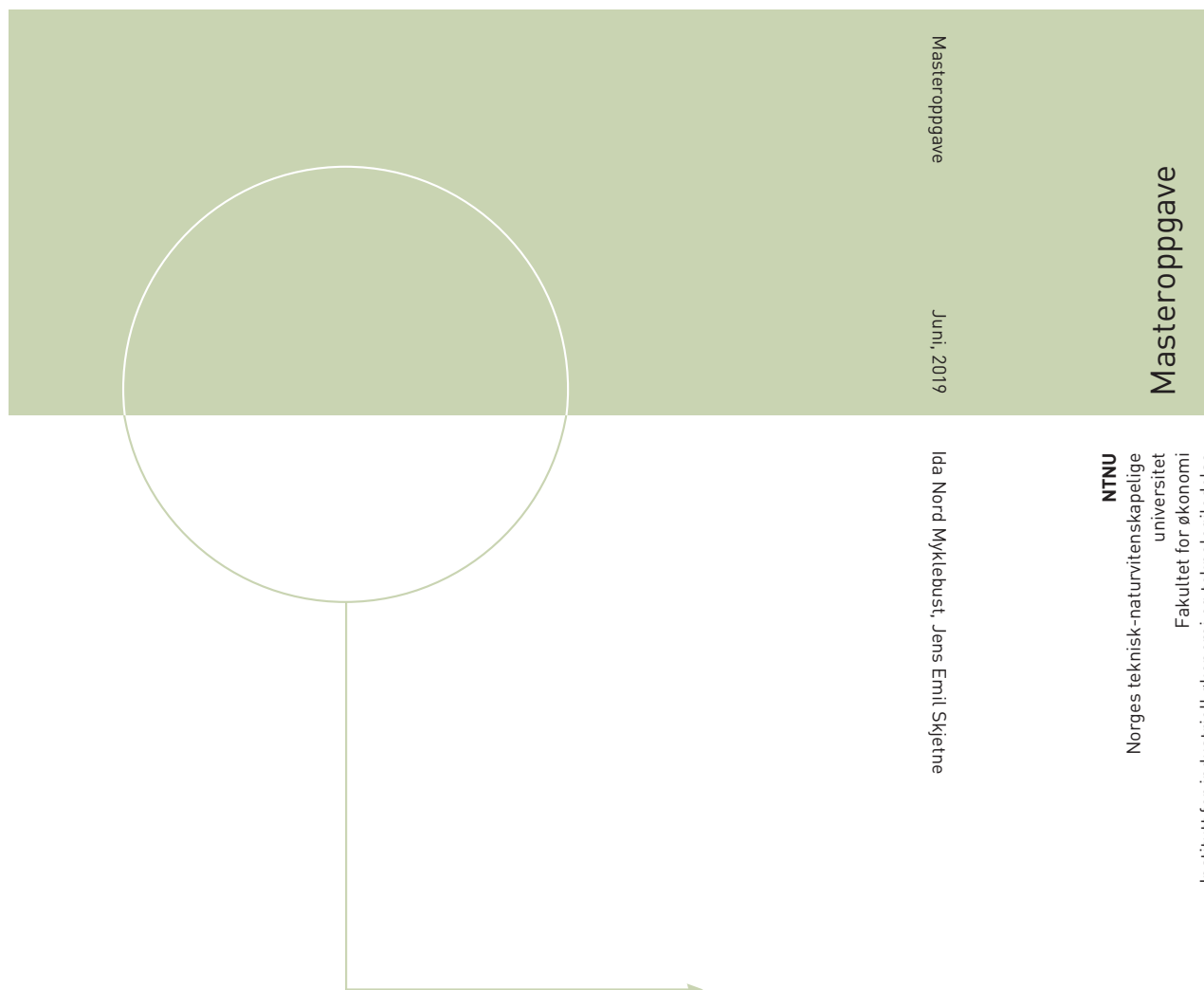




Ida Nord Myklebust
Jens Emil Skjetne

Måling og eksponeringsvurdering av helseskadelige gasser, ved bruk av IoT-sensorteknologi, i et typisk avfallsforbrenningsanlegg.

Juni 2019



Kunnskap for en bedre verden

Måling og eksponeringsvurdering av
helseskadelige gasser, ved bruk av IoT-
sensorteknologi, i et typisk
avfallsforbrenningsanlegg.

Ida Nord Myklebust

Jens Emil Skjetne

Helse, miljø og sikkerhet

Innlevert: Juni 2019

Hovedveileder: Kristin Von Hirsch Svendsen

Medveileder: Lene N. Johannessen

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse

Sammendrag

Denne masteroppgaven tar for seg Heimdal forbrenningsanlegg hvor forekomst og nivå av karbonmonoksid (CO) og svoveldioksid (SO_2) er undersøkt i arbeidsatmosfæren ved hjelp av gassmålinger. Det er testet ut hvordan kontinuerlig fjernovervåking av helsefarlige gasser i arbeidsatmosfæren kan utføres ved bruk av trådløs sensorteknologi sammen med konseptet «Internet of Things» (IoT). Det er gjennomført yrkeshygieniske målinger hvor IoT-gassensorteknologi er sammenlignet med gassmålinger utført med tradisjonelt og standardisert måleutstyr (gasslogger). I tillegg er det gjennomført personbårne målinger for å vurdere grad av eksponering arbeiderne på anlegget utsettes for.

IoT-teknologien som er benyttet baseres på kommunikasjonsteknologien Long Range Wide Area Network (LoRaWAN), som er en type Low-Power Wide Area Network (LPWAN). Denne kommunikasjonsteknologien gjør det mulig å gjennomføre trådløse og kontinuerlige målinger med sensorer som er plassert på steder hvor WiFi ikke er tilgjengelig, for eksempel ulike steder i et forbrenningsanlegg. Teknologien benytter radiobølger for kommunikasjon mellom en sender inkorporert i en gassensormodul (instrumentkroppen) og en mottaker som står et annet sted med et bindeledd (LoRaWAN gateway) for videresending og lagring av data på internett.

Resultater viser at konseptet IoT kan anvendes til kontinuerlig sanntidsovervåking av helsefarlige gasser i arbeidsatmosfæren, og innsamling av data kan gjøres i et omfang som hittil ikke har vært mulig med tradisjonelle målemetoder. Det er likevel viktig at sensorer som benyttes i et slikt system kan leve opp til kravene om nøyaktighet og gyldighet av data som samles inn, og det er derfor nødvendig med sammenlignende tester opp mot referanseinstrumenter, eller standardiserte måleinstrument som hyppig er i bruk i yrkeshygieniske sammenhenger.

Sammenligning av måledata fra CO - og SO_2 -sensorer produsert av SPEC Sensors (benyttet i IoT-måleinstrumentet) med CO - og SO_2 -sensorer fra Dräger Safety Norge (referanseinstrument) viste at SPEC-sensorene foreløpig ikke tilfredsstiller kravene til målenøyaktighet. Begge typer sensorer fra SPEC Sensors hadde lav korrelasjon med referanseinstrumentet ($r_{CO} = 0,37 - 0,50$ og $r_{SO_2} = -0,10 - 0,27$) og

måleavvikene ($MAE_{CO} = 9,61 - 13,91$ og $MAE_{SO_2} = 0,18 - 10,5$) for begge SPEC-sensorer var også betydelige.

IoT-teknologien er kommet for å bli, og gyldigheten av konseptet med å lagre og gjøre tilgjengelig store mengder sensordata via internett vil kunne videreutvikles. Sensorer som måler gass i arbeidsatmosfæren må likevel respondere korrekt for at data skal leses og viderebehandles på en trygg måte. På Heimdal forbrenningsanlegg er forholdene svært utfordrende for gassensorer, spesielt med hensyn til tilstedeværelse av kryssensitive gasser. Sensorer som velges med en IoT-teknologi må derfor tåle spesielt utfordrende miljø med tanke på tilstedeværelse av andre gasser enn målegassen.

De personbårne måleresultatene, med tanke på eksponeringsvurdering, viser at eksponeringsnivå over 8 timer kan overskride 10% av grenseverdi for både CO og SO_2 . I henhold til standarden NS-EN 689 skal det da gjøres flere målinger før man kan konkludere med at eksponeringen er akseptabel.

Abstract

This master thesis deals with Heimdal's incineration plant where the presence and level of carbon monoxide (CO) and sulfur dioxide (SO_2) have been investigated in the working atmosphere by means of gas measurements. It has been tested how continuous remote monitoring of hazardous gases in the working atmosphere can be carried out using wireless sensor technology together with the concept of "Internet of Things" (IoT). Occupational hygiene measurements have been carried out where IoT gas sensor technology is compared with gas measurements performed with traditional and standardized measuring equipment. In addition, personalized measurements have been carried out to assess the degree of gas exposure workers at the facility are exposed to.

The IoT technology used is based on the Long Range Wide Area Network (LoRaWAN) communication technology, which is a type of Low-Power Wide Area Network (LPWAN). This communication technology makes it possible to carry out wireless and continuous measurements with sensors located in places where WiFi is not available, for example various locations in an incineration plant. The technology uses radio waves for communication between a transmitter incorporated into a gas sensor module (the instrument body) and a receiver that is located elsewhere with a link (LoRaWAN gateway) for relaying and storing data on the Internet.

Results show that the concept of IoT can be used for continuous real-time monitoring of hazardous gases in the working atmosphere, and the collection of data can be done to an extent which has, so far, not been possible with traditional measurement methods. However, it is important that such a system can meet the requirements for accuracy and validity of data collected, thus comparative testing against reference instruments, or standardized measuring instruments frequently used in occupational hygiene, are necessary.

Comparison of measurement data from sensors produced by SPEC Sensors (used in the IoT instrument) with sensors from Dräger Safety Norway (reference instrument), showed that the SPEC-sensors do not currently satisfy the requirements for measurement accuracy. Both CO and SO_2 sensors from SPEC Sensors had low correlation with the reference instrument ($r_{CO} = 0,37 - 0,50$ and $r_{SO_2} = -0,10 - 0,27$) and the

measurement deviations ($MAE_{CO} = 9,61 - 13,91$ and $MAE_{SO_2} = 0,18 - 10,5$) for both sensors were also significant.

The concept of IoT-technology, such as storing and making large amounts of sensor data available over the Internet could be further developed. Sensors that measure gas in the working atmosphere must nevertheless respond correctly to ensure that data is read and processed in a safe manner. At Heimdal incineration plant the conditions are very challenging for gas sensors, especially with regard to the presence of cross-sensitive gases. Thus, sensors used in IoT instruments must withstand particularly challenging environments in view of the presence of gases other than the measured gas itself.

The personalized measurement results, in regard to the exposure assessment, show that exposure levels over 8 hours may exceed 10% of the limit values for both CO and SO_2 . According to the standard NS-EN 689, several measurements must then be made before one can conclude that the exposure is acceptable.

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse ved NTNU. Oppgaven er skrevet i løpet av fjerde og siste semester av det toårige masterprogrammet i Helse, miljø og sikkerhet. Vi vil takke veilederne våre, Kristin V. Hirsch Svendsen og Lene N. Johannessen, for god veiledning og gode råd. Vi vil også takke Hans Jørgen Grimstad som bidro med informasjon om IoT-sensorteknologien, og Lars Erik Sæther som var vår kontaktperson på Heimdal forbrenningsanlegg.

Innhold

Sammendrag	v
Abstract	vii
Forord	ix
Innhold	xi
Figurer	xiv
Tabeller	xiv
Forkortelser	xv
1 Innledning	1
1.1 Problemstilling	1
1.2 Avgrensninger.....	1
2 Avfallsforbrenningsanlegg.....	3
2.1 Generelt	3
2.2 Prosesser	4
3 Heimdal forbrenningsanlegg.....	7
3.1 Generelt	7
3.2 Systemer og prosesser	8
3.2.1 Forbrenningsprosess	9
3.2.2 Rensing av røykgass	9
3.3 Problemområder.....	9
3.4 Daglig drift, regler og prosedyrer.....	11
4 Gasser og helseeffekter.....	12
4.1 Grenseverdier	12
4.2 Forbrenningsgasser.....	12
4.2.1 Karbonmonoksid, CO	12
4.2.2 Svoveldioksid, SO_2	12
4.2.3 Nitrose gasser	13
4.3 Andre røykgasser	13
4.4 Forråtnelsesgasser.....	14
4.4.1 Hydrogensulfid, H_2S	14

4.4.2	Metan, CH_4	14
4.5	Eksponering og epidemiologi	14
5	Metode.....	17
5.1	Litteraturstudie	17
5.2	Målestrategier og måleutstyr	18
5.2.1	Tradisjonell målestrategi	18
5.2.2	Standardisert gasslogger	19
5.2.3	IoT-sensorteknologi	21
5.3	Gjennomføring og analysemetoder	24
5.3.1	Stasjonære målelokasjoner	25
5.3.2	Personbårne målinger	27
5.3.3	Statistisk analyse	28
6	Resultat	30
6.1	Stasjonære målinger: IoT-måleinstrument og referanseinstrument.....	30
6.2	Personbårne målinger	33
6.2.1	Måledag 1	33
6.2.2	Måledag 2.....	33
6.2.3	Måledag 3.....	34
6.2.4	Snittkonsentrasjoner og total eksponeringsindeks	34
6.3	Stasjonære målinger - statistisk analyse.....	35
6.4	Andre målinger	37
7	Diskusjon	39
7.1	Referanseinstrument vs. IoT-måleinstrument	39
7.1.1	Krysssensitivitet	41
7.1.2	Svakheter i gjennomføring av testing av IoT-måleinstrument	42
7.2	Eksponeringsvurdering	43
7.2.1	Faktorer som kan ha påvirket resultatet av de personbårne målingene.	43
7.2.2	Svakheter i gjennomføring av personbårne målinger	44
7.3	Fordeler og ulemper med IoT-sensorteknologi	45

8	Konklusjon.....	46
8.1	Videre arbeid	47
	Referanser	48
	Vedlegg	52

Figurer

Figur 1: Fordeling av avfallshåndtering i Norge, 1992–2010 (4).....	4
Figur 2: Oversikt over forbrenningsprosessen (2).....	5
Figur 3: Oversikt over anlegget.....	8
Figur 4: Askelekkasje ved slaggutmater linje 2.	10
Figur 5: Utette luker ved slaggutmaterbåndet på linje 2.	10
Figur 6: Hull i slaggutmateren, linje 1.	10
Figur 7: Korrosjon, gangparti mellom linje 1 og linje 2 på nivå 6.....	10
Figur 8: LoRaWAN gateway.....	24
Figur 9: Radiosender og mottaker for kartlegging av dekning i anlegget.	24
Figur 10: IoT-måleinstrument.....	24
Figur 11: Dräger X-am 5600, for referansemåling av CO og SO2	24
Figur 12: Oversikt over forbrenningsprosessen og nivåene i anlegget. ..	26
Figur 13: Målelokasjon 1, gangparti mellom kjelene.	26
Figur 14: Målelokasjon 2, ved resirkuleringsviften på linje 2.....	27
Figur 15: Målelokasjon 3, mellom slaggutmaterne.....	27
Figur 16: Data fra CO -måleinstrument 1 og referanseinstrumentet, plassert på samme lokasjon, ved måling av CO over tre ulike dager.	30
Figur 17: Diagrammene viser hvordan SO2 -måleinstrument 2 og referanseinstrumentet, plassert på samme lokasjon, har respondert på ulike nivåer av SO2 over tre ulike dager.....	31
Figur 18: Måledata fra samlede IoT-måleinstrument (CO) og referanseinstrumentet ved slaggutmateren.	32
Figur 19: Måledata fra samlede IoT-måleinstrument (SO2) og referanseinstrumentet ved slaggutmateren.	32
Figur 20: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 1.....	33
Figur 21: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 2.....	34
Figur 22: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 3.....	34
Figur 23: REU for CO -måleinstrument nummer 2.....	37

Tabeller

Tabell 1: Grenseverdier for ulike gasser i arbeidsatmosfæren.	12
Tabell 2: Spesifikasjoner for Dräger XXS CO sensor.	20
Tabell 3: Spesifikasjoner for Dräger XXS SO2 sensor.	21
Tabell 4: Spesifikasjoner CO SPEC-sensor.	23
Tabell 5: Spesifikasjoner SO2 SPEC-sensor.	23

Tabell 6: Resultat av personbårne målinger. Konsentrasjon og eksponeringsindeks for CO (i ppm) med hensyn til en 8-timers arbeidsdag og grenseverdi.....	35
Tabell 7: Resultat av personbårne målinger. Konsentrasjon og eksponeringsindeks for SO2 i forhold til en 8-timers arbeidsdag og grenseverdi.....	35
Tabell 8: Gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient og MAE mellom IoT-måleinstrument og referanseinstrument.	36
Tabell 9: Korrelasjon mellom IoT-måleinstrumentene for CO	36
Tabell 10: Korrelasjon mellom IoT-måleinstrumentene for SO2	36
Tabell 11: Måledata fra stasjonære målinger med referanseinstrument som viser gjennomsnittlige gasskonsentrasjoner av CO når spjeldene i anlegget er lukket (før) og når de er åpne (etter).....	38

Forkortelser

IoT	Internet of Things
LoRaWAN	Long Range Wide Area Network
RR	Relativ Risiko
OR	Odds Ratio
MAE	Mean Absolute Error
REU	Relativ Ekspandert Usikkerhet
DQO	The Data Quality Objective
LPWAN	Low-power Wide Area Network

1 Innledning

Å arbeide i et forbrenningsanlegg er generelt utfordrende og det er et vidt spekter av mulige farer å forholde seg til hver eneste dag. Avfallet som benyttes som brensel kan inneholde smittefarlige stoffer, og blir avfallet liggende for lenge kan den organiske nedbrytningen av avfallet utgjøre en eksplosjon- og kvelningsfare. Under forbrenningen av avfallet dannes det et mylder av ulike typer helseskadelige substanser. Forbrenning av avfall utgjør også en fare på grunn av høye temperaturer. Arbeidstaker må skjermes mot væsker og gasser under høyt trykk. Det er dermed essensielt at arbeidstaker blir vernet mot mangfoldet av helsefarer ved et forbrenningsanlegg.

I denne oppgaven undersøkes en relativt ny metode for fjernovervåking i sanntid av gasseksponering og hvilke muligheter en slik teknologi gir. Målemetoden er testet ut på Heimdal forbrenningsanlegg i Trondheim som driftes av Statkraft Varme AS. Samtidig er det utført en eksponeringsvurdering av en gruppe arbeidstakere ved anlegget. Den nye teknologien vil bli sammenlignet med en tradisjonell måte å måle gasser på i arbeidsatmosfæren, for å kunne gi en indikasjon på hvor godt den nye teknologien presterer. Begrensningene i tradisjonell måleteknologi, som at måledata ikke kan fjernovervåkes og at batterilevetiden er begrenset, er tilnærmet fraværende i IoT-sensorteknologien. Muligheten for kontinuerlig måling og fjernovervåking i sanntid av gassnivåer i arbeidsatmosfæren, vil kunne bidra med å skape større forutsigbarhet, trygghet og generelt helsefremmende arbeidsforhold ved forbrenningsanlegget.

1.1 Problemstilling

Måling og eksponeringsvurdering av helseskadelige gasser i et typisk avfallsforbrenningsanlegg. Utprøving av IoT-sensorteknologi og vurdering av usikkerhet i måledata.

Oppgaven består av følgende temaer:

- Kartlegging av avfallsforbrenningsanlegget til Statkraft Varme AS på Heimdal, prosesser og mulige eksponeringssituasjoner.
- Litteraturstudie av avfallsforbrenningsanlegg, mulig eksponering og helseeffekter.
- Sammenligning av resultater fra IoT-teknologi og tradisjonell teknologi.
- Utarbeidelse av eksponeringsvurderinger.

1.2 Avgrensninger

- IoT-måleinstrumentene er utstyrt med SPEC-sensorer, det er ikke testet ut andre typer sensorer i denne oppgaven.
- SPEC-sensorene måler CO og SO_2 , og det er derfor disse to gassene det fokuseres på.
- CO og SO_2 er forbrenningsgasser, og målingene i anlegget er derfor utført der forbrenningsprosessen foregår.

- Avfallsforbrenningsanlegget er stort, og består av tre kjeler med separate forbrennings- og røykgassrensingsprosesser: Linje 1, linje 2 og linje 3. For å begrense arbeidet ytterligere, er det valgt å fokusere på linje 1 og 2. Grunnen til dette er at linje 1 og 2 er de eldste og har flere problemområder enn linje 3.

2 Avfallsforbrenningsanlegg

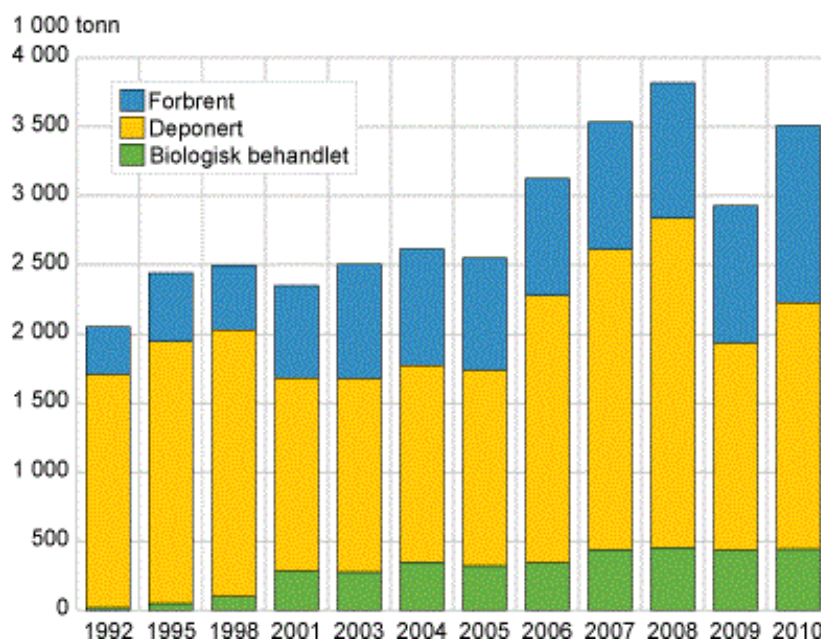
2.1 Generelt

Det finnes rundt 20 avfallsforbrenningsanlegg i Norge og disse sørger for at restavfall fra husholdninger, kommunale virksomheter og næringsliv kommer til nytte (1). Restavfall er alt avfall som er igjen etter at avfallet er kildesortert. For Trondheim kommune inkluderes matavfall i restavfallet siden det ikke er kildesortering for dette. I 2013 forbrente Norge 3,3 millioner tonn avfall, noe som tilsvarer 40% av alt avfallet som produseres i Norge (2). Det er mye energiutnyttelse å hente ved å forbrenne avfall, det blir blant annet brukt til strøm og fjernvarme. Ved forbrenning av 1 kg restavfall blir det produsert omlag 2,5 kWh, noe som tilsvarer like mye energi som to panelovner bruker om de står på full effekt i en time (1).

