

Validering av luftspredningsberegninger NO₂- gass fra spredningsmodellen CadnaA Option APL

Gayathiri Eelavendan

Master i realfag

Innlevert: mars 2019

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen

Medveileder: Morten Rønnevig Martinsen

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Institutt for kjemi på Norges teknisk-naturvitenskapelig universitet (NTNU) i samarbeid med Sweco Norge AS i Trondheim. Arbeidet startet i høsten 2018, og ble fullført i mars 2018. Dette markerer min avslutning på den 5-årige lektorutdanningen i realfag.

Aller først vil jeg takke min hovedveileder Øyvind Mikkelsen ved NTNU for god veiledning underveis, motivasjon og for å ha tatt seg tid til å gi tilbakemeldinger. Jeg setter virkelig pris på all den støtten og den tiden du har satt av for å hjelpe meg med å komme i mål med masteroppgaven. Videre vil jeg takke min medveileder Morten Rønnevig Martinsen for analyseringen på spredningsmodellen, og for god hjelp til å forstå modellen og svar på spørsmål knyttet til metoden og analyseresultatene. Takk til Erik Andresen fra NILU for å ha utført analyser av passive prøvetakere og for å ha vært tilgjengelig for å svare på spørsmål knyttet til metoden.

Og selvfølgelig, vil jeg takke mine venner for all den gleden og motivasjonen dere har gitt meg under studiet. Spesielt vil jeg takke Vanathi Thiagarajah for at du alltid er der for meg enten jeg har det bra eller dårlig. Takk til Hanne – Sofie Marie Scisly Søreide for korrekturlesing av oppgaven. Til slutt vil jeg takke foreldrene mine for å ha vært viktige støttespillere gjennom studiet.

Trondheim, 29.mars 2019

Gayathiri Eelavendan

Sammendrag

Sweco Norge AS har gjennomført en vurdering av lokal luftkvalitet med spredningsberegning av nitrogendioksider (NO₂) i forbindelse med en reguleringsplan i Fagertunveien, Trondheim. Til dette blir luftkvaliteten vurdert etter spredningsberegninger med spredningsmodellen CadnaA (Computer Aided Noise Abatement) Option APL (Air Pollution). I og med at spredningsberegninger er basert på matematiske modeller vil resultatene være en tilnærming til den faktiske situasjonen.

I denne masteroppgaven ble det utført validering av spredningsberegninger fra CadnaA Option APL med hovedfokus på NO₂ –gass i luften. For å validere spredningsberegningene av NO₂ i luften ble passive prøvetakere brukt til å måle NO₂. Den passive prøvetakeren inneholder et impregnert filter som akkumulerer NO₂-gassen kontinuerlig frem til metning. I forbindelsen med validering, ble det utført feltarbeid på kollektivstrekningen langs Byåsveien som skjermet Fagertunveien. I tillegg ble det utført feltarbeid på Trondheimsmarka som bakgrunnsdata for spredningen av NO₂ i luften. Feltarbeidet ble gjennomført høsten 2018 med passive prøvetakere tilsendt fra NILU (Norsk Institutt for Luftforskning). Innholdet i de passive prøvetakerne ble analysert av NILUs laboratorium og resultatene ble presentert som gjennomsnittet på konsentrasjonen av NO₂ over en viss prøvetakingsperiode.

Resultatene fra måledataene viser til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for NO₂ fra observasjoner og modellberegning, der de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene er fra CadnaA Option APL. Den høye konsentrasjon kan skyldes bakgrunnskonsentrasjonene. I tillegg viser resultatene en korrelasjon mellom konsentrasjonene og de meteorologiske faktorene.

Fra resultatene kommer det frem at CadnaA Option APL er godt egnet til å vurdere forurensningsnivåene i luften, For at spredningsmodellen skal gi nøyaktige målinger av forurensningskonsentrasjonen, er det sentralt med korrekte inngangsdata

Med bakgrunn i denne oppgaven, anbefales det å gjennomføre en ny tilsvarende validering med andre passive prøvetakere eller andre metoder. Dette kan gjøre med blant annet andre passive prøvetakere eller med aktive prøvetakere som kjemiluminescens-detektor. I tillegg anbefales å utføre feltarbeid ut over året slik at en kan undersøke konsentrasjonsnivå på ulike årstider og gi en bedre vurdering av spredningsmodellens ytelse. Til videre arbeid kan det være hensiktsmessige å benytte data for trafikkmengden for de ulike dagene i feltarbeidet.

Forkortelser og symboler

$^{\circ}\text{C}$ = grader celsius

fg = frihetsgrad

g = gram

hPa = hektoPascal

μg = mikrogram

$h\nu$ = fotonenergi (E) der h = Plancks konstant og ν = frekvens til fotonet

km = kilometer

m = meter

m^3 = kubikkmeter

ml = milliliter

mm = millimeter

APL = Air Pollutants

CadnaA = Computer Aided Noise Abatement

ID = Identifikasjon

IVL = Institutt for Vann- og Luftforurensning - forskning

NILU = Norsk Institutt for Luftforskning

PM_{10} = Particular Matter, med diameter på $10\mu\text{m}$

RSD = Relativ standardavvik NMKL

SNL = Store norske leksikon

ÅDT = Årsdøgntrafikk

Innhold

Forord	i
Sammendrag	iii
Abstract	Error! Bookmark not defined.
Forkortelser og symboler	v
Innhold	vi
Figurliste	viii
Tabelliste	ix
1.0 Introduksjon	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål	2
2.0 Teoretisk bakgrunn	3
2.1 Nitrogendioksid.....	3
2.1.1 Utslippskilder.....	4
2.1.2 Atmosfærisk kjemi	4
2.2 Meteorologiske variasjon.....	7
2.3 Nasjonale føringer for luftkvalitet.....	8
2.3.1 Retningslinjer i T-1520	9
2.4 Lokal luftkvalitet i Norge.....	10
2.5 CadnaA Option APL	11
2.5.1 Begrensninger	12
2.5.3 Usikkerhet i beregningene	14
3.0 Metode for validering	15
3.1 Passive prøvetakere.....	15
3.1.1 Valg av prøvetakere	15
3.1.2 Beskrivelse av prøvetakeren	16
3.1.3 Impregnering av filteret.....	17
3.1.4 Prinsipp	18
3.1.5 Fordeler og ulemper med passive prøvetakere.....	20
3.1.6 Konsentrasjonsberegning.....	20
3.2 Inngangsdata til CadnaA Option APL	22
3.3 Kvalitetssikring av målingene.....	25

3.3.1 Kvalitative og kvantitative bestemmelser	25
3.3.2 Kvalitetssikring av data fra passive prøvetakere	28
3.3.3 Deteksjonsgrense og konsentrasjonsgrense for passive prøvetakere.....	29
4.0 Eksperimentelt	30
4.1 Feltarbeid med passive prøvetakere	30
4.1.1 Områdebeskrivelse	30
4.1.2 Plassering av prøvetakere	33
.....	37
5.0 Resultat og diskusjon	38
5.1 Værforhold i måleperioden	38
5.1.1 Værforhold i september 2016.....	39
5.1.2 Værforhold i oktober 2018.....	40
5.2 Samling av måledata fra passive prøvetakere	41
5.2 Samling av data fra CadnaA Option APL.....	43
5.3 Analysearbeid med dataene	46
5.3 Konsentrasjonsforskjeller mellom modellberegning og empiriske data.....	48
5.3.1 Korrelasjonsanalyse mellom metodene	50
5.4 Korrelasjonsanalyse mellom metodene og meteorologiske faktorer	51
5.5 Kommentarer til data fra passive prøvetakere	55
5.6 Vurdering av passiv prøvetaker som målingsmetode	56
6.0 Konklusjon.....	57
7.0 Referanser.....	58
Vedlegg A: Værdata for september og oktober	62
Vedlegg B: Instruksjoner for prøvetaking med passive prøvetakere.....	65
Vedlegg C: Informasjon om passive prøvetakere fra NILU	67
Vedlegg D Statistikk: T-test	70
D1. T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon	71
D.2 Data til analyse av NO ₂	73
Vedlegg E: Konsentrasjoner av NO₂ i luften med passive prøvetakere fra NILU	74

Figurliste

Figur 1 Nitrogenoksidens omdannelsesmekanismer og kretsløp	6
Figur 2 Kretsløpet for NO ₂ i luften og på snø-overflaten,	6
Figur 3 Oversikt over grenseverdier for NO ₂	10
Figur 4 Årsmiddelkonsentrasjon av NO ₂ i enkelte norske byer fra 2009 til 2016.....	11
Figur 5 Skisse av den passive prøvetakeren.....	16
Figur 6 De ulike delene til en passiv prøvetaker.....	17
Figur 7 Illustrasjon av akkumuleringen av analytt på impregneringsfilteret	19
Figur 8 Illustrasjon av konsentrasjonsgradienten på den passive prøvetakeren.	22
Figur 9 Vindrose for værstasjonen på Trondheim-Voll.....	24
Figur 10 Kart over målepunktene ved Trondheim til feltarbeidet.	31
Figur 11 Kart over NO ₂ – målepunkt A og B ved Fagertunveien.	32
Figur 12 Kart over målepunkt C for NO ₂ - prøvetakere for bakgrunnsdata.....	32
Figur 13 Oversiktsbilde av plasseringen til prøvetakerne på målepunkt A og B.....	35
Figur 14 Oversiktsbildet som viser plasseringen til prøvetakerne på punkt C	36
Figur 15 Oversiktsbildet som viser montering av passive prøvetakere på lyktestolpen	37
Figur 16 Den totale nedbørsmengden, middelvind og middeltemperatur i september.. ..	39
Figur 17 Den totale nedbørsmengden, middelvind og middeltemperatur i oktober.).....	40
Figur 18 Spredningsberegninger av NO ₂ , med CadnaA Option APL for september.	44
Figur 19 Spredningsberegninger av NO ₂ med CadnaA Option APL for oktober.....	45
Figur 20 Fordelingen av NO ₂ -konsentrasjoner	49
Figur 21 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og vindhastigheten.....	50
Figur 22 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og vindhastigheten	51
Figur 23 Konsentrasjonen fra CadnaA Option APL og vindhastigheten.....	52
Figur 24 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og gjennomsnittlig temperatur	52
Figur 25 Konsentrasjonen fra og CadnaA Option APL og gjennomsnittlig temperatur.....	53
Figur 26 Konsentrasjonen fra og CadnaA Option APL og gjennomsnittlig nedbør.....	53
Figur 27 Konsentrasjonen fra og passive og gjennomsnittlig nedbør.....	54

Figurer i vedlegg er ikke tatt med i denne oversikten

Tabelliste

Tabell 1 Grenseverdier og nasjonale mål for konsentrasjon av NO ₂	8
Tabell 2 Utslippsfaktorene til CadnaA Option APL	23
Tabell 3 Bakgrunnskonsentrasjoner for CadnaA Option	23
Tabell 4 Oversikt over målepunkter der passive prøvetakere ble utplassert	34
Tabell 5 Nøkkeltall for været i september	39
Tabell 6 Nøkkeltall for været i oktober. 2018).....	40
Tabell 7 Oversikt over gjennomsnittlige temperatur, nedbør og vindhastighet til hver måleperiode.....	41
Tabell 8 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt A på Byåsveien.	41
Tabell 8 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt B på Byåsveien.....	42
Tabell 9 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt C like ved Kobberdammen.....	42
Tabell 10 Konsentrasjonsmengden av NO ₂ i blankprøve etter prøvetaking.....	42
Tabell 11 De aktuelle konsentrasjonsverdiene for NO ₂	46
Tabell 12 Sammenligning av NO ₂ (fra µg/m ³).....	47
Tabell 13 Resultater fra utførte t-test for NO ₂	48

Tabeller i vedlegg er ikke tatt med i denne oversikten

1.0 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

I 2018 hadde Sweco Norge AS i oppdrag å gjennomføre en vurdering av lokal luftkvalitet i forbindelse med en reguleringsplan for Fagertunveien 3,5 og 7 på Byåsen, Trondheim (Sweco Rapport, 2018). I plan- og bygningsloven, §22.1 står følgende: «Alle tiltak skal planlegges slik at luftkvaliteten innendørs og utendørs blir tilfredsstillende». Videre står følgende: «Miljøverndepartementets retningslinje for behandling av lokal luftkvalitet i arealplanlegging T-1520, skal legges til grunn for planlegging og tiltak etter plan- og bygningsloven §22.1». (Miljødepartementet, 2012)

Med bakgrunn i spredningsberegninger gjennomført med en matematisk spredningsmodell for nitrogendioksid (NO₂) og svevestøv (PM₁₀) har Sweco gjennomført en vurdering av luftkvaliteten i planområdet. Sweco konkluderte i sin vurdering med at planområdet forventes å få tilstrekkelig luftkvalitet og at trafikkutslippene fra Byåsveien ikke kunne påvirke planområdet ved Fagertunveien (Sweco Rapport, 2018). Til mange formål blir avanserte modellberegninger benyttet for å kartlegge luftforurensningene i omgivelsene. I og med at spredningsberegninger er basert på matematiske modeller tilpasset stedets egne data som meteorologi, terrenginformasjon, bygningsstrykturer, bakgrunnskonsentrasjoner av beregningsparametere og forurensningskilder, vil resultatene fra modellen være en tilnærming til den faktiske situasjonen. Til tross for at det eksisterer et nettverk av overvåkningsstasjoner for luftkvaliteten ved flere norske byer, er det ikke alltid disse er representative for området hvor modellberegninger utføres. Dermed er det essensielt å kunne forsikre om resultatene fra modeller representere den reelle luftsituasjonen.

1.2 Formål

Formålet med denne oppgaven er å validere Sweco sine resultater fra spredningsberegninger av NO₂ med faktiske måledata for det samme området. Sweco benytter programvaren Computer Aided Noise Abatement (CadnaA) med modulen Option Air Pollution (APL) for spredningsberegninger av NO₂. For å kunne validere resultatene fra den aktuelle spredningsmodellen, må verdiene sammenlignes med feltmålinger. Generelt finnes det få studier i Norge som har sett på validering av beregninger av luftforurensninger gjort med matematiske modeller. Denne masteroppgaven tar med dette utgangspunkt i to hypoteser. Den første hypotesen er at det ikke er en betydelig forskjell mellom resultatene fra de matematiske modellene og de passive prøvetakere. Den andre hypotesen er at resultatene fra modellene og de passive prøvetakerne avviker fra hverandre. Datasettet og resultater presentert i masteroppgaven vil videre peke på sammenhengen mellom værforhold og utslippsfaktorer samt beregningsparametere for spredningsmodellen.

2.0 Teoretisk bakgrunn

Teorikapittelet legger frem informasjon om nitrogenoksider i luften og hvilke faktorer som kan påvirke konsentrasjonen av en forurensningsgass i luften. Videre presenteres den lokale luftkvaliteten i Norge og retningslinjer i håndtering av luftkvaliteten som norske kommuner må følge. Til slutt presenteres informasjon om spredningsmodellen CadnaA Option APL og hvilke faktorer som er nødvendig til beregning av forurensningsgasser i luften.

2.1 Nitrogenoksider

Nitrogenoksider (NO_x) er en gruppe kjemiske forbindelser som er bygget opp av nitrogenatomer og oksygenatomer. Det eksisterer en rekke nitrogenoksider som kan påvirke miljøet og menneskers helse, men de viktigste er nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2). NO er i seg selv ikke helseskadelig i de konsentrasjonene det normalt forekommer, men NO_2 forbindes med helseskader hos mennesker. Utover dette er det andre komponenter som er relevant med tanke på nasjonalt mål for luftkvalitet og helseeffekt, som for eksempel svevestøv og flyktige organiske forbindelser (VOC). I denne oppgaven er fokuset på NO_2 .

NO_2 er en reaktiv, lite vannløselig gass som ofte blir brukt som indikator for en større gruppe av NO_x gasser. Levetiden for NO_2 i atmosfæren er fra noen timer til flere dager, avhengig av hvor raskt gassen omdannes til andre forbindelser i atmosfæren. NO_2 har karakterisk farge etter temperatur, hvor gassen er brunaktig ved høy temperatur og av lysere farge ved lav temperatur (Pedersen, 2017). I tillegg har gassen en stikkende lukt. I et helseperspektiv regnes luften å være forurenset og helsefarlig når konsentrasjonsmengden overstiger $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Folkehelseinstitutt, 2013). Når det gjelder global oppvarming er ikke NO_2 en klimagass i seg selv. Likevel kan NO_2 føre til dannelse av klimagassen ozon (O_3) fra flyktige organiske forbindelser og hydrokarboner i atmosfæren.

2.1.1 Utslippskilder

Konsentrasjonen av NO_2 i luften påvirkes både av naturlige og antropogene (menneskeskapte) faktorer. Naturlige kilder inkluderer blant annet vulkaner, skogbranner og bakteriell virksomhet (WHO,2016). I tillegg kan NO_2 produseres ved elektriske utladninger i atmosfæren, eksempelvis ved lynnedslag (Schumann & Huntrieser, 2007). Utslipet av NO_2 domineres av antropogene prosesser på jorda som forbrenning av fossilt brensel i olje- og gassvirksomhet, industri og transport på land og til havs. I lokal skala skyldes utslippet først og fremst fra eksos fra veitrafikk i byer og tettsteder. Utslipp fra veitrafikk bidrar til mye luftforurensning fordi de foregår på bakkenivå. Kjøretøymotorer er utstyrt med rensesystemer for avgass bestående av oksiderende katalysatorer og partikkelfiltre som fjerner skadelige partikler fra eksosen og reduserer utslippet av skadelige gasser etter forbrenning (TØI rapport 1168/2011, 2011). Disse kommer dessverre med uønskede bieffekter som medfører økt NO_2 andel i det samlede utslippet av nitrogenoksider til omtrent 60% (Grice et al., 2009). Dessuten avhenger eksosutslippet av type brensel i kjøretøyene. Dieselmotorer produserer større mengde av NO_2 enn bensinmotorer på grunn av høyere temperatur og trykk i motoren (Boulter et al., 2012). I tillegg viser det seg at partikkelfiltrene i dieslbiler har en særlig tendens til å øke andelen NO_2 i det samlede utslippene av nitrogenoksider (TØI et al., 2011). Dieslbiler kan dermed slippe ut ti til førti ganger mer NO_2 per kilometer (km) enn tilsvarende bensinbiler (Folkehelseinstitutt, 2013).

2.1.2 Atmosfærisk kjemi

I forbrenningsprosesser dannes NO_2 gjennom flere mekanismer. Det kan være ved oksidering av bundet nitrogen i brenselet eller ved oksidering av nitrogen gass (N_2) i forbrenningsluften (Boulter et al., 2012). I noen tilfeller resulterer NO_2 direkte fra forbrenningsprosessene, men det meste av utslippsmengden har opphav fra oksidasjonen av gassen NO . Dette delkapittelet skal hovedsakelig ta for seg den atmosfæriske prosessen når NO omdannes til NO_2 . Videre i oppgaven vil den totale utslippsmengden av NO og NO_2 angis som NO_x , og utslippet av de ulike NO_x komponentene uttrykkes som NO_2 - ekvivalenter (Boulter, Borken-Kleefeld & Ntziachristos,2012).

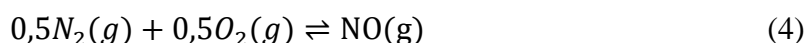
Nitrogen er ikke reaktiv ved vanlig temperatur og vil normalt ikke reagerer med andre stoffer. Ved høy temperatur blir nitrogen reaktiv slik at NO_x kan dannes.

Høy temperatur kan oppnås blant annet i forbrenningsmotorer, under forbrenning av brensel og luft, og naturlig under lynnedslag. For eksempel kan temperaturen i forbrenningskammeret i et kjøretøy kunne komme over 1700°C. Dessuten kan mengden NO øke med stigende temperatur avhengig av type forbrenningsmotor. Som det ble nevnt tidligere drives dieselmotorer med høyere temperatur og trykk enn tilsvarende bensinmotorer.