Det skjedde et teknologiskifte på 1990-tallet som la nye føringer for styring og drift av forbrenningsanlegg. I 1989 fantes det 48 avfallsforbrenningsanlegg i Norge, men strengere miljøkrav har ført til at noen av anleggene enten har blitt nedlagt eller oppgradert (2). Alle forbrenningsanlegg må ha tillatelse i henhold til avfallsforskriften (forskrift om gjenvinning og behandling av avfall). Konsesjonskravene ble betydelig skjerpet i 2003 (3). Forskriften regulerer all forbrenning av avfall, stiller strenge krav til utslipp og er basert på EU-direktivet om forbrenning av avfall (2). Den setter blant annet krav til overvåking og utslipp av gasser og krav til håndtering av aske. Teknologien har utviklet seg og gjort det mulig å innfri disse miljøkravene. Utslipp til luft av dioksiner og tungmetaller, for eksempel, er vesentlig redusert de siste 15 årene. Årsaken er ny og bedre teknologi for rensing og forbrenning (3).

Avfall som blir sendt til forbrenning for energiutnyttelse har økt siden 90-tallet. I 1992 ble det forbrent rundt 500 000 tonn avfall, og i 2010 ble det forbrent omlag 1,17 millioner tonn avfall (4). Dette er illustrert i figuren under. I 2016 ble det levert omlag 3,8 millioner tonn avfall til forbrenning, noe som utgjorde rundt 33% av det totale avfallet i Norge (5).

Håndtering på avfallsanlegg 1992-2010. 1 000 tonn



Figur 1: Fordeling av avfallshåndtering i Norge, 1992–2010 (4).

Det er fordeler og ulemper med å forbrenne avfall. Fordeler ved avfallsforbrenning er at avfallet kan benyttes som energikilde, det totale volumet av avfallet blir redusert og nedbrytningsprosessen går raskere i motsetning til om den hadde havnet direkte på deponi (6).

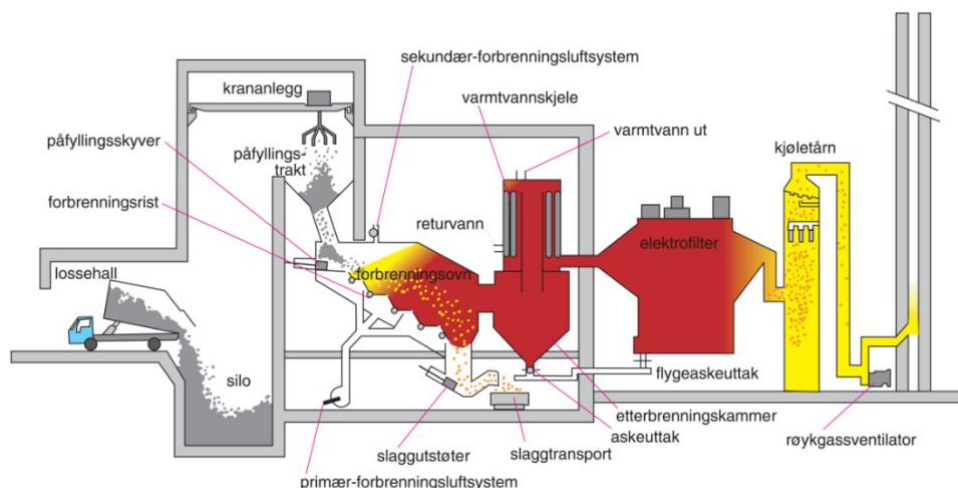
En studie gjennomført av Greenpeace hevder derimot at volumet som blir redusert ikke er så stort som folk antar:

It is a popular misconception that the weight and volume of the original raw waste are reduced during incineration. It is often quoted that the volume of waste is reduced by about 90% during incineration. Even if only the residual ashes are considered, however, the actual figure is closer to 45% (7, s. 7).

Andre ulemper med avfallsforbrenning er utslipp av helsefarlige stoffer og helseeffektene det kan påføre lokalbefolkningen og arbeiderne på anlegget. Ved forbrenning av avfall sitter man igjen med en høy konsentrert samling av giftstoffer fra avfallet. Det dannes også nye giftstoffer som ikke var tilstede i avfallet, som for eksempel dioksiner (8, 9).

2.2 Prosesser

Prosessene i et forbrenningsanlegg kan deles inn i tre hoveddeler: Innsamling, forbrenningsprosess og restprodukter fra forbrenningsprosessen.



Figur 2: Oversikt over forbrenningsprosessen (2).

1. Innsamling

Renovasjonsbiler henter avfall fra husholdninger og næringsliv og kjører det til anlegget hvor det forbehandles og lagres innendørs (2). Deretter kvernes avfallet i en silo og jernmetallet trekkes ut med elektromagnet og blir sendt til materialgjenvinning (2).

2. Forbrenningsprosessen

En kran henter avfallet opp fra siloen og ned i en trakt som fører avfallet til en forbrenningsovn hvor det blir fullstendig utbrent (1, 2). Røykgassen som produseres i forbrenningen sendes inn i en varmtvannskjele hvor gassen kjøles ned og blir til damp, og dette benyttes til å produsere strøm og varme (1). Deretter blir røykgassen filtrert for å rense gassen for forurensninger, som støvpartikler og tungmetaller, før den slippes ut av pipen (1).

3. Restprodukter fra forbrenningsprosessen

Alle forbrenningsanlegg har røykgassrensing som bidrar til å redusere utslippene til luften. Under forbrenningsprosessen oppstår det restprodukter som filterstøv, flyveaske og slam. I tillegg ligger slagg og bunnaske igjen på ovnsristen i forbrenningsovnen (2). Slagg er blanding av oksider, silikater eller andre forbindelser som dannes under fremstilling og raffinering av metaller ved reaksjon mellom forurensninger og tilsatte slaggdannere (kalkstein, kvarts m.fl.)

Det oppstår omtrent 1 tonn restprodukter ved energiutnyttelsen av 4 tonn avfall (1) hvor ca. 17% er bunnaske og 4% er flyveaske (1). Flyveaske oppstår i ovnen under forbrenning og er klassifisert som farlig avfall fordi den kan inneholde tungmetaller (1). Bunnaske og slagg regnes også som farlig avfall dersom det ikke kan dokumenteres at avfallet ikke inneholder helse- og miljøfarlige stoffer (10, kap. 11). Volumet og innholdet av restproduktene etter forbrenning kan variere avhengig av type avfall som forbrennes. Avfallsforskriften krever at slagg og bunnaske fra forbrenningsanlegget skal være tilstrekkelig utbrent og avkjølt før videre håndtering (10, Kap. 10).

Gassdannelse kan også forekomme under forbrenningsprosessen. For å redusere helseskadelige gassdannelser og restprodukter under forbrenningen, er det avgjørende

med en god forbrenningsprosess. Tre faktorer spiller inn: Temperatur, blandingsforhold mellom brensel og oksygen og oppholdstiden i forbrenningssonen. Ved lite tilgang på oksygen kan det oppstå ufullstendig forbrenning. Ufullstendig forbrenning kan danne sot, karbonmonoksid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) (11). Det er også viktig at oppholdstiden i forbrenningssonen er lang nok og at temperaturen er høy nok slik at avfallet gjennomgår en fullstendig forbrenningsprosess og unødvendige restprodukter unngås.

3 Heimdal forbrenningsanlegg

3.1 Generelt

Heimdal forbrenningsanlegg i Trondheim mottar restavfall fra hele Midt-Norge, fra Dovre i sør til Saltfjellet i nord (12). Omtrent 50% av avfallet kommer fra husholdninger, mens den andre halvparten kommer fra sorteringsanlegg som mottar avfall fra næringslivet (13).

Statkraft Varme AS har utarbeidet egne betingelser for levering av avfall til Heimdal forbrenningsanlegg (14). Det må først inngås en skriftlig avtale for alt avfall som skal leveres, og det skal kunne oppgis hvor avfallet kommer fra. Det utføres stikkprøver for avfallskontroll for å forsikre seg om at avfallet oppfyller kravene Statkraft har satt til kundene sine.

Avfallstyper Heimdal forbrenningsanlegg tar imot er (14, nr. 2):

Husholdningsavfall. Husholdningsavfall er avfall fra private husholdninger og omfattes av den kommunale renovasjonsordningen. Til forbrenning leveres brennbart restavfall fra innsamling og fra de kommunale gjenbruksstasjonene.

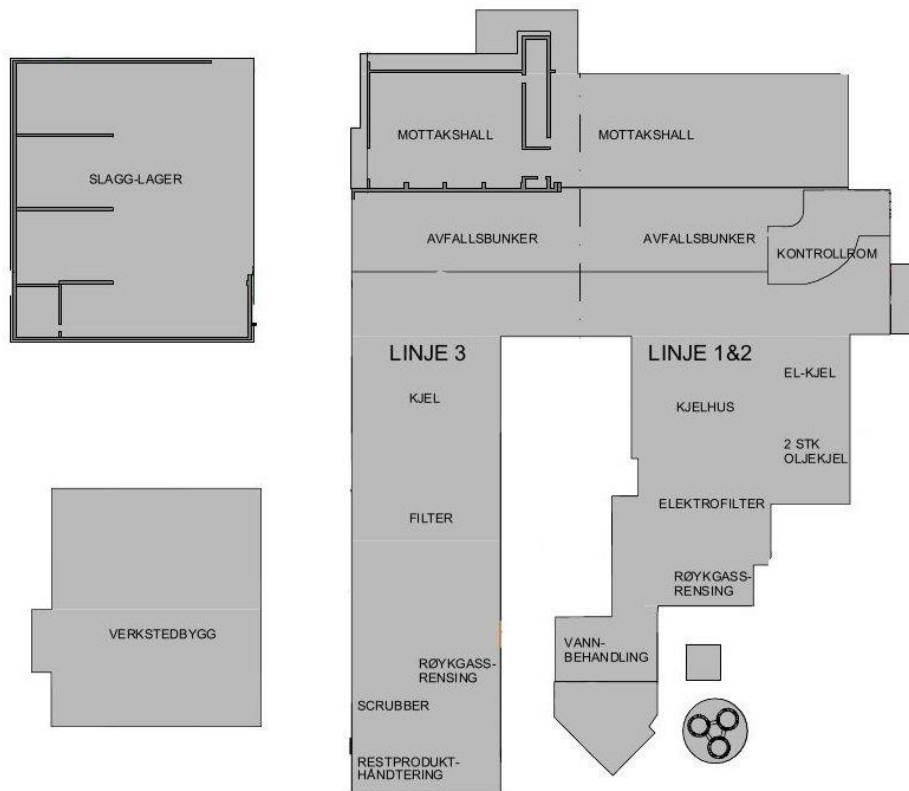
Næringsavfall. Næringsavfall er avfall fra innsamlingsordninger for bedrifter og institusjoner, avfall fra byggevirkksomhet og andre som ikke omfattes av den kommunale innsamlingsordningen.

Spesielle avfallstyper. Her mottas i hovedsak sensitive papirer og andre spesielle fraksjoner som ikke er egnet for materialgjenvinning.

Avfall for destruksjon. Dette gjelder avfallstyper som av en eller annen grunn må destrueres. Dette kan være fordervet mat, infiserte varer eller liknende. Kun etter nærmere avtale.

Avfallet som forbrennes brukes til å varme opp fjernvarmevann som forsyner bebyggelser i Trondheim med varme. I dag dekker fjernvarme omtrent 30% av Trondheims oppvarmingsbehov (12). Institusjonene St. Olavs hospital, Norges teknisk-naturvitenskaplige universitet (NTNU), Lerkendal stadion og Nidarosdomen er eksempler på større institusjoner som får fjernvarme fra Heimdal forbrenningsanlegg (12). I tillegg får de fleste borettslag i byen fjernvarme til oppvarming (12).

3.2 Systemer og prosesser



Figur 3: Oversikt over anlegget.

Anlegget består av tre linjer, det vil si tre kjeler (forbrenningsovn) med egen slaggutmater, vasketårn som renser røykgassen, og vannrenseanlegg som renser vannet som blir brukt i vasketårnet (linje 1 og linje 2 har felles vannrenseanlegg). Forbrenningsanlegget på Heimdal har levert fjernvarme siden 1986 (15), da bestod anlegget kun av linje 1 og 2. Linje 3 er fra 2007. Linje 1 og 2 har derfor en annen renseprosess av røykgassen enn linje 3. Forbrenningsprosessen og rensingen av røykgassen av alle linjene er automatisert og blir overvåket i et såkalt kontrollrom. Kontrollrommet er en ren sone og verneutstyr i dette området er ikke nødvendig.

Selve anlegget er stort, og har flere etasjer og nivåer innad i hver etasje. Det er ingen klar inndeling eller oversikt over nivåene på anlegget, og nivåene på linje 1 og linje 2 er ulik fra linje 3. Bygget hvor forbrenningen og rensingen av røykgassen på linje 1 og linje 2 foregår, kan deles inn i syv nivåer. Nivå 1 er kjeller, nivå 3 er bakkeplan og i nivå 6 ligger kontrollrommet.

3.2.1 Forbrenningsprosess

Selve forbrenningen i kjelen kan deles inn i fem soner som vist i figur 12. Sone 1 er tørkesone hvor varm luft blåses inn fra bunnen og opp. I sone 2 starter forbrenningen, i sone 3 foregår forbrenningen, i sone 4 er det etterbrenning og i sone 5 skal restavfallet være helt utbrent. Under kjelen finner du slaggutmateren, hvor slagg og aske detter ned og føres ut ved bruk av et rullebånd. Varmen fra røygassen utnyttes til fjernvarme.

Alle tre linjene blir fyrte med restavfall, som er det billigste fyringsmiddelet Heimdal forbrenningsanlegg bruker. Forbrenningsanlegget har støttekjeler som kan brukes, om nødvendig, til å varme opp hovedkjelene før de starter å fyre med restavfall. Støttekjelene bruker olje til fyring. Det er viktig at restavfallet er mest mulig homogent slik at kjelene klarer å holde produksjonen gående på et gunstig nivå. Kjelen bør for eksempel ikke bli for varm eller for kald, og det bør være minst 850 °C i kjelen for å oppnå fullstendig forbrenning. Arbeiderne må derfor, noen ganger, manuelt blande søppelet i siloen før det kan føres inn i kjelene for å oppnå en optimal forbrenningsprosess. Dersom avfallet er for vått kan tørt avfall tilføres for å få et tørrere blandingsforhold.

3.2.2 Rensing av røygass

Linje 1 og 2 har en annen renseprosess av røygassen enn linje 3, og har i tillegg et felles vannrenseanlegg.

Det første som gjøres med røygassen i linje 1 og 2 er å sprøyte inn ammoniakk for å fjerne NO_x . Ved tilsetning av ammoniakk som behandles kan NO_x reduseres til N_2 og H_2O (16).

Etter dette går røygassen gjennom bankeverket hvor de groveste støvpartiklene felles ut. Videre blir røygassen sendt gjennom et elektrofilter som fjerner finere partikler. Denne prosessen gjentas ved hjelp av en resirkuleringskanal og vifte som sender røygassen tilbake til start.

Videre går røygassen gjennom en "economiser" og en "quench" før den går til vasketårnet. Economiseren tar ut energi fra røygassen og quenchen tilfører vann i røygassen som senker temperaturen. I vasketårnet tilføres det lut (Natronlut 50%) for å fjerne Svoveldioksid (SO_2) og Hydrogenklorid (HCl). Disse stoffene absorberes (17, 18) og følger med vannet som renses i eget vannrenseanlegg.

3.3 Problemområder

Heimdal forbrenningsanlegg bærer preg av mange års drift. Det er tydelig at linje 1 og 2 er eldre og har større problemer med lekkasjer enn linje 3.

Det er dårlig luftgjennomstrømning ved forbrenningsprosessen i linje 1 og 2 og dette merkes godt når man beveger seg inne i anlegget. Linje 1 og 2 har for det meste naturlig ventilering med spjeld. Om vinteren må disse lukkes på grunn av kulde, og gasser i luften blir dermed mer konsentrert om vinteren. Det er nylig, i 2018, montert inn en ventilasjonskanal for tilluft i kjelleren på linje 1 og 2, ved slaggutmateren. Dette har forbedret situasjonen noe.

På linje 1 og 2 kan man se spor av pågående vedlikeholdsarbeid hvor rørkanaler og andre innkapslinger har sprukket eller rustet og måttet tettes. Det er lekkasje ved slaggutmateren på linje 2 (figur 4). Det er utette luker på innkapslingen til slaggutmaterbåndet på linje 1 og linje 2 (figur 5). I løpet av måleperioden oppstod det ytterligere lekkasjer som førte til driftsstopp grunnet store mengder røyk i luften ved linje 1 og linje 2. Et stort hull på slaggutmateren til linje 1 (figur 6) ble da oppdaget.



Figur 4: Askelekkasje ved slaggutmater linje 2.



Figur 5: Utette luker ved slaggutmaterbåndet på linje 2.



Figur 6: Hull i slaggutmateren, linje 1.



Figur 7: Korrosjon, gangparti mellom linje 1 og linje 2 på nivå 6.

I tillegg til dette er gangpartiet (nivå 6) og området rundt resirkuleringsviften (nivå 5) et kjent problemområde for arbeiderne. På gangpartiet har det oppstått korrosjon som et

resultat av luftforurensningen, og man kan i noen tilfeller se røyken som kommer fra kjelen stige opp i gangpartiet.

3.4 Daglig drift, regler og prosedyrer

Forbrenningsanlegget er bemannet hele døgnet og ovnene brenner kontinuerlig hele året. Det er alltid en skiftleder og to driftsteknikere på jobb per skift. Disse overvåker anlegget fra kontrollrommet og passer på at alt fungerer som det skal. Det gjennomføres en kontrollrunde på anlegget hvor en sjekkliste med ulike punkter skal gjennomgås. En normal kontrollrunde, når alt fungerer som det skal, tar omtrent én time. Det hender ved jevne mellomrom at det oppstår problemer som gjør at kontrollrundene kan ta lengre tid og noen ganger hele skiftet. Det utføres en kontrollrunde på linje 1 og 2 og en kontrollrunde på linje 3, og disse gjennomføres to ganger i døgnet (ett per skift). I tillegg gjennomføres kortere kontrollrunder i anlegget for å se og høre om alt fungerer. De korte rundene gjennomføres hovedsakelig der det forekommer slaggnedfall for å kunne oppdage tilstoppelser raskt. Disse rundene tar rundt 15 minutter å gjennomføre.

Alle som skal oppholde seg i forbrenningsanlegget må ha en lokal sikkerhetsgjennomgang og gjennomføre HMS e-læringskurs (55). Det er påbudt med verneutstyr for alle arbeiderne og besøkende som skal inn i forbrenningsanlegget, hvor de ulike forbrennings- og renseprosessene foregår. Arbeiderne skal bruke følgende CE-godkjente utstyr:

- Hjelme
- Vernebekledning: Heldekkende jakke/genser og bukse eller kjeledress med synlighet og refleks
- Heldekkende vernesko med vernetupp og spikertramp

Flere arbeidsoppgaver krever verneutstyr/bekledning utover dette. Personbårne gassmålere brukes hvor det kan være brennbare og uforbrente gasser samt underskudd på oksygen. Bruk av gassmåler er ikke et formalisert krav. Det er påbudt med filtermaske i visse områder ved kontrollrunder. Filtermaskene (både hel- og halvmaske) de bruker på Heimdal avfallsforbrenningsanlegg er produsert av Sundström Safety med kombinasjonsfilter av typen SR299-2 ABEK1-HG-P3 R (19). Den beskytter mot sure gasser og damper, ammoniakk og aminer, damper av metallisk kvikksølv og partikler og organiske damper. Masken beskytter ikke mot CO.

4 Gasser og helseeffekter

Dette kapitlet omhandler gassene som normalt kan oppstå i et avfallsforbrenningsanlegg. Kjente eksponeringssituasjoner og helseeffekter forårsaket av eksponering for disse gassene er også belyst.

4.1 Grenseverdier

Gass	Grenseverdi mg/m^3	Grenseverdi ppm	Takverdi (T) Korttidsverdi (S) ppm
Karbonmonoksid, CO (20)	23	20	100 (S)
Svoveldioksid, SO ₂ (21)	1,3	0,5	1
Nitrogenmonoksid, NO (22)	2,5	2	X
Nitrogendioksid, NO ₂ (23)	0,96	0,5	1 (S)
Hydrogensulfid, H ₂ S (24)	7	5	10 (T)

Tabell 1: Grenseverdier for ulike gasser i arbeidsatmosfæren.

4.2 Forbrenningsgasser

4.2.1 Karbonmonoksid, CO

Karbonmonoksid (CO) er en giftig gass uten lukt og farge. Den dannes i naturlige prosesser i naturen (eks. bakteriologiske prosesser), og ved ufullstendig forbrenning av blant annet hydrokarboner (20) og forskjellige typer brensel som tre, kull eller olje (25). Gassen kan være en utbredt forurensning, spesielt i urbane strøk, fordi den oppstår i eksosen fra forbrenningsmotorer.

CO kan binde seg til hemoglobin i de røde blodcellene, og danne karboxyhemoglobin (COHb) som hindrer transport av oksygen og forårsaker hypoksi (26). CO har 220-240 ganger større kjemisk affinitet for hemoglobin enn oksygen (27). Høy eksponering for CO kan føre til akutt forgiftning, økt risiko for hjerteinfarkt og effekter på sentralnervesystemet, hjerte-kar, samt effekt på gravide og foster (20). Ifølge en rapport om CO (25), kan nivåer av COHb på 50-60% være dødelig, men også lavere konsentrasjoner kan være dødelig for utsatte grupper. Langtidseksponering for CO kan føre til hodepine, svimmelhet, tretthet og astma (25).

4.2.2 Svoveldioksid, SO₂

Svoveldioksid (SO₂) er en fargeløs gass som dannes under forbrenning av stoffer som inneholder svovel (21). Eksempel på dette er ved forbrenning av kull, oljer og i kjemisk- og metallurgisk industri. I forbrenningsanlegg er forbrenning av blant annet papiravfall og gummi kilder til dannelse av SO₂ (28).

Høy eksponering for SO₂ kan føre til irritasjon i øvre luftveier, øyne og redusert lungefunksjon (29). Konsentrasjoner på $130\text{--}160 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$ kan føre til alvorlige skader på de bronkiale slimhinnene, og ved høye konsentrasjoner ($>650 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3}$) vil eksponering kunne føre til alvorlige og akutte skader på slimhinnene. Skadene øker i omfang og går dypere

ned i lungene desto høyere eksponeringen er (30). Astmatikere kan oppleve redusert lungefunksjon etter kun ti minutter med eksponering for SO_2 (31). Det anbefales dermed å ikke overskride 0,175 ppm for astmatikere.

4.2.3 Nitrøse gasser

Nitrogenmonoksid (NO) er en fargeløs, giftig og ikke brennbar gass. NO er ikke irriterende, men oksideres lett i nærhet av oksygen til nitrogendioksid (NO_2). Typiske kilder hvor arbeidstakere kan bli eksponert for NO er eksosgasser fra bensin- og dieselmotorer eller ved sprengningsarbeid (22). NO -nivåer på 24-36 $\frac{mg}{m^3}$ i 15 minutter kan føre til senket arterielt oksygendeltrykk og økt pustemotstand (32). Både NO og NO_2 kan danne frie radikaler i kroppen gjennom oksidasjon, disse frie radikalene kan i sin tur igjen oksidere omkringliggende fettsyrer (32). Oksidasjon av fettsyrene kan føre til nedbrytning av umettet fett i cellemembraner, proteiner og arvestoff. Dette kan føre til hjerte- og karsykdom og noen former for kreft (33).

NO_2 er en giftig rødbrun gass med stikkende lukt som dannes ved forbrenning av avfall (23). I tillegg til dette kan gassen dannes ved flere prosesser i arbeidsmiljøet, som for eksempel sveising, sprengningsarbeid, bensinmotorer og dieselmotorer (23). NO_2 kan reagere med vann på slimhinner eller i vevet og danne salpetersyre, som kan skade lungealveoler eller epitelceller (32).

4.3 Andre røykgasser

Arbeidsmiljøet i et avfallsforbrenningsanlegg er helsemessig utfordrende. Grad av total eksponering er vanskelig å identifisere fordi røykgassen kan inneholde mange forskjellige gasser, avhengig av hva som brennes.

Et fokusområde for forskning som omhandler negative helseeffekter ved forbrenningsanlegg har vært den potensielle kreftfaren knyttet til utslipp av røykgass fra anleggene. Det har vært et spesielt fokus på utslippet av dioksiner fra røykgassen, og hvilke helseeffekter dioksiner kan ha på befolkningen og miljøet rundt et forbrenningsanlegg (34, 35).

Dioksiner er en samlebetegnelse på en gruppe giftige klororganiske stoffer. Dioksiner er løselige i fett. Spesielt farlig og mye omtalt er dioksinet 2,3,7,8-TCDD, også kjent som «Seveso-dioksinet». Eksponering for dioksiner hos mennesker kan føre til kreft, nedsatt fruktbarhet, leverskade og nyreskade (36). Det er ofte krefttypene mykvevssarkom og non-Hodkins lymfom som er fokuset i epidemiologiske studier om eksponering for dioksiner ved forbrenningsanlegg (37).

Andre stoffer som normalt oppstår i røykgassen er polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), som både er flyktige og partikulære organiske forbindelser av karbon og hydrogen. De dannes ved ufullstendig forbrenning av fossilt brensel som olje, bensin og kull (38). Det finnes flere forbindelser av PAH som er kreftfremkallende. Benzo- α -pyren ($C_{20}H_{12}$) er en type PAH som er mutagent og kreftfremkallende. Benzo- α -pyren dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale (39).

4.4 Forråtnelsesgasser

4.4.1 Hydrogensulfid, H_2S

Hydrogensulfid (H_2S) er en fargeløs gass med en sterk lukt som råtne egg. H_2S dannes ved anaerob bakteriell nedbrytning av både planter og dyreproteiner. Gassen er brennbar og kan antennes av statiske ladninger i luft (21).

På avfallsforbrenningsanlegg, i siloer som inneholder matavfall, kan det forekomme anaerob nedbrytning og dannelse av H_2S . Andre eksempler på industrier hvor eksponering for H_2S kan oppstå er i produksjonen av naturgass, på oljeplattformer, landbruk eller ved avløpsbehandling (40).

Ved verdier på 0,13 ppm kan mennesker lukte den typiske lukten (av råttent egg), men ved verdier over 100ppm H_2S vil luktesansen lammes (40). Ved verdier på 1000-2000ppm oppstår lammelse av luftveiene og det vil ikke være mulig å puste (40). Det er tilfeller hvor plutselige utslipp av H_2S har endt med dødelig utfall (41).

4.4.2 Metan, CH_4

Metan (CH_4) er en fargeløs og brennbar gass, og dannes ved anaerob nedbrytning av organisk materiale (42). Dette kan oppstå i siloer på avfallsforbrenningsanlegg. Blandinger av CH_4 og luft kan være eksplosive, og eksplosjonsfaren har vært et problem i for eksempel gruvedrift (42). Gassen kan fortrenge oksygen og i dårlig ventilerte rom kan det oppstå oksygenmangel. Oksygenmangel regnes som en større fare enn den lette narkotiske effekten CH_4 kan ha.

4.5 Eksponering og epidemiologi

Dette delkapittelet belyser tidligere studier av eksponering for røykgasser. Hensikten er å undersøke hva som allerede er kjente helseeffekter, hva som forårsaker disse og hvilke metoder som ble benyttet for å kartlegge grad av eksponering.

For å forstå resultatene av forskningen er det nødvendig å forstå begrepene relativ risiko, odds ratio og standardisert mortalitetsrate.

Relativ risiko (RR)/Odds ratio (OR): For å definere styrken mellom et skadelig stoff og spesifikke helseeffekter benyttes relativ risiko. For å finne den relative risikoen kalkulerer man ratioen av sykdom i en eksponert befolkning over ratioen av sykdom i en ueksponert befolkning (43, s.65, s.84). I case-kontroll studier benyttes odds ratio. Odds ratio er forholdet mellom to odds. En odds er for eksempel sannsynligheten for at en sykdom skal inntreffe i forhold til sannsynligheten for at den ikke skal inntreffe (44) .

Standardisert mortalitetsrate(SMR)/morbiditet: Standardisert mortalitetsrate, også kalt morbiditet, er ratioen mellom antall døde i en eksponert gruppe delt på antall forventede døde i den generelle befolkningen (43, s.192).

En Greenpeace-rapport angir at sjansen for kreft, skader på åndedrettssystemet og medfødte abnormiteter øker dersom man bor i nærheten av eller jobber på et forbrenningsanlegg (7). Det er viktig å presisere at rapporten tar for seg gamle forbrenningsanlegg hvor utslippene av miljøgifter er høye. Etter teknologiskiftet er det

kommet strengere krav og restriksjoner fra EU-direktivet som bidrar til å redusere utslipp av miljøgifter.

En samlerapport om helseeffekter ved avfallshåndtering, med litteratur fra 1983-2008, presenterer fire studier om arbeidere ved forbrenningsanlegg (45). Den første studien, en retrospektiv kohortstudie, så på 532 mannlige arbeidere som jobbet fra 1962-1992 ved to forbrenningsanlegg i Roma (Italia) (46). Standardisert mortalitetsrate ble kalkulert med den regionale populasjonens mortalitetsrate. Dødelighet ble generelt vurdert til å være lavere enn antatt ($SMR=0,71$; $90\%CI=0,51-0,95$). Dødelighet av lungekreft var lavere enn antatt ($SMR=0,55$; $90\%CI=0,15-1,42$), men det ble funnet at det var en økt sannsynlighet ($SMR=2,79$; $90\%CI=0,94-6,35$) for magekreft blant arbeiderne.

Den andre studien, en kohortstudie av 86 arbeidere, viste målinger over grenseverdi for bly, fosfor og totalstøv. Det ble funnet at åtte individer hadde minst én forhøyet biologisk indikator for eksponering for tungmetaller (47).

I den tredje studien ble 102 franske arbeidere ved tre forskjellige forbrenningsanlegg sammenlignet med arbeidere fra andre industrier i en tverrsnittsundersøkelse (48). De eksponerte arbeiderne ble plassert i tre grupper: 1. kranoperatører, 2. ovnsarbeidere og 3. vedlikehold- og avløpsarbeidere. Data om arbeiderne ble hentet via spørreskjema og medisinske undersøkelser (blodprøver og lungefunksjonstester). Det ble funnet at vedlikehold- og avløpsgruppen ($OR=2,55$; $95\%CI=0,84-7,75$) og ovnsgruppen ($OR=6,58$; $95\%CI=2,18-19,85$) hadde økt forekomst av luftveisproblemer sammenlignet med den ueksponerte gruppen, hovedsakelig daglig hoste. Vedlikehold- og avløpsgruppen ($OR=4,85$; $95\%CI=2,04-11,51$) og ovnsgruppen ($OR=5,03$; $95\%CI=2,00-12,67$) hadde økt risiko for hudsymptomer. Resultatene var justert for alder, røykevaner og hvilket anlegg de jobbet ved.

Den fjerde studien var en tverrsnittstudie som så på helseeffektene av eksponering for dioksiner blant 92 arbeidere ved et forbrenningsanlegg i Japan. Det ble funnet høyere dioksinverdier i blodet blant arbeiderne sammenlignet med de som bodde i nærheten, men det var ingen funn som korrelerte arbeid i forbrenningsanlegget med forhøyede bloddiksinnivåer (49).

Det konkluderes i litteraturgjennomgangen med at det er studier som viser til økt sannsynlighet for magekreft og luftveisproblemer blant arbeidere ved forbrenningsanlegg, men usikkerhetene i studiene har gjort det vanskelig å konkludere at det er gaseksponeringen fra forbrenningsanlegget som er årsaken.

Arbeideres eksponering for gasser, polysyklisk aromatiske hydrokarboner og flyktige organiske forbindelser i et biomassefyrt anlegg har blitt studert i 8 anlegg (44). Biomassen som ble brent i anleggene hovedsakelig var pellets, tre og torv. Målingene ble utført med stasjonære målere i nærheten av arbeidstakerne. Studien omfatter 35 mannlige arbeidere, som ble delt inn i to grupper; en gruppe som håndterte asken ($n=18$) og en gruppe vedlikeholdsarbeidere ($n=17$). Målinger for begge grupper ble foretatt under utførelse av arbeid i kjeler. Det ble gjort 16 målinger av CO , 9 målinger av NO , 8 målinger av NO_2 , 7 målinger av SO_2 , 2 målinger av H_2S og 6 målinger av ammoniakk (NH_3). Gassmåleinstrumentene var av merket TSI og X-am 7000 (Dräger) (45, 46). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av CO var 0,45 ppm. Den høyeste målte verdien var 46 ppm. Eksponeringsrisikoen ble vurdert samlet for flere gasser (den

additive effekten) og ikke for hver enkelt gass. Og de høyeste måleverdiene ble benyttet for å simulere et «worst case scenario». Målingene ble knyttet til type arbeidsoppgave og type forbrenningsanlegg, for å finne ut både hvilken arbeidsoppgave og anlegg som sammen utgjorde størst helsefare. Måledataene ble analysert basert på type helseeffekt gassene kan føre til, og disse var: forstyrrelse av oksygentransport, irritasjon i de øvre luftveiene og sykdommer i sentralnervesystemet. De fant for de som arbeidet med vedlikehold i forbrenningsanlegg som benyttet torv som brensel, var den tydeligste helseeffekten irritasjon i de øvre luftveiene. Den additive effekten for denne arbeidsoperasjonen var 3,5 (350%, SD=57), det vil si at den samlede verdien av måleverdiene var 3,5 ganger høyere enn grenseverdien. Studien konkluderer blant annet med å anbefale å måle toppverdier, for å kunne måle arbeidernes egentlige helserisiko og synliggjøre den kombinerte effekten disse gassene kan ha. Studien anbefaler også bruk av ABEK-P3 åndedrettsvern sammen med gassmålere som minimumskrav for arbeidere som skal jobbe i kjeler. Alle målingene var stasjonære, denne målemetoden vil ikke måle hver enkelt arbeidstakers eksponering og benyttes hovedsakelig til å overvåke bakgrunnsverdier (48). Det kan argumenteres at en annen prøvetakingsmetode skulle vært benyttet, som for eksempel personbårne prøver.

De ulike studiene om kartlegging av potensielle helsefarlige stoffer fra forbrenningsanlegg har hatt fokus på dioksiner, og mulig kreftrisiko ved å bo i nærheten av og/eller å arbeide i et forbrenningsanlegg (37). Som nevnt i kapittel 4.3 har fokuset i studier om forbrenningsanlegg vært dioksineksponering, og om det kan gi økt risiko for mykvevssarkom og non-Hodgkins lymfom (50, 51). Selv om resultatene fra studiene viser til noe økt kreftforekomst blant innbyggere omkring forbrenningsanlegg, konkluderer kartleggingen med at styrken på assosiasjonen med kreft var svak.

Oppsummert, så finnes det studier som viser til at eksponering for gasser fra et forbrenningsanlegg kan føre til negative helseeffekter, hovedsakelig irritasjon i øvre luftveier og noen former for kreft. Til tross for dette konkluderer flere av studiene at resultatene er usikre og krever videre forskning.

5 Metode

5.1 Litteraturstudie

For å bli kjent med det vitenskapelige feltet innen avfallsforbrenning og gassmålinger er en litteraturstudie blitt gjennomført. Det ble utført to bibliografiske søk med Scopus, som er en av de største søkemotorene for vitenskapelige tidsskrifter. Videre ble det gjort enkeltsøk i Google Scholar, Pubmed, GUPEA og Store norske leksikon for supplerende informasjon. Nettsidene til Miljødirektoratet, Arbeidstilsynet, Store norske leksikon, Statistisk sentralbyrå og lovdata ble benyttet for å hente ut lovverk, statistikk og annen relevant informasjon.

Av litteratursøkeresultatene i Scopus ble det kun brukt relevante publikasjoner for videre undersøkelse. Prosessen med å velge artikler og tekniske rapporter ble organisert ved å sortere resultatene med "cited by highest" og ekskludere alle ikke-engelske papirer. Deretter ble sammendrag av artiklene lest for å velge ut relevante artikler som ble lest i full tekst.

Første søk i Scopus resulterte i 19 treff hvor alle sammendrag ble lest. Søket hadde følgende søkekriterier:

```
TITLE-ABS-KEY ( ( ( waste AND incineration AND facility ) OR ( waste AND combustion ) OR ( waste AND to AND energy AND plant ) ) AND ( ( occupational AND health ) OR ( human AND health ) OR ( health AND hazards ) OR ( epidemiological ) ) AND ( ( gas AND exposure ) OR ( gas AND leakage ) OR ( work AND accident ) ) AND ( ( gas AND detection ) OR ( gas AND monitoring ) ) AND ( solid AND waste ) ) AND ( LIMIT-TO ( LANGUAGE , "English" ) )
```

For å forsikre at mest mulig relevant teori ble funnet ble det gjort et nytt søk i Scopus som hadde færre søkekriterier enn første søk. Dette søket resulterte i 186 treff og hadde følgende søkekriterier:

```
TITLE-ABS-KEY (((gas AND exposure) OR (gas AND monitoring)) AND ((combustion AND plant) OR (waste AND incineration) OR (Waste AND to AND energy)) AND (Health AND effects))
```

Videre ble det gjort enkeltsøk i Google Scholar, GUPEA, Store norske leksikon og Pubmed for supplerende informasjon. Søkeordene i databasene var som følger:

Google scholar: Waste incineration plant, municipal solid waste incineration, review of literature on municipal waste incineration, review of literature on municipal waste incineration occupational review of literature on municipal waste incineration occupational health.

GUPEA: Carbon monoxide, svaveldioxid, Nitrogen gasser og Hydrogen sulphide.

Store norske leksikon: Forbrenningsanlegg, forbrenning, frie radikaler, metan, dioksiner, polysykliske aromatiske hydrokarboner, hypoksi, odds ratio.

Pubmed: Municipal waste management, review incineration waste occupational, waste incineration gas, health effects review incineration epidemiological, municipal waste incineration gas.

Informasjon om tradisjonell målestrategi bygger på informasjon fra prosjektoppgaven (52), men ble hovedsakelig hentet fra standarden NS-EN 689 og arbeidstilsynets orienteringsdokument 450.

Dräger Safety Norge, Portable Instruments Handbook 4th Edition, ga informasjon om elektrokjemiske sensorer. I tillegg ble det gjort søk på Scopus med søkeordet: electrochemical sensors for gas monitoring.

Litteratur om IoT-sensorteknologi ble bygget på informasjon fra tidligere arbeid (prosjektoppgave) (52), og artikkelen «Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates?» (53).

5.2 Målestrategier og måleutstyr

IoT-sensorteknologi med SPEC-sensorer er testet ut for å vurdere og sammenligne måledata fra disse opp mot måledata fra et tradisjonelt og standardisert måleinstrument (referanseinstrument). Dette kapittelet belyser tradisjonell målestrategi og måleutstyr og hvordan den nye IoT-teknologien fungerer og hvilke muligheter den kan gi.

5.2.1 Tradisjonell målestrategi

Forskrift om vern mot eksponering for kjemikalier på arbeidsplassen (kjemikalieforskriften, best.nr. 566) og forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter (internkontrollforskriften, best.nr. 544) stiller krav til virksomheter der giftige og helsefarlige stoffer forekommer (54). Loven og forskriftene pålegger arbeidsgiveren å kartlegge helserisiko som skyldes eksponering for giftige og andre helsefarlige stoffer.

For å kartlegge forurensninger i arbeidsatmosfæren, er det først nødvendig å kartlegge hva eksponeringen består av, nivået på konsentrasjonen og hvor ofte forurensningen forekommer. I standarden NS-EN 689 (55) og Arbeidstilsynets orienteringsdokument 450 (54) er det konkretisert en fremgangsmåte for hvordan kartleggingen og vurderingen skal foregå. Arbeidstilsynets dokument 450 er en veiledning til standarden NS-EN 689. Disse to dokumentene er brukt som veiledning til eksponeringsvurderingen som er gjort på arbeiderne ved Heimdal forbrenningsanlegg.

Den tradisjonelle fremgangsmåten krever planlegging for når og hvor målingene skal bli utført og vil dermed ofte gjøres på et tilfeldig utvalg av en arbeidsgruppe, avhengig av hva man ønsker å dokumentere. Målingene blir gjerne gjennomført mens den ansvarlige for prøvetakingen er tilstede, og ved personbårne målinger blir måleinstrumentet festet til arbeidstaker mens arbeidet pågår.

De etablerte prøvetakingsstrategiene fører til at det ofte måles på tilfeldige dager og kun i korte perioder. Dette kan gjøre det vanskelig å fange opp varierende konsentrasjoner av gasser i arbeidsatmosfæren.

5.2.2 Standardisert gasslogger

Ved gasslogging benyttes oftest digitale måleinstrumenter med elektrokjemiske sensorer eller IR-sensorer. Måleinstrumentet kan være bærbart eller fast montert, og den kan varsle, logge og framstille data. Den kan ha flere sensorer installert som måler forskjellige gasser, det vil si at man kan benytte ett måleinstrument for å måle flere gasser samtidig. Det finnes mange forskjellige typer elektrokjemiske sensorer, men i prinsippet er de ganske like. En elektrokjemisk sensor er en mikro-reaktor, som produserer en svært liten strøm, men målbar, når reaktive gasser er til stede. Dette skjer ved at en bestemt gass diffunderer inn på elektroden på sensoren og det skjer en elektrokjemisk reaksjon (56).

En utfordring med alle elektrokjemiske sensorer er sensorens krysssensitivitet for andre gasser enn målegassen. Sensorens reaksjon på andre gasser enn målegassen vil kunne forstyrre responsen til sensoren og gi utslag på feil gass, eller hemme utslaget på målegassen. Som regel har elektrokjemiske sensorer to elektroder, en måleelektrode og en motelektrode/hjelpeelektrode, og når høye konsentrasjoner av gass forekommer kan det føre til høyere strøm i sensoren og dermed til et spenningsfall (56). Dette spenningsfallet kan endre den forhåndsinnstilte sensorspenningen som kan føre til feil avlesninger. I verste fall kan det føre til at den kjemiske reaksjonen i sensoren stopper opp under måleprosessen (56). Gasser som er tilstede i arbeidsatmosfæren som sensoren ikke skal respondere på vil dermed kunne føre til feilaktige måleverdier (56), enten ved at måleverdiene blir uvanlig høye eller lave (kan bli negative verdier). Fukt og støv, slik som fine eller ultrafine partikler, kan også påvirke sensorens følsomhet hvis instrumentkroppen ikke er tett og det kommer støv inn på sensoren og annen elektronikk. Det er derfor viktig at gassloggere som skal brukes i en yrkeshygienisk sammenheng, spesielt i utfordrende arbeidsmiljø, kommer med god dokumentasjon fra produsenten om blant annet krysssensitivitet og hvordan instrumentet tåler støv og ekstremt høye/lave temperaturer. Instrumentene bør også gjennomgå jevnlige (oftest årlige) sporbare og/eller akkrediterte kalibreringsregimer med testgass utført under kontrollerte omgivelser av produsenten av instrumentene.

På Heimdal forbrenningsanlegg er det benyttet en gasslogger fra Dräger Safety Norge (X-am 5600) som referanseinstrument for å vurdere og sammenligne måleverdier med IoT-sensorene produsert av SPEC-sensors. Gassloggeren X-am 5600 har innebygd fire sensorer, CO , SO_2 , NO_2 og CO_2 (57). Måleren har en batterikapasitet på rundt 7-10 timer ved loggeintervall hvert minutt. Både CO -sensoren og SO_2 -sensoren er elektrokjemiske sensorer av typen XXS og er produsert av Dräger Safety Norge (56, s. 52).

Det spesielle med XXS-sensorer er at de skal ha høy målestabilitet fordi sensoren inneholder en tredje elektrode, en såkalt referanseelektrode (56). Denne elektroden har ikke strøm som passerer gjennom seg og vil dermed operere uforstyrret. Den måler kontinuerlig spenningen til måleelektroden og korrigerer den ved behov (56). Dette gir en forbedret målekvalitet (for eksempel når det gjelder linearitet og selektivitet) og lengre levetid på sensorene (56).

Spesifikasjoner og krysssensitivitet for hver enkelt XXS-sensor er oppgitt fra produsenten og er vist i tabellen nedenfor.