NO dannes under en radikal kjedereaksjon der energien fra sollys ($h\nu$) spalter O_2 og N_2 til frie radikaler (TØI et al., 2011).

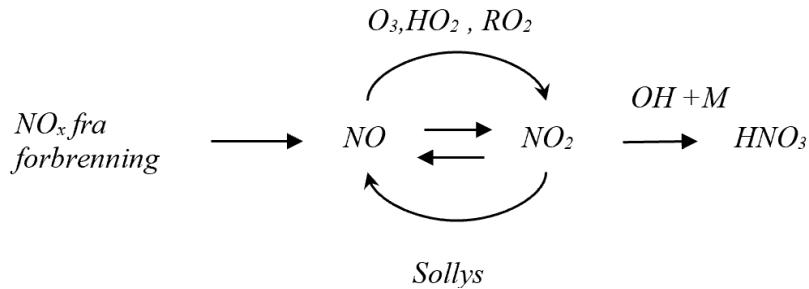


Under forbrenningsprosessen oppstår et likevektforhold mellom nitrogen, oksygen og nitrogenoksid som er avhengig av trykk og temperatur (formel 4). En rask forbrenningsprosess medfører til at det tar mindre tid å danne NO, og det blir produsert mindre NO enn ved langsommere forbrenningsprosesser.



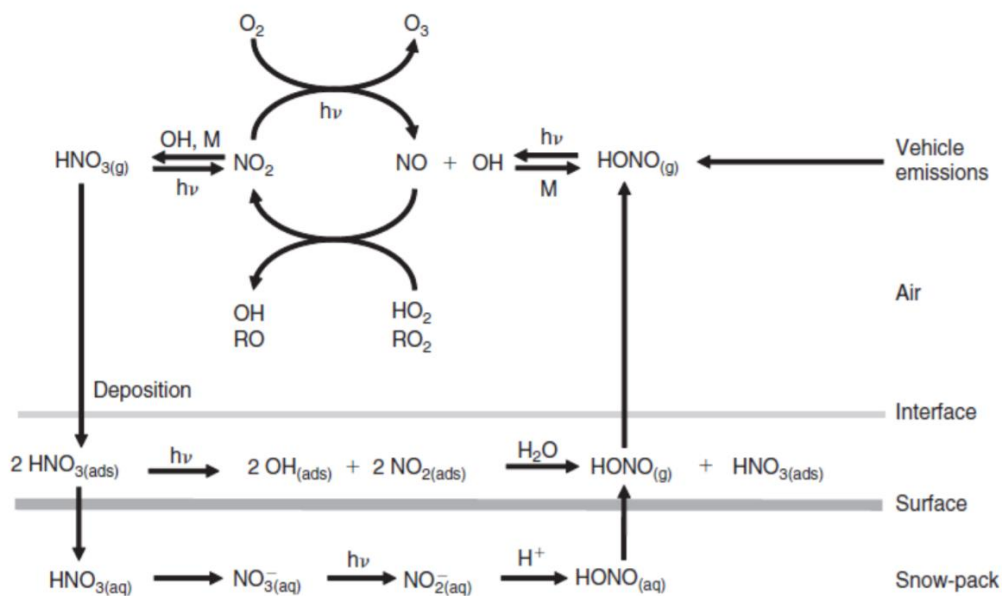
NO i luften er svært reaktiv og kan ha en kort levetid på 1-2 minutter uansett årstid før det raskt blir til NO_2 ved fotokjemisk reaksjon (Ferm, Johansson & Persson, 2008). Oftest omdannes NO til NO_2 med bakkenær ozon (O_3) tilstede ved at ozongassen reduseres til oksygen. Alternativt kan NO omdannes til NO_2 med peroksy-radikaler som hydroperoksy radikal (HO_2) og organisk peroksy radikal (RO_2), som ofte slippes ut fra kjøretøy etter rensing av avgassen i forbrenningsmotorene (TØI et al., 2011). I atmosfæren kan NO_2 spaltes tilbake til NO og atomært oksygen (O) ved fotolyse, og O_3 kan bli dannet. I Figur 1 presenteres kretsløpet til NO_x fra forbrenningsprosesser, samt forholdet mellom NO og NO_2 . Forholdet beskrives av en kjemisk likevekt som er avhengig av lysintensitet og mengde ozon/kjemiske radikaler. Sterk solintensitet medfører økt nedbrytning av NO_2 og høy andel NO i luften, mens økt konsentrasjon av ozon/radikaler resulterer i forhøyet andel NO_2 i luften. Ved eksponering for sollys kan NO_2 reagere

videre med andre komponenter i luften (M) og hydroksylgrupper (OH), som er dannet i reaksjonen mellom oksygen og vann (Atkinson, 2000). Videre kan salpetersyre (HNO_3) dannes, og NO_2 blir igjen fjernet fra atmosfæren (Crutzen, 1979)



Figur 1 Nitrogenoksidens omdannelsesmekanismer og kretsloop (TØI et al., 2011).

Selv om nitrogendioksider kan bli fjernet fra atmosfæren betyr ikke dette nødvendigvis at NO_2 ikke kan gjendannes på nytt. Snø og is kan forsterke solintensiteten slik at NO_2 tilbakeføres i luften gjennom en kjemisk reaksjon som involverer salpetersyrling (HONO) som mellomprodukt. Det kompliserte kretsloopet for gjendannelsen av nitrogendioksider er gitt ved figur 2.



Figur 2 Kretsloopet for NO_2 i luften og på snø-overflaten, hvor NO_2 spaltes og gjenskapes

En annen mulig tilførsel av nitrogendioksid er ved langtransportert luftforurensning, hvor forurensningen skyldes utenlandske kilder og transporteres via atmosfæren. Ettersom NO_2 er en reaktiv gass kan gassen omdannes til den organiske peroksyforbindelsen peroksyacetylnitrat (PAN = $\text{CH}_3\text{COOONO}_2$) som kan langtransporteres, og NO_2 gjendannes ved termisk påvirkning (Crutzen, 1979). I Norge bidrar lokale kilder som veitrafikk mer til andelen NO_2 i luften enn fra langtransporterte utslipp (Norsk Institutt for Luftforskning & Statens vegvesen, 2018).

2.2 Meteorologiske variasjon

Vær og klima (meteorologi = læren om vær og klima) spiller en viktig rolle i forhold til forurensningsgrad i luften, da det har innvirkning på spredningen, transformeringen og fjerning av forurensningsgassene (Ocak & Turalioglu, 2008). Luftforurensninger varierer sterkt med temperatur, vindforhold og luftfuktighet. Høy temperatur kan fremskynde kjemiske reaksjoner i luften og under perioder med mye nedbør kan regnet fange opp forurensningsgasser i luften. I dette tilfellet kan NO_2 reagere med vann slik at sur nedbør dannes. Fuktig luft kan bidra til dannelse av skyer som demper innstråling fra sola og reduserer den fotokjemiske reaksjonen. Mye vind kan gi en effektiv utskifting av luft, og fører til spredning og fortykning av luftforurensninger. Dersom det er lite vind og stillestående luft, gir det lite utskifting av luften og forurensningsnivået øker. I tillegg viser årstidsvariasjoner og døgnvariasjoner seg i forurensningsnivået i luften. Luftkvaliteten er ofte verre på dagtid enn om natten på grunn av høyere forurensningsaktivitet, dagslys og temperatur (Luftkvalitet i Norge, 2019). Daglig forurensningsnivå er ikke bare påvirket av de meteorologiske forhold, men også av nivået til de foregående dagene (Ocak et al., 2008).

Med tanke på luftforurensning, er de periodene med lite nedbør kombinert med lav temperatur spesielt interessante. Under kjølige perioder kan det oppstå et meteorologisk fenomen kalt temperaturinversjon. Til vanlig synker lufttemperaturen med høyden over bakken, men ved temperaturinversjon øker temperaturen med høyden i atmosfæren og den kalde luften legger seg nær bakken (Sivle, 2017).

Siden kald luft er tyngre enn varm luft, fører dette til at det kalde luftlaget blir liggende under den varmere luften. Som følge av dette reduseres den vertikale luftsirkulasjonen ved bakkenivå og utslipp fra både biltrafikk, vedfyring og andre kilder blir dermed fanget opp av det kalde luftlaget nær bakken. Under vindstille perioder med temperaturinversjon med en varighet på flere dager vil NO₂ kunne akkumuleres i byluften. Konsentrasjonen av forurensninger øker betraktelig under kalde vinterdager, hvor kaldt og tørt vintervær gir størst forurensningsbelastning og dårligere spredningsforhold. På vinteren kan reaksjonen mellom NO og O₃ oppstå fire til ti ganger raskere slik at mer NO₂ blir sluppet ut i luften (Ferm et al.,2008). Siden dagene i denne perioden har mindre dagslys, og dermed fravær av fotokjemisk reaksjon, vil også levetiden til NO₂ være lengre enn vanlig.

2.3 Nasjonale føringer for luftkvalitet

Luftforurensning kan være et helse- og miljøproblem i flere norske byer og tettsteder med mye trafikk og fører til redusert sikt og trivsel i berørte områder. Det er derfor viktig å forebygge de negative effektene gjennom god arealplanlegging. Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet har fastsatt juridisk bindende grenseverdier for konsentrasjoner av NO₂ i utendørsluft som ikke må overskrides mer enn det tillatte antall ganger over en gitt tidsperiode. Grenseverdiene er oppgitt i Tabell 1.

Tabell 1 Grenseverdier og nasjonale mål for konsentrasjon av NO₂ (Miljødirektoratet, 2016).

	Midlingstid	Grenseverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Nasjonale mål
NO ₂	år	40	40
	time	200, må ikke overskrides mer enn 18 ganger/timer per år	

Kommunene i Norge skal sørge for at grensene blir overholdt ved at aktører og virksomheter kartlegger sin forurensningsgrad i henhold til nasjonale forskrifter. Utbygging i et planområde vil også introdusere nye utslippskilder som kan ha innvirkning på den lokale luftkvaliteten. Derfor er det sentralt at aktørenes kartlegginger av effekten deres aktivitet vil ha på forurensningsnivået i planområdet legges til grunn for om utbyggingen skal godkjennes.

2.3.1 Retningslinjer i T-1520

Vurderingsarbeidet for reguleringsplanleggingen baserer seg i stor grad på Miljøverndepartementets retningslinjer i T-1520 for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (Miljødepartementet, 2012). Retningslinjene har til hensikt å gi statlige anbefalinger om hvordan lokal luftkvalitet skal håndteres i planarbeid slik at luftforurensninger forebygges. I tillegg skal retningslinjene gjøre det lettere å bestemme områder som egner seg til forskjellige typer utbygginger, slik at bebyggelse som helseinstitusjoner, skoler og boliger ikke er berørt av luftforurensninger.

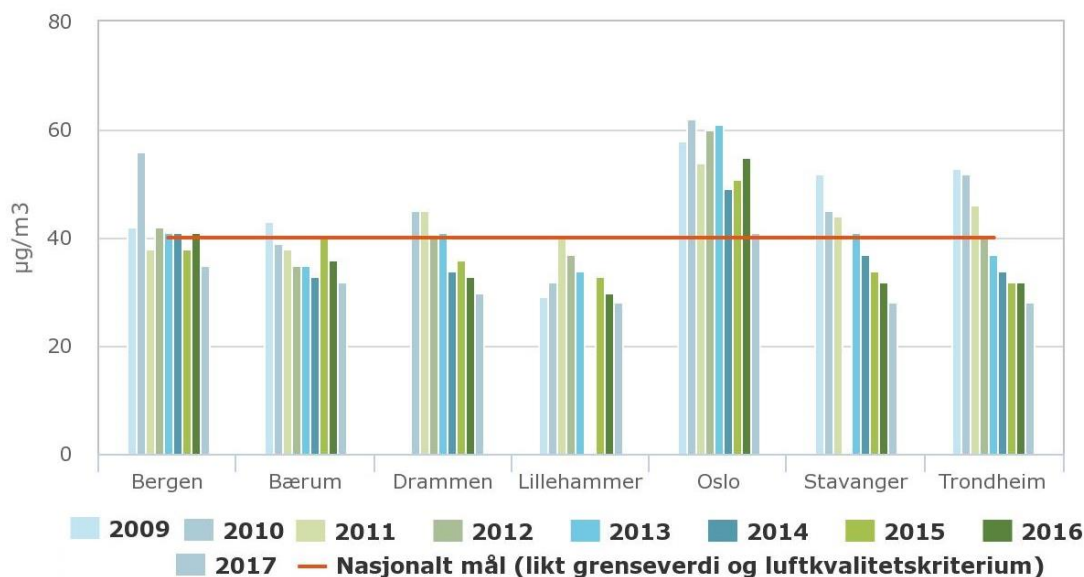
I retningslinjene er det definert grenseverdier for konsentrasjon av NO₂ i luften, hvor grensene er kartfestet i gule og røde soner som legger til rette for kartleggingen. Grensene for de ulike sonene er vist i Figur 3 hvor verdiene er definert som den nedre konsentrasjonsgrense over ett døgn. Den gule sonen angir en vurderingssone der det gjøres en nærmere vurdering av luftkvaliteten ved etablering av ny bebyggelse. Det vises ekstra varsomhet i områder som har et konsentrasjonsnivå nær den røde sonen. I den røde sonen er hovedregelen at etablering av ny bebyggelse som er sårbar for luftforurensninger bør unngås. I tillegg er denne sonen uegnet til etablering av nye virksomheter dersom det medfører betydelig økning av forurensninger. Områder med konsentrasjoner under den gule sonen kan anses som grønn sone. I denne sonen er det ingen begrensninger i forhold til arealplanlegging, med mindre utbyggingen medfører at sonen endres til gul eller rød.

Komponent	Luftforurensningszone	
	Bakgrunnskonsentrasjon er inkludert i sone sonegrensene	
	<i>Gul sone</i>	<i>Rød sone</i>
NO₂	40 µg/m ³ vintermiddel Vintermiddel defineres som perioden fra 1.nov til 30. April	40 µg/m ³ årsmiddel
Helserisiko	Personer med alvorlig luftveis- og hjertekarsykdom har økt risiko for forverring av sykdommen. Friske personer vil sannsynligvis ikke ha helseeffekter.	Personer med luftveis- og hjertekarsykdom har økt risiko for helseeffekter. Blant disse er barn med luftveislidelser og eldre med luftveis- og hjertekarlidelser mest sårbare.

Figur 3 Oversikt over grenseverdier for NO₂ og kriterier for soneinndeling ved arealplanlegging. (Miljødepartementet, 2012).

2.4 Lokal luftkvalitet i Norge

Med årsmiddelkonsentrasjon på 40 µg/m³ for rød sone har norske kommuner et ansvar for at grenseverdien overholdes. Luftkvaliteten i Norge har blitt bedre de siste ti årene og utslippstrenden er nedadgående. Det totale utslippet av NO_x i Norge lå på omtrent 166 000 tonn i 2017 (Statistisk sentralbyrå, 2018). Figur 4 viser nedgangen i årsmiddelkonsentrasjonen av NO₂ i enkelte kommuner fra år 2009 til 2017 med konsentrasjonsnivå mellom 28- 62 µg/m³. Noen kommuner har hatt en positiv utvikling for NO₂, mens andre har hatt en mer varierende utvikling. I Trondheim har det vært en gradvis nedgang i konsentrasjonsnivået av NO₂ i luften slik at nivået i dag ligger under grenseverdien, mens konsentrasjonsnivået i Oslo varierer i større grad og overskrider grenseverdiene i enkelte år. Til tross for de nasjonale tiltakene og virkemidlene, er den lokale luftkvaliteten en utfordring i flere norske kommuner. Som tidligere nevnt er reduksjonen av NO₂ - utslippet mest utfordrende for kommuner med mye trafikk og høyt antall dieslbiler. I tillegg har endringer meteorologiske forhold i Norge hatt en effekt på utslippsmengden i luften, slik at en naturlig reduksjon i NO₂-konsentrasjonen svekkes.



Figur 4 Årsmiddelkonsentrasjon av NO₂ i enkelte norske byer fra 2009 til 2016. Dataene i diagrammet er hentet fra de målestasjonene som har registrert høyest årsmiddelkonsentrasjon

2.5 CadnaA Option APL

Spredningsmodellen som ble benyttet i denne oppgaven heter CadnaA Option APL. Modellen er en utvidet versjon av den tyske programvaren CadnaA som er utviklet for å gjøre beregninger på støy og akustikk i avstand fra tilstøtende veier (Datakustik, 2007). Tilleggsmodulen APL gjør det mulig å gjennomføre beregninger av forurensningspartikler fra utslippskilder. Vurdering og predikering av lokal luftkvalitet krever samarbeid mellom ulike fagområder, slik at arbeidet med å utarbeide modeller som representerer planområdet muliggjøres. For eksempel bidrar støyvurdering til å lage støyskjermer og barrierer i riktig størrelse i samsvar med referanseverdiene. Utarbeidelse av modeller krever tid ettersom det involverer å innhente store mengder grunnlagsdata i form av terreng, bygninger og veier som skal settes sammen i en 3D-modell.

CadnaA Option APL inneholder modelleringsverktøyet Austal2000 som ligger til grunn for beregningene av NO₂ - konsentrasjonen. Austal2000 er en Lagrange partikkel spredningsmodell som beregner svevebane luftforurensende partikler basert på vindfelt, oppdrift og turbulenseffekter (Leelossy et al., 2009). I utgangspunktet er verktøyet utviklet for å utføre spredningsberegninger basert på tyske retningslinjer (Umweltbundesamt, 2005), men Sweco har tilpasset dette til norske forhold (Sweco Rapport, 2018). Videre tas det hensyn til tidsvariasjon i utslipp, vindfelt og atmosfærisk stabilitet, samt terreng og bygningers innvirkning på vindfeltet (Datakustik, 2007). Dette blir nærmere beskrevet i seksjon 3.

2.5.1 Begrensninger

Austal2000 har noen begrensninger som gjør at andre modeller er mer attraktive til spredningsberegninger under norske forhold. Modellen inneholder flere tilpasninger for norske forhold, men er kun en tilnærming til virkeligheten og vil ikke kunne erstatte opprinnelige data fra målestasjonene. En begrensning som ofte kan skape bekymring med Austal2000 er at den har problemer med å håndtere bratt terreng som er ganske vanlig i Norge (M.R. Martinsen, personlig kommunikasjon, 27.september 2018). Dette kan være alt fra fjellskjæringer langs veier, veier i kupert terreng, og boliger i åssider. Austal2000 setter en begrensning på maksimal stigning på 1:5 - forhold, det vil si at terrenget kan maksimalt stige 5 m over en avstand på 1 m horisontalt.

2.5.2 Inngangsdata

Overvåkning av forurensningen i Trondheim kommune er til vanlig utført av Miljøenheten i Trondheim kommune i et samarbeid mellom Sør-Trøndelag fylkeskommune og Statens vegvesen Region Midt. I Trondheim kommune overvåkes NO₂ ved fire målestasjoner; Elgeseter, Heimdalsmyra, Bakke Kirke og Torvet. Samtidsmålinger fra målestasjonene er tilgjengelige på nettsiden www.luftkvalitet.info. Alle fire målestasjoner befinner seg et stykke fra planområdet og anses ikke å være representative for planområdet (Sweco Rapport, 2018).

Til beregning benyttes utslippsfaktorer som er utregnet for norske forhold av Statistisk Sentralbyrå (SBB, 2015). Utslippsfaktorene er basert på gjennomsnittlig årsdøgntrafikk (ÅDT), prosentandel av lette og tunge kjøretøy, piggdekkandel og trafikkhastighet. Dette inkluderer veistøv som følge av blant annet piggdekk, vanlige dekk, og bremseklosslitasje til beregningene. I tillegg trenger spredningsmodellen meteorologiske data med timetidsserier for vindhastighet og vindretning samt stabilitetsparameteren etter Klug –Manier klassifikasjonssystem. Sistnevnte representerer en tysk standard klassifiseringsordning for atmosfærisk stabilitet på en skala fra én, veldig stabilt, til seks, veldig ustabil (Janicke Consulting, 2009). For eksempel kan det ved stabilt kalde forhold oppstå temperaturinversjoner som vil kunne medføre at luftforurensninger hopper seg opp grunnet lite utskiftning av luft nær bakken. CadnaA Option APL benytter derfor innhentede meteorologiske data for beregning av lokalt vindfelt i planområdet. Værdata er hentet fra www.eklima.no og legges inn i programvaren (M.R. Martinsen, personlig kommunikasjon, 17. januar 2019).