XXS CO sensor (56, s. 204)		
Måleområde		0-2000 ppm CO
Påvisningsgrense		6 ppm
Oppløsning		2 ppm
Målenøyaktighet: Sensitivitet		<±2% av måleverdi
Langtidsdrift ved 20 °C		
Nullpunkt		≤ ± 2 ppm/år
Sensitivitet		≤ ± 3% av måleverdi/år
Omgivelsesbetingelser		
Temperatur		-40°C til 50 °C
Luftfuktighet		10-90% RF
Trykk		700-1300 hPa
Temperaturpåvirkning		
Nullpunkt		≤ ± 5 ppm
Sensitivitet		≤ ± 0,3% av måleverdi/K
Fuktighetspåvirkning		
Nullpunkt		Ingen påvirkning
Sensitivitet		≤ ± 0,02% av måleverdi/% RF
Kryssensitivitet		
Gass/damp	konsentrasjon	Indikasjon i ppm
Ammoniakk	100 ppm	Ingen påvirkning
Klor	20 ppm	Ingen påvirkning
Saltsyre (hydrogenklorid)	40 ppm	Ingen påvirkning
Hydrogencyanid	50 ppm	Ingen påvirkning
Etanol	250 ppm	Ingen påvirkning
Acetylen (hydrokarbon)	100 ppm	≤ 200
Karbondioksid	30 vol.-%	≤ 2
Metan	5 vol.-%	Ingen påvirkning
Propan	1 vol.-%	Ingen påvirkning
Svoveldioksid	25 ppm	Ingen påvirkning
Hydrogensulfid	30 ppm	Ingen påvirkning
Nitrogendioksid	20 ppm	Ingen påvirkning
Nitrogenmonoksid	30 ppm	≤ 5
Hydrogen	0,1 vol.-%	≤ 350

Tabell 2: Spesifikasjoner for Dräger XXS CO sensor.

XXS SO₂ sensor (56, s. 272)	
Måleområde	0-100 PPM SO ₂
Påvisningsgrense	0,1 ppm
Oppløsning	0,1 ppm
Målenøyaktighet: Sensitivitet	<±2% av måleverdi
Langtidsdrift ved 20 °C	
Nullpunkt	≤ ± 1 ppm/måned

Sensitivitet		≤ ± 2% av måleverdi/måned	
Omgivelsesbetingelser			
Temperatur		-30°C til 50 °C	
Luftfuktighet		10-90% RF	
Trykk		700-1300 hPa	
Temperaturpåvirkning			
Nullpunkt		≤ ± 1 ppm	
Sensitivitet		≤ ± 5% av måleverdi	
Fuktighetspåvirkning			
Nullpunkt		Ingen effekt	
Sensitivitet		≤ ± 0,1% av måleverdi/% RF	
Kryssensitivitet			
Gass/damp	konsentrasjon	Indikasjon i ppm SO ₂	
Ammoniakk	50 ppm	Ingen påvirkning	
Karbondioksid	1,5 vol.-%	Ingen påvirkning	
Karbonmonoksid	200 ppm	Ingen påvirkning	
Klor	10 ppm	≤ 5(-)	
Etanol	250 ppm	Ingen påvirkning	
Acetylen (hydrokarbon)	100 ppm	≤ 140	
Hydrogen	1000 ppm	Ingen påvirkning	
Hydrogenklorid	20 ppm	≤ 5	
Hydrogencyanid	20 ppm	≤ 10	
Hydrogensulfid	20 ppm	≤ 60	
Isobutylene (hydrokarbon)	100 ppm	Ingen påvirkning	
Metan	1 vol.-%	Ingen påvirkning	
Nitrogendioksid	20 ppm	≤ 30(-)	
Nitrogenmonoksid	20 pmm	Ingen påvirkning	
Ozon	0,5 ppm	Ingen påvirkning	
Fosfin	1 ppm	≤ 6	

Tabell 3: Spesifikasjoner for Dräger XXS SO₂ sensor.

5.2.3 IoT-sensorteknologi

Dagens standardmetoder for yrkeshygieniske målinger baseres oftest på instrumenter med begrenset batterilevetid og ingen sky-baserte muligheter for sanntidsovervåking og lagring av data. I standardiserte instrumenter blir måledata lagret internt i instrumentet og må manuelt hentes ut og overføres til en datamaskin. Det er ikke mulig å måle kontinuerlig over lengre perioder som f. eks flere dager eller måneder. IoT-sensorteknologi kan bidra til å endre dette, men er foreløpig lite benyttet ved yrkeshygieniske målinger, og i de tilfeller hvor det benyttes er kommunikasjonen basert på 2G, 3G eller WiFi, alt ettersom hva produsenten tilbyr av internettbaserte tjenester og egenprodusert og ofte kostbar programvare som passer til dette.

Med IoT-teknologien kan det utvikle seg et paradigmeskifte i hvordan luftforurensninger måles (58). I de seneste årene har sensorer som ofte omtales som «lavkostnadssensorer» blitt benyttet i større omfang til å måle forskjellige forurensninger i luften fordi disse sensorene, og teknologien som kan benyttes sammen med sensorene, har en betydelig lavere investeringskostnad sammenlignet med dagens tradisjonelle og standardiserte sensorer og måleinstrument. Den nye sensorteknologien kan benyttes til å

måle sanntidsnivå av gass kontinuerlig og over et lengre tidsrom, ofte flere måneder og år, samtidig med at måledata fortløpende overføres i tilnærmet sanntid til sky-baserte løsninger. Denne måten å overvåke forurensning på krever lite tilsyn av personell, unntatt når utstyret skal monteres eller vedlikeholdes.

Batteritiden er også mye lengre enn for standardutstyr fordi all data lagres eksternt og det er relativt lite elektronikk i selve måleinstrumentet. Standardutstyr har derimot lagring av data i selve måleinstrumentet, det har ofte display som krever strøm og lys, og det har ofte innebygde varslingsystemer med alarm- og vibrasjonsmuligheter. Dette reduserer i høy grad batterilevetiden. Selve sensorene i standardutstyr krever også mer strøm enn «lavkostnadssensorer».

Den trådløse sensorteknologien innebærer å sende måledata fra en sensornode. Sensornoden består vanligvis av et sensorbrett, med forskjellige typer sensorer (gass, temperatur og luftfuktighet etc.), et batteri og et kontrollpanel for å styre elektronikken. Sensornoden sender måledata som radiobølger til en gateway, som videresender data over internett til et bakendesystem. Bakendesystemet lagrer måledata og gjør den visuelt tilgjengelig i en programmert webside, eller den kan videresendes til andre systemer. Denne måten å utstyre fysiske gjenstander med elektronikk og trådløst kommunikasjonsutstyr på, og som gjør at data kan sendes over internett, kalles derfor «Internet of Things» (IoT) (58).

I en studie ble flere «lavkostnadssensorer» for utendørs luftkvalitet evaluert av CEN (European Standardization Organisation) i et kontrollert miljø i laboratorium, og måleverdiene ble sammenlignet med verdier fra et referanseinstrument (53). I laboratoriet ble sensorene testet mot flere referansegasser for å evaluere lavkostnadssensorenes måleevne over tid og hvordan de reagerer i møte med ulike miljøfaktorer. Referanseinstrument er instrumenter som tilsvarer standardutstyr og brukes av profesjonelt personell (myndigheter, forskere eller helseeksperter). Disse referanseinstrumentene går gjennom strenge vedlikeholds- og kalibreringsrutiner for å sikre høy kvalitet på data og for å muliggjøre sammenligning mellom forskjellige feltstasjoner når utendørs luftforurensning skal måles. I studien belyses det at det er få føringer for hvordan ytelsen til lavkostnadssensorer kan vurderes, men det Europeiske Luftkvalitetsdirektivet har definert at måleutstyr skal være i samsvar med «the Data Quality Objective» (DQO) (59), som et mål på akseptabelt usikkerhetsnivå i et måleinstrument, sammenlignet med et referanseinstrument. Ifølge direktivet skal lavkostnadssensorer tilfredsstillende et akseptabelt usikkerhetsnivå under 25% for CO , NO_x , NO_2 og SO_2 , for at måleverdier skal kunne betraktes som pålitelige.

IoT-kommunikasjonsteknologien som benyttes samtidig med trådløs måling av gass i denne oppgaven kalles Long Range Wide Area Network (LoRaWAN) (60). Teknologien benytter radiobølger, 868 MHz radiofrekvensbåndet, for å oppnå kommunikasjon mellom en sender og en mottaker. Sensorene som brukes på Heimdal forbrenningsanlegg er elektrokjemiske sensorer fra SPEC Sensors, og det er disse sensorene som kan kategoriseres som lavkostnadssensorer. Disse måler enten CO (DGS-CO 968-034) eller SO_2 (DGS-SO2-968-038) (61, 62). Videre i oppgaven vil sensorene, med tilhørende elektronikk, bli omtalt som IoT-måleinstrumenter. Selve sensoren i IoT-måleinstrumentet vil bli omtalt som en SPEC-sensor. Nedenfor er spesifikasjoner for sensorene, oppgitt fra produsenten.

CO SPEC-sensor (DGS-CO 968-034)		
Rekkevidde		0-1000 ppm
Oppløsning		0,1 ppm
Nøyaktighet		15% av målt verdi
Repeterbarhet		< ±3% av målt verdi
Driftstemperaturområde		-20°C til 50 °C
Operativt luftfuktighetsrekkevidde		15-95% (0-100% i ikke-kondenserende miljø)
Kryssensitivitet		
Gass/damp	Tilført konsentrasjon	Typisk respons CO ppm CO
Karbonmonoksid	400	400
Hydrogen	100	17
Isopropanol	200	1,3
Karbondioksid	5000	< 1
Metan	3000	< 1
Ammoniakk	100	< 1

Tabell 4: Spesifikasjoner CO SPEC-sensor.

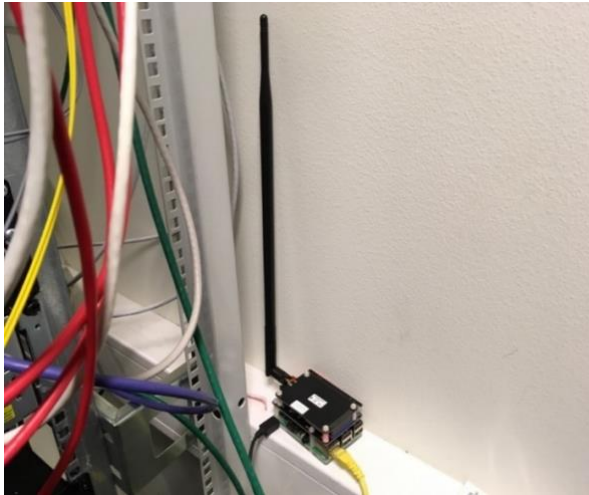
SO ₂ SPEC-sensor (DGS-SO2 968-038)		
Rekkevidde		0-20 ppm
Oppløsning		0,1 ppb
Nøyaktighet		15% av målt verdi
Repeterbarhet		< ±3% av målt verdi
Driftstemperaturområde		-20°C til 50 °C
Operativt luftfuktighetsrekkevidde		15-95% (0-100% i ikke-kondenserende miljø)
Kryssensitivitet		
Gass/damp	Tilført konsentrasjon ppm	Typisk respons SO ₂ ppm SO ₂
Svoveldioksid	20	20
Hydrogensulfid	25	142,3
Nitrogenmonoksid	50	90,5
Karbonmonoksid	400	7,3
Ozon	5	-3,3
Klor	10	-2,8
Nitrogendioksid	10	1,4
n-heptan	500	-0,7
Metan	500	0,7

Tabell 5: Spesifikasjoner SO₂ SPEC-sensor.

Måleutstyret som ble testet og benyttet på Heimdal forbrenningsanlegg var:

- LoRaWAN gateway (RAK831)
- 6 IoT-måleinstrument, hvorav 3 var instrumentert med SPEC-sensorer som målte CO og 3 var instrumentert med SPEC-sensorer som målte SO₂
- Dräger X-am 5600, standardisert gasslogger for referansemåling av CO og SO₂. Måleinstrumentet måler også NO₂ og CO₂. (Dräger Safety Norge)

- Radiosender og mottaker for kartlegging av dekning i anlegget (Telenor Digital AS)



Figur 8: LoRaWAN gateway.



Figur 9: Radiosender og mottaker for kartlegging av dekning i anlegget.



Figur 10: IoT-måleinstrument.



Figur 11: Dräger X-am 5600, for referansemåling av CO og SO_2 .

5.3 Gjennomføring og analysemetoder

Først ble det innhentet informasjon om anlegget og arbeidsrutinene til de ansatte for å kartlegge eksponering og hvor og hvordan målingene skulle bli utført. Skiftleder ved anlegget kunne gi en grundig innføring i anleggets daglige drift og de ansattes arbeidsrutiner. Standarden NS-EN 689 og Arbeidstilsynets orienteringsdokument 450 ble brukt som veiledning (54, 55).

Det ble gjort kontinuerlige målinger over tid med IoT-måleinstrument som målte CO og SO_2 . Data fra Dräger X-am 5600 ble brukt som referanse for sammenligning. I tillegg ble det, for å kartlegge mulige gasser som kan kryssreagere med målegassene, gjennomført

personbårne målinger og korttidsmålinger av klorgass (Cl_2), metan (CH_4) og hydrogensulfid (H_2S). Det ble også utført stikkprøver av ulike typer klorforbindelser, partikler og VOC ved utvalgte målepunkter i anlegget. Dette ble utført for å undersøke grad av eksponering i aktuelle områder og for å undersøke om stoffene kunne knyttes til responsen hos IoT-måleinstrumentene som var utplassert i det samme området.

5.3.1 Stasjonære målelokasjoner

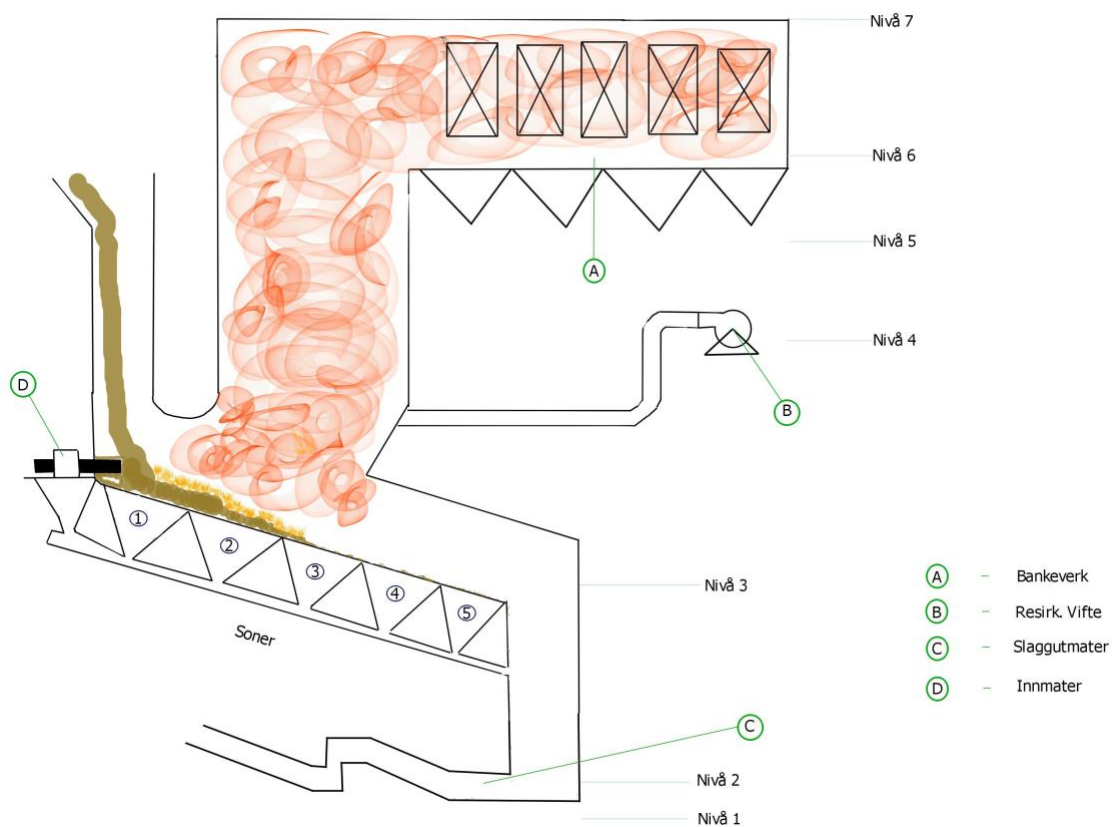
Det ble plassert ut syv måleinstrumenter på totalt tre lokasjoner i anlegget, seks av disse var IoT-måleinstrument hvor hver målelokasjon hadde en CO SPEC-sensor og en SO_2 SPEC-sensor. Disse målte kontinuerlig over hele studieperioden.

Det syvende måleinstrumentet var Dräger gasslogger (referanseinstrumentet). Den ble plassert på lokasjon 1 det første døgnet, på lokasjon 2 det andre døgnet og på lokasjon 3 det tredje døgnet. Denne prosessen ble gjentatt flere ganger. Etter dette ble alle IoT-måleinstrumentene plassert på lokasjon 3 og sammenlignet med hverandre og med referanseinstrumentet.

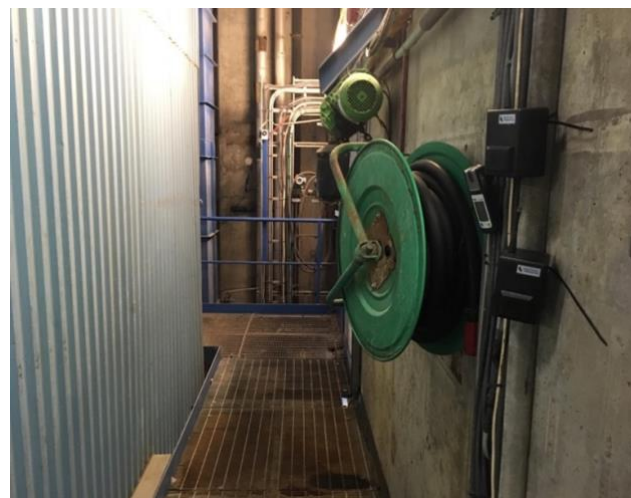
Det ble valgt tre målelokasjoner på tre ulike nivåer for å dekke flere eksponeringssituasjoner. Det ble tatt hensyn til arbeidsrutiner, forbrenningsprosessen og hvor det er måledekning i anlegget da målelokasjonene ble bestemt. IoT-måleinstrumentene må ha radiodekning for å kommunisere med gatewayen, og dette ble sjekket ved å bruke en radiosender/mottaker som viste om området hadde dekning eller ikke for 868 MHz radiobølger. Måleinstrumentene ble plassert ut på områder hvor arbeiderne oppholder seg når de gjennomfører kontrollrunder og der arbeidernes egne gassloggere har vist høye verdier.

De tre målelokasjonene hvor IoT-måleinstrument ble plassert var:

1. Nivå 6, ved gangpartiet mellom kjelene på linje 1 og 2.
2. Nivå 4, ved resirkuleringsviften for røykgassen på linje 2.
3. Nivå 2, ved gangpartiet mellom slaggutmater på linje 1 og 2.



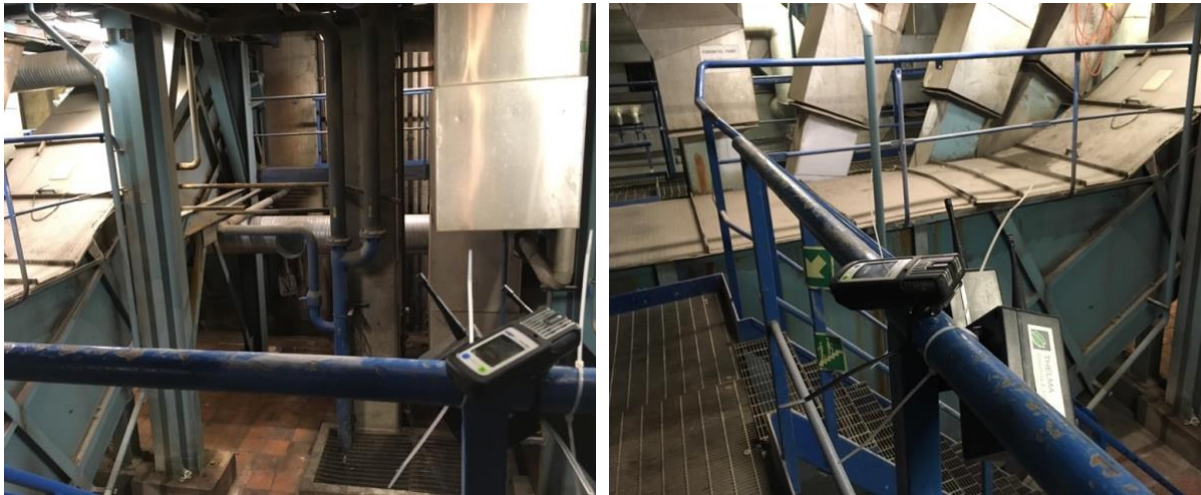
Figur 12: Oversikt over forbrenningsprosessen og nivåene i anlegget.



Figur 13: Målelokasjon 1, gangparti mellom kjelene.



Figur 14: Målelokasjon 2, ved resirkuleringsviften på linje 2.



Figur 15: Målelokasjon 3, mellom slaggutmaterne.

5.3.2 Personbårne målinger

For å få en vurdering av den personlige eksponeringen ble personbårne målinger, med referanseinstrumentet, gjennomført. Disse målingene ble ikke sammenlignet med måleverdier fra IoT-måleinstrumentene, som alle var stasjonære målinger.

Standarden NS-EN 689 (55) og Arbeidstilsynets orienteringsdokument 450 (54) er brukt som veiledning for gjennomføring og statistisk vurdering av målingene. Ifølge orienteringsdokumentet må målingene gjøres på en homogen gruppe. I dette tilfellet er arbeiderne som utfører de daglige kontrollrundene valgt som homogen gruppe fordi de utfører samme arbeid basert på en sjekklister som de forholder seg til når de oppholder seg inne i anlegget. Det er gjennomført tre målinger på tre dager hvor en tilfeldig arbeider går kontrollrunden på linje 1 og linje 2. Kontrollrunden utføres kun en gang i løpet av ett arbeidsskift.

Det er varierende hvor mye arbeid som gjøres på kontrollrunden, avhengig av om det er driftsproblemer som må løses eller ikke. I praksis vil det alltid være variasjoner i eksponering på grunn av ovennevnte og på grunn av ulike typer brensel (hva søppelet består av den dagen).

Grenseverdiene er satt som gjennomsnitt for en 8-timers arbeidsdag og dette må tas hensyn til når måleresultatene skal vurderes (54). Hver målerunde av kontrollrundene resulterer i ulik snittkonsentrasjon (C) og varighet (T). Den gjennomsnittlige konsentrasjonen for hvert kjemisk stoff i forhold til en 8-timers arbeidsdag regnes ut slik:

$$\text{Konsentrasjon } E = \frac{C_1 T_1 + C_2 T_2 + \dots + C_i T_i}{8 t} = \frac{C_1 T_1}{8 t} \quad (1)$$

Siden det kun gjøres en kontrollrunde per skift, altså i løpet av en 8-timers arbeidsdag, blir C2 tilnærmet 0 og T2 7 timer, og konsentrasjon E for hver målerunde blir:

$$\text{Konsentrasjon } E = \frac{C_1 T_1}{8 t} \quad (2)$$

Eksponeringsindeksen (I_E) av måleresultatene kan regnes ut ved å ta summen av eksponeringen for hvert kjemisk stoff dividert på respektiv grenseverdi (GV):

$$I_E = \sum_{i=1}^n \frac{E_i}{GV_i} \quad (3)$$

Hvis alle resultatene er under:

- 1) 10% av GV for et sett med tre målinger, eller
- 2) 15% av GV for et sett med fire målinger, eller
- 3) 20% av GV for et sett med fem målinger,

kan man gå ut fra at grenseverdi er overholdt (55). Hvis en av målingene er over grenseverdi er det ikke samsvar i målingene, og grenseverdi er ikke overholdt. Hvis alle resultatene er under grenseverdi, men én er over 20% av grenseverdi, er det ikke mulig å trekke en slutning og man må gå videre til seks målinger.

5.3.3 Statistisk analyse

For å tallfeste hvordan IoT-måleinstrumentene presterer sammenlignet med referanseinstrumentet, beregnes gjennomsnittlig absolutt avvik, korrelasjonskoeffisienten og relativ ekspandert usikkerhet.

MAE (Mean Absolute Error): Er et mål på forskjellen mellom to variabler.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - x_i| \quad (4)$$

Hvor y_i er måleverdien til IoT-måleinstrumentene, x_i er måleverdien til referanseinstrumentet og n er antall målinger. MAE kan gå fra $0 \rightarrow \infty$, hvor en MAE-verdi av 0 betyr at det ikke er avvik mellom målingene.

Korrelasjonskoeffisient: Korrelasjon er et mål på hvor mye to variabler samvarierer (63).

$$r = \frac{n(\sum_{i=1}^n x_i y_i) - (\sum_{i=1}^n x_i)(\sum_{i=1}^n y_i)}{\sqrt{(n \sum_{i=1}^n x_i^2 - (\sum_{i=1}^n x_i)^2)(n \sum_{i=1}^n y_i^2 - (\sum_{i=1}^n y_i)^2)}} \quad (5)$$

Korrelasjonskoeffisienten er et tall mellom -1 og 1, hvor et positivt tall vil gi en positiv sammenheng, og et negativt tall vil gi en negativ (invers) sammenheng. Desto nærmere tallet nærmer seg 1 eller -1, jo sterkere er korrelasjonen. Hvis koeffisienten er 0 er det ingen korrelasjon mellom variablene, og de varierer helt uavhengig av hverandre.

Korrelasjonen mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet, samt korrelasjonen mellom IoT-måleinstrumentene ble beregnet.

Beregning av Relativ ekspandert usikkerhet:

For å sammenligne og vurdere IoT-måleinstrumentene med referanseinstrumentet har det Relative ekspanderte usikkerhetsnivået (REU) til IoT-måleinstrumentene blitt beregnet. REU skal tilfredsstillе DQO-kravet på 25%. For å finne REU ble formlene 6 og 7 benyttet, hvor $u(x_i)$ er usikkerhetsnivået i referanseinstrumentet, b_0 og b_1 er stigningstallet og y -krysningen respektivt. RSS (Residual sum of squares) er et mål på hvor godt regresjonsmodellen passer til måledataene og beregnes i formel 7. Ytterligere informasjon om hvordan beregningen av REU gjennomføres er tilgjengelig i «Guide to the demonstration of equivalence of ambient air monitoring methods» (64):

$$U_r(y_i) = \frac{2 \left(\frac{RSS}{(n-2)} - u^2(x_i) + [b_0 + (b_1 - 1)x_i]^2 \right)^{1/2}}{y_i} \quad (6)$$

$$RSS = \sum (y_i - b_0 - b_1 x_i)^2 \quad (7)$$

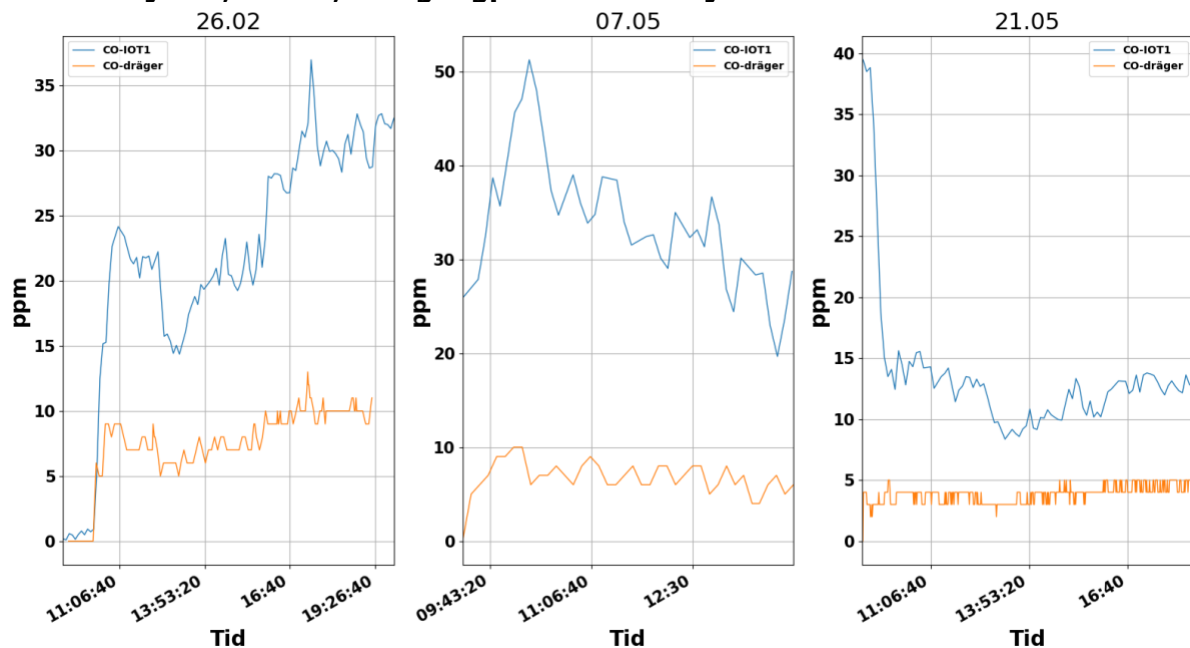
6 Resultat

6.1 Stasjonære målinger: IoT-måleinstrument og referanseinstrument

Et utvalg av resultatene fra de stasjonære målingene gjort med IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet ved de ulike målelokasjonene er presentert i figur 16 og 17. Figurene viser CO og SO_2 -nivåene som er målt ved to ulike lokasjoner, resterende resultat fra de ulike lokasjonene er vedlagt i vedlegg A. Resultatene fra blant annet figur 16 og 17 vil bli benyttet i en statistisk analyse i kapittel 6.3.

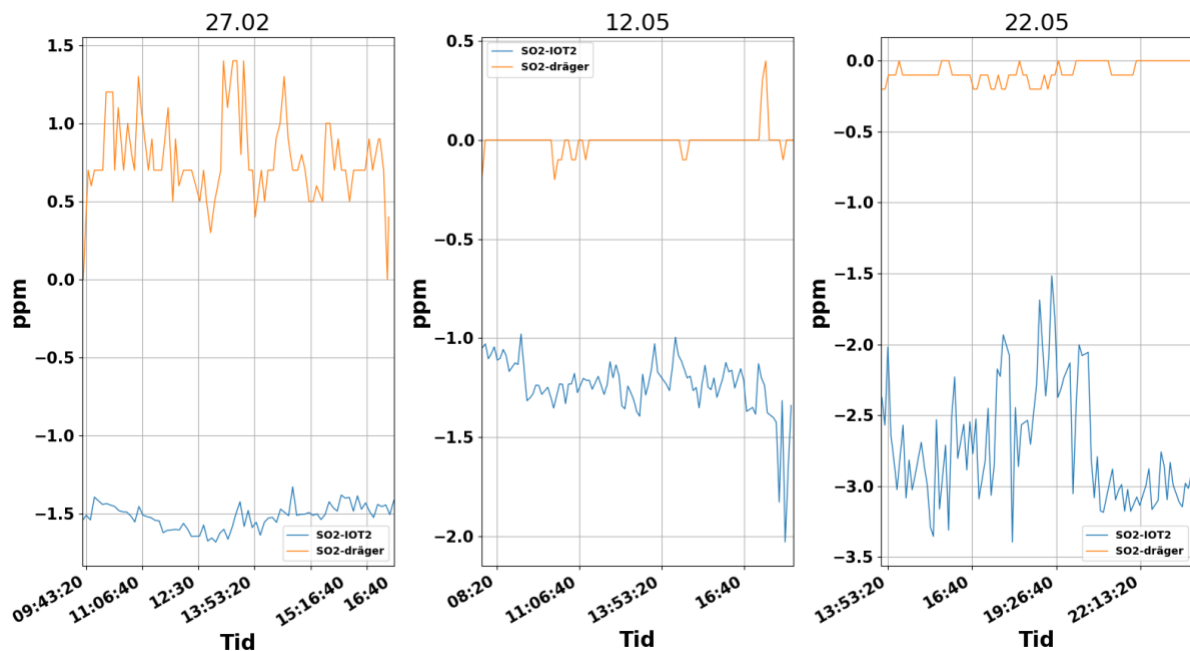
Videre er måleresultat fra da IoT-måleinstrumentene sto samlet ved samme lokasjon (målelokasjon 3, slaggutmater) presentert i figur 18 og 19.

Målelokasjon 1, nivå 6, ved gangparti mellom kjelene:



Figur 16: Data fra CO -måleinstrument 1 og referanseinstrumentet, plassert på samme lokasjon, ved måling av CO over tre ulike dager.

Målelokasjon 2, nivå 4, ved resirkuleringsviften av røykgassen på linje 2:

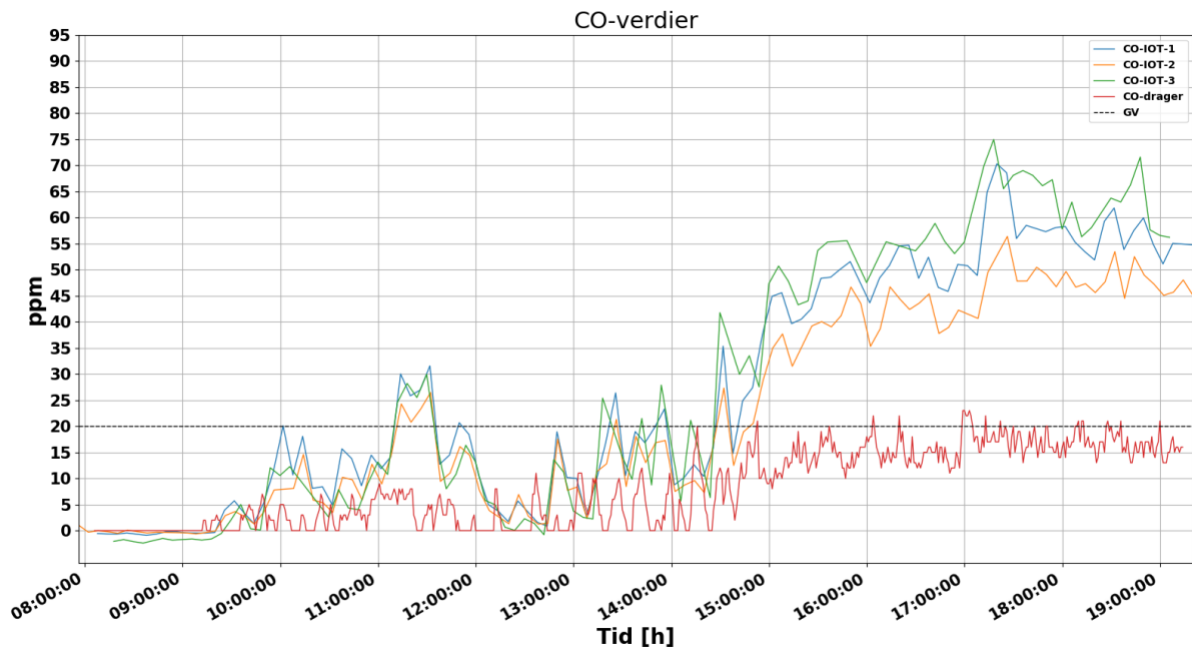


Figur 17: Diagrammene viser hvordan SO_2 -måleinstrument 2 og referanseinstrumentet, plassert på samme lokasjon, har respondert på ulike nivåer av SO_2 over tre ulike dager.

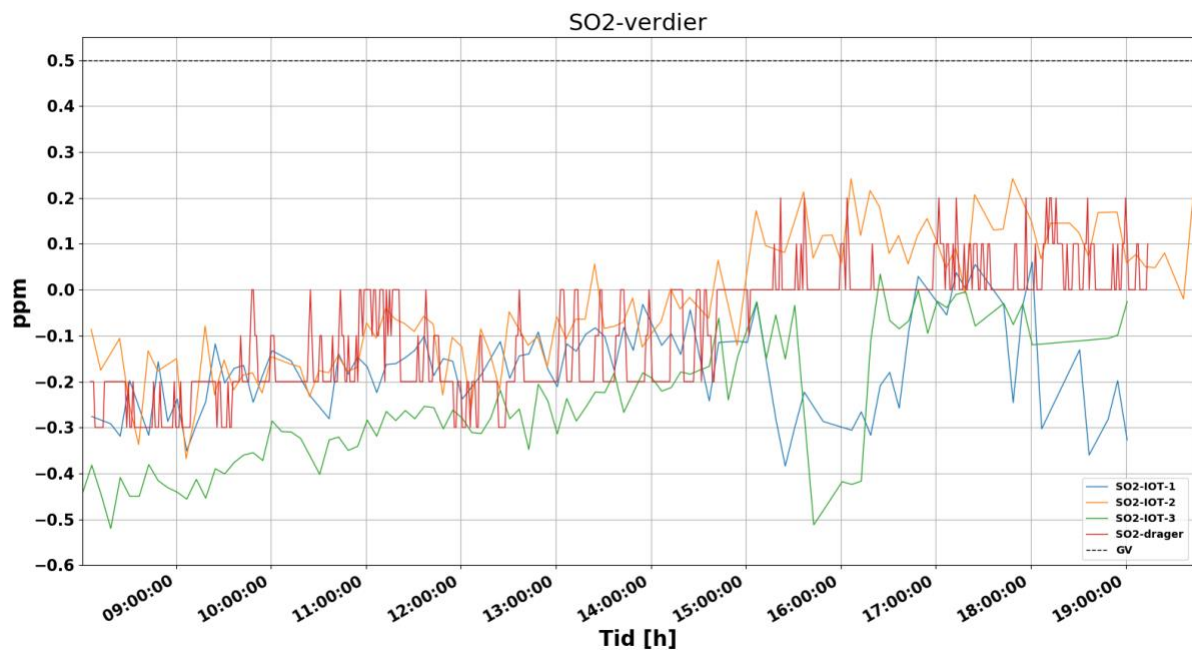
Samlede måleinstrument. Målelokasjon 3, nivå 2, ved gangpartiet mellom slaggutmater på linje 1 og 2:

Alle IoT-måleinstrumentene ble plassert på felles målelokasjon (målelokasjon 3) for å undersøke hvor ulik responsen mellom IoT-måleinstrumentene var i løpet av en periode.

Referanseinstrumentet ble også plassert ved samme lokasjon for å sammenligne responsen med IoT-måleinstrumentene slik at resultatene kunne benyttes i den statistiske analysen. Resultater fra dette er vist nedenfor i figur 18 og 19. I tillegg er måledata fra figur 18 og 19 benyttet i en korrelasjonsanalyse i kapittel 7.3.



Figur 18: Måledata fra samlede IoT-måleinstrument (CO) og referanseinstrumentet ved slaggutmateren.



Figur 19: Måledata fra samlede IoT-måleinstrument (SO_2) og referanseinstrumentet ved slaggutmateren.

Figur 18 og 19 viser hvordan IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet har respondert i en periode på omtrent 12 timer. Resultatene fra CO -måleinstrumentene tyder på at når referanseinstrumentet måler verdier i området 15-20 ppm, så øker responsforskjellen mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet. Den maksimale forskjellen i løpet av måleperioden var 30-50 ppm mellom referanseinstrument og IoT-måleinstrument (kl. 17:00-18:00). Måleresultatene fra SO_2 -måleinstrumentene (figur 19) var ofte negative, men det var også resultatene fra referanseinstrumentet. Årsakene til hvorfor IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet viser negative verdier er diskutert senere.

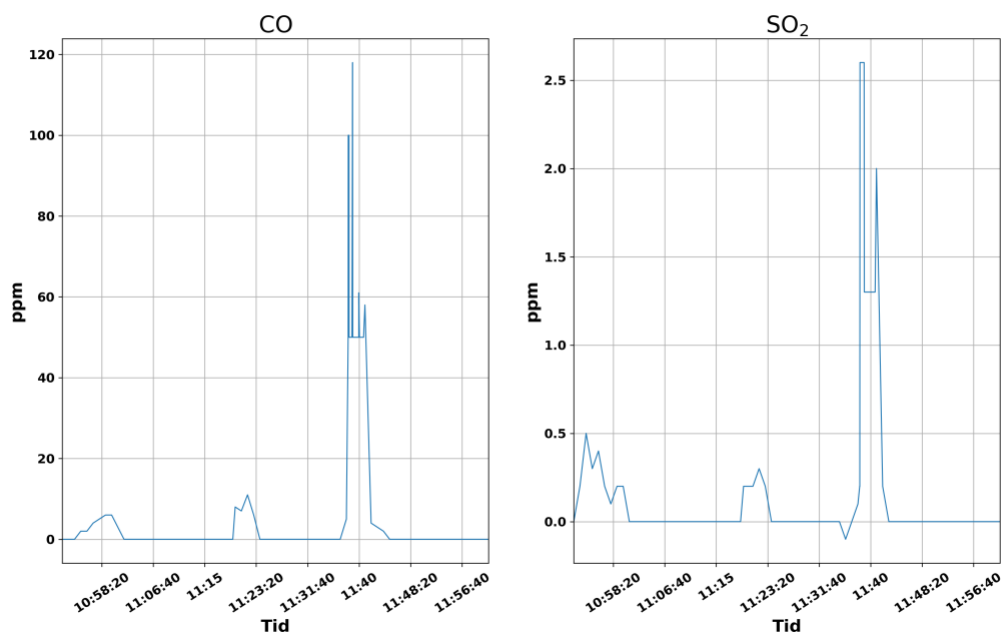
6.2 Personbårne målinger

Det ble gjennomført tre personbårne målinger på tre kontrollrunder, ved tre ulike dager. Rådataene fra kontrollrundene er presentert i grafer som gir en visuell fremstilling av eksponeringsforløpet. Det er deretter regnet ut snittkonsentrasjoner og eksponeringsindeks, vist i tabell 6 og 7, for å vurdere eksponeringen for CO og SO_2 opp mot de respektive grenseverdiene.

Måledataene for SO_2 viste negative verdier som tyder på at sensoren var påvirket av noe. Verdien $-0,2$ ppm for SO_2 oppstod både ved start og slutt på alle de tre målerundene i motsetning til CO som viste verdien 0 ppm. Måleinstrumentet var nykalibrert og skulle derfor ikke være påvirket av tidligere bruk. På bakgrunn av dette ble det antatt at $-0,2$ ppm SO_2 var nullpunktet, og all måledata av SO_2 er derfor økt med $0,2$ ppm. Dette tiltaket var nødvendig for at målingene kunne brukes. Dette medfører en viss usikkerhet i måleresultatet og resultatet kan kun bli sett på som veiledende.

6.2.1 Måledag 1

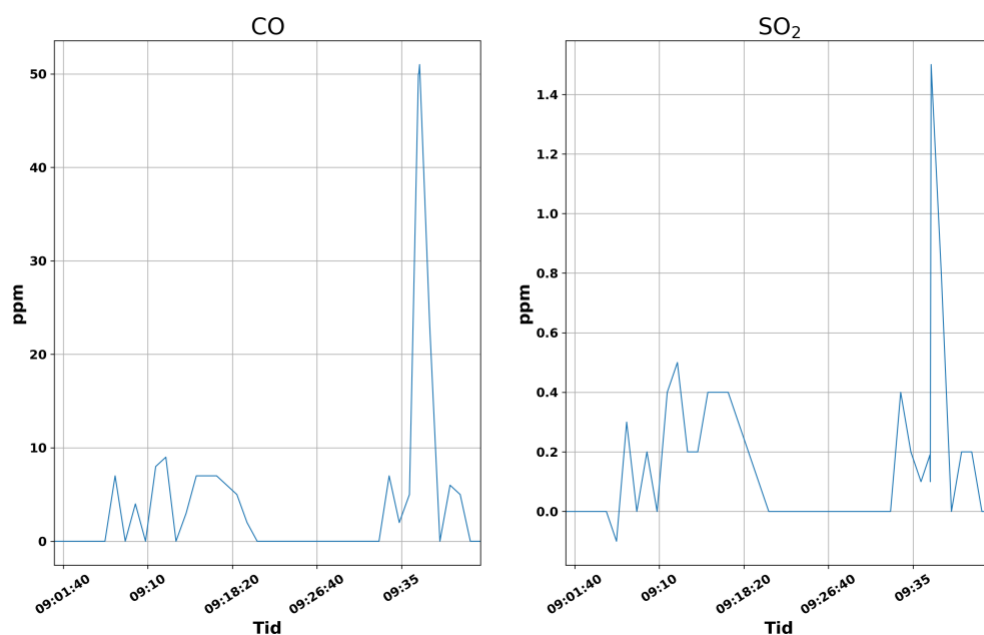
Arbeider noterte at han var ved resirkuleringsviftene rundt kl. 11:05 og ved slaggutmaterne kl. 11:50. Høyeste verdiene er målt mellom kl. 11:34–11:42.



Figur 20: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 1.