Et tredje sett inngangsdata for spredningsberegningene er bakgrunnskonsentrasjoner som er hentet fra det nasjonale informasjonssenteret for modellering av luftkvalitet (ModLUFT, 2018). Bakgrunnskonsentrasjoner tas i betraktning i konsentrasjonsberegninger av NO₂, da de forstås som forurensningskonsentrasjoner fra utslippskilder som ikke er inkludert i modellens utslippsoversikt. For beregninger av NO₂ tas bakgrunnskonsentrasjoner i betraktning hentet fra www.luftkvalitet.info/ModLUFT (ModLUFT, 2018). Den totale forurensningskonsentrasjonen i et område er summen av bakgrunnskonsentrasjonene og forurensningskonsentrasjonene fra spesifikke utslippskilder som veitrafikk (Sweco Rapport, 2018).

Til beregning av NO₂ benyttes utslippsfaktorer for NO_x da det ikke eksisterer egne utslippsfaktorer for NO₂ (Martinsen, 2018). Utslippsfaktorene som er brukt for NO_x for de aktuelle veistrekningene er gjengitt i senere seksjon. Det brukes en empirisk formel for fordelingen av NO og NO₂ i uteluft som tilsvarer en normalfordeling, gitt i formel (5) (VDI/DIN Prevention Volume 5). Resultatene fra Austal2000 ble presentert i form av et luftsonekart av planområdet med utgangspunkt i retningslinjer satt i T-1520 for NO_x hvor forurensningsnivåene er markert som røde og gule soner.

$$NO_2 = NO_x \times \left(\frac{103}{NO_x + 130} \right) + 0,005 \quad (5)$$

2.5.3 Usikkerhet i beregningene

Som nevnt innledningsvis er modeller forenklinger av virkeligheten. Kvaliteten på modellresultatene er avhengig av kvaliteten på inngangsdata, og som alle andre analysemetoder foreligger det risiko for feilkilder. Resultater som er hentet fra modellberegninger kan dermed inneholde usikkerheter som kan være knyttet til utslipp, bakgrunnskonsentrasjoner og meteorologi. Over tid kan NO₂ – utslippet fra kjøretøy variere fra år til år på grunn av værforhold, bilmodeller og kjøremønstre. Etersom de kjemiske prosessene i luften ikke er lineære, kan modeller gi mindre god respons på endringene i utslipp og bakgrunnskonsentrasjon (Luftkvalitet,2018). Unøyaktighet i inngangsparametere eller tilnærming til parameterne og innholdet i modellstrukturen er alle kilder til usikkerhet. Usikkerhetene fra spredningsmodellen kan oppstå blant annet fra unøyaktighet i beskrivelse av meteorologiske forhold, unøyaktighet i inngangsdata for utslipp og variasjoner i resultatene mellom observasjon og modell. Samtidig kan det eksistere en usikkerhet i måledataene dersom dataene ikke er representative for forurensingsnivået på planområdet.

3.0 Metode for validering

Dette kapitlet tar først for seg passive prøvetakere som måleteknikk for validering av spredningsberegninger av NO₂ fra CadnaA Option APL. Videre presenteres inngangsdata til spredningsmodellen CadnaA Option APL som brukes til å kunne ut regne ut NO₂ - konsentrasjonene. Til slutt presenteres metoder for validering av måleteknikk og analysearbeid av dataene fra målingene.

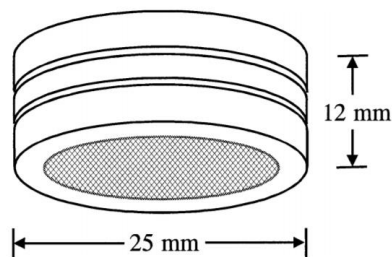
3.1 Passive prøvetakere

Dette kapitlet tar for seg teorien bak passive prøvetakere av uorganiske gasser som ble brukt til det eksperimentelle arbeidet. Passive prøvetakere er en analyseteknikk basert på laminær strømning av luft, hvor forurensningsgasser i luften absorberes på en flate med effektiv adsorbent for visse gasser (Pienaar, Beukes, Van Zyl, Lehmann, & Aherne, 2015). Formålet med slike luftmålere er å avdekke langsiktige trender i luften og kartlegge og analysere konsentrasjonsforløpet til luftforurensningene.

3.1.1 Valg av prøvetakere

Det er en rekke faktorer en må ta hensyn til med tanke på seleksjon av passive prøvetakere for utendørs målingsarbeid. Valget involverer blant annet en vurdering av metningskapasiteten, absorberingshastigheten og konsentrasjonsområdet. Noen prøvetakere har relativ diffusjonsbane og er egnet til prøvetaking av kortere varighet sammenlignet med andre prøvetakere. I tillegg inkluderer utvalget å ta hensyn til miljøfaktorer ved det aktuelle området, samt temperatur og fuktighet. Været spiller en rolle, da ulike passive prøvetakere opererer best under ulike værhold.

Til det eksperimentelle arbeidet falt valget på passive prøvetakere utviklet av Swedish Environmental Research Institute (IVL) (Ferm & Rodhe, 1997). De er kategorisert som lav-dose prøvetakere og er beskrevet som korte rør med stor diameter (typisk diameter på 20 mm og lengde på 10 mm). En skisse av den passive prøvetakeren er gitt i Figur 5. Prøvetakere av lange rør med liten diameter (typisk diameter 10 mm og lengde 50 mm) er forstått som høy-dose prøvetakere (Ferm & Svanberg, 1998).



Figur 5 Skisse av den passive prøvetakeren som ble brukt til det eksperimentelle arbeidet (Ferm & Rodhe, 1997).

3.1.2 Beskrivelse av prøvetakeren

Ferms NO₂-prøvetakere er formet som en ring av polypropylen med en diameter på 25 mm diameter og tykkelse på 12 mm. Ettersom prøvetakeren eksponeres for utendørsluft er det viktig at vinden ikke påvirker prøvetakningshastigheten ved å skape turbulent diffusjon på innsiden av måleren. Et forfilter av metall er dermed festet på forsiden av ringen for å beskytte mot turbulent diffusjon og forsikre at transporten av NO₂ foregår ved molekylær diffusjon. I tillegg sørger forfilteret for at det unngås påvirkning fra aerosoler i luften. Forfilteret består av teflon (PTFE) som er belaget med et stålnett som beskytter filteret mot mekaniske skader. NO₂ som blir fanget opp av prøvetakeren blir absorbert av kjemiske reaksjoner på et impregnert filter. Filteret er av Whatman 40 papirfilter med 24 mm i diameter.

Whatman-papirene er hydrofile og lar seg lett impregnere med vannløselige adsorpsjonsmidler (Ferm,1991). Impregneringsfilteret er plassert under forfilteret for å unngå kontaminering og direkte kontakt med luftmassen. De ulike delene i prøvetakeren er presentert i Figur 6.



Figur 6 De ulike delene til en passiv prøvetaker. Det hvite papiret er det impregnerte filteret som skal ligge inni den grå holderen. Det grå filteret er teflonfilteret med stålnett som legges på den grå holderen. Den røde ringen fester det grå filteret til selve holderen. Bildet ble mottatt fra Norsk Institutt for Luftforskning (NILU).

3.1.3 Impregnering av filteret

Uorganiske gasser blir absorbert ved kjemiske reaksjoner på filteroverflaten som er impregnert med en løsning som er spesifikk for den aktuelle gassen. For passive prøvetakere er det viktig å ha en reagens som absorberer gasser og raskt omdanner gassene til andre stabile ioner uten at de interagerer med andre forurensningskomponenter. Dessuten er det essensielt å ha et impregneringsmiddel som beholder den aktuelle analysegassen fanget i prøvetakeren under eksponeringsperioden. I dette tilfellet ble det benyttet en basisk impregneringsblanding av natronlut (NaOH) og natriumjodid (NaI). Jod-ioner (I^-) fungerer som en katalysator i reduksjon av NO_2 slik at gassmolekylet raskt transformeres til anioner som nitrat (NO_3^-) eller nitritt (NO_2^-) (Tang, 2001). Kaliumjodid (KI) har vært aktuelt tidlig på 1990-tallet som impregneringsmiddel for NO_2 , men den kaliumholdige blandingen var helseskadelig og ble derfor erstattet av NaOH og NaI (Ferm & Svanberg, 1998).

3.1.4 Prinsipp

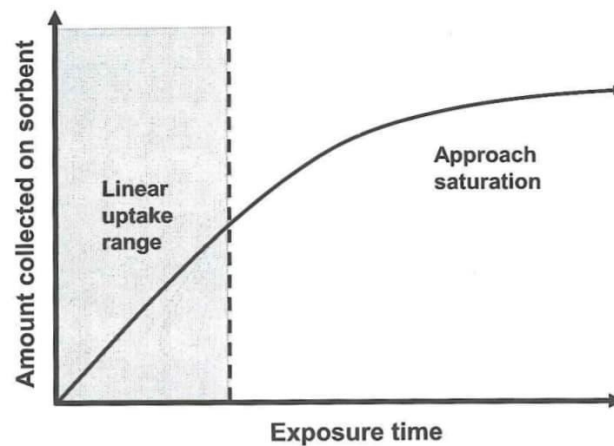
Hovedprinsippet bak passive prøvetakere er basert på diffusjonsprosesser hvor gassmolekyler spontant strømmer fra områder av høy konsentrasjon mot områder av lavere konsentrasjon. Eksempelvis kan en konsentrasjonsgradient oppstå når nitrogendioksid strømmer fra omgivelsesluften til absorpsjonsfilteret. På den måten akkumulerer prøvetakerne forurensningsgasser kontinuerlig på absorpsjonsfilteret slik at det oppnår tidsintegrerte konsentrasjon, med andre ord gjennomsnittskonsentrasjon over en gitt tidsperiode. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av NO_2 kalkuleres basert på Fick's diffusjonslov (Ferm, 1991). De matematiske beregningsmetodene for gasskonsentrasjonen er presentert i senere delseksjon.

Figur 7 viser hvordan akkumuleringen av analytten går raskt i det lineære opptaksområdet og avtar etterhvert som systemet oppnår metning. NO_2 blir akkumulert ved at gassen bindes til KI-løsningen i absorpsjonsfilteret. Absorbenten inni de passive prøvetakerne vil ikke påvirke prøvetakingshastigeten, ved lekkasje vil deler av impregneringsfilteret bli raskt mettet slik at den aktuelle analytten ikke vil ha mulighet til å binde seg til absorbenten. Den kvantitative informasjonen om luftkonsentrasjonen kan oppnås dersom prøvetakingen av analytten i luften holdes i det lineære opptaksområdet hvor opptaket av forurensningene på absorberingsfilteret er under metningspunktet (Pienaar et al., 2015). I dette tilfellet betyr det at prøvetakingen skal unngå å oppnå likevekt, og drives under kontinuerlig diffusjon. Dermed opprettholder absorpsjonsfilteret en lav konsentrasjon av NO_2 i den tilstøtende luften (Tang, 2001). Absorpsjonskurven i Figur 7 er avhengig av geometrien og konfigurasjonen til prøvetakeren, de samlede forurensningskomponentene i luften og impregneringen på absorberingsfilteret. For å kunne beregne gjennomsnittskonsentrasjonen er eksponeringstiden sentral.

For det kvantitative arbeidet er det essensielt at transporten av NO_2 kun skjer ved molekylær diffusjon og at ingen NO_2 -molekyler avsettes på veggene i prøvetakeren (Ferm & Svanberg, 1997). Oppsamlingseffektiviteten forblir konstant så lenge impregneringsfilteret ikke mettes og forfilteret får tilstrekkelig med lufttilførsel. Prøvetakingshastigheten endrer seg under eksponeringsperioden, da diffusjonslengden forandres når den aktive siden av impregneringsfilteret er mettet med analytten.

Luftsirkulasjonen kan fort bli dårlig dersom luftmassen blir stengt inne i prøvetakeren. Ved prøvetaking støter passive prøvetakere på meteorologiske forhold som kan påvirke

prøvetakingshastigheten (Krupa & Leppe, 2000). Eksempelvis kan væskedråper både henge og renne ned på stålnett slik at diffusjonshastigheten avtar. Da diffusjonshastigheten er et viktig mål for prøvetakingshastigheten, kan dette føre til feil resultat.



Figur 7 Illustrasjon av akkumuleringen av analytt på impregneringsfilteret under passiv prøvetaking (Pienaar et al., 2015, s.17).

Med Ficks lov antas det at forurensningsgassene går en kontinuerlig diffusjon til de passive prøvetakerne, men i realiteten kan diffusjonen variere bredt. Under prøvetaking må det tas hensyn til at impregneringsmiddelet potensielt kan interferensere med andre kjemiske komponenter i atmosfæren og forårsake ustabiliteter i det impregnerte filteret. Meteorologiske faktorer som temperatur og trykk kan ha innvirkning på diffusjonen i prøvetakerne og forstørre eksperimentelle feil. Fuktighet kan påvirke absorpsjonskapasiteten til impregneringsmiddelet, spesielt under høy fuktighet kan det blant annet oppstå kondensasjon i prøvetakerne eller oppløsning av impregneringsmiddelet (Pienaar et al., 2015).

Ved endt eksponeringstid blir prøvetakerne behandlet på laboratorium og den akkumulerte gasmengden i absorpsjonsfilteret blir utvasket med en løsning av nitrogen ($\mu\text{g N/ml}$). I denne masteroppgaven blir utvasking av NO_2 fra filteret utført av NILU (Norsk Institutt for Luftforskning). NILU er et nasjonalt referanselaboratorium for luftmålinger og er akkreditert i henhold til standardrapporten NS-EN/ IEC 17025 (Erik Andresen, personlig kommunikasjon, 22.november 2018).

3.1.5 Fordeler og ulemper med passive prøvetakere

Passive prøvetakere har et fortrinn ved å være små i størrelse, lette av vekt, og at de kan operere støyfritt på analyseområdet. I tillegg krever de ingen feltkalibrering eller elektrisitet til transportering av gasser i luften, i motsetning til aktive prøvetakere som kjemiluminescens-detektor som krever elektrisitet og kalibrering (Laird, 2000a). En annen fordel med passive prøvetakere er at prøvetakingen unngår påvirkning fra vind og fuktighet samt interferenser og tap av gasser under lagring. Dette gjør passive prøvetakere attraktive som utendørs overvåkningssystem for luftkvalitet.

Et problem med denne analyseteknikken er at de ikke er godt egnet for overvåkning av tidsvariasjoner over korte tidsintervaller. Kortvarig prøvetakingsperiode resulterer i begrenset opptak, og dette kan påvirke den kvalitative analysen og øke usikkerhet i dataanalysene. Et annet problem med denne måleteknikken er at resultatene blir presentert som gjennomsnittlig konsentrasjonsmengde for en tidsperiode og ikke konsentrasjonsmengde per døgn.

3.1.6 Konsentrasjonsberegning

Som tidligere nevnt er opptaksmekanismen til passive prøvetakere basert på Ficks Lov. For å kunne beregne konsentrasjonsmengden fra passiv prøvetaking, er det behov for å estimere prøvetakingshastigheten. Til beregning av NO₂ er opptakshastigheten gitt som 31 døgn/ m³. Opptak av gasser for passive prøvetakere kan estimeres ut fra formel (5). Før alle formlene og forklaringene presenteres, er det viktig å understreke at NILU bruker formlene til beregning av NO₂ i luften.

$$\emptyset = -D \frac{dc}{dz} \quad (5)$$

der \emptyset er diffusjonsfluksen (mol/cm²/s) av gassen, D er diffusjonskoeffisienten av NO₂ i luftmassen (cm²/s), c er konsentrasjonen (mol/cm³) av NO₂ i luftmassen, z er diffusjonslengden (cm), og dC/dz er konsentrasjonsgradienten. Konsentrasjonsgradienten har et negativt fortegn, siden fluksen er i retning mot avtagende konsentrasjon. Diffusjonsfluksen er definert som gassmengden

$X(\mu\text{g})$ som passerer per areal A (cm^2) og tidsenhet (sekunder), og er proporsjonal med den negative konsentrasjonsgradienten. Dette betyr at fluksen kan beregnes ut fra geometrien til prøvetakeren ved relasjon gitt i formel (6).

$$\varnothing = \frac{X}{A \times t} \quad (6)$$

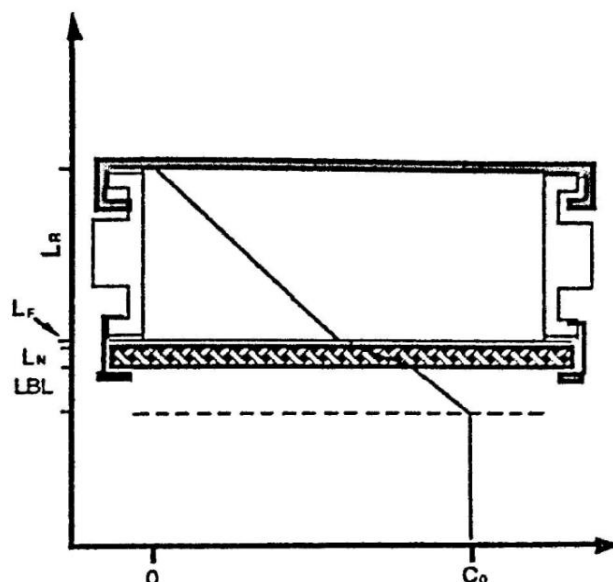
der mengde X representerer NO_2 som avsettes på filteret over eksponeringstiden t ved diffusjon over A . Ved å kombinere de to uttrykkene ovenfor samt å integrere over z , fås følgende formel for beregning av luftkonsentrasjonen

$$dc = -\frac{X}{t \times D} \times \frac{dz}{A} \quad (7)$$

Beregning av gasskonsentrasjonen (C_0 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) med hensyn på disse geometriske faktorene er gitt ved formel (8)

$$C_0 = \frac{X}{(D \times t)} \left[\frac{L_R}{A_R} + \frac{L_F}{A_F} + \frac{L_N}{A_N} + \frac{L_{LBL}}{A_R} \right] \quad (8)$$

L_R , og A_R er tykkelsen og arealet av plastikkringen. L_F og A_F er samme parameter for teflonfilter, mens L_N og A_N gjelder for stålnettet. L_{LBL} refererer til det statiske luftlaget utenfor prøvetakeren, der tykkelsen og arealet av det statiske luftlaget betegnes L_{LBL} og A_{LBL} . I Figur 8 presenteres en skisse av prøvetakeren med de geometriske faktorene til beregning av gasskonsentrasjonen (Ferm, 1991).



Figur 8 Illustrasjon av konsentrasjonsgradienten på innsiden og utsiden av den passive prøvetakeren med hensyn til de geometriske faktorene. Den vannrette aksene representerer gasskonsentrasjonen, og den loddrette aksene representerer tykkelsen av de ulike delene til de ulike delene til den passive prøvetakeren (Ferm, 1991, s.6)

3.2 Inngangsdata til CadnaA Option APL

I dette kapitlet presenteres inngangsdata på CadnaA Option APL som ble benyttet for å kunne bestemme konsentrasjonen av NO_2 ved Fagertunveien under samme tidsperiode som feltarbeidet med ble utført. I programvaren til spredningsmodellen har det blitt brukt et beregningsfelt med en avstand mellom hvert beregningspunkt på 3 m. I tillegg plottes datointervall som er de samme som for måledataene til de passive prøvetakerne. Ut fra datoene blir de aktuelle meteorologiske dataene for september og oktober registrert i programvaren. Utslippsfaktorer som er brukt for NO_x for de ulike veistrekningene i Byåsveien vises i Tabell 2.