6.2.2 Måledag 2

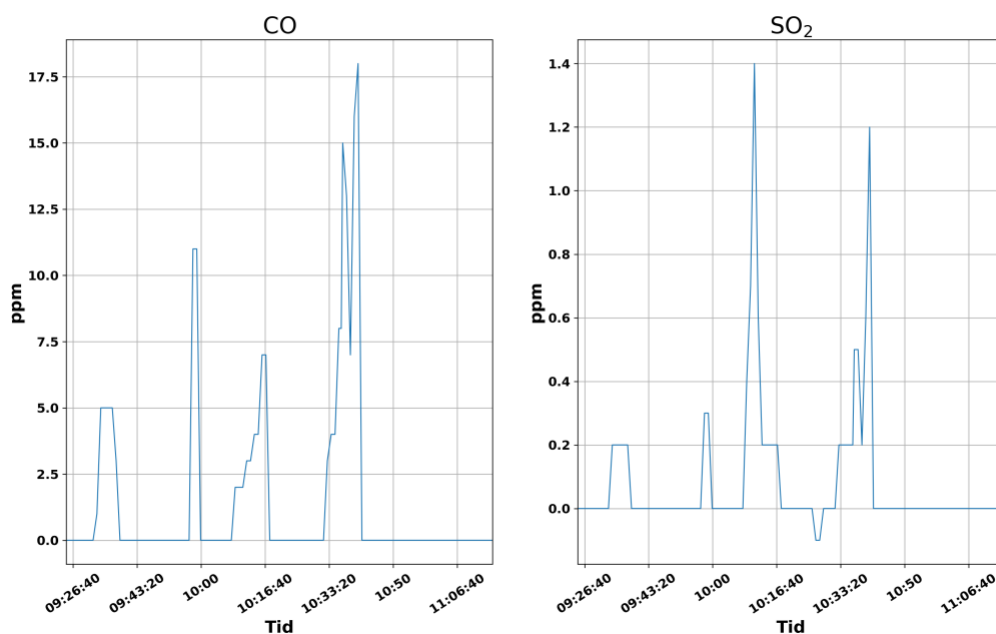
Arbeider noterte at han var ved resirkuleringsviftene rundt kl. 09:15 og ved slaggutmaterne rundt kl. 09:05. De høyeste verdiene målt er mellom kl. 09:34–09:40.



Figur 21: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 2.

6.2.3 Måledag 3

Arbeider noterte at han var ved resirkuleringsviftene rundt kl. 10:22 og ved slaggutmaterne rundt kl. 10:46. De høyeste verdiene er målt mellom kl. 10:32-10:42 for CO og mellom kl. 10:04-10:16 og kl. 10:32-10:42 for SO₂.



Figur 22: Personbårne målinger, eksponeringsforløp måledag 3.

6.2.4 Snittkonsentrasjoner og total eksponeringsindeks

Snittkonsentrasjoner og eksponeringsindeksen for CO og SO₂ er regnet ut ved bruk av måledataen fra de personbårne målingene. Eksponeringsindeksen forteller i hvor stor grad arbeideren blir eksponert for CO og SO₂ i forhold til de respektive grenseverdiene (20 og 0,5 ppm)

For at de tre målingene skal være overholdt grenseverdi, må den totale eksponeringsindeksen være under 10% av grenseverdi.

Måledata av CO fra kontrollrundene på linje 1 og 2				
Måledag	Varighet (T) i timer	Snittkonsentrasjon (C) per målerunde	Snittkonsentrasjon (E) i løpet av en 8-timers arbeidsdag	Eksponeringsindeks (I _E)
1	1,15	13,98 ppm	2,01 ppm	10,1%
2	0,75	5,50 ppm	0,51 ppm	2,6%
3	1,58	1,61 ppm	0,31 ppm	1,6%
Konklusjon				En av dagene er over 10% av GV

Tabell 6: Resultat av personbårne målinger. Konsentrasjon og eksponeringsindeks for CO (i ppm) med hensyn til en 8-timers arbeidsdag og grenseverdi.

For et sett med tre målinger er eksponeringsindeksen (CO) for en av dagene over 10% av grenseverdi. Det vil si at det ikke er samsvar med målingene, og grenseverdien er ikke overholdt.

Måledata av SO ₂ fra kontrollrundene på linje 1 og 2				
Måledag	Varighet (T) i timer	Snittkonsentrasjon per målerunde (C)	Snittkonsentrasjon (E) i løpet av en 8-timers arbeidsdag	Eksponeringsindeks (I _E)
1	1,15	0,36 ppm	0,05 ppm	10,4%
2	0,75	0,15 ppm	0,01 ppm	2,8%
3	1,58	0,08 ppm	0,01 ppm	3,4%
Konklusjon				En av dagene er over 10% av GV

Tabell 7: Resultat av personbårne målinger. Konsentrasjon og eksponeringsindeks for SO₂ i forhold til en 8-timers arbeidsdag og grenseverdi.

For et sett med tre målinger er eksponeringsindeksen (SO₂) for en av dagene over 10% av grenseverdi. Det vil si at det ikke er samsvar med målingene, og grenseverdien er ikke overholdt.

6.3 Stasjonære målinger - statistisk analyse

Korrelasjon og MAE mellom IoT-måleinstrument og referanseinstrument:

Tabell 8 viser gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient og MAE fra seks ulike måleperioder mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet.

CO måleinstrument vs. referanseinstrument	Korrelasjonskoeffisient [r]	MAE [ppm]
CO-1	0,37	13,91
CO-2	0,37	9,61
CO-3	0,51	12,12
SO₂ instrument vs. referanseinstrument	Korrelasjonskoeffisient [r]	MAE [ppm]
SO ₂ -1	-0,10	0,46
SO ₂ -2	0,10	1,05
SO ₂ -3	0,27	0,18

Tabell 8: Gjennomsnittlig korrelasjonskoeffisient og MAE mellom IoT-måleinstrument og referanseinstrument.

Ifølge tabell 8 har alle tre CO-måleinstrumentene svak til moderat korrelasjon (0,37-0,51) med referanseinstrumentet, SO₂-måleinstrumentene har svak korrelasjon (-0,10-0,27) med referanseinstrumentet.

Figur 18 og tilhørende korrelasjonskoeffisient (tabell 8) viser at responsen fra IoT-måleinstrumentene i en viss grad svinger i takt med referanseinstrumentets respons, mens MAE viser at måleavviket mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet er betydelig.

Som nevnt tidligere var det liten til moderat korrelasjon mellom SO₂-måleinstrumentene og referanseinstrumentet. Det var forholdsvis lave MAE-verdier, noe som i utgangspunktet tyder på at måleavviket mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrument var lavt, men med tanke på hvor lave SO₂-verdiene var, vil for eksempel ikke MAE-verdiene for SO₂-måleinstrumentene og CO-måleinstrumentene være direkte sammenlignbare. MAE-verdiene fra SO₂-måleinstrumentene tyder på at det er måleavvik mellom SO₂-måleinstrumentene og referanseinstrumentet.

Korrelasjon mellom IoT-måleinstrumentene (SPEC-sensorene):

Korrelasjonskoeffisienten mellom IoT-måleinstrumentene ble funnet for IoT-måleinstrumentene for én måleperiode (28.04.19), samme måleperiode som vist i figur 18 og 19.

CO-måleinstrument	Korrelasjonskoeffisient [r]
1 og 2	0,16
1 og 3	0,22
2 og 3	0,60

Tabell 9: Korrelasjon mellom IoT-måleinstrumentene for CO.

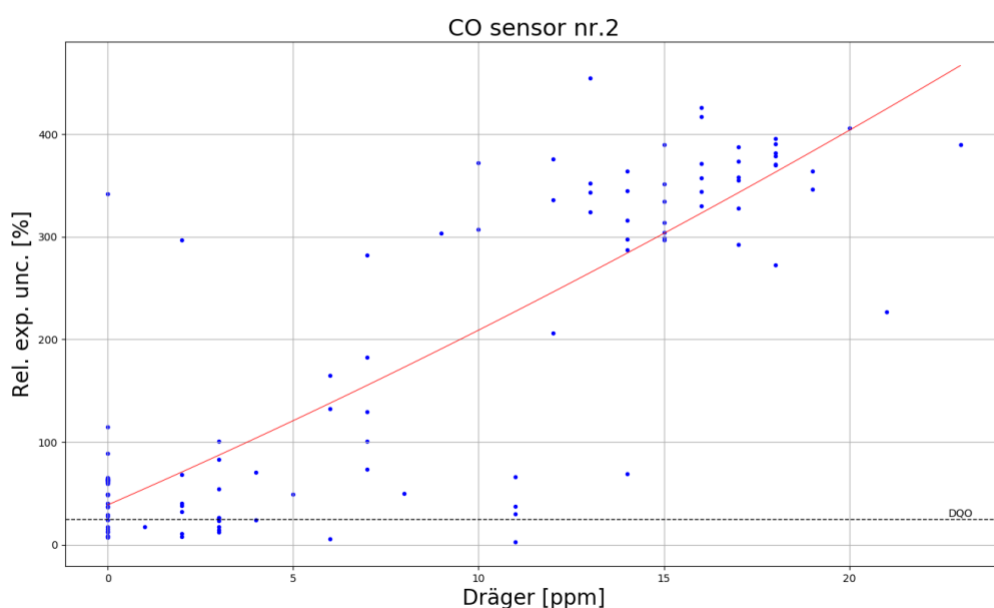
SO₂ -måleinstrument	Korrelasjonskoeffisient [r]
1 og 2	0,44
1 og 3	0,58
2 og 3	0,46

Tabell 10: Korrelasjon mellom IoT-måleinstrumentene for SO₂.

Tabell 9 og 10 viser korrelasjonen mellom IoT-måleinstrumentene.

Korrelasjonskoeffisientene viser at selv om IoT-måleinstrumentene står på samme sted og i samme miljø er det liten til moderat korrelasjon mellom måleinstrumentene. For CO -måleinstrumentene var det lavest korrelasjon mellom måleinstrument 1 og 2 (0,16), og høyest korrelasjon mellom måleinstrument 2 og 3 (0,60). For SO_2 -måleinstrumentene var det lavest korrelasjon mellom måleinstrument 1 og 2 (0,44), og høyest korrelasjon mellom 1 og 3 (0,58).

Relativ ekspandert usikkerhet (REU)



Figur 23: REU for CO -måleinstrument nummer 2.

Det er regnet ut REU for CO -måleinstrument nummer 2, målingene som er benyttet er fra en dag der IoT-måleinstrumentet sto sammen med referanseinstrumentet. REU-beregningene for IoT-måleinstrument nummer 1 og 3 er også illustrert og vedlagt i vedlegg B.

For alle IoT-måleinstrumentene var 100% av målingene over DQO (25%), og REU økte i takt med økte måleverdier fra referanseinstrumentet.

IoT-måleinstrumentene som målte SO_2 var ustabile under hele måleperioden og viste ofte negative verdier. På bakgrunn av dette ble det ikke regnet ut REU for disse IoT-måleinstrumentene.

6.4 Andre målinger

Det ble gjennomført stikkmålinger av hydrogensulfid, metan, klorgass og klorforbindelser, og dette ble ikke påvist i anlegget ved forbrenningsprosessene. Data er ikke vist.

I løpet av måleperioden gikk anlegget fra å ha lukkede spjeld til åpne spjeld, og da ble det oppdaget forbedring av luftkvaliteten på målelokasjonene, spesielt ved slaggutmaterne. Forskjellen ble først fanget opp ved hjelp av IoT-måleinstrumentene, siden de viser måledata i sanntid. Tabellen nedenfor viser måledata fra referanseinstrumentet, fra en tilfeldig dag både før og etter at spjeldene ble åpnet. Måletidspunktene er omtrent på samme tid av døgnet. Se vedlegg C for grafisk fremstilling av resultatet.

Lokasjon	Før [ppm]	Etter [ppm]
Gangbane	8,1	6,9
Resirkuleringsvifte	4,8	3,7
Slaggutmater	5,2	0,02

Tabell 11: Måledata fra stasjonære målinger med referanseinstrument som viser gjennomsnittlige gasskonsentrasjoner av CO når spjeldene i anlegget er lukket (før) og når de er åpne (etter).

7 Diskusjon

7.1 Referanseinstrument vs. IoT-måleinstrument

I dette delkapitlet diskuteres resultatene av en kort statistisk analyse og usikkerhetsnivået til IoT-måleinstrumentene sammenlignet med referanseinstrumentet. Deretter vil kryssensitivitet, kalibrering og svakhetene i gjennomførelse bli diskutert.

Korrelasjon og MAE

Tabell 8 viser gjennomsnittlig korrelasjonsfaktor og MAE for IoT-måleinstrumentene. Det var større korrelasjon mellom CO -måleinstrumentene og referanseinstrumentet, enn SO_2 -måleinstrumentene og referanseinstrumentet. SO_2 -måleinstrumentenes korrelasjon med referanseinstrumentet var også i noen tilfeller negativ, det vil si at det var en veldig svak innersammenheng (SO_2-1) med referanseinstrumentet. De to resterende SO_2 -måleinstrumentenes korrelasjon med referanseinstrumentet var svak. MAE-verdiene var så høye som 1,05, noe som er 0,55ppm over grenseverdien for SO_2 . For SO_2 -måleinstrumentene tyder resultatene fra tabell 8 på at de er for unøyaktige til å benyttes i noen yrkeshygienisk sammenheng.

Det var lav til moderat korrelasjon mellom CO -måleinstrumentene og referanseinstrumentet ifølge tabell 8, men responsen fra CO -måleinstrumentene var ofte høyere enn referanseinstrumentet, og dette kan tyde på at SPEC-sensoren er spesielt unøyaktig ved høyere CO -nivå. MAE-verdiene viser at det var forholdsvis store avstander mellom CO -måleinstrumentenes respons og referanseinstrumentets respons. Dette er tydelig i figur 18, hvor det i et område er en betydelig forskjell mellom responsen fra CO -måleinstrumentene og referanseinstrumentet, med andre ord så øker responsforskjellen mellom CO -måleinstrumentene og referanseinstrumentet ved økt CO -nivå. Resultatene tyder på at begge typer IoT-måleinstrument foreløpig ikke presterer like godt som referanseinstrumentet.

IoT-måleinstrumentene ble plassert i likt miljø for å kunne analysere hvor lik responsen var mellom IoT-måleinstrumentene. Resultatene fra tabell 9 og 10 viser at korrelasjonen mellom IoT-måleinstrumentene var varierende. IoT-måleinstrumentene sto som nevnt ved hver sin lokasjon før de ble plassert sammen ved slaggutmateren for å vurdere korrelasjonen IoT-måleinstrumentene innad. Lokasjonene bød på ulike miljøfaktorer siden de var ved ulike steder i forbrenningsprosessen. Det kan diskuteres at det er mulig at den ulike responsen fra IoT-måleinstrumentene skyldes påvirkning fra tidligere eksponering fra miljøet de sto i. Det kan være mer støv, lavere pH eller høyere relativ fuktighet ved noen av lokasjonene sammenlignet med andre. Støvet kan ha tettet filteret, lav pH kan ha påvirket det elektriske utstyret inne i IoT-måleinstrumentet og det samme kan et fuktig miljø ha gjort. Dette er kun noen av miljøfaktorene som kan påvirke IoT-måleinstrumentenes respons.

Det er utfordrende å identifisere hva som påvirker IoT-måleinstrumentenes respons, og hvorfor den kan være så forskjellig fra referanseinstrumentets respons. Korrelasjon og MAE er nødvendigvis ikke de eneste parameterne et IoT-måleinstrument kan vurderes på

bakgrunn av, men det vil gi en god indikasjon på hvordan IoT-måleinstrumentene varierer sammenlignet med referanseinstrumentet og seg imellom, og hvor stort måleavviket er.

Relativ ekspandert usikkerhet (REU)

Det ble påvist høy REU for IoT-måleinstrumentet som vist i figur 23. Resultatene fra usikkerhetsanalysen viser at målingene fra IoT-måleinstrumentene ikke er i samsvar med DQO-kravet, det vil si at responsen fra IoT-måleinstrumentene ikke er pålitelig sammenlignet med referanseinstrumentet.

På omtrent samme måte som vist i korrelasjonsanalysen i tabell 9 og 10, har tidligere studier vist at ytelsen til lavkostnadssensorer fra samme produsent utplassert i felt kan variere fra sensor til sensor og mellom produsenter (53). Studien konkluderer blant annet med at usikkerhetsnivået ikke er akseptabelt for flere typer av sensorer som finnes på markedet, men bruken av IoT-måleinstrumenter kan likevel benyttes i situasjoner hvor kravet om nøyaktighet ikke er like høyt som i en forskningssammenheng eller i en regulert overvåkingssituasjon. Mange typer sensorer vil dermed kun kunne benyttes til å indikere om gassnivået er høyt eller lavt over lange tidsperioder.

Med andre ord, selv om resultatet i denne oppgaven og tidligere studier tyder på at kvaliteten til noen lavkostnadssensorer kan være generelt dårligere, betyr det ikke at IoT-måleinstrumenter ikke er til å stole på i noen situasjoner. En mulighet er å teste ut andre produsenter som har andre spesifikasjoner og er mer tilpasset til situasjon og bruk. I tillegg kan det vurderes om en viss usikkerhet er akseptabelt på grunn av fordelene ved for den nye teknologien med langtidsmålinger i sanntid. Det er behov for flere studier hvor «lavkostnadssensorer» benyttes i utfordrende miljø, for å se på hvilken nytte dette kan ha i yrkeshygienisk sammenheng.

Man kan muligens akseptere en relativt stor usikkerhet i enkelte situasjoner så lenge sensorene tydelig kan informere om eksponeringen ligger «over» eller «under» en grenseverdi, for eksempel om nivå av CO er 10 ppm eller 5 ppm med 50% usikkerhet. Dette er akseptabelt i visse situasjoner fordi målingene er, til tross for usikkerheten, under grenseverdi. Men hvis usikkerhetsnivået for eksempel er 400%, som i måleområdet over 20 ppm som vist i figur 23, er det for høyt til å kunne aksepteres. Det var en tydelig trend i CO-måleinstrumentet at differansen mellom referanseinstrument og sensor økte når CO-nivået økte. Dette gjenspeiles både i figur 16 og 18, og er som nevnt tydelig i resultatene fra REU-beregningene i figur 23.

IoT-måleinstrumentene har sensorer med en nøyaktighet oppgitt fra produsenten på 15 % (tabell 4 og 5). Selv om REU-beregningene er et mål på usikkerheten for hvert enkelt IoT-måleinstrument i et område, og ikke et mål på nøyaktighet, kan det diskuteres at hvis IoT-måleinstrumentets respons er usikker i et område, så er det også unøyaktig i det samme området. Dermed tyder REU-beregningene på at nøyaktigheten til IoT-måleinstrumentene, i et miljø de ikke er kontrollert for, er høyere enn det produsenten har oppgitt i tabell 4 og 5.

REU-beregningene har tatt for seg en måleperiode på én dag, resultatene (figur 23) sier derfor bare noe om usikkerheten i IoT-måleinstrumentet i løpet av måleintervallet. REU-beregningene kunne potensielt vist noe helt annet dersom beregningene var basert på et større datagrunnlag.

7.1.1 Krysssensitivitet

Måleinstrumentene befinner seg i utfordrende omgivelser hvor det blant annet er varierende temperatur og relativ luftfuktighet. Hva forbrenningsavfallet består av påvirker også grad av gassforekomst i anlegget, noe som varierer fra dag til dag. Dette er hovedfaktorer som kan påvirke måleresultatene.

Dersom man ser nærmere på spesifikasjonene til sensorene oppgitt fra produsentene, er det variasjoner på måleområde, oppløsning og nøyaktighet mellom Dräger XXS sensorene og SPEC-sensorene (tabell 2-5). Dette kan være en av grunnene til de store variasjonene mellom SPEC-sensorene og referanseinstrumentet. Referanseinstrumentet er mindre påvirket av krysssensitivitet enn SPEC-sensorene, og har lavere oppløsning og bedre nøyaktighet.

Responser fra SO_2 -SPEC-sensorene er utfordrende å tolke da måleverdiene ofte var negative. Spesielt sensorene ved gangpartiet (lokasjon 1) og resirkuleringsviften (lokasjon 2) hadde utfordringer med negative måleverdier. Disse områdene er generelt problemområder for arbeiderne hvor lekkasjer forekommer, korrosjon har oppstått og ventileringen er dårlig. Dette kan tyde på at sensorene reagerer på noe som påvirker måleresultatene. Årsaken er i midlertidig ukjent.

Kjente substanser som kan gjøre responsen fra SPEC-sensorene negativ er klor og ozon. En av grunnene til slitasje i anlegget kan være saltsyre som kan føre til korrosjon på rørene. Røygassen inneholder hydrogenklorid (HCl), og ved romtemperatur danner hydrogenklorid en hvit damp av saltsyre når det kommer i kontakt med vanddamp i luft (65). Det ble tatt stikkprøver for klorgass og klorgassforbindelser, men dette ble ikke påvist.

Negative måleverdier kan også skyldes «elektronisk støy» for eksempel fra et elektromagnetisk felt. Det kan skje når signalet fra sensorene er lavere enn støyen forårsaket av elektronikken. En teori er også at elektrofilteret i renseanlegget kan danne ozon-ionisert støv som forstyrrer sensorene. Støvet som elektrofilteret sorterer ut havner i sjakter som befinner seg ved resirkuleringsviften, og lekkasjer herfra kan medføre at det ioniserte støvet havner i arbeidsatmosfæren hvor IoT-måleinstrumentene var plassert ut.

En mulighet er å bytte ut sensorene med en annen type sensor som er bedre rustet for krysssensitivitet med tanke på målinger av SO_2 , eller å forbedre innkapslingen som kan bidra til å forhindre feilaktig respons fra sensoren.

Kalibrering

Miljøet sensorene befinner seg i er med på å avgjøre hvilken grad av slitasje sensorene opplever over tid, dette vil igjen avgjøre hvor ofte sensoren må omkalibreres eller når komponenter må byttes ut. Dette er noe som må bli tatt hensyn til dersom IoT-sensortechnologien skal innføres i arbeidsmiljøkartleggingen. I løpet av måleperioden skjedde det en lekkasje hvor det ble så mye forurensning i arbeidsatmosfæren at det var forbudt å jobbe i anlegget i to dager. Dette kan ha redusert levetiden til IoT-måleinstrumentene, men dette er ikke undersøkt. Filteret som beskytter SPEC-sensorene mot støv (HEPA-filter) kan ha blitt påvirket av den store påkjenningen. Behov for økt

vedlikehold og utskifting av sensorer kan derfor være nødvendig for IoT-måleinstrumentene hvis de befinner seg i et utfordrende miljø over en lengre periode.

For å motvirke for store avvik blant identiske sensorer, bør de kalibreres med jevne mellomrom. Feltkalibrering kan være en løsning som kan bidra til at måleverdiene viser korrekt nivå over tid. Feltkalibrering av målere vil innebære å gjennomføre lineær regresjon eller multilineær regresjon på måldata. Det har også vært forsøkt benyttet maskinlæring for å motvirke avvikende måldata i forhold til et referanseinstrument (66, 67). Kalibrering ved hjelp av maskinlæring vil bidra til lavere driftskostnader i motsetning til manuelt vedlikehold, gitt at maskinlæring er godt nok, i form av at det vil øke tiden det tar mellom hver gang personell fysisk må vedlikeholde IoT-måleinstrumentet. Fysisk vedlikehold og kalibrering av et stort antall IoT-måleinstrument kan føre til økte driftskostnader, noe som går imot selve begrepet «lavkostnadssensorer». Det kan dermed diskuteres om gjennomføring av målinger med standardisert utstyr vil være mer gunstig med tanke på vedlikehold og kalibrering, per dags dato, enn måling med IoT-måleinstrumenter, siden det foreløpig ikke er noen form for feltkalibrering som utføres av IoT-måleinstrumentene selv.

Det er usikkert, på grunn av manglende informasjon i SPEC Sensors sine dokumenter, om SPEC-sensorene har en referanseelektrode slik som referanseinstrumentet har som nevnt i kap 5.2.2. Hvis SPEC-sensorene ikke har referanseelektrode kan dette forklare den forhøyede responsen når referanseinstrumentet målte høyere nivå av CO .

7.1.2 Svakheter i gjennomføring av testing av IoT-måleinstrument

Litteratur om ytelsen til lavkostnadssensorer har begynt å bli tilgjengelig, men informasjon om ytelse over tid og ytelse i utfordrende miljø er som regel ikke oppgitt i produsentenes datablader (53). Det er også manglende føringer for hvordan man kan teste lavkostnadssensorer (68). Dette har ført til bruk av sammenligningsmetoder som vanligvis benyttes innenfor andre fagfelt enn yrkeshygiene. Det er også manglende litteratur om yrkeshygieniske målinger hvor IoT-sensorteknologi og fjernovervåking er benyttet, og det nærmeste man finner er studier på luftforurensingsmålinger utendørs. En av grunnene til manglende litteratur hvor IoT-sensorteknologi og fjernovervåking er benyttet i yrkeshygienisk sammenheng er fordi teknologien er relativt ung, og forskning som ser på nytten av dette er ikke publisert.

Evaluerings av lavkostnadssensorer for måling av uteluft har vært utført mot aksepterte referansemetoder for å forstå kvaliteten på sensorene (53, 67). Dräger gasslogger brukes normalt ikke som referansemåleinstrument av SO_2 og CO i uteluft, men brukes i denne sammenhengen fordi det gjøres yrkeshygieniske målinger og ikke målinger av uteluften. Dräger gasslogger benyttes ofte i yrkeshygieniske målinger. Det finnes andre referansemetoder for luftmålinger (69, 70), men disse var ikke egnet til formålet i denne oppgaven.

Batterilevetiden til referanseinstrumentet gjorde det problematisk å måle kontinuerlig over et lengre tidsrom, vanligvis varte batteriet i 8 timer. Et referanseinstrument som hadde vært direkte koblet til strøm hadde vært ideelt, det hadde da vært mulig for begge instrumenter å måle kontinuerlig over en lengre periode. Datagrunnlaget hadde da vært større, og sammenligningsgrunnlaget ville vært sterkere.

7.2 Eksponeringsvurdering

Dette delkapittelet diskuterer resultatene fra de personbårne målingene. Elementer som belyses er grad av eksponering, faktorer som kan ha påvirket målingene, og svakheter ved gjennomføring av målingene.

Måleresultatet tyder på at de ansattes eksponering for CO og SO_2 er for høy. Det anbefales derfor å gjennomføre en grundigere yrkeshygienisk undersøkelse med flere personbårne målinger for å kartlegge den totale eksponeringssituasjonen. Arbeiderne blir eksponert for CO og SO_2 , og det er andre gasser og partikler i anlegget som også bidrar til den totale eksponeringen, som igjen kan bidra til økt sannsynlighet for helseskader. Filtermasken arbeiderne benytter beskytter ikke mot CO , og som nevnt i kap 4.2.1 kan eksponering for CO over lengre tid føre til hodepine, svimmelhet, tretthet og astma, eller i mer akutte tilfeller hypoksi.

Et tiltak er å oppgradere ventilasjonsanlegget slik at forbrenningsanlegget blir bedre ventilert. God ventilasjon er vesentlig for en god arbeidsatmosfære. Tabell 11 viser forskjell på gjennomsnittlig gassnivå ved de tre ulike målelokasjonene før og etter spjeldene i anlegget ble åpnet.

Arbeidernes eksponeringssituasjon er uforutsigbar med tanke på at de i praksis kan oppholde seg flere timer inne i anlegget og at det er stor variasjon og usikkerhet når det gjelder gassforekomst i anlegget. Kontinuerlig overvåking i sanntid av arbeidsatmosfæren er derfor et gunstig tiltak for å få et heldekkende bilde av eksponeringen.

I denne oppgaven er det ikke gjort undersøkning eller kartlegging av helseeffekter på arbeiderne ved Heimdal forbrenningsanlegg. Det er likevel tydelig at arbeiderne blir utsatt for CO og SO_2 og muligens andre substanser, og sannsynligheten for helseskader er dermed tilstede. De fleste epidemiologiske studier om avfallshåndtering og forbrenningsanlegg har ikke gitt klare bevis for en negativ helseeffekt assosiert med forbrenningsanlegg. Dette kan skyldes begrensninger i de epidemiologiske studiene, og forbedret teknologi og organisering av avfallshåndteringsaktiviteter (37). De epidemiologiske begrensningene er at det er lite data på direkte eksponering og at konfunderende faktorer ikke har blitt tilstrekkelig håndtert. Eksponeringsdata er som regel blitt hentet fra omkringliggende befolkning, og det er ingen som har målt eksponering direkte (personbårne prøver) på arbeidere ved forbrenningsanlegg (71). I tillegg til dette er det mangel på studier om nye generasjoner av forbrenningsanlegg som brukes i dag. Det er derimot bevist (kapittel 4) uavhengig av arbeidssituasjon at CO og SO_2 har helseskadelige effekter. Det hadde derfor vært ønskelig å gjennomføre en undersøkelse av dette, men det ble ikke gjort på grunn av tidsbegrensninger.

7.2.1 Faktorer som kan ha påvirket resultatet av de personbårne målingene.

Det ble gjort tre personbårne målinger, og det er stor variasjon i måleresultatene for de ulike måledagene. Måledataene er representative for de dagene det er målt, men det kan diskuteres hvor generaliserbar de er med tanke på grad av eksponering arbeiderne blir utsatt for. De personbårne måleresultatene tyder på at eksponeringsnivå over 8 timer kan overskride 10% av grenseverdi for både CO og SO_2 . I henhold til NS-EN 689 skal det gjøres flere målinger før man kan konkludere med at eksponeringen er akseptabel.

En viktig faktor som kan ha påvirket måleresultatene er ventilasjonen. Like før de personbårne målingene ble gjennomført endret Statkraft Varme AS rutiner fra vintertid til sommertid på anlegget, dette innebar at alle spjeld ble åpnet. Resultatet fra de personbårne målingene viser kun øyeblikksbildet av eksponeringen, men de stasjonære måledataene fra referanseinstrumentet viser en reduksjon av gasseksponering etter at spjeldene ble åpnet sammenlignet med da de var lukket (tabell 11). Det betyr at resultatet fra de personbårne målingene ikke er gjeldende når arbeiderne opererer om vinteren og at eksponeringen for gass antas å være høyere på den tiden av året.

Trenden fra de personbårne målingene viser at arbeiderne blir utsatt for korte perioder med høy eksponering. Både CO - og SO_2 -måledataene har toppverdier på omtrent samme tidspunkt, det vil si at der det er høy forekomst av CO er det også høy forekomst av SO_2 . En grunn til dette kan være ventilasjonen, som er generelt en av utfordringene på anlegget da luftgjennomstrømningen er dårlig på visse områder, uavhengig om spjeldene er åpne eller lukket. Dette øker sannsynligheten for at konsentrasjon av gass samler seg opp på enkelte områder.

En annen grunn til de høye toppverdiene kan være at enkelte av arbeidsoppgavene gjør at de ansatte blir eksponert. Kontrollrundene kan innebære uforutsette problemer og hindringer som tvinger arbeiderne til å åpne opp kjelen eller andre luker hvor høy eksponering er sannsynlig. Dette kan også være årsaken til de høye verdiene på måledag 1. Noen ganger kan for eksempel slaggutmateren tette seg på grunn av større brensel som kiler seg fast, da må arbeideren åpne en luke og slå løs det som forårsaker blokkeringen. Dette gir høy korttidseksponering og øker sannsynligheten for lekkasje av gass ut i arbeidsatmosfæren. Hva som var årsaken til de høye verdiene på måledag 1 er usikkert. I praksis er inntrykket at det oppstår regelmessig problemer i anlegget som arbeiderne må håndtere, og at det derfor ikke kan utelukkes at slike høye verdier kan forekomme flere ganger og over lengre tid.

Ved tilfeller hvor arbeidere blir utsatt for høye konsentrasjoner av gass i en kort tidsperiode (maks 15 min) skal man ta hensyn til korttidsverdiene. CO og SO_2 har korttidsverdier på respektive 100 ppm og 1 ppm. Det var tilfeller hvor konsentrasjonen var høyere enn korttidsverdiene, men eksponeringen varte ikke over 15 minutter. Selv om målingene ikke overskrider korttidsverdiene, betyr det ikke at dette ikke er problematisk. Arbeiderne møter jevnlig utfordringer i anlegget under kontrollrundene, som kan ta lengre tid å løse enn normalt.

7.2.2 Svakheter i gjennomføring av personbårne målinger

På grunn av begrenset tid og hovedfokus på testing av IoT-sensorteknologi ble det ikke gjennomført flere personbårne målinger. For å få et mer dekkende bilde av eksponeringssituasjonen burde det blitt gjort flere personbårne målinger. En annen svakhet ved utførelsen er mangelen på informasjon om aktivitetene på kontrollrundene da målingene ble utført. Arbeiderne følger en prosedyre med gitte punkter når de går kontrollrunder, men i etterkant ser man at arbeiderne utfører sjekklisten i ulik rekkefølge. I praksis kan også kontrollrundene vare lengre enn 1 time dersom det oppstår problemer i anlegget. Dette ble ikke fanget opp under måleperioden.

7.3 Fordeler og ulemper med IoT-sensorteknologi

Selve IoT-sensorteknologien ved bruk av LoRaWAN fungerte som den skulle gjennom hele arbeidsperioden (ca. 5 mnd). Batterikapasiteten til IoT-måleinstrumentene var tilstrekkelig for hele perioden og IoT-måledataen er blitt lest av på en webside i sanntid. Teknologien opplevdes som enkel å bruke og gjorde målinger av helseskadelige gasser effektiv og oversiktlig i motsetning til referanseinstrumentet. Referanseinstrumentet har en batterikapasitet på rundt 7-10 timer og data måtte nedlastes til et dataprogram noe som gjorde måleprosessen tungvint og tidkrevende.

Det var en enkelthendelse da kontakten mellom IoT-måleinstrumentene og LoRaWAN ble brutt. Årsaken til dette er ukjent, men problemet ble lett løst ved å slå av og på gatewayen. En ulempe med teknologien er at den ikke kan brukes på plasser hvor det ikke er dekning for radiobølger. Det satte begrensninger for hvor vi kunne gjennomføre målinger i anlegget. En mulig fremtidig løsning på dette er å bytte ut LoRaWAN med NB-IoT (72). NB-IoT kan sende data via 4G-nettverket og teknologien behøver derfor ikke en gateway. En annen utfordring med implementering av IoT-sensorteknologien er å oppnå stabilt signal mellom IoT-måleinstrument og gateway. Det var tilfeller hvor gateway og/eller bakendesystemet ikke mottok data på 30 minutter. Dette påvirket den statistiske evalueringen av utstyret med tanke på at det da vil være manglende data på gassnivået i noen tidsrom. Det er mulig NB-IoT kan bidra til å forbedre stabiliteten til kommunikasjonen mellom IoT-måleinstrument og mottaker av data.

IoT-måleinstrumentene sender data kun hvert sjette minutt, og som nevnt tidligere så hender det at gateway og/eller bakendesystemet ikke mottar data på over 30 minutter. Dette betyr at i skrivende stund er IoT-teknologien som studeres ikke gunstig å benytte i situasjoner hvor kort responstid er viktig.

Generelt sett har IoT-teknologien et stort potensial til å gjøre overvåking av arbeidsatmosfæren lettere og mer effektiv. Den kan gjøre et større omfang av yrkeshygieniske målinger billigere, tryggere og det vil over tid kunne gi et stort datagrunnlag. Det kan for eksempel bli mulig å lage risikokart, såkalte «heat-map», over eksponeringen i flere områder av anlegget. Det kan åpne muligheten for å innføre personbårne sensorer for å måle eksponeringen for hver enkelt arbeider i sanntid. Denne informasjonen kan gjøres tilgjengelig for arbeiderne selv eller på en skjerm i et kontrollrom.

8 Konklusjon

IoT-måleinstrument

IoT-teknologi med bruk av LoRaWAN, for fjernovervåking av arbeidsatmosfæren, er testet ut med bruk av SPEC-sensorer og sammenlignet med Dräger gasslogger (referanseinstrument). Teknologien er testet ut på Heimdal avfallforbrenningsanlegg som forbrenner restavfall til å produsere fjernvarme.

IoT-sensorteknologien var enkel å bruke og gjorde målinger av CO og SO_2 over lengre tid, effektiv og oversiktlig sammenlignet med referanseinstrumentet. De fremste begrensningene referanseinstrumentet har sammenlignet med IoT-sensorteknologien er at referanseinstrumentet har en batterilevetid på omtrent 7-10 timer og data må hentes ut manuelt. Begrensningene bidro til en mer tungvint og tidkrevende måleprosess.

Sett bort i fra selve IoT-teknologien, var det utfordringer med nøyaktigheten til SPEC-sensorene. IoT-måleinstrumentene ble testet i et utfordrende miljø hvor det var varierende temperatur, og relativ luftfuktighet, og forekomsten av gassdannelser var uforutsigbar og ofte ukjent. Responsen fra SO_2 -måleinstrumentene var ikke mulig å tolke da måleverdiene ofte var negative. CO -måleinstrumentene var mer stabile, men det var lav til moderat korrelasjon mellom CO -måleinstrumentene og referanseinstrumentet. I tillegg er REU ikke i samsvar med DQO-kravet for IoT-måleinstrumentene, det vil si at usikkerheten er for høy. MAE-verdiene viser at det var måleavvik mellom IoT-måleinstrumentene og referanseinstrumentet. Det anbefales derfor å teste ut andre typer sensorer eller produsenter for å oppnå mer nøyaktige og presise målinger.

Oppsummert, har IoT-sensorteknologien ved bruk av LoRaWAN et stort potensial til å gjøre overvåking av arbeidsatmosfæren lettere og mer effektiv. Den kan gjøre yrkeshygieniske målinger billigere, tryggere og det vil over tid kunne gi et stort datagrunnlag. Teknologien er kommet for å bli, og gyldigheten av konseptet med å lagre og gjøre tilgjengelig store mengder sensordata via internett vil kunne videreutvikles. Sensorer som måler gass i arbeidsatmosfæren må likevel respondere korrekt for at data skal leses og viderebehandles på en trygg måte. På Heimdal forbrenningsanlegg er forholdene svært utfordrende for gassensorer, spesielt med hensyn til tilstedeværelse av kryssensitive gasser. Sensorer som velges med en IoT-teknologi må derfor tåle spesielt utfordrende miljø med tanke på tilstedeværelse av andre gasser enn målegassen.

Eksponeringsvurdering

I tillegg til testing av IoT-måleinstrumenter ble det gjennomført en eksponeringsvurdering for arbeiderne på avfallsforbrenningsanlegget. Det ble gjennomført tre personbårne målinger når arbeiderne utførte kontrollrunde på anlegget.

De personbårne målingene viser at arbeiderne blir utsatt for korte perioder med høy eksponering for SO_2 og CO , men målingene overskrider ikke korttidsverdiene for de respektive gassene (1 og 100 ppm). Både CO - og SO_2 -måledataene har toppverdier på omtrent samme tidspunkt, det vil si at hvor det er høy forekomst av CO er det også høy forekomst av SO_2 . Selv om målingene ikke overskrider korttidsverdiene, betyr det ikke at

det er problematisk. Arbeiderne møter jevnlig utfordringer i anlegget under kontrollrundene, som kan ta lengre tid å løse enn normalt (1 time).

Sett i forhold til grenseverdiene viser de personbårne måleresultatene at eksponeringsnivå over 8 timer kan overskride 10% av grenseverdi for både CO og SO_2 . I henhold til NS-EN 689 skal det gjøres flere målinger før man kan konkludere med at eksponeringen er akseptabel. Det anbefales derfor å gjennomføre en grundigere yrkeshygienisk undersøkelse med flere personbårne målinger for å kartlegge den totale eksponeringssituasjonen.

Arbeiderne blir eksponert for CO og SO_2 , og det er andre gasser og partikler i anlegget som også bidrar til den totale eksponeringen, som igjen kan bidra til økt sannsynlighet for helseskader. Arbeidernes eksponeringssituasjon er uforutsigbar med tanke på at de i praksis kan oppholde seg flere timer inne i anlegget, i tillegg til at det er stor variasjon og usikkerhet rundt gassforekomst i anlegget. Det antas også at eksponering for helsefarlige gasser er større om vinteren enn sommertid, da de personbårne målingene ble gjennomført på sommertid når alle spjeld var åpne.

Et tiltak er å oppgradere anlegget slik at alle lekkasjer og innkapslinger blir tette. Et annet tiltak er å oppgradere ventilasjonsanlegget slik at forbrenningsanlegget blir bedre ventilert. God ventilasjon er vesentlig for en god arbeidsatmosfære. Kontinuerlig overvåking i sanntid av arbeidsatmosfæren, ved bruk av IoT-måleinstrument, kan være et mulig tiltak i fremtiden for å få et heldekkende bilde av eksponeringen.

8.1 Videre arbeid

Videre arbeid kan være å videreutvikle IoT-teknologien og forbedre utstyret som benyttes i IoT-måleinstrumentene:

- Testing av andre sensorer og produsenter for å forbedre målenøyaktigheten.
- Kalibrering i lab mot et referanseinstrument.
- Teste ut NB-IoT.

Forslag til videre arbeid relatert til gasseksponering og helseeffekter er:

- Eksponeringsmålinger av arbeidere ved Heimdal forbrenningsanlegg.
- Gjennomføre eksponerings- og helseeffektstudier av arbeidstakere ved Heimdal forbrenningsanlegg og eventuelt andre avfallsforbrenningsanlegg.

Referanser

1. LOOP. Også restavfallet kommer til nytte. LOOP: LOOP; uå. [updated uå.; cited 2019 17. januar]. Available from: <https://loop.no/faktaartikler-posts/ogsa-restavfallet-kommer-til-nytte/>.
2. SNL. forbrenningsanlegg. Store norske leksikon: Stiftelsen for Kildesortering og Gjenvinning; 2018 [updated 09. juli; cited 2019 17. januar]. Available from: <https://snl.no/forbrenningsanlegg>
3. Miljødirektoratet. Avfallsforbrenning med energiutnyttelse. Miljostatus.no.2017 [cited 2019 17. januar]. Available from: <http://www.miljostatus.no/tema/avfall/avfall-og-gjenvinning/avfallsforbrenning/>
4. Miljødirektoratet. Stor økning i avfallsforbrenning. miljødirektoratet.no.2013 [cited 2019 5. februar]. Available from: http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2013/Februar_2013/Stor_okning_i_avfallsforbrenning/.
5. SSB. Avfallsregnskap 2018 [Available from: <https://www.ssb.no/avfregno/>.
6. Blahuskova V, Vlcek J, Jancar D. Study connective capabilities of solid residues from the waste incineration. Journal of Environmental Management 2018;231:1048-55.
7. Allsopp M, Costner P, Johnston P. Incineration and human health. Greenpeace Research Laboratories; 2001.
8. Rowat SC. Incinerator toxic emissions: a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. Medical Hypotheses. 1999;52(5):389-96.
9. Miljømagasinet. Avfallsforbrenning dreper. 2006.
10. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften), (2004).
11. Haraldsen H, Pedersen B. Forbrenning - kjemi. Store norske leksikon.2018 [cited 2019 30. januar]. Available from: https://snl.no/forbrenning_-_kjemi.
12. Statkraft. Trondheim Statkraftvarme.no.uå. [Available from: <https://www.statkraftvarme.no/om-statkraftvarme/vare-anlegg/norge/trondheim/>
13. Statkraft. Mottak av avfall. statkraftvarme.no.uå. [Available from: <https://www.statkraftvarme.no/produkter-og-tjenester/Brensel/Avfall/>
14. Statkraft. Leveringsbetingelser for avfall levert til Heimdal varmesentral. Statkraftvarme.no; 2017.
15. AS SV. Varme i over 100 år statkraftvarme.no.uå. [cited 2019 19. februar]. Available from: <https://www.statkraftvarme.no/om-statkraftvarme/Historie/>
16. Q Z, Y S-C, Russell A, Boyle J. Flue Gas NOX Reduction Using Ammonia Radical Injection. Journal of the Air & Waste Management Association. 1992;42:1193-7.
17. Sharma AK, Prasad DSN, Acharya S, Sharma R. Utility and Application of FGD System (Flue Gas Desulphurization) in Chemical and Environmental Engineering. International Journal of Chemical Engineering and Applications. 2012;3(2).
18. Ravi K. Srivastava, Wojciech Jozewicz, Singer C. SO2 Scrubbing Technologies: A Review. Environmental progress & sustainable energy. 2001;20(4).
19. Safety S. SR 299-2 KOMBINASJONSFILTER ABEK1-HG-P3 R <https://www.srsafety.com/no/?locale=no> [cited 2019 30. mai]. Available from: <https://www.srsafety.com/no/products/filter-2440/sr-299-2-kombinasjonsfilter-abek1-hg-p3-r-h02-6512.html>.
20. Arbeidstilsynet. Grunnlag for fastsettelse av grenseverdi. Grunnlagsdokument for karbonmonoksid (CO). 2018.
21. Arbeidstilsynet. Grunnlag for fastsettelse av grenseverdi. Grunnlagsdokument for svoveldioksid (SO2). 2018.
22. Arbeidstilsynet. Grunnlag for fastsettelse av grenseverdi. Grunnlagsdokument for nitrogenmonoksid (NO). 2018.