Tabell 2 Utslippsfaktorene til CadnaA Option APL som er brukt for beregning av NO₂ for Byåsveien øst og vest. Hentet fra Statistisk Sentralbyrå av Sweco Norge AS (Martinsen, 17.januar 2019)

Veinavn	Hastighet (km/t)	Årsdøgntrafikk (ÅDT), total	ÅDT (kj/s)	ÅD, andel lange kjøretøy (%)	Andel tungtrafikk	Andel piggfrie dekk	NO _x 2013 (g/km)
Byåsveien øst 2018	50	5100	0.059	4	0.04	0.40	0.631
Byåsveien vest 2018	50	6150	0.071	6	0.06	0.70	0.741

Bakgrunnskonsentrasjonene er hentet fra norske bakgrunnsapplikasjoner på nettsiden www.luftkvalitet.info/ModLUFT som NILU har utviklet for å gi anslag over gjennomsnittlig konsentrasjon av luftforurensningskomponenter. Applikasjonen er et kart som viser gjennomsnittlig konsentrasjon for 2009 til 2011, men tidsseriene er basert på gjennomsnittsverdier de siste fem årene (ModLUFT, 2019). Vær oppmerksom på å ikke inngå utslippsspredninger fra en stor kilde, da det kan oppstå dobbelttelling når det samme utslipp inngår i både bakgrunnskonsentrasjon og spredningsberegning. Dette bidrar til overestimering av konsentrasjon i luftforurensninger (Sweco Rapport, 2018). Sammendraget av bakgrunnskonsentrasjoner av NO₂ vises i Tabell 3.

Tabell 3 Bakgrunnskonsentrasjoner for CadnaA Option APL hentet fra www.luftkvalitet.info/ModLUFT (ModLUFT, 2019)

Tidsperiode	Bakgrunnskonsentrasjon av NO ₂ (µg/ m ³)
24. september 2018 – 15.oktober 2018	11,7
15.oktober 2018 – 29.oktober 2019	12,7

For vurdering av målingene av forurensningskomponenter i luften er det viktig å måle lokale vindforhold i omgivelsesluften. I Figur 9 vises en vindrose for Voll værstasjon fra årene 2010 - 2016 med fremstilling av vindhastighet og vindretning som ble benyttet til spredningsmodellen (Martinsen,2019). Vindrosen viser hvor stor prosentandel av tiden det blåste fra intervaller på 30 grader (°). Det vises i Figur 9 at de dominerende vindretningene er sørvest og at vindhastigheten varierer mellom flau vind og lett bris (YR, 2019).

Vindrose, frekvensfordeling av vind

Vindretning deles i sektorer på 30°

Frekvensfordeling av vindhastighet i prosent %

Vindhastighet (m/s)

- >20.2
- 15.3-20.2
- 10.3-15.2
- 5.3-10.2
- 0.3-5.2

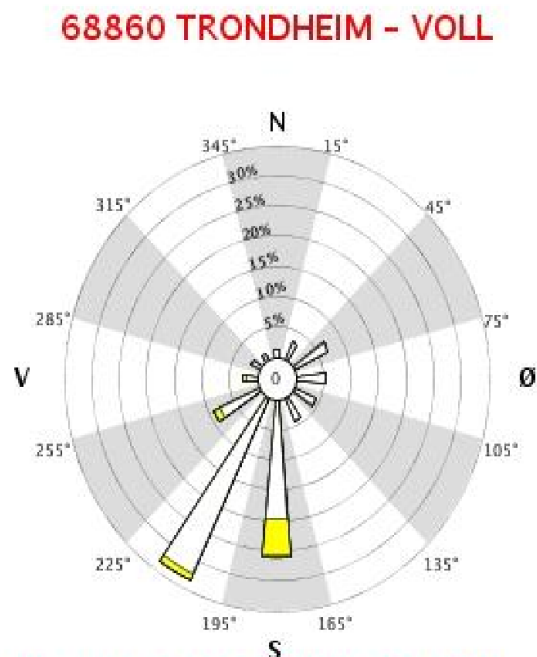
Stille (%)



År: 2011 - 2016

jan

Tidspunkt: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 (NMT)



Figur 9 Vindrose for værstasjonen på Trondheim-Voll fra år 2010-2016 for det aktuelle målingsområdet. Hentet fra www.eklima.no (Sweco Rapport, 2018).

3.3 Kvalitetssikring av målingene

Dette kapittelet tar for seg valideringen av kjemiske analysemetoder og prosedyre rundt dette. Validering er et ledd i kvalitetssikringen av en analysemetode, hvor hensikten er å bestemme dens ytelse (Skoog, 2014). Det inngår en rekke momenter i en validering som blant annet kvantifisering av presisjonen, deteksjonsgrensen, usikkerheten og nøyaktigheten av en analysemetode (Frøslie, 2018). I tillegg består kvalitetssikring av kvantitative bestemmelser for å konkludere om en analysemetodes ytelse. I denne masteroppgaven er alle beregningene gjort i Microsoft Office Excel 2016 som inneholder statistiske analyseverktøy.

3.3.1 Kvalitative og kvantitative bestemmelser

Nøyaktigheten til en spredningsmodell er et mål på hvor nære resultatene er de sanne verdiene (NMKL, 2009). Dette kan gjøres ved å finne differansen mellom enkeltverdiene av NO₂-konsentrasjonene fra passive prøvetakere og fra spredningsmodellen. Ved formel (6) blir nøyaktigheten bestemt etter konsentrasjonsforskjeller i prosent.

$$N\ddot{o}yaktighet\ i\ \% = \frac{[Spredningsmodellen] - [Passive\ pr\ddot{o}vetakere]}{[Spredningsmodellen]} \times 100\% \quad (9)$$

Ved analytiske metoder bør en undersøke presisjonen av analysene. Presisjonen sier noe om reproduserbarheten og repeterbarheten til analysen. For å kunne vise til den reelle situasjonen, kan det eksperimentelle arbeidet utføres gjentatte ganger i ulike tidsperioder eller omstendigheter. Presisjon kan blant annet uttrykkes som analyseresultatenes standardavvik (s). Standardavviket forteller noe om spredningen i dataanalysene, med andre ord hvor langt de enkelte verdiene ligger fra gjennomsnittet (Fifield, 2000b).

Formel for standardavvik er gitt ved formel (7) (Skoog *et al.*, 2014),

$$s = \frac{\sum_{i=1}^N x_i - \bar{x}}{N - 1} \quad (7)$$

hvor x_i er verdien til prøvenummer i , \bar{x} er gjennomsnittsverdien av prøvene og N er antall prøver. Et lite standardavvik betyr god presisjon, og stort standardavvik tyder på dårlig presisjon. En annen måte å beskrive presisjonen på er med relativt standardavvik (RSD) som uttrykker variasjonen i forhold til gjennomsnittsverdien i prosent (%). RSD er gitt i prosent ved formel (8) (Fifield, 2000b)

$$RSD = \frac{s}{\bar{x}} \times 100\% \quad (8)$$

For å se om det foreligger en signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdien i to forskjellige datasett kan en t-test benyttes. I praksis kan en undersøke om den ene analysemetoden gir signifikant høyere resultat enn den andre. I tillegg kan en t-test avdekke om forskjellen mellom middelveidene i et datasett er signifikant forskjellig fra en nullhypotese mot en alternativ hypotese. Nullhypotesen (H_0) settes til at det ikke er noe forskjell i datasettene fra de to målingsmetodene for NO_2 -gass. Den alternative hypotesen (H_a) settes til at datasettene er ulike. Dette betyr at

$$H_0 : \mu_{\text{prøvetaker}} = \mu_{\text{CadnaA Option APL}}$$

$$H_a : \mu_{\text{prøvetaker}} \neq \mu_{\text{CadnaA Option APL}}$$

I denne masteroppgaven benyttes en type u-paret to-prøve t-test, ettersom datasettene kommer fra to forskjellige metoder og standardavviket er likt mellom de to datasettene. T-verdien ($t_{\text{statistikk}}$) er beregnet ved hjelp av formel (9). Det forventes ulik varians i prøvesettene (Skoog, 2014).

$$t_{\text{statistikk}} = \frac{(\bar{x} - \bar{y})}{\sqrt{\frac{S_1^2}{m} + \frac{S_2^2}{n}}} \quad (9)$$

I uttrykket over er \bar{x} gjennomsnittet, m er antall ulike verdier og S_1^2 er variansen i det første datasettet. Videre er \bar{y} gjennomsnittet, n er antall ulike verdier og S_2^2 er variansen i det andre datasettet. T-verdien er fordelt med frihetsgrader (df) gitt ved formel (10)

$$df = \frac{\left(\frac{S_1^2}{m} + \frac{S_2^2}{n}\right)}{\left(\frac{S_1^2/m}{m-1} + \frac{S_2^2/n}{n-1}\right)} \quad (10)$$

T-verdien kan sammenlignes med den kritiske verdien for t (t_{kritisk}) som er angitt i Microsoft Excel. Dersom $|t_{\text{statistikk}}| < t_{\text{kritisk}}$, er det ingen signifikant forskjell mellom verdiene fra analysemetodene, og nullhypotesen stemmer. Dersom $|t_{\text{statistikk}}| > t_{\text{kritisk}}$, forkastes nullhypotesen. T-test gir også en p-verdi som angir sannsynligheten for at forskjellen mellom de to analysemetodene skyldes tilfeldigheter, gitt at nullhypotesen er sann. Nullhypotesen kan forkastes hvis p-verdien er lav. Jo mindre p-verdi, desto mindre sannsynlighet er det for at nullhypotesen gjelder (Løvås, 2013).

Videre kreves det et mål for usikkerheten og variasjonen. Et konfidensintervall er et slikt mål som angir et intervall, rundt den målte middelverdien av et sett resultatverdier, som med en bestemt sannsynlighet inneholder den sanne middelverdien (Rustad, 2000). Ved en t-test er det vanlig å benytte et konfidensintervall på 95%. Dette nivået angir med hvor stor sannsynlighet intervallet inneholder den sanne verdien.

Sammenhengen mellom to målbare størrelser kan bestemmes med korrelasjon. Korrelasjonen oppgis ved en korrelasjonskoeffisient (R^2), og jo nærmere korrelasjonsfaktoren er til 1, desto bedre korrelerer størrelsene. Dessuten sier korrelasjonen ingenting om årsaken til sammenhengen.

3.3.2 Kvalitetssikring av data fra passive prøvetakere

For å kunne kvalitetssikre målingen av NO₂-konsentrasjonen fra de passive prøvetakerne og sikre reproduserbarheten av målingene, ble det plassert to prøvetakere på hvert målepunkt. I tillegg forhindrer dette eventuelle datatap dersom en prøvetaker skulle støte på forstyrrelser under prøvetakingsperioden. Under prøvetaking er det viktig å unngå kontaminering av prøvetakeren slik at resultatene blir så nøyaktige som mulig. Hver enkelt passive prøvetaker fra NILU ble tilsendt i en egen lufttett oppbevaringsboks. For å unngå potensielle blindverdier fra absorpsjonsmiddelet under romtemperatur, ble prøvetakerne oppbevart kjølig før eksponering. I tillegg minimaliserer kjølige oppbevaringsbokser ustabiliteter eller uønsket oksidasjon av NO₂.

Under montering bør en være forsiktig med prøvetakeren. Dersom innløpslokket på tuben åpner seg kan dette resultere i en høyere prøvetakingshastighet og dermed overestimering av konsentrasjonen (Ferm og Svanberg). I tillegg bør en unngå montering av prøvetakerne på steder utsatt for fukt eller nedbør. Umiddelbart etter eksponering må prøvetakeren legges tilbake i den tilsendte oppbevaringsboksen. Det er viktig at oppbevaringsboksen blir lukket omhyggelig etter prøvetakingen for å unngå luftlekkasjer som kan forurense filteret. I tillegg må boksen være godt forseglet, da en kan risikere at både plastikkringen og filtrene blir forurenset under lagring. Dermed bør de eksponerte prøvetakerne oppbevares i oppbevares kjølig etter prøvetakingsperioden. Prøvetakerne ble sendt til NILU for analyse. NILU er et nasjonalt referanselaboratorium for luftmålinger og er akkreditert i henhold til standardrapporten NS-EN/IEC 17025 (Andresen, 22.november 2018).

For å kunne kvalitetssikre resultatene fra en passiv prøvetaking kan en utføre en kvalitetskontroll ved å benytte en blankprøve som ikke inneholder analytten. I dette tilfellet var blankprøven en prøvetaker med et impregneringsfilter som ikke har blitt eksponert for luften. Blankprøven avdekker eventuelle matrise effekter, forurensninger og systematiske feil som kan forekomme blant filtrene, plastikkringen eller i transportboksen (Pienaar et al., 2015).

3.3.3 Deteksjonsgrense og konsentrasjonsgrense for passive prøvetakere

Ethvert kjemisk analyseinstrument vil ha sin egen deteksjonsgrense (LOD). Denne grensen er den minste konsentrasjonen av en analytt som kan påvises i instrumentet. Ved lang eksponering blir mer NO₂ akkumulert og deteksjonsgrensen reduseres. Deteksjonsgrense av NO₂ for 14 og 21 dagers eksponeringstid er på 0,002 µg/ml. Maksimums konsentrasjonsgrense for filteret er 35 µmol nitrogen (N), det vil si 476 µg N. Disse faktorene ble tatt hensyn til med tanke på konsentrasjonsberegninger av NO₂.

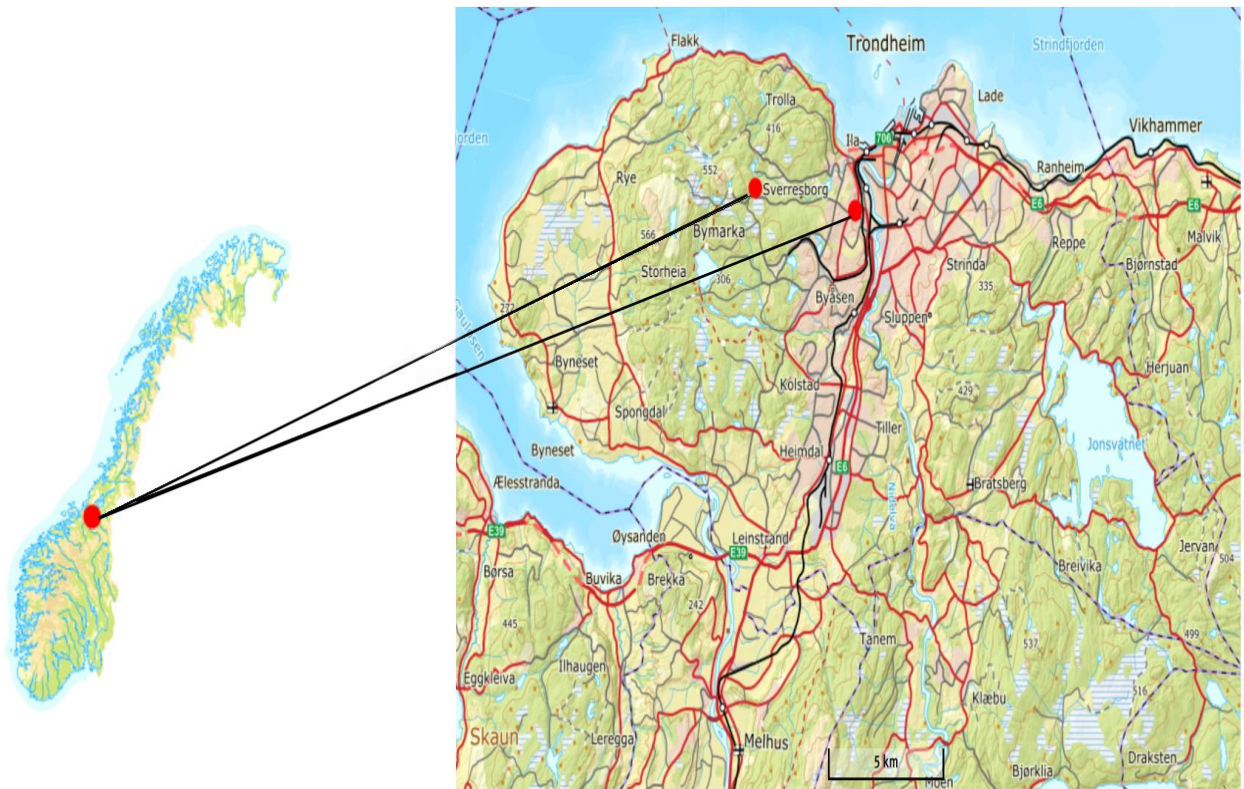
4.0 Eksperimentelt

4.1 Feltarbeid med passive prøvetakere

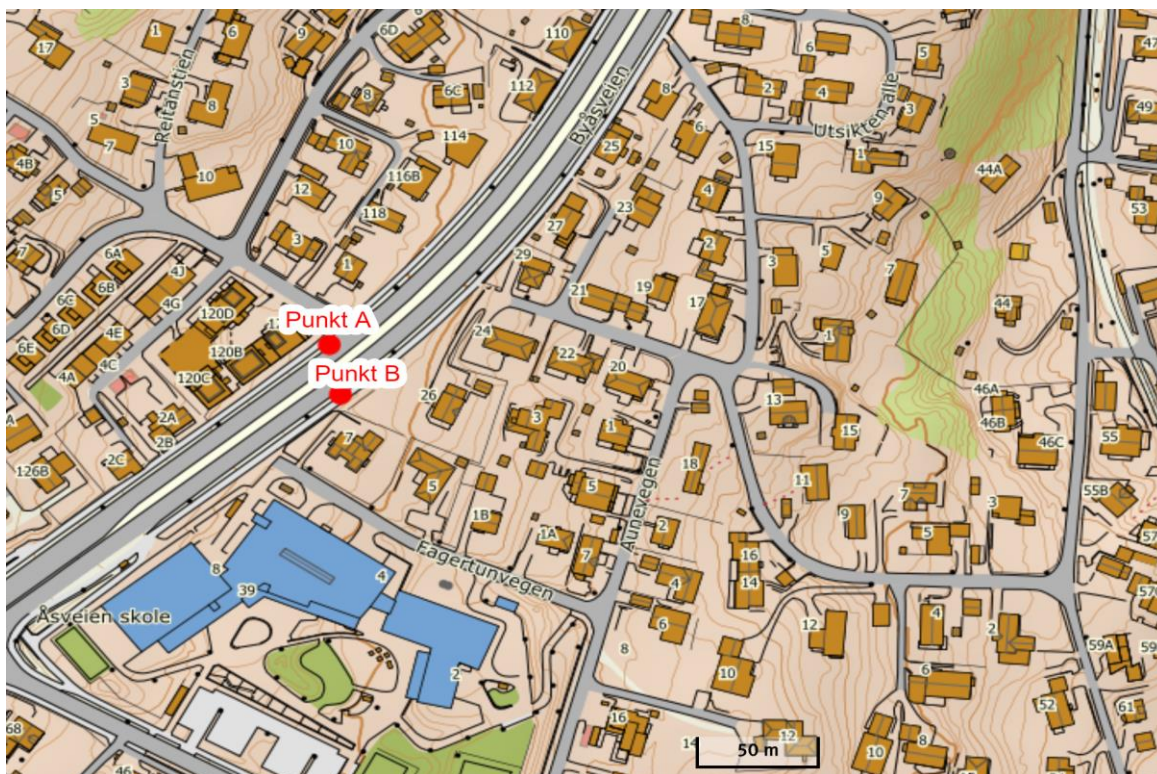
I dette kapittelet beskrives feltarbeidet som ble utført med passive prøvetakere. Det ble i forkant bestemt at det skulle benyttes 15 prøvetakere som ble tilsendt av NILU. I tillegg ble en ekstra prøvetaker tilsendt for blankprøve. Alle delene i prøvetakeren hadde blitt satt sammen på forhånd, og impregnering av absorpsjonsfilteret ble utført av NILU. Målerne ble tilsendt i spesialiserte oppbevaringsbokser som forble lukket frem til prøvetaking. Blankprøven ble ikke tatt ut og ble oppbevart i transportboksen under hele prosessen. Til feltarbeidet ble prøvetakerne plassert på to ulike lokaliteter. Den ene plassen vil kunne gi et representativt bilde av forurensningsmengden ved Fagertunveien, mens den andre plassen ville kunne bidra til kartlegging av spredningsgraden av NO₂ fra Fagertunveien. Feltarbeidet ble utført i perioden september og oktober i 2018, hvor målingene ble gjort i to sammenhengende uker av gangen. Totalt ble det utført tre runder med prøvetaking.

4.1.1 Områdebeskrivelse

I denne oppgaven ble prøvetaking utført på to lokaliteter i Trondheim. Plassering av lokalitetene er vist i Figur 8, og koordinatene til lokalitetene er gitt i Tabell 4. Det ene målingsområdet lå langs kollektivstrekningen Byåsveien med en rekke offentlige plasser og boliger. Strekningen skjermet Fagertunveien og var basen for målepunktene A og B. Målepunkt A lå lengst unna Fagertunveien mens målepunkt B lå nærmest Fagertunveien. I Figur 10 vises et kart over Byåsveien med målepunkt A og B. Det andre målingsområdet, kalt målepunkt C, ligger like ved Kobberdammen og er en del av Trondheimsmarka. Kart over målepunkt C er gitt ved Figur 11.



Figur 10 Kart som viser geografisk oversikt over målepunktene ved Trondheim hvor prøvetakerne ble plassert. Punktet til høyre representerer målingsområdet kollektivstrekningen på Byåsvien. Punktet til venstre representerer målingsområdet som er en del av Trondheimsmarka. Kartene er utsnitt fra norgeskart.no.



Figur 11 Kart over NO₂ – målepunkt A og B ved Fagertunveien. Kartet er et utsnitt fra norgeskart.no. De approksimerte GPS koordinatene er presentert i Tabell 4.



Figur 12 Kart over målepunkt C for NO₂- prøvetakere for bakgrunnsdata. Kartet er et utsnitt fra norgeskart.no. De approksimert GPS koordinatene oppgis i Tabell 4.

4.1.2 Plassering av prøvetakere

Ved prøvetaking ble prøvetakerne montert horisontalt under en beskyttende plastplate slik at eksponering for kontaminering, vindturbulens og vanndråper ble redusert. Prøvetakerne ble festet med tosidig teip på en vinkelformet plastplate slik at forfilteret er vendt nedover mot bakken (se Figur 13). For å unngå kontaminering av prøvetakeren under montering, ble engangshansker brukt da prøvetakeren skulle festes til plastplaten. Videre ble prøvetakeren plassert på midten av platen. Videre ble prøvetakerne festet 2-3 m over bakken. Ved punkt A og B ble en av målerne plassert slik at måleren var vendt direkte mot veien, mens den andre måleren var vendt bort fra veistrekningen. Prøvetakerne ved målepunkt A og B ble plassert på lyktestolper langs kjøreveiene ved Byåsveien (se Figur 10). På punkt C ble prøvetakerne festet på trær med tørre overflater (se Figur 14). Plastplaten ble montert på lyktestolper og trær ved hjelp av strips (se Figur 15).

Under hver prøvetakingsrunde ble to målere satt opp på punkt A og B, mens det på punkt C ble plassert to målere i den første runden og én i tredje runde. Det ble plassert to målere for å sikre reproduserbarheten av resultater, og for å redusere datatap dersom den ene prøvetakeren skulle støte på forstyrrelser. En oversikt over måledataene er gitt ved Tabell 4. Tre av de passive prøvetakerne hadde delvis knekt plastikkring før de ble tatt ut av oppbevaringsboksen. Plastikkringen ble da festet med dobbeltsidig teip rundt kantene og prøvetakerne kunne benyttes til feltarbeidet.

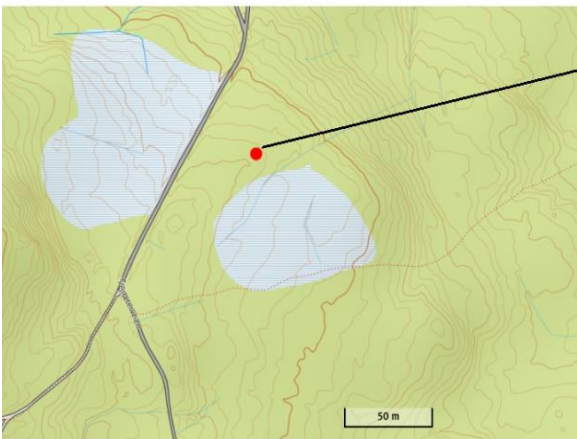
Etter to ukers eksponering ble målerne lagt tilbake i transportboksene umiddelbart, og nye målere ble festet på samme måte som beskrevet i forrige avsnitt. De eksponerte prøvetakerne ble videre lagret i oppbevaringsboksene i kjøleskap før de ble returnert til NILU for analysearbeid. Det ble utført totalt tre runder med prøvetaking på dagtid i perioden mellom september og oktober. Den første runden startet den 10. september 2019. Prøvetakerne var montert frem til 24. september 2019, og de ble byttet ut med nye prøvetakere på samme dag. Siste runde av prøvetakingsperioden ble utført i perioden mellom 24. september 2019 og 15. oktober 2019. Tidsperiode(døgn) for enkelte prøvetakere er gitt ved Tabell 4.

Tabell 4 Oversikt over målepunkter der passive prøvetakere ble utplassert under feltarbeidet.
Koordinatene av målepunktene er hentet fra gps-coordinates.net.

Målepunkt	Breddegrad (N)	Lengdegrad (Ø)	Prøve-ID	Periode	Plassering	Merknad
A	N 63°24'58.312 "	E 10°22'11.26 5"	1	10.09.18 - 24.09.18	Byåsveien, lengst unna veien	
			3	10.09.18 - 24.09.18	Byåsveien, mot veien.	Plastikkringen delvis knekt
			8	24.09.18-15.10.18	Byåsveien, lengst unna veien	
			9	24.09.18-15.10.18	Byåsveien, mot veien	
			12	15.10.18- 29.10.18	Byåsveien, lengst unna veien	
			13	15.10.18- 29.10.18	Byåsveien, mot veien	
B	N 63°24'57.586 "	E 10°22'11.65 2"	4	10.09.18- 24.09.18	Byåsveien, lengst unna veien.	Plastikkringen delvis knekt
			5	10.09.18 - 24.09.18	Byåsveien, mot veien	
			10	24.09.18-15.18.18	Byåsveien, lengst unna veien.	Plastikkringen delvis knekt
			11	24.09.18-15.10.18	Byåsveien, mot veien	Ble monter helt ved enden av kanten til vinkelplaten, og ikke på midten som med resten.
			14	15.10.18- 29.10.18	Byåsveien, mot veien	
			15	15.10.18.- 29.10.18	Byåsveien, lengst unna veien	
C	N 63°25'10.103 "	E 10°16'59.91 2".	2	15.10.18 - 29.10.18	Kobberdammen, bakgrunn	
			6	10.09.18 - 24.09.18	Kobberdammen, bakgrunn	
			7	10.09.18 - 24.09.18	Kobbedammen, bakgrunn	



Figur 13 Oversiktsbilde av plasseringen til prøvetakene på målepunkt A og B. Punkt A (punktet til venstre) ligger lengst unna Fagertunveien mens punkt B (punktet til høyre) ligger nærmest Fagertunveien.



Figur 14 Oversiktsbildet som viser plasseringen til prøvetakerne på punkt C, som representerer målingsområdet som er en del av Trondheimsmarka.



Figur 15 Oversiktsbildet som viser montering av passive prøvetakere på lyktestolpe(bildet til høyre) og trær(bildet til venstre) med strips. På lyktestolpen ble det montert to prøvetakere, mens på treet ble det montert en prøvetaker.

5.0 Resultat og diskusjon

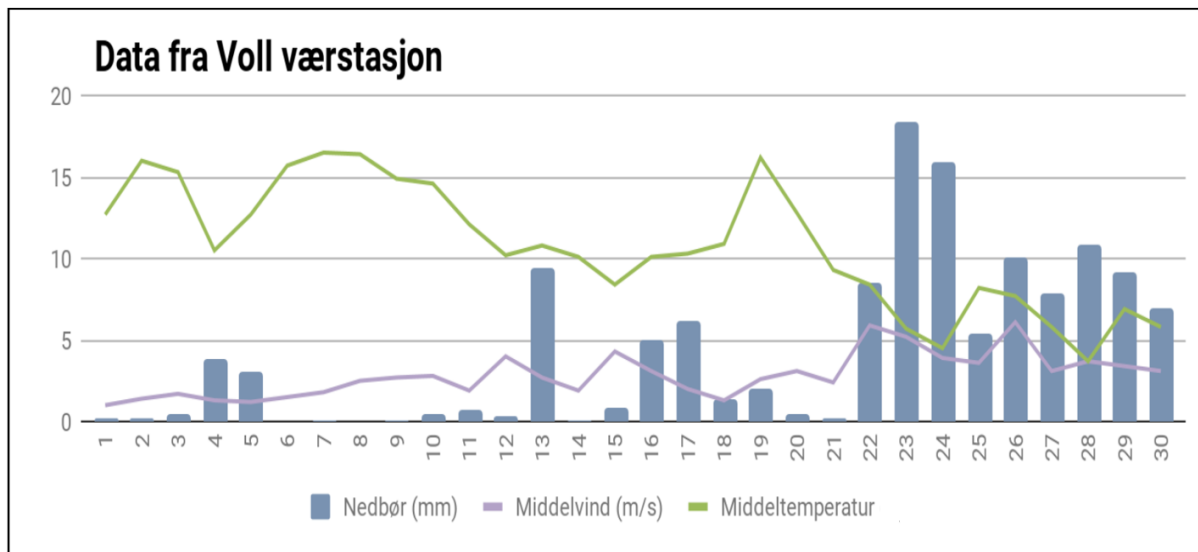
I følgende kapittel ble resultatene presentert og diskutert. Først presenteres de utvalgte dataene fra målinger med passive prøvetakere og spredningsmodellen CadnaA OptionAPL presentert og utvalget begrunnet. Resultatet fra blankprøven blir også presentert. Videre presenteres analysearbeidene med dataene fra begge målingsmetodene. Analysearbeidet blir sammenlignet og vurdert med hensyn til resultatene fra modellberegning og de empiriske data. Kapittelet avsluttes med diskusjon av kvalitetssikringen som er gjort i prøvetakingen og i analysen av data til prøvetakerne.

Før resultatene presenteres og diskuteres er det viktig å understreke at alle dataverdiene til analysearbeidet blir ikke presentert i dette kapittelet. I Vedlegg D ligger de statistiske beregningene fra Microsoft Office Excel 2016.

5.1 Værforhold i måleperioden

For å gi et innblikk i værforholdene under prøvetakingsperioden er værdataene presentert i figurene og tabellene under. Disse er hentet fra månedsrapporter av luftkvaliteten og er utarbeidet av Trondheim kommune med informasjon om værholdene under målingsperioden. Følgende figurer og tabeller viser oversikt over været i september og oktober 2018 med informasjon om vind, nedbør og temperatur. Værdataene er hentet fra Voll værstasjon som befinner seg på Voll, Trondheim (www.eklima.no). Detaljert informasjon om de ulike værparametrene for de ulike dagene i prøvetakingsperioden oppgis i Vedlegg A. Vindforhold i måleperioden er også oppgitt i Vedlegg A. Værforhold vil bli diskutert videre i denne oppgaven.

5.1.1 Værforhold i september 2016

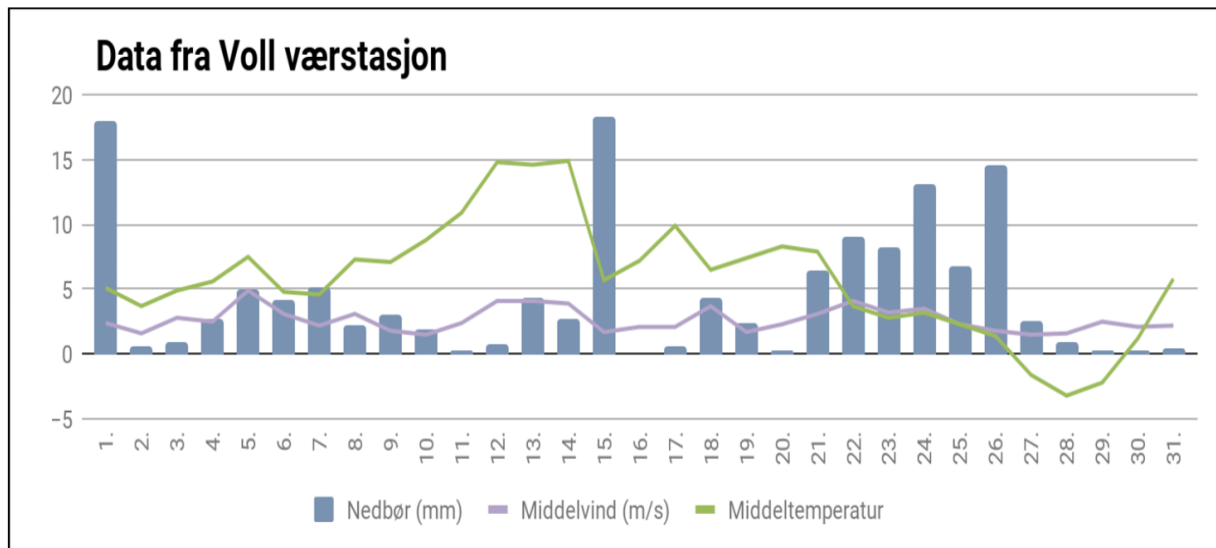


Figur 16 Viser den totale nedbørsmengden, middelvind og middeltemperatur for hvert døgn i september. Månedssrapporten med værdata er hentet fra www.luftkvalitet.info (Trondheim Kommune, 2018).

Tabell 5 Nøkkeltall for været i september. Tallene er oppgitt i gjennomsnitt. Normal er definert som gjennomsnittsverdi over en internasjonal bestemt periode på 30 år (Mamen, 2017). Månedssrapport med værdata er hentet fra www.luftkvalitet.info (Trondheim Kommune, 2018).

Månedsverdier	Normal	2017	2018
Nedbør(mm)	110,0	29	127,7
Middeltemperatur (°C)	9,0	12,3	10,8

5.1.2 Værforhold i oktober 2018



Figur 17 Viser den totale nedbørsmengden, middelvind og middeltemperatur for hvert døgn i oktober. Måned rapporten med værdata er hentet fra www.luftkvalitet.info (Trondheim Kommune, 2018).

Tabell 6 Nøkkeltall for været i oktober. Tallene er oppgitt i gjennomsnitt. Normal er definert som gjennomsnittsverdi over en internasjonal bestemt periode på 30 år (Mamen, 2017). Måned rapporten med værdata er hentet fra www.luftkvalitet.info (Trondheim Kommune, 2018).

Månedsverdier	Normal	2017	2018
Nedbør (mm)	100	114	140
Middeltemperatur (°C)	5,5	6,8	5,8

Tabell 7 Oversikt over gjennomsnittlige temperatur, nedbør og vindhastighet til hver måleperiode. Utregningene er utført med værdataene på Vedlegg A

Tidsperiode (døgn)	Temperatur-Gjennomsnitt (°C)	Vindhastighet – Gjennomsnitt (m/s)	Akkumulert nedbør (mm)
10.09.18- 24.09.18	8,75	3,14	4,65
24.09.18 - 15.10.18	7,02	3,14	6,18
15.10.18-29.10.18	4,67	2,28	5,85

5.2 Samling av måledata fra passive prøvetakere

De gjennomsnittlige konsentrasjonsmengdene av NO₂ fra prøvetakere er oppgitt i Tabell 8 for målepunktene A, Tabell 8 for B og Tabell 9 for målepunkt C. I Vedlegg E ligger resten av målingsdataene fra passive prøvetakere som er blitt utregnet av NILU. I Tabell 10 presenteres konsentrasjonsmengden av NO₂ i blankprøven, som ble oppbevart i oppbevaringsboksen under prøvetakingsperiodene. Fra tabellen viser det seg at prøvetakeren for blankprøven har fått et utslag av NO₂ på 0,19 µg/m³.

Tabell 8 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt A på Byåsveien.

Prøve - ID	Start dato	Slutt dato	Antall døgn	NO ₂ (µg/m ³)	Merknad
1	10.09.18	24.09.18	14	11,90	
3	10.09.18	24.09.18	14	11,93	
8	24.09.18	15.10.18	21	14,7	
9	24.09.18	15.10.18	21	14,4	
12	15.10.18	29.10.18	14	21,0	
13	15.10.18	29.10.18	14	21,0	

Tabell 9 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt B på Byåsveien.

Prøve - ID	Start dato	Slutt dato	Antall døgn	NO₂ (µg/m³)	Merknad
4	10.09.18	24.09.18	14	9,17	
5	10.09.18	24.09.18	14	9,40	fuktig
10	24.09.18	15.10.18	21	11,8	
11	24.09.18	15.10.18	21	10,7	
14	15.10.18	29.10.18	14	13,7	
15	15.10.18	29.10.18	14	14,6	

Tabell 10 Resultater fra passive prøvetakere ved målepunkt C like ved Kobberdammen.

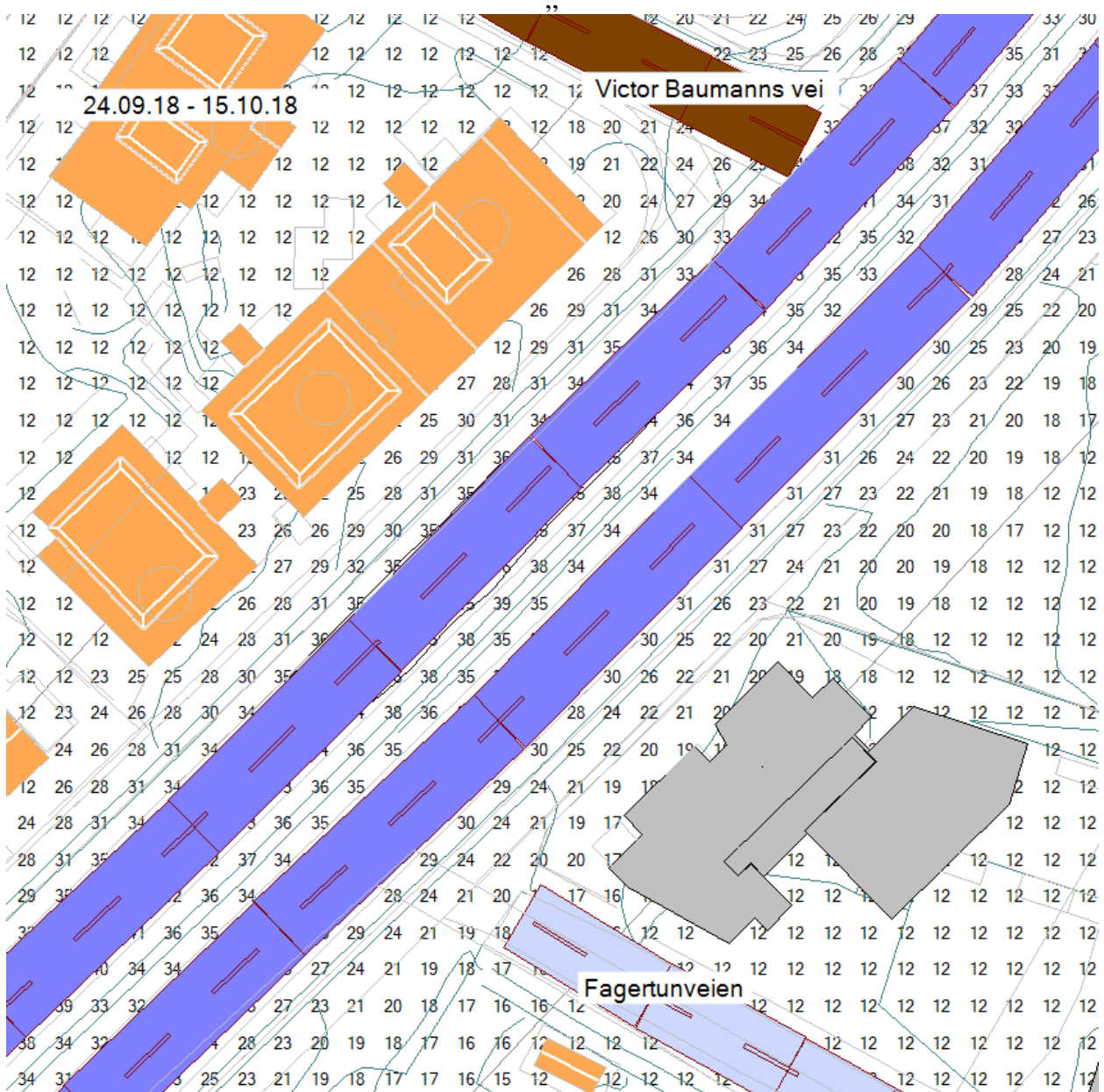
Prøve - ID	Start dato	Slutt dato	Antall døgn	NO₂ (µg/m³)	Merknad
6	10.09.18	24.09.18	14	1,19	
7	10.09.18	24.09.18	14	1,60	
2	15.10.18	29.10.18	14	1,92	

Tabell 11 Konsentrasjonsmengden av NO₂ i blankprøve etter prøvetaking.