23. Arbeidstilsynet. Grunnlag for fastsettelse av grenseverdi. Grunnlagsdokument for nitrogendioksid (NO₂). 2018.
24. Arbeidstilsynet. Forskrift om tiltaksverdier og grenseverdier for fysiske og kjemiske faktorer i arbeidsmiljøet samt smitterisikogrupper for biologiske faktorer. 2019.
25. Stockmann-Juvala H. 147. Carbon monoxide. The Nordic Expert Group for Criteria Documentation; Arbetsmiljöverket; 2012. Report No.: Arbete och Hälsa; Vetenskaplig skriftserie 2012;26(7).
26. Nordseth T. Hypoksi Store medisinske leksikon. [updated 21.01.2019; cited 2019 29.01.2019]. Available from: <https://sml.snl.no/hypoksi>
27. Allen TA, Root WS. Partition of carbon monoxide and oxygen between air and whole blood of rats, dogs, and men as affected by plasma pH. *Journal of Applied Physiology*. 1957;10(2):186-90.
28. Zhang H, Yu S, Shao L, He P. Estimating source strengths of HCl and SO₂ emissions in the flue gas from waste incineration. *Journal of Environmental Sciences*. 2018;75:370-7.
29. Arbeidstilsynet. Grunnlag for fastsettelse av grenseverdi. Grunnlagsdokument for svoveldioksid (SO₂). In: Arbeidstilsynet, editor. 2018.
30. Kolmodin-Hedman B, Swensson Å. Nordiska expertgruppen för gränsvärdesdokumentation: 48. Svaveldioxid.; 1984. Report No.: Arbete och Hälsa 1984:18.
31. WHO. Air Quality Guidelines for Europe. In: WHO, editor. 2000.
32. Grenquist-Norden B. Nordiska expertgruppen för gränsvärdesdokumentation : 45. Nitroösa gaser.; 1983. Report No.: Arbete och Hälsa 1983:28.
33. Ditlefsen A. Frie radikaler: ernæring. 2018 [updated 19.12.2018. Available from: https://sml.snl.no/frie_radikaler_-_ern%C3%A6ring.
34. Rovira J, Mari M, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. Environmental monitoring of metals, PCDD/Fs and PCBs as a complementary tool of biological surveillance to assess human health risks. *Chemosphere*. 2010;80(10):1183-9.
35. Nakao T, Aoazasa O, Ohta S, Miyata H. Survey of Human Exposure to PCDDs, PCDFs, and Coplanar PCBs Using Hair as an Indicator. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2005;49(1):124-30.
36. Levy FES. dioksiner Store medisinske leksikon 2018 [updated 30.07.2018; cited 2019 31.01.2019]. Available from: <https://sml.snl.no/dioksiner>.
37. Giusti L. A review of waste management practices and their impact. *Waste Management*. 2009;29(8):2227-39.
38. Uggerud E. Polysykliske aromatiske hydrokarboner 2017 [updated 11.05.17; cited 2019 09.02]. Available from: https://snl.no/polysykliske_aromatiske_hydrokarboner.
39. Database. NCFBIPC. BENZO[A]PYRENE. 2004.
40. Svendsen K. The Nordic Expert Group for Criteria Documentation of Health Risks from Chemicals and The Dutch Expert Committee on Occupational Standards : 127. Hydrogen sulphide. 2001. Report No.: 14.
41. Gregorakos L, Dimopoulos G, Liberi S, Antipas G. Hydrogen Sulfide Poisoning: Management and Complications. *The Journal of Vascular Diseases*. 1995;46(12):1123-31.
42. Blindheim U, Levy FES. Metan: Store norske leksikon; 2018 [cited 2019 09.02]. Available from: <https://snl.no/metan>
43. Rothman KJ. *Epidemiology, An Introduction*. 2 ed: Oxford University Press Inc; 2012.
44. Braut GS. Odds Ratio 2014 [updated 21.08.2014. Available from: https://snl.no/odds_ratio.
45. Porta D, Milani S, LAzzarino AI, Perucci CA, Forastiere F. Systematic review of epidemiological studies on health effects associated with management of solid waste. *Environmental Health*. 2009;8.
46. Rapiti E, Sperati A, Fano V, Dell'Orco V, Forastiere F. Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *American Journal of Industrial Medicine*. 1997;31(5):659-61.

47. Bresnitz EA, Roseman J, Becker D, Gracely E. Morbidity among municipal waste incinerator workers. *American Journal of Industrial Medicine*. 1992;22(3):363-78.
48. Hours M, Anzivino-Viricel L, Maitre A, Perdrix A, Perrodin Y, Charbotel B, et al. Morbidity among municipal waste incinerator workers: a cross-sectional study. 2003;76(6):467-72.
49. Takata T. Survey on the Health Effects of Chronic Exposure to Dioxins and Its Accumulation on Workers of a Municipal Solid Waste Incinerator, Rural Part of Osaka Prefecture, and the Results of Extended Survey Afterwards. *Industrial Health*. 2003;41(3):189-96.
50. Viel J-F, Arveux P, Bavarel J, Cahn JY. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *American Journal of Epidemiology*. 2000;152(1):13-9.
51. Viel J-F, Daniau C, Gorla S, Fabre P, de Crouy-Chanel P, Sauleau EA, et al. Risk for non Hodgkin's lymphoma in the vicinity of French municipal solid waste incinerators. *Environmental Health*. 2008;7:1.
52. Skjetne JE, Myklebust IN. Måling av helsefarlige gasser ved hjelp av IoT-sensortechnologi. Dagens status og muligheter for fremtiden. 2018.
53. Castell N, Dauge FR, Schneider P, Vogt M, Lerner U, Fishbain B, et al. Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environmental International*. 2017;99:293-302.
54. Kartlegging og vurdering av eksponering for kjemiske stoffer og biologiske forurensninger i arbeidsatmosfæren, 450, (2002).
55. Norge S. Arbeidsplassluft - Måling av eksponering for kjemiske stoffer ved innånding - Strategi for prøving av samsvar med yrkeshygieniske grenseverdier. 2018.
56. Dräger. DrägerSensor® & Portable Instruments Handbook 4th Edition [cited 2019 28. mars]. Available from: <https://www.draeger.com/Products/Content/sensors-ca-9046571-en-1806-4-pod.pdf>.
57. Dräger. Dräger X-am® 5600 [cited 2019 28. mars]. Available from: https://www.draeger.com/en_aunz/Applications/Products/Mobile-Gas-Detection/Multi-Gas-Detection-Devices/X-am-5600 - benefits
58. Castell N, Viana M, Minguillón MC, Guerreiro C, Querol X. Real-world application of new sensor technologies for air quality monitoring. ETC/ACM; 2013 November 2013.
59. EU. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and the Council of 21 May 2008 on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe. 2008.
60. Alliance L. What is the LoRaWAN™ Specification? 2019 [Available from: <https://lora-alliance.org/about-lorawan>
61. Sensors S. Digital Gas Sensor - Carbon Monoxide.2017 13.03.2019 [cited 2019 26.03.2019]. Available from: <https://www.spec-sensors.com/wp-content/uploads/2017/01/DGS-CO-968-034.pdf>.
62. Sensors S. Digital Gas Sensor - Sulfur Dioxide.2017 15.03.2019 [cited 2019 26.03.2019]. Available from: <https://www.spec-sensors.com/wp-content/uploads/2017/01/DGS-SO2-968-038.pdf>.
63. Frøslie KF. Korrelasjon: Store norske leksikon; 2018 [updated 21.03.2018; cited 2019 02.05]. Available from: <https://snl.no/korrelasjon>.
64. Group EW. Guidance to Demonstration of Equivalence of Ambient Air Monitoring Methods. 2010 Januar 2010.
65. Pedersen B. hydrogenklorid: Store norske leksikon; 2017 [updated 16. februar 2017; cited 2019 28. februar]. Available from: <https://snl.no/hydrogenklorid>
66. Spinelle L, Gerboles M, Villani MG, Aleixandre M, Bonavitacola F. Field calibration of a cluster of low-cost commercially available sensors for air quality monitoring. Part B: NO, CO and CO₂. *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2017;238:706-15.
67. Spinelle L, Gerboles M, Villani MG, Aleixandre M, Bonavitacola F. Field calibration of a cluster of low-cost available sensors for air quality monitoring. Part A: Ozone and nitrogen dioxide. *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2015;215:249-57.

68. Spinelle L, Aleixandre M, Gerboles M. Protocol of evaluation and calibration of low-cost gas sensors for the monitoring of air pollution. Publication Office of the European Union, Luxembourg; 2013.
69. NIOSH. NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), 5th Edition. K. Ashley PD, O'Connor PF, editors 2017.
70. Administration OSH. Sampling and Analytical Methods n.d [cited 2019 31.05]. Available from: <https://www.osha.gov/dts/sltc/methods/index.html>.
71. Jumpponen M, Rönkkömäki H, Pasanen P, Laitinen J. Occupational exposure to gases, polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biomass-fired power plants. Chemosphere. 2013;90(3):1289-93.
72. Telenor. IoT på 4g uå. [cited 2019 31.05]. Available from: <https://www.telenor.no/bedrift/iot/4g/>.

Vedlegg

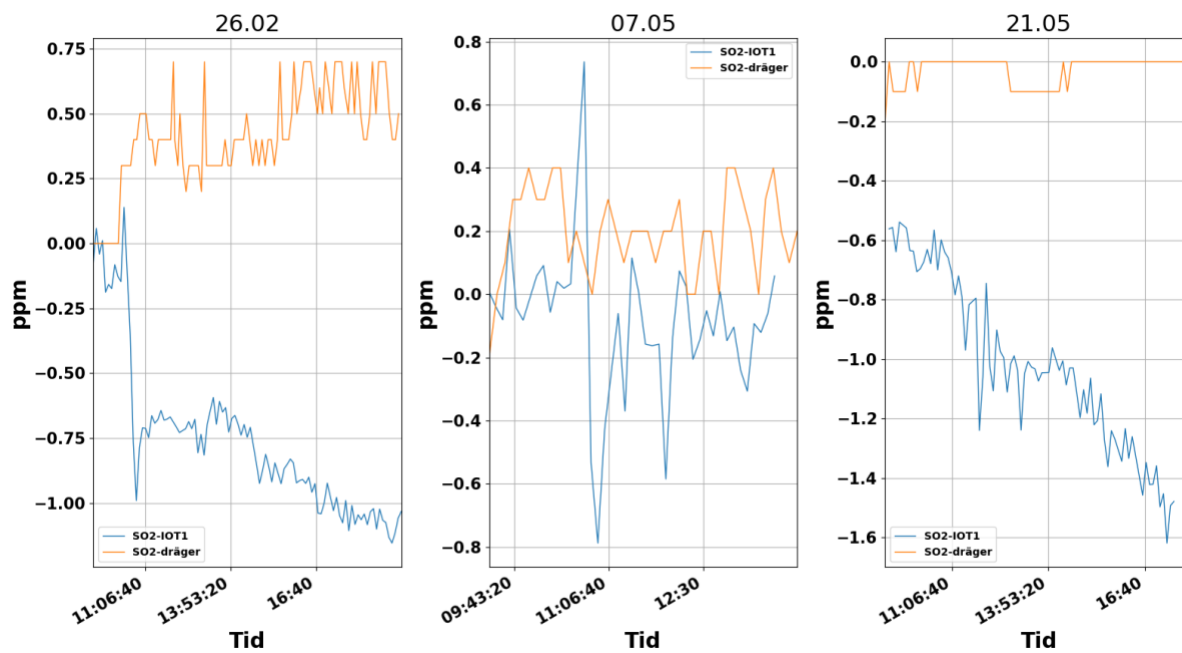
Vedlegg A: Resterende måleresultat fra de ulike målelokasjonene.

Vedlegg B: Relativ ekspandert usikkerhet for *CO* SPEC-sensor nummer 1 og 3.

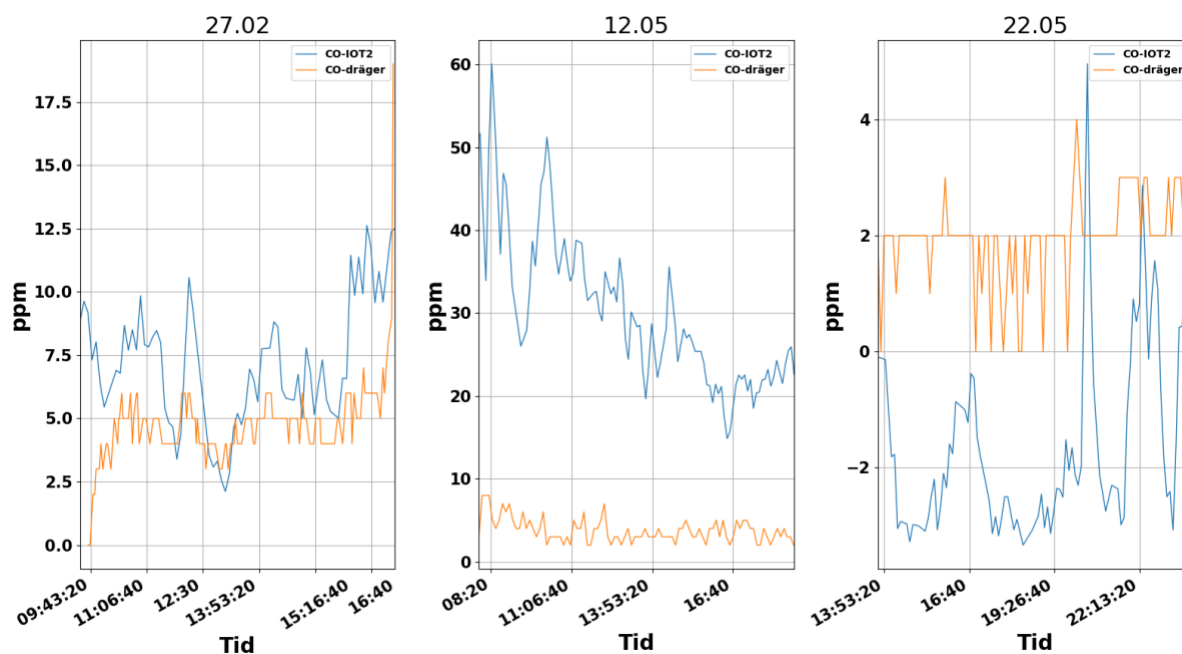
Vedlegg C: Måledata fra stasjonære målinger med referanseinstrument som viser gasskonsentrasjoner av *CO* når spjeldene i anlegget er lukket (før) og når de er åpne (etter).

Vedlegg A: Resterende måleresultat fra de ulike målelokasjonene.

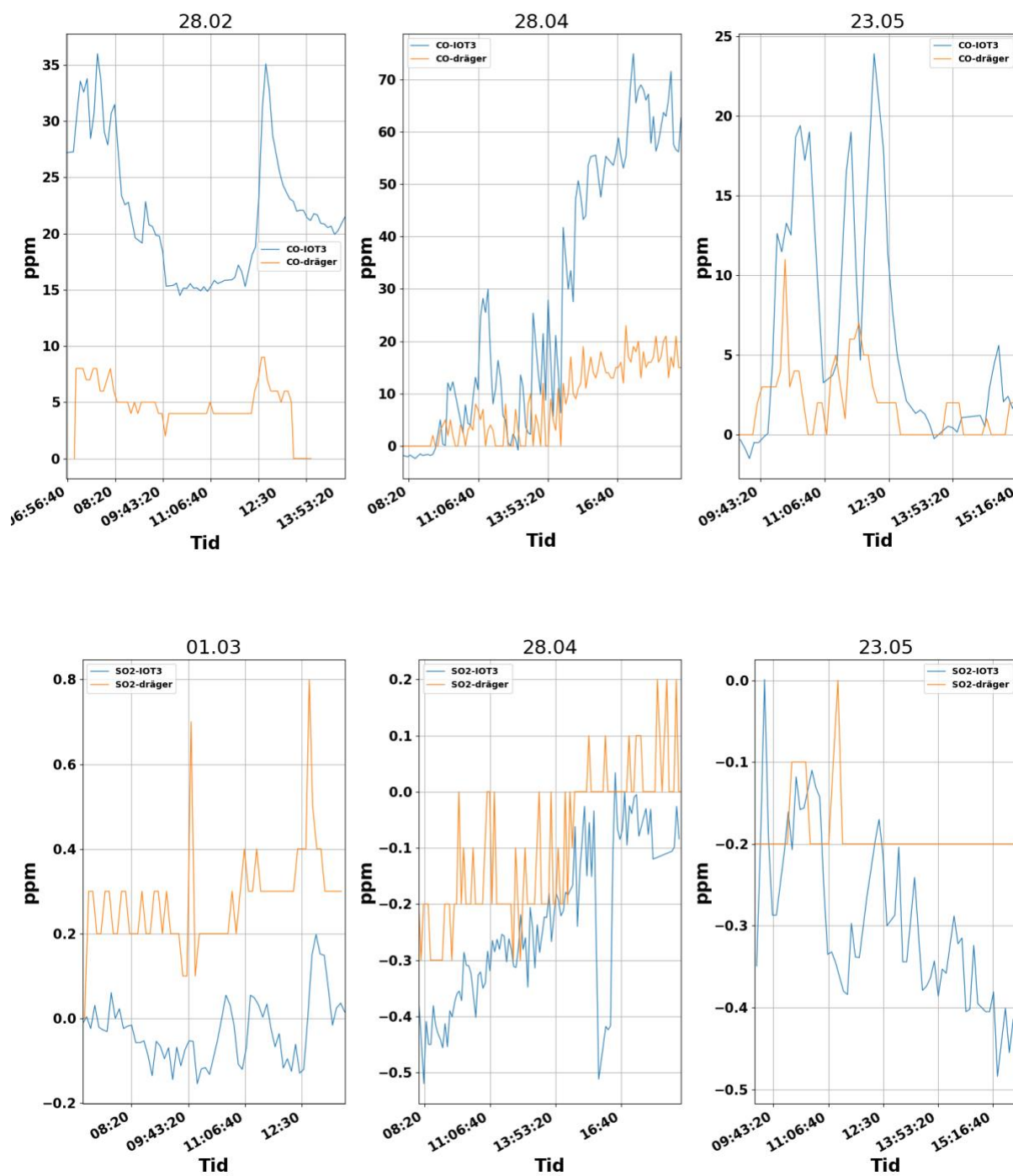
Målelokasjon 1:



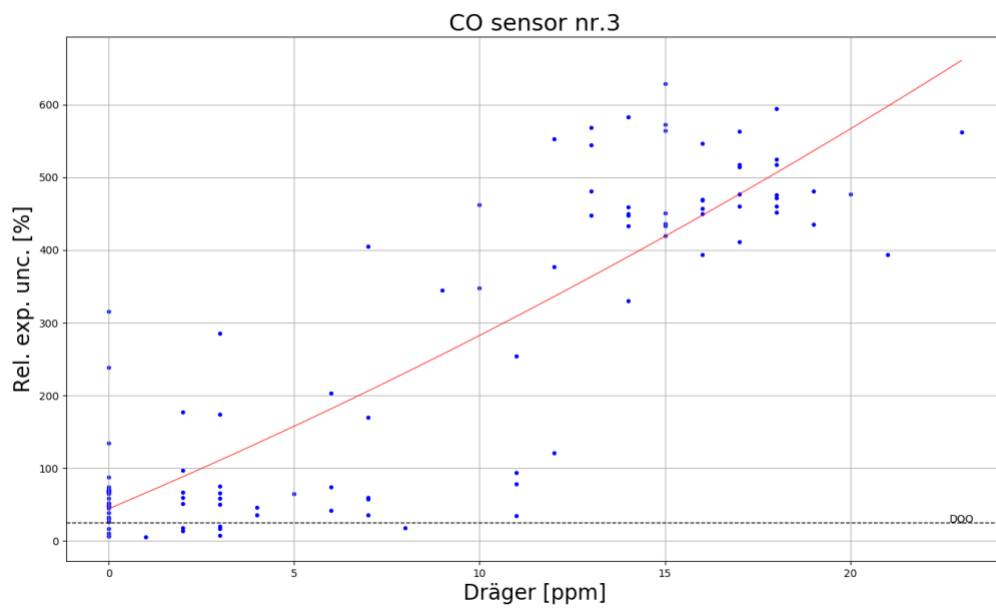
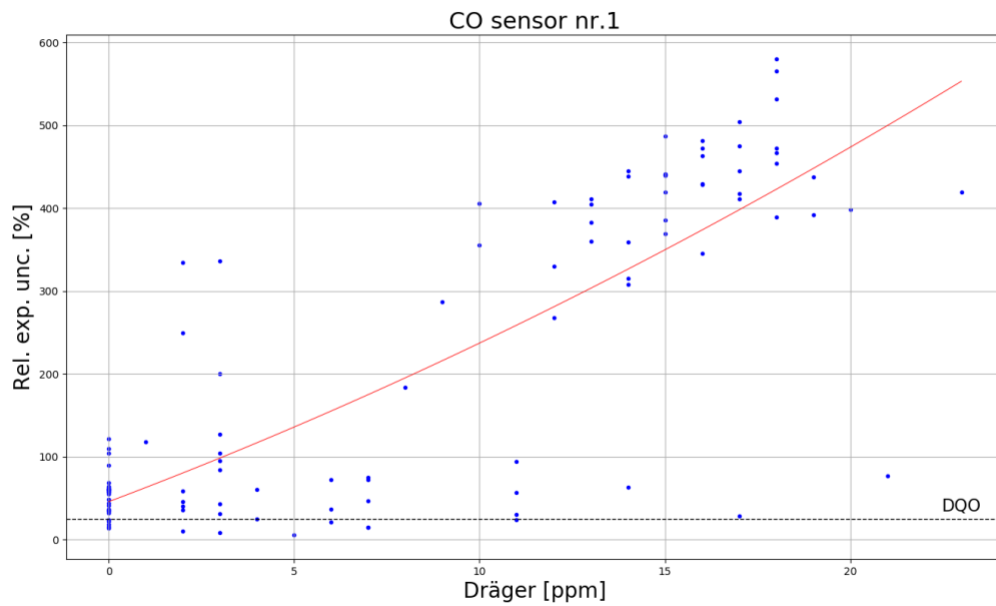
Målelokasjon 2:



Målelokasjon 3:



Vedlegg B: Relativ ekspandert usikkerhet for CO SPEC-sensor nummer 1 og 3.



Vedlegg C: Måledata fra stasjonære målinger med referanseinstrument som viser gasskonsentrasjoner av CO når spjeldene i anlegget er lukket (før) og når de er åpne (etter).