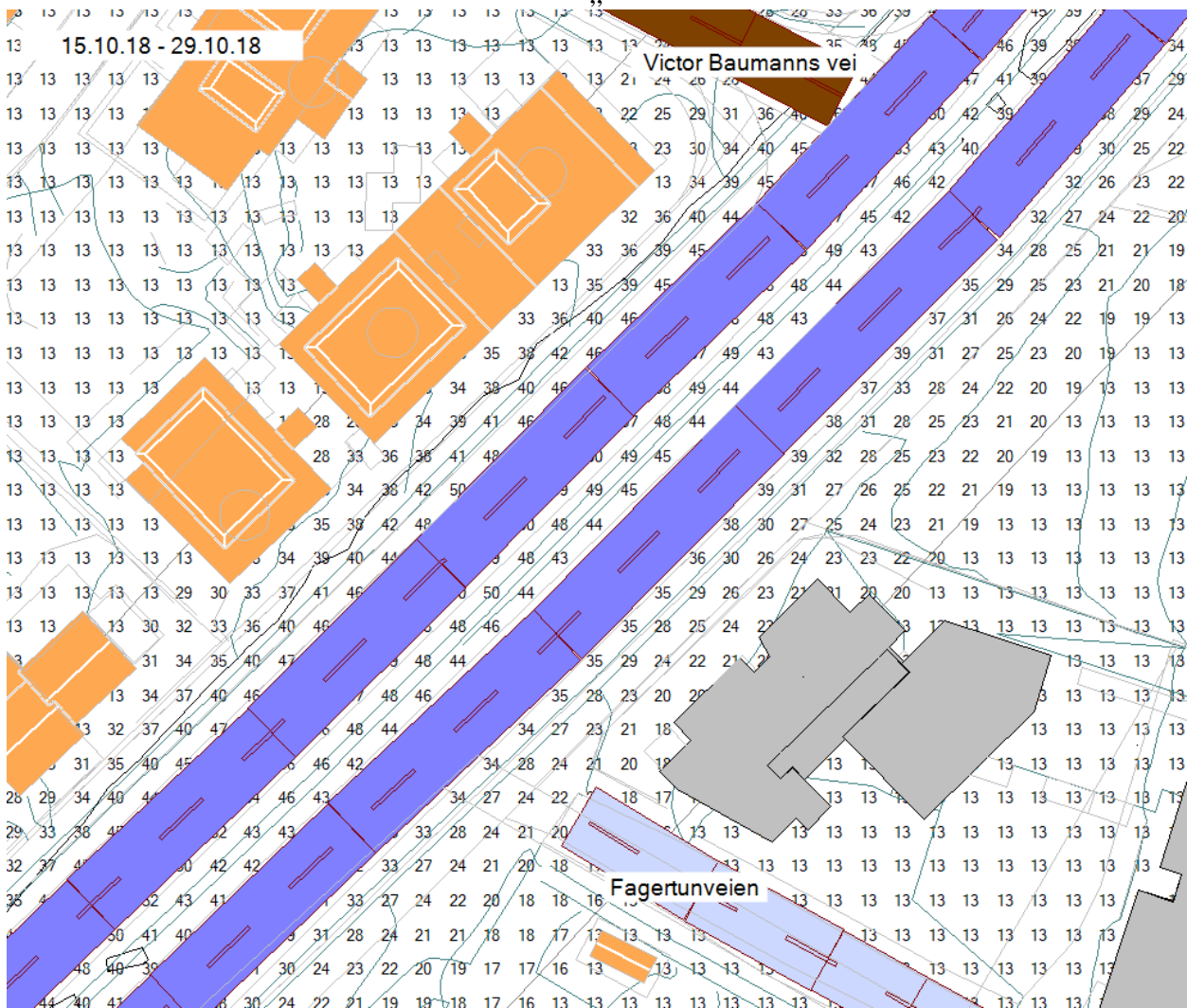
Prøve - ID	Start dato	Slutt dato	Antall døgn	NO₂ (µg/m³)	Merknad
Blankprøve	10.09.18	29.10.18	49	0,19	

5.2 Samling av data fra CadnaA Option APL

På Figur 18 og Figur 19 presenteres resultatene av spredningsberegninger fra CadnaA Option APL som ble utført av Sweco (Martinsen, 2019). I begge figurene vises et kart av Byåsveien med informasjon om konsentrasjonsverdier av NO₂ i luften. Her er konsentrasjonene også oppgitt som gjennomsnittsverdi av målingene under prøvetakingsperioden 10. September 2018 - 29. oktober 2018. Figurene viser at konsentrasjon avtar med avtagende avstand fra kjørefeltet langs Byåsveien. Til sammenligning og diskusjon av de oppgitte verdiene ble det gjort et utvalg som skulle vektlegges til sammenligning med passive prøvetakere. Valgene ble tatt på bakgrunn av plassering til målepunktene A og B. De utvalgte dataene fra Figur 18 og 19 er gitt ved Tabell 11 og er blitt benyttet videre til statistiske beregninger.



Figur 18 Spredningsberegninger av NO₂, med CadnaA Option APL for september.



Figur 19 Spredningsberegninger av NO₂ med CadnaA Option APL for oktober.

Tabell 12 De aktuelle konsentrasjonsverdiene for NO₂ til sammenligning med passive prøvetakere. Det Verdiene er hentet fra Figur 18 og Figur 19.

Tidsperiode (måned)	Målepunkt	Konsentrasjon (µg/m³)
September	A	34
	B	31
Oktober	A	45
	B	39

5.3 Analysearbeid med dataene

Sammenligning av NO₂ -verdiene fra modellberegning og de empiriske dataene er presentert i form av statistiske beregninger og grafiske fremstillinger av dataene. Aktuelle statistiske behandlinger av data er gjort ved hjelp av formlene vist i delkapittel 3.3.1, og alle beregningene er gjort i Microsoft Office Excel 2016. Excel har en rekke innbygde funksjoner til å regne ut blant annet gjennomsnitt og standardavvik, og det finnes en funksjon til t-test (95%-konfidensintervall) med p-verdi oppgitt. I Tabell 12 og 13 presenteres de statistiske beregningene. Resultatene i Tabell 7 indikere det ikke er signifikant stort forskjell mellom modellberegning og observerte data.

Tabell 13 Sammenligning av NO₂ (fra µg/m³) spredningsmodellen CadnaA Option APL og passive prøvetakere. Gjennomsnittet, differansen, standardavvik og nøyaktighet er blitt beregnet på Microsoft Excel. Verdiene er rundet av til to desimaler.

Prøve-ID	Målepunkt	Måleperiode	Passiv prøvetaker	CadnaA Option APL	Gjennomsnitt	Differanse	Nøyaktighet (%)
1	A	10.09.2018 - 24.09.18	11,90	34,00	22,95	22,10	65,00
3		10.09.2018 - 24.09.18	11,93	34,00	22,97	22,07	64,91
8		24.09.18 - 15.10.18	14,70	34,00	24,35	19,30	56,76
9		24.09.18 - 15.10.18	14,40	34,00	24,2	19,60	57,65
12		15.10.18 - 29.10.18	21,00	45,00	33,00	24,00	53,33
13		15.10.18 - 29.10.18	21,00	45,00	33,00	24,00	53,33
4		B	10.09.2018 - 24.09.18	9,17	31,00	20,09	21,83
5	10.09.2018 - 24.09.18		9,40	31,00	20,20	21,60	69,68
10	24.09.18 - 15.10.18		11,80	31,00	21,40	19,20	61,94
11	24.09.18 - 15.10.18		10,70	31,00	20,85	20,30	65,48
14	15.10.18 - 29.10.18		13,70	39,00	26,35	25,30	64,87
15	15.10.18 - 29.10.18		14,60	39,00	26,80	24,40	62,56
Gjennomsnittlig differanse						21,98	
Standardavvik						4,46	
Relativ standard avvik (%)						20,29	

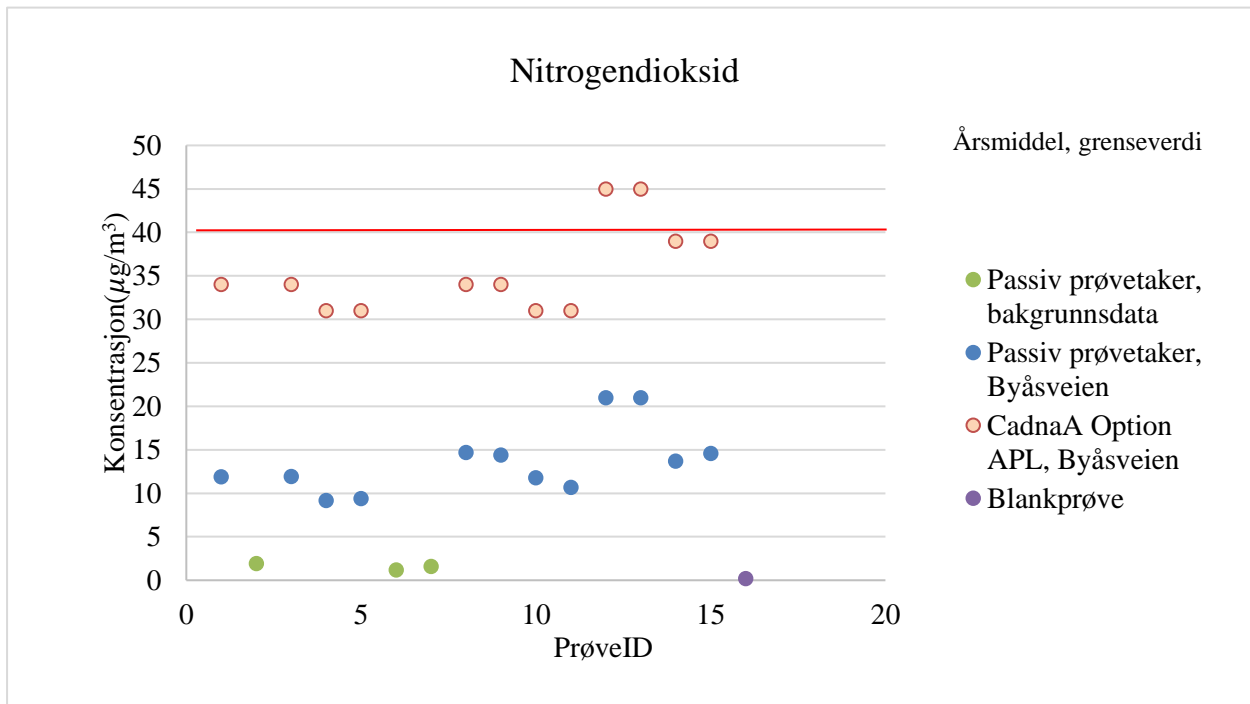
5.3 Konsentrasjonsforskjeller mellom modellberegning og empiriske data

Denne oppgaven innledet med en hypotese om at det ikke er en betydelig forskjell mellom resultatene fra modellberegningene og de passive prøvetakerne. Generelt ser det ut til at resultatene fra modellberegningene viser høyere tallverdi enn det som faktisk har blitt målt. Spesielt konsentrasjonen på $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i (se Tabell 11) som grenser over den nasjonale grenseverdien for NO_2 . Ved hjelp av t-test ble forskjeller i konsentrasjonen mellom verdiene fra CadnaA Option APL og passive prøvetakere undersøkt (se Tabell 13) Når sammenlignes med $t_{\text{krit.}}$ er $|t_{\text{stat.}}| > t_{\text{krit.}}$ for begge målepunktene på Byåsveien, og nullhypotesen kan forkastes det vil si den første hypotesen som ble oppgitt i seksjon 1.0. Resultatene viser til signifikant forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon for NO_2 fra observasjoner og modellberegning, der de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene er fra CadnaA Option APL.

Tabell 14 Resultater fra utførte t-test for NO_2 ved målepunkt A og B. Kolonne 2 viser gjennomsnittet for NO_2 fra passive prøvetakere (variabel 1 på t-test). Kolonne 3 viser gjennomsnittet for NO_2 fra CadnaA Option APL (variabel 2 på t-test). Her presenteres kun et utdrag av t-testen og verdiene er rundet av til desimaler. I vedlegg D.1 er alle tabellverdier fra t-testen lagt ved.

Målepunkt	Gjennomsnitt – Passive prøvetakere ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Gjennomsnitt - CadnaA Option APL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	$ t_{\text{statistikk}} $	t_{kritisk}
A	15,82	37,67	7,59	2,26
B	11,56	33,67	11,53	2,31

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen for NO_2 Som vist i Tabell 13 er forskjellen i gjennomsnittskonsentrasjonen signifikant. I Figur 20 vises en grafisk diagram over forurensningsnivået av NO_2 fra CadnaA Option APL og passive prøvetakere samt hvor stor forskjellen mellom dataene fra målingene og modellberegningene.



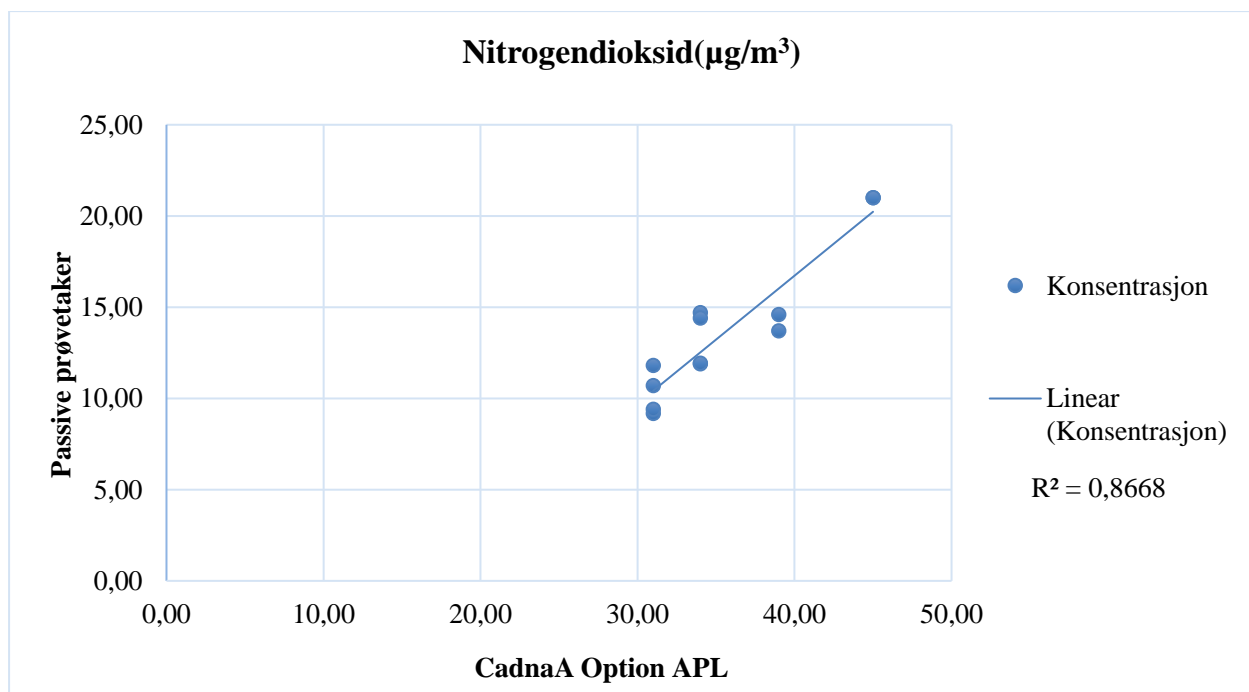
Figur 20 Fordelingen av NO₂-konsentrasjoner mellom passive prøvetakere og spredningsmodellen CadnaA Option APL. X-aksen viser prøve-ID for hver av innhentede prøvene, mens konsentrasjonen av NO₂ vises i y-aksen. I tillegg er den nasjonale grenseverdien for NO₂ i luften oppgitt i illustrasjonen.

Grunnen til de store forskjellene i gjennomsnittskonsentrasjon for NO₂ kan være mange. En potensiell årsak til de høye verdiene fra modellberegningen kan være de innhentede bakgrunnskonsentrasjonene som ble hentet fra www.luftkvalitet.info/ModLUFT. I dette tilfelle kan det ha oppstått dobbelttelling hvor i bakgrunnskonsentrasjonene defineres som veiutslipp, deriblant Byåsveien. På nettsiden til det nye nasjonale beregningsverktøyet (NBV, 2019), viser det seg at bakgrunnskonsentrasjon står for mindre enn 10% av kildebidraget til NO₂ for Byåsveien og at trafikkutslipp står for mesteparten av kildebidraget til dette området. Ettersom kvaliteten på resultatene fra spredningsmodellen er avhengig av kvaliteten på inngangsdata, tyder resultatene fra modellberegninger på at bakgrunnskonsentrasjonene fra ModLUFT kan trekke inn en del usikkerhet til beregningene. Resultatene fra beregningene kan samsvare tilnærmet med de empiriske dataene uten bruk av bakgrunnskonsentrasjon, men en del av modellberegningene er å benytte bakgrunnskonsentrasjoner spesielt for å inkludere de andre utslippskildene av NO₂ som modellberegninger ikke fanger opp. Utslippskilder som skipstrafikk er blant annet som ikke direkte blir sluppet ut fra kjørefeltet på Byåsveien. Andre grunner til konsentrasjonsforskjellene

kan komme av utlagte verdier for utslippsfaktor til spredningsmodellen (se Tabell 2) og valget av passiv prøvetaker som metode til målearbeidet. Dette vil bli nærmere diskutert i senere seksjon.

5.3.1 Korrelasjonsanalyse mellom metodene

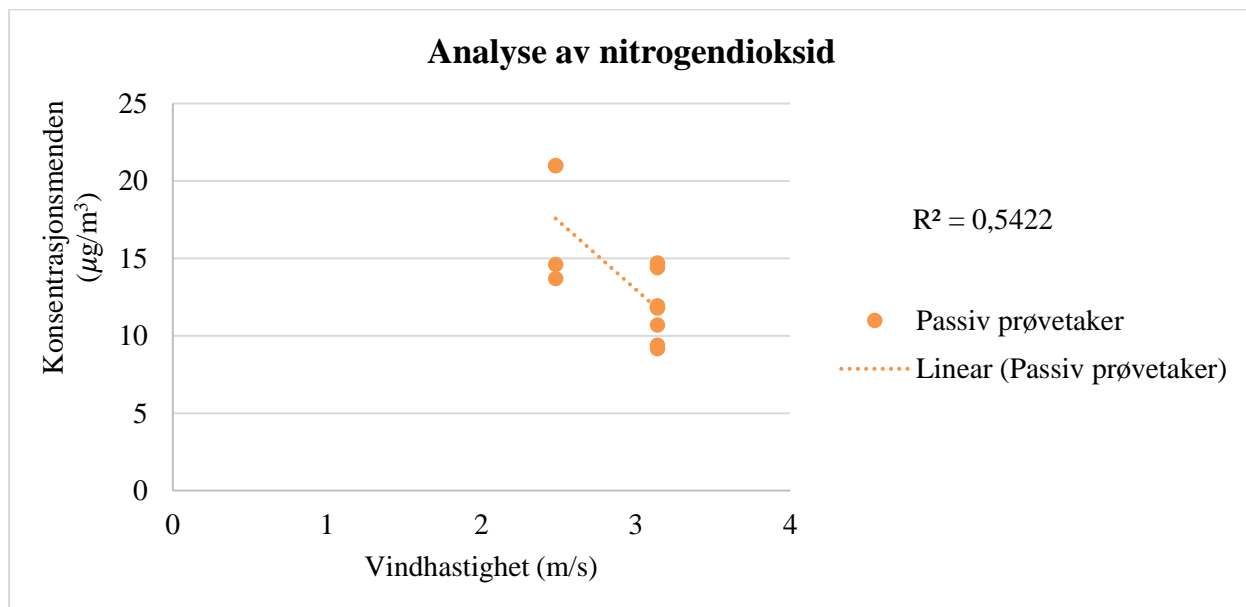
Resultatene fra modellberegningene og feltarbeidet kan sammenlignes under korrelasjonsanalyse gitt ved Figur 21. Mellom konsentrasjonene er det korrelasjonsfaktor på 0,87. Den høye korrelasjonen mellom konsentrasjonen kan bety at dataene fra spredningsmodellen og prøvetakerne kommer fra samme utslippskilde, og at modellregningene er utført med inngangsdata som kan stemme overens med de observerte utslippsfaktorene og utslippskilder som passive prøvetakere ble utsatt for under feltarbeidet.



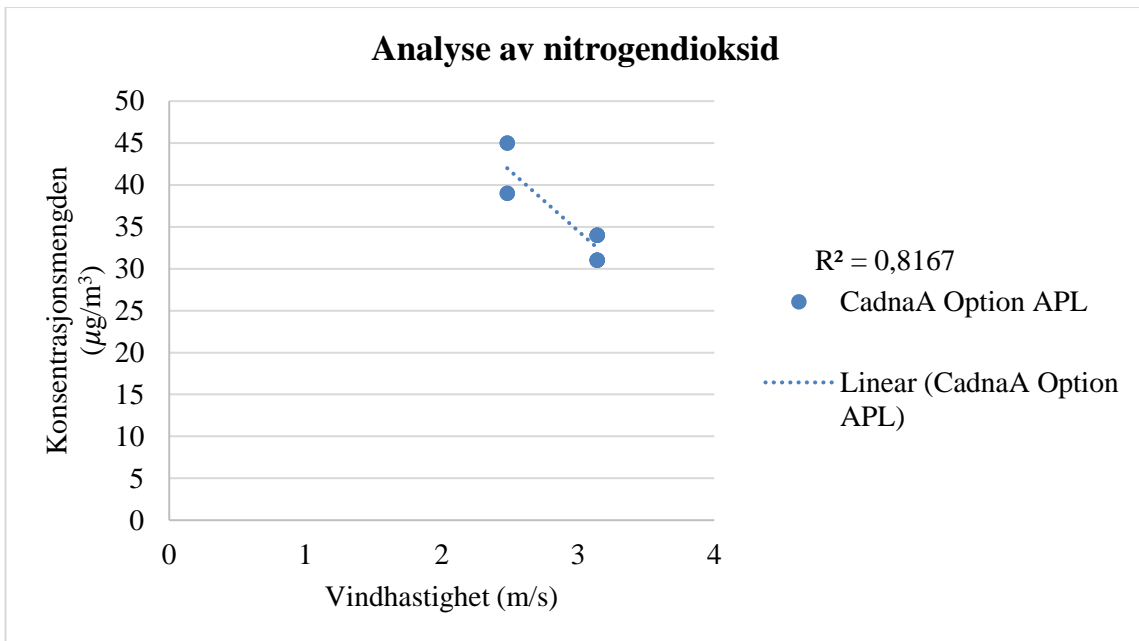
Figur 21 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og vindhastigheten måleperioden plottet mot hverandre. Den lineære linjen representerer trendlinjen, og korrelasjonsfaktor er 0,87.

5.4 Korrelasjonsanalyse mellom metodene og meteorologiske faktorer

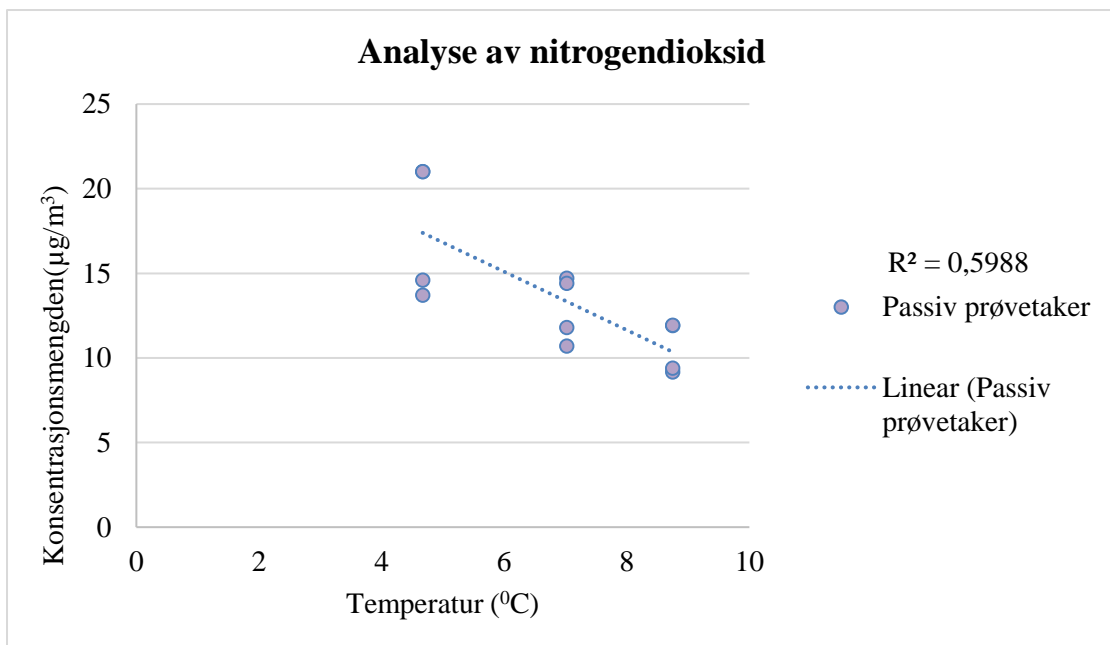
For å få forståelsen på årsakene bak forskjellige konsentrasjonsverdier av NO₂ fra de passive prøvetakerne og spredningsmodellen er det interessant å se på utviklingen i værparameterne i perioden rundt feltarbeidet. I tillegg er det interessant å se hvor mye nedbør som har kommet og hvor høy lufttemperaturen og vindhastigheten, ettersom dette er faktorer som henger sammen med diffusjonen i de passive prøvetakerne. Som nevnt i delkapittel 2.2, kan konsentrasjon på NO₂ variere mellom tid og meteorologiske variasjon og påvirke målingsarbeidene med både de passive prøvetakerne og spredningsmodellen. Korrelasjonen mellom hver av målemetodene og værparametere kan korreleres. Korrelasjonene er presentert i figurene under med utgangspunkt i resultatene gitt i seksjonene 5.1 og 5.2 og med værdata presentert i Vedlegg A. Data til korrelasjonsanalysene er oppgitt i Vedlegg D.2.



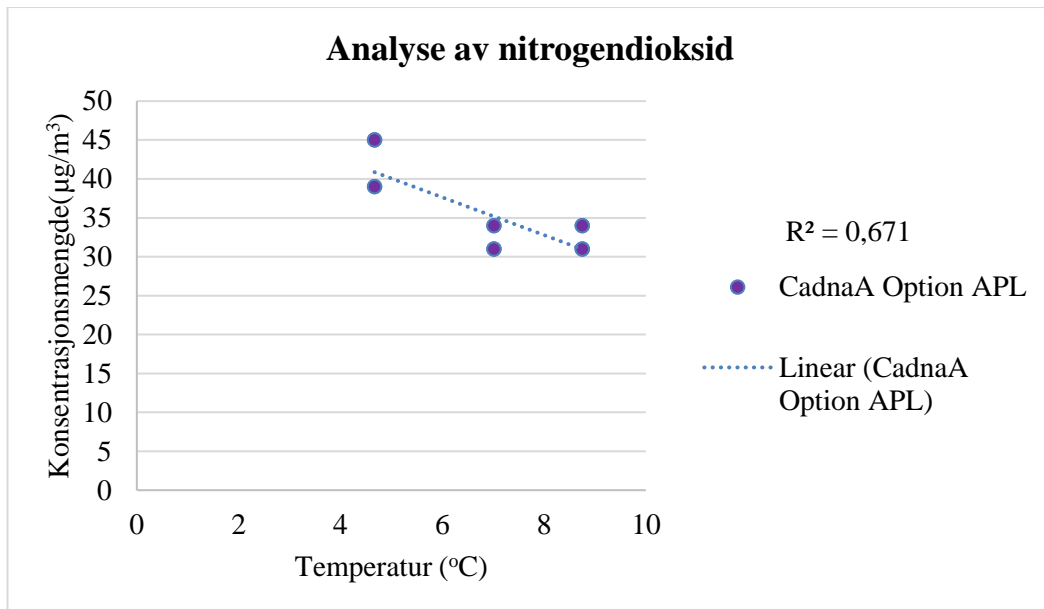
Figur 22 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og vindhastigheten måleperioden plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,54.



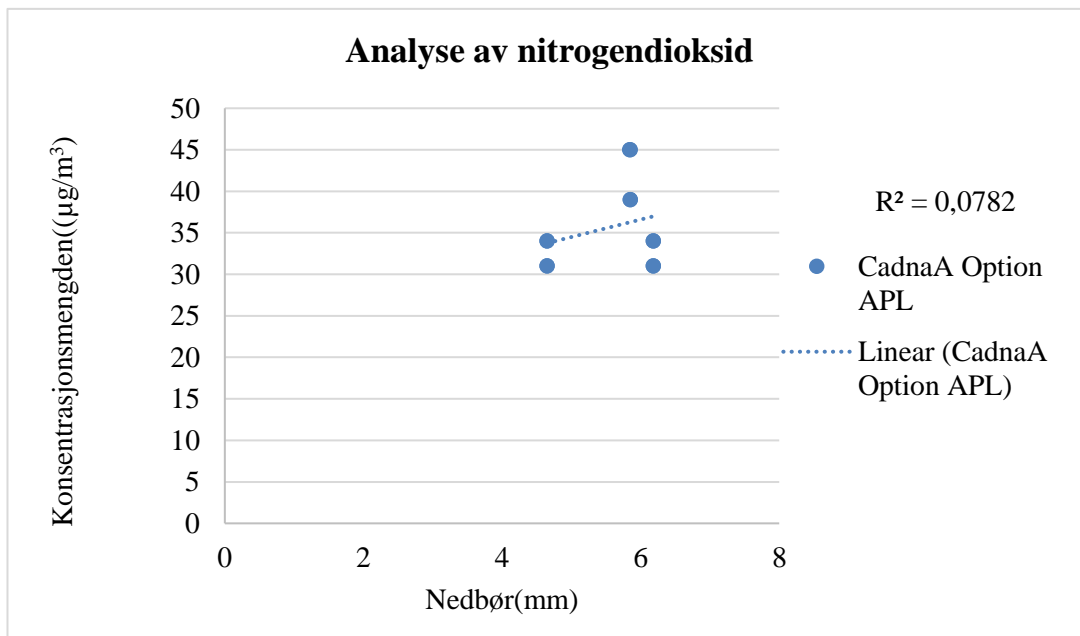
Figur 23 Konsentrasjonen fra CadnaA Option APL og vindhastigheten fra måleperioden plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,82.



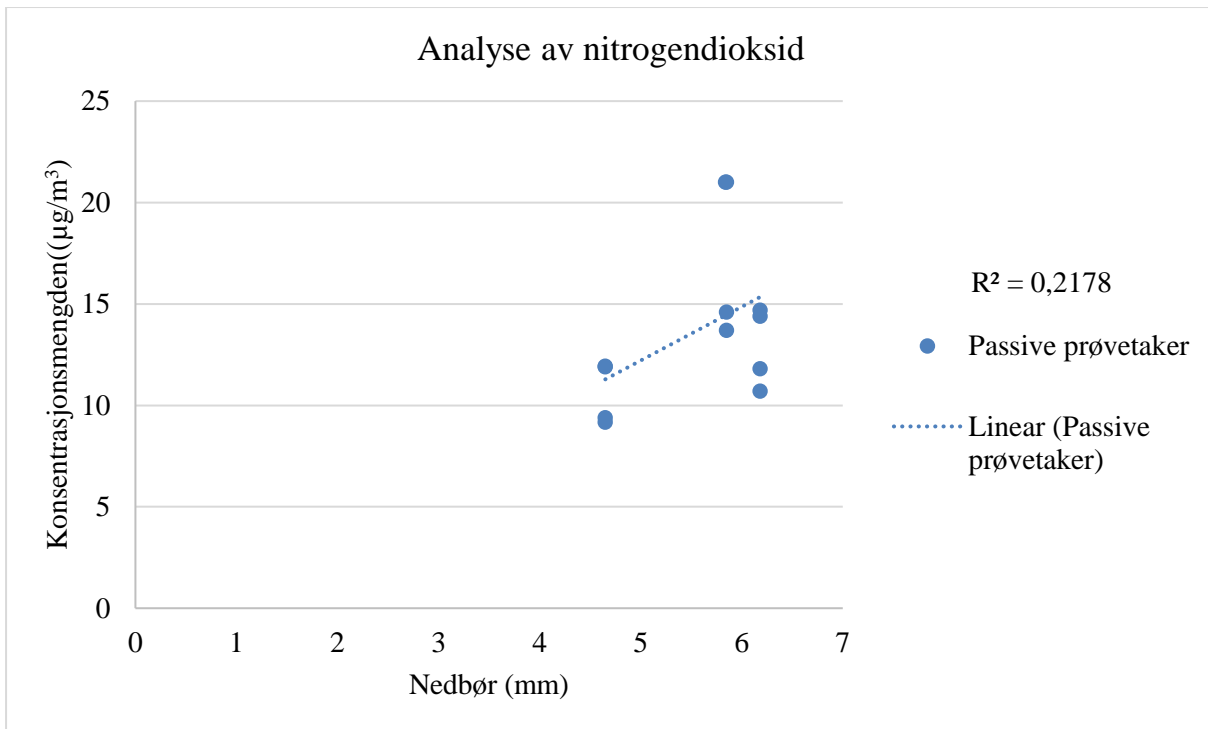
Figur 24 Konsentrasjonen fra passive prøvetakere og gjennomsnittlig temperatur fra måleperioden plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,60.



Figur 25 Konsentrasjonen fra og CadnaA Option APL og gjennomsnittlig temperatur fra måleperioden plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,67.



Figur 26 Konsentrasjonen fra og CadnaA Option APL og gjennomsnittlig nedbør fra måleperiodene plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,08.



Figur 27 Konsentrasjonen fra og passive og gjennomsnittlig nedbør fra måleperiodene plottet mot hverandre. Korrelasjonsfaktor er 0,2.

Mellom vindhastighet og konsentrasjonene fra passive prøvetakere på Byåsveien er det korrelasjonsfaktor på 0,54, mens mellom CadnaA Option APL viser korrelasjon med vindhastighet med en korrelasjonsfaktor på 0,82. Det vises til lavere korrelasjon mellom passive prøvetakere og vindhastighet sammenlignet med spredningsmodellen. Det vises i Figur 23 at hvor konsentrasjonene reduseres i takt med avtagende vindhastighet. Med temperatur er korrelasjonsfaktoren tilnærmet likt når temperatur korreleres med passive prøvetakere og spredningsmodellen, se Figur 23 og Figur 24. Figur 25 og 26 vises til svært lave korrelasjonsfaktorer. Siden grafene vises til manglende linearitet indikerer dette at det ikke er noe sammenheng mellom nedbør og konsentrasjon til NO₂. Dette stemmer ikke overens med det som har blitt nevnt i utsnitt 2.2 om at nedbør kan vaske bort forurensningskomponenter i luften og kan føre til mindre opptak av den aktuelle analytten. Det kan dermed antas noe usikkerheter ved spredningsmodellen med tanke på valg av inngangsdata i modellberegningene

5.5 Kommentarer til data fra passive prøvetakere

Fleste av de passive prøvetakerne hadde en tidsperiode på 14 dager for prøvetaking av NO₂(g) i luften, mens prøve-ID 8, 9, 10 og 11 hadde en periode på 21 dager. Dette skyldes at det ikke var tid til å utføre prøvetaking den 8. oktober 2018, som opprinnelig skulle være startdato for tredje prøvetakings runde.

Den høyeste konsentrasjonsverdien for NO₂ ble målt fra prøve - ID 12 og 13 med en konsentrasjon på 21 µg/m³. Den minste konsentrasjonsverdien ble observert fra prøve - ID 7 med 1,60 µg/m³. Selv om noen av konsentrasjonsmengdene for NO₂ er større enn for andre, er det ikke nødvendigvis bekymringsverdige med tanke på det nasjonale målet på 40 µg/m³.

Som nevnt på forrige seksjonen, ble det plassert to målere på hvert målepunkt for hver prøvetakingsrunde. Fra dataene kan det observeres at konsentrasjonene stemmer over ens parvis, og konsentrasjonene varierer etter målepunkt. Resultatene viser en generell trend med avtagende konsentrasjoner for økende avstand fra Byåsveien. Dette vises i Tabell 9 for målepunkt C hvor konsentrasjonene til tilhørende prøvetakere er betraktelig mindre enn konsentrasjonene til prøvetakere på målepunkt A og målepunkt B. Dette tyder på at luftspredningen av NO₂ fra veitrafikk avtar med økende avstand fra kilden. Resultatene fra prøvetakingen viser også en gradvis økende trend for hver av de ulike periodene under prøvetakingsperioden. Dette kan være i relasjon med de meteorologiske dataene for de ulike dagene (se Vedlegg A).

I tillegg viser resultatene av målepunktene A og B at trafikkutslippet fra Byåsveien påvirker området ved målepunkt A enn målepunkt B, da måledata fra målepunkt B har litt lavere verdi enn data fra målepunkt A. Etter første og andre omgang av prøvetaking viser resultatene en gradvis konsentrasjonsøkning med 1-3 µg/m³, men etter tredje omgang har konsentrasjonen på målepunkt B økt opptil 21 µg/m³. Dette er større enn konsentrasjonene på målepunkt A. Dette kan skyldes kontaminering på delene i prøvetakeren. Potensielle forurensningskomponenter i luften kan ha festet seg på kanten av plastsikkringen eller festet seg på teflonfilteret slik at det har oppstått kjemiske reaksjoner i akkumuleringsmembranen som inneholder anioner av NO₂-gassmolekylene. Eventuelt kan kontaminering ha oppstått på grunn av at prøvetakeren samlet opp gassmolekyler som muligens har samme egenskaper som NO₂ og impregneringsmiddelet KI-løsningen har reagert med gassmolekylene. En annen grunn til større data på målepunkt A kan være at den ene

siden av Byåsveien er mer vindstille enn den andre siden. Målepunkt A kan ha vært skjermet fra vind fra de fremherskende sørvest-vindene av byggene slik at NO₂ blir samlet opp på prøvetakerne ved målepunkt A. Dette kan også være årsak til prøvetakerne ved målepunkt A har høyere konsentrasjonsdata enn prøvetakerne på målepunkt B.

Konsentrasjonene på alle målepunktene øker for hver prøvetakingsrunde. En mulig årsak til dette kan være av meteorologiske forhold. Fra Tabell 14 er det oppgitt at den gjennomsnittlige temperaturen og vindhastigheten i første og andre runde er større enn på tredje runde. Med lave temperatur og lite vind kan dette ha medført til at forurensningsnivået i luften øker og mer NO₂ blir akkumulert på de passive prøvetakerne.

5.6 Vurdering av passiv prøvetaker som målingsmetode

Prøvetaking med passive prøvetakere er en lettvinnt metode for å måle forurensingsgassene i luften. Til det eksperimentelle ble arbeidet med de passive prøvetakerne utført med ingen problemer I tillegg til å være var små i størrelse, holdt de seg godt fast til den monterte plastplaten under hele målingsperioden. Det oppsto ingen ødeleggelser av prøvetakerne under hver måleperiode, og dermed er de godt egnet til å utføre utendørs luftmålinger.

Som nevnt i hovedkapittelet 4.0 ble tre av prøvetakerne ødelagt i oppbevaringsboksen før de ble tatt i bruk. Det antas at plastikkringen ble knekt under forsendelse fra NILU slik at ringen ble delvis åpnet og filtrene løsnet seg. Dette kan ha medført til kontaminering under forsendelse som igjen kan ha påvirket resultatene til prøvetakerne. I tillegg kan ødeleggelsen ha ført til stabilitets problemer med NO₂ i akkumuleringsmembranen, dersom impregneringsfilteret har blitt kontaminert i forsendelsen. I Tabell 8 ses det litt konsentrasjonsforskjell mellom prøve-ID 4 og 5 og mellom 10 og 11 Likevel er dataene til prøve-ID betraktelig lite og ødeleggelsen av plastikkringen har dermed ikke hatt noe betydningsfull påvirkning på konsentrasjonen.

En annen grunn til å indikere kontaminering under forsendelsen er at det ble observert konsentrasjon av NO₂ på blankprøven (se Tabell 10). Etersom blankprøven ikke skal inneholde analytten, viser dette til usikkerheter med passive prøvetakere som metode til å kvalitetssikre resultatene fra modellberegningene til CadnaA Option APL. Siden oppbevaringsboksene til de 15

de passive prøvetakerne til feltarbeidet ikke kunne åpnes før bruk, er det en utfordring påvise om de har spor av NO₂ i seg. Dette medfører i å overse en potensiell feilkilde i resultatene fra passive prøvetakere.

6.0 Konklusjon

Målet med denne masteroppgaven er å kunne validere spredningsberegner av NO₂ fra modellen Cadna Option APL faktiske måledata av NO₂ fra passive prøvetakere. I tillegg var det også et mål å kunne besvare på to hypoteser som var utgangspunktet i kvalitetssikringen.

Fra resultatene kommer det frem at CadnaA Option APL er godt egnet til å vurdere forurensningsnivåene i luften. Sammenligningen mellom modellberegninger og observasjoner viser at gjennomsnittskonsentrasjonen varierer etter målemetode. Samtidig er ikke konsentrasjonsforskjellene relativt store til at resultatene fra modellen og de passive prøvetakerne avviker fra hverandre. En viktig observasjon av resultatene som må inkluderes i denne konklusjonen, er at spredningsmodellen er matriseavhengig for at den skal gi nøyaktige målinger av forurensningskonsentrasjonen.

Med bakgrunn i denne oppgaven, anbefales det å gjennomføre en ny tilsvarende validering med andre passive prøvetakere eller andre metoder. For eksempel kan det utføres en validering av konsentrasjonsberegningene fra spredningsmodellen med resultater fra både passive prøvetakere og aktive prøvetakere som kjemiluminescens-detektor. I tillegg anbefales å utføre feltarbeid ut over året slik at en kan undersøke konsentrasjonsnivå på ulike årstider og gi en bedre vurdering av spredningsmodellens ytelse. Til videre arbeid kan det være hensiktsmessige å benytte data for trafikkmengden for de ulike dagene i feltarbeidet.

7.0 Referanser

- Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric environment*, 34(12-14), 2063-2101.
- Boulter P.G., Borken-Kleefeld J., Ntziachristos L. (2012) The Evolution and Control of NO_x Emissions from Road Transport in Europe. In: Viana M. (eds) Urban Air Quality in Europe. The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 26. Springer, Berlin, Heidelberg, 31-53. doi: https://doi.org/10.1007/698_2012_162
- Crutzen, P. J. (1979). The role of NO and NO₂ in the chemistry of the troposphere and stratosphere. *Annual review of earth and planetary sciences*, 7(1), 443-472.
- Datakustik.(2007). CadnaA-APL User Manual. Hentet fra <https://www.datakustik.com/en/products/cadnaa/extensions/apl-air-pollutants/> (Lest 29.10.18)
- eKlima. Meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner. *Meteorologisk institutt*. Hentet www.eklima.no (Lest 26.03.19)
- Ferm, M. (1991). A Sensitive Diffusional Sampler. *Swedish Environmental Research Institute*, 1-12.
- Ferm, M., & Svanberg, P.A. (1998). Cost-efficient techniques for urban- and background measurements of SO₂ and NO₂. *Atmospheric Environment*, 32(8), 1377-1381. doi:[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00170-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00170-2)
- Ferm M, Johansson C, Persson K. Samband mellom kväveoxider och ozon i tätorter. Halmätningar med diffusionsprovtagare. IVL-rapport B 1768, Göteborg, 2008: 3.
- Ferm, M., & Rodhe. (1997). Measurements of Air Concentrations of SO₂, NO₂ and NH₃ at Rural and Remote Sites in Asia. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 27(1), 17-29. doi:10.1023/a:1005816621522.
- Fifield, F.W. (2000b) Analytical environmental data: assesment and interpretation i Fifield ,F.W. & Haines, P.J.(red). Environmental analytical chemistry. *Blackwell Science LTD*, (2), 10, 17, 34
- Folkehelseinstituttet. (2013) Luftkvalitetskriterier - Virkninger av luftforurensning på helse. *Nasjonalt folkehelseinstitutt*. FHI-rapport 2013:9, Oslo, Norge, 65-77. Hentet fra <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2013/luftkvalitetskriterier---virkninger-av-luftforurensning-pa-helse-pdf.pdf> (Lest 20.11.2018)

- Frøslie, F.K. (2018). Validering. Store Norske Leksikon (SNL). *Universitet i Oslo: SNL*, 2018. Hentet fra <https://snl.no/validering> (Lest 26.03.19)
- Grice, S., Stedman, J., Kent, A., Hobson, M., Norris, J., Abbott, J., & Cooke, S. (2009). Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe. *Atmospheric Environment*, 43(13), 2154-2167.
- Hagman, R., Hjerstad, K.I, Amundsen, A.H. (2011) NO_x-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. utfordringer og muligheter frem mot 2025. TØI-rapport 1168/2011. *Transportøkonomisk Institutt*. Hentet fra <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=22618> (Lest 20.11.2018)
- Janicke Consulting. (2009). AUSTAL2000 - Program Documentation of Version 2.4. *Janicke Consulting*. Dunum, Germany. Hentet fra https://www.weblakes.com/products/austal/resources/docs/austal2000_en.pdf
- S.V Krupa, A.H Legge. (2000). Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective. *Environmental Pollution*. Volume 107, 31-45. ISSN 0269-7491
- Laird, C.K. (2000a). The analysis of atmospheric samples i Fifield, F.W. & Haines, P.J. (red). Environmental analytical chemistry. *Blackwell Science LTD*, (2), 326 – 345.
- Leelossy, Adam & Molnár, Ferenc & Izsák, Ferenc & Havasi, Ágnes & Lagzi, István & Mészáros, Róbert. (2014). Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review. *Central European Journal of Geosciences*,6 (264). Doi: 10.2478/s13533-012-0188-6.
- Luftkvalitet. (2018). Usikkerhet ved spredningsmodeller. Hentet fra <http://www.luftkvalitet.info/ModLUFT/Modeller/USIKKERHET.aspx> (Lest 22.11.2018)
- Luftkvalitet i Norge. (2019). Lokal luftforurensning. Hentet fra <https://luftkvalitet.miljostatus.no/artikkel/170> (Lest 10.03.2019)
- Løvås, G.G. (2013). Statistikk for universiteter og høyskoler. Universitetsforlaget AS.Oslo, (3).
- Mamen, J. (2017) Norma – meteorologi. *Store Norske Leksikon*. Hentet fra https://snl.no/normal_-_meteorologi (Lest 25.03.19)
- Miljødepartementet. (2012). Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging, T-1520. *Klima-og Miljødepartementet*. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/t-1520-luftkvalitet-arealplanlegging/id679346/> (Lest 20.11.2018)

- Miljødirektoratet. (2016) Forurensningsforskriften, Kapittel 7. Lokal luftkvalitet. *Miljødirektoratet*. Hentet fra https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_3#KAPITTEL_3 (Lest 14.11.2018)
- Miljøstatus. (2019, 28. Januar). Lokal luftforurensning. *Miljødirektoratet*. Hentet fra <https://www.miljostatus.no/tema/luftforurensning/lokal-luftforurensning/> (Lest 05.03.19)
- ModLUFT. (2018). Luftkvalitet.info - ModLUFT. *NILU og Statens vegvesen*. Hentet fra www.luftkvalitet.info/ModLUft (Lest 20.11.2018)
- ModLUFT. (2019). Luftkvalitet.info – Bakgrunnsapplikasjon. *NILU og Statens vegvesen*. Hentet fra <http://www.luftkvalitet.info/ModLUFT/Inngangsdata/Bakgrunnskonsentrasjoner/BAKG RUNNproj.aspx> (Lest 24.03.2019)
- Magnusson B. & Örnemark U. (2014). Eurachem Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods- A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics. (2). Doi: ISBN 978-91-87461-59-0. Hentet fra <https://www.eurachem.org/index.php/publications/guides/mv#citation> (Lest 26.03.19)
- Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) og Statens vegvesen. (2018). Luftforurensning. Hentet fra <http://www.luftkvalitet.info/Theme.aspx?ThemeID=6fc2e3cd-424f-4c03-ad0c-2b9c15369cd9>
- Ocak, S., Turalioglu, F. S. (2008). Effect of meteorology on the atmospheric concentrations of traffic-related pollutants in Erzurum. *J. Int. Environmental Application & Science*. Turkey, 3(5), 325-335.
- Pedersen B. (2017). Nitrogenoksid. Store Norske Leksikon (SNL). *Universitet i Oslo: SNL*, 2017. Hentet fra <https://snl.no/nitrogenoksider> (Lest 14.11.2018)
- Pienaar, J. J., Beukes, J. P., Van Zyl, P. G., Lehmann, C. M. B., & Aherne, J. (2015). Chapter 2 - Passive Diffusion Sampling Devices for Monitoring Ambient Air Concentrations. In P. B. C. Forbes (Ed.), *Comprehensive Analytical Chemistry*. Vol. 70, 13-52.
- Rustad, P. (2000) Validering av analysekvalitet, Del 1 Tester og riktighet. *Klinisk Kjemi Norden*, nr. 4
- Sivle A.D. Inversjon - Meteorologi. Store Norske Leksikon. *Meteorologisk institutt: SNL*, 2017. Hentet fra https://snl.no/inversjon_-_meteorologi (Lest 14.11.2018)
- Schumann, U., & Huntrieser, H. (2007). The global lightning-induced nitrogen oxides source. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(14), 3823-3907. Doi:10.5194/acp-7-3823-2007

Skoog, D. A. et al. (2014) *Skoog and West's Fundamentals of Analytical Chemistry*. Hampshire: Cengage Learning EMEA, s. 17, 84-91, 103, 109, 132

Statistisk Sentralbyrå (SSB). (2015). *Samferdsel og miljø 2015: Utvalgte indikatorer for samferdselssektoren*. Ref: 34/2015. Oslo-Kongsvinger

Statistisk Sentralbyrå. (2018). *Utslipp til luft*. Hentet fra <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/klimagassn> (10.03.2019)

Tang, Y. S., Cape, J. N., & Sutton, M. A. (2001). Development and Types of Passive Samplers for Monitoring Atmospheric NO₂ and NH₃ Concentrations. *TheScientificWorldJOURNAL*. Vol. 1, s. 513-529. doi:10.1100/tsw.2001.82

Trondheim Kommune. (2018). *Målt luftkvalitet i Trondheim*. Hentet fra: <https://sites.google.com/trondheim.kommune.no/luftrapport/start> (Lest 25.03.19)

Umweltbundesamt. (2015, 02. Juni). *AUSTAL2000 - Overview and History*. Hentet fra: <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/air/air-quality-control-in-europe/overview-history> (Lest 29.10.18)

VDI/DIN Air Prevention Volume 5: Analysis and Measurement Methods (hentet fra Sweco Rapport, s.11)

World Health Organization [WHO]. (2006). *Air Quality Guidelines Global Update 2005*. *World Health Organization*. Regional Office for Europe. København, Danmark, 331-332

Yr. (2019, 25.mars). *Vindpiler og Beauforskalaen*. *Norsk rikskringkasting og Meteorologisk institutt*. Hentet fra <https://hjelp.yr.no/hc/no/articles/360002022134-Vindpiler-og-Beaufortskalaen>

Vedlegg A: Værdata for september og oktober

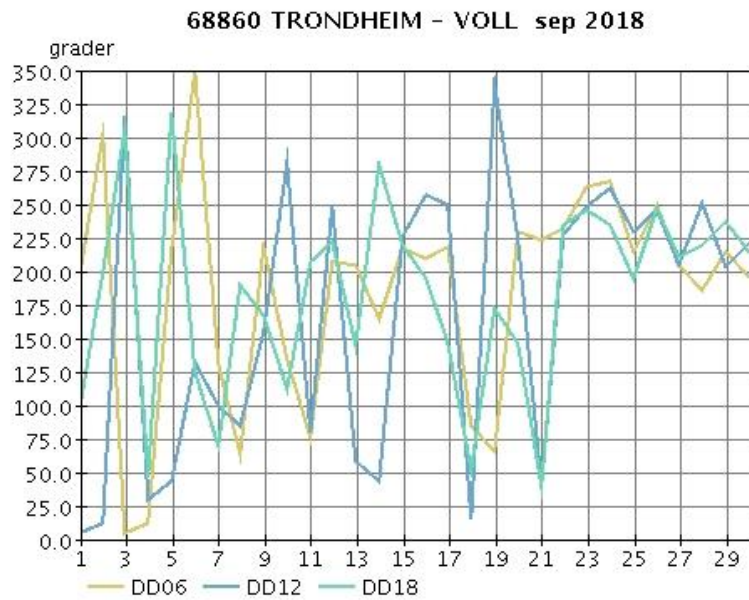
Følgende figurer og tabeller gir oversikt over meteorologiske parametere som tas hensyn til med tanke på resultatene fra måledataene. Værdataene ble også benyttet til spredningsmodellen som grunnlag for beregning av luftkvaliteten ved målepunkt A og B på Byåsveien. Tabell A.1.1 viser oversikt over aktuelle værparametere hentet fra Voll værstasjon i Trondheim (www.eklima.no).

I Figur A.1 og Figur A.2 oppgis verdiene av over vindretning på de ulike dagene under prøvetakingsperioden, hvor verdiene er fremstilt grafisk. Grafene er utsnitt fra www.eklima.no

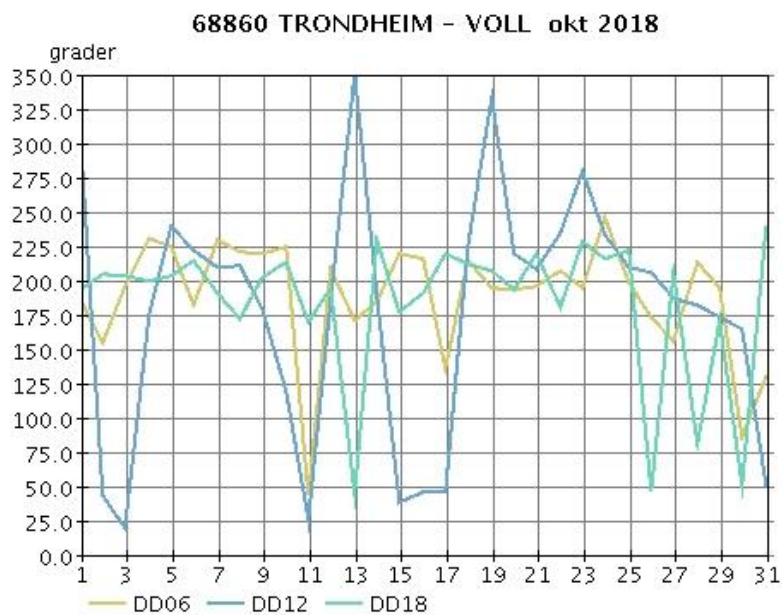
Tabell A.1.1 Lufttrykk, nedbørsmengde, temperatur og vindhastighet per dag fra 10.september 2018 til 29.Oktober 2018. Værdataene er hentet fra Voll målestasjon i Trondheim (www.eklima.no).

Dato	Temperatur, middelerdi (normal, °C)	Akkumulert nedbør målt kl. 07:00 for siste 24 timer (mm)	Vind, middelerdi(m/s)	Lufttrykk, stasjonsnivå (hPa)
29.okt.18	3,4	0,2	2,5	1011,8
28.okt.18	3,6	0,9	1,6	1013
27.okt.18	3,8	2,5	1,5	1001
26.okt.18	4	14,6	1,8	988,9
25.okt.18	4,2	6,8	2,3	984,5
24.okt.18	4,3	13,1	3,5	988,1
23.okt.18	4,5	8,3	3,2	980,9
22.okt.18	4,7	9	4,1	987,5
21.okt.18	4,9	6,5	3,1	991,5
20.okt.18	5	0,3	2,3	1000,9
19.okt.18	5,2	2,4	1,7	1002,4
18.okt.18	5,4	4,3	3,7	1000,3
17.okt.18	5,5	0,6	2,1	992,9
16.okt.18	5,7	0	2,1	997,9
15.okt.18	5,8	18,3	1,7	997,4
14.okt.18	6	2,7	3,9	986,4
13.okt.18	6,1	4,4	4,1	988,6
12.okt.18	6,2	0,7	4,1	995,2
11.okt.18	6,4	0,3	2,4	1001,8
10.okt.18	6,5	1,9	1,5	999,2

09.okt.18	6,6	3,1	1,8	984,6
08.okt.18	6,7	2,3	3,1	983,8
07.okt.18	6,8	5,1	2,2	994,6
06.okt.18	6,9	4,1	3,1	990,8
05.okt.18	7	5	4,9	984,0
04.okt.18	7,1	2,7	2,5	990,8
03.okt.18	7,2	0,9	2,8	992,2
02.okt.18	7,3	0,6	1,6	982,8
01.okt.18	7,4	17,9	2,4	991,8
30.sep.18	7,5	6,9	3,1	983
29.sep.18	7,6	9,1	3,4	986,8
28.sep.18	7,7	10,8	3,7	998,9
27.sep.18	7,8	7,8	3,1	990
26.sep.18	7,9	10,1	6,1	983,5
25.sep.18	7,9	5,4	3,6	998,5
24.sep.18	8	15,9	3,9	1000,7
23.sep.18	8,1	18,4	5,2	984,5
22.sep.18	8,2	8,5	5,9	967,8
21.sep.18	8,3	0,2	2,4	970,8
20.sep.18	8,4	0,4	3,1	973,6
19.sep.18	8,5	2	2,6	977
18.sep.18	8,6	1,3	1,3	983,2
17.sep.18	8,7	6,2	2	988,7
16.sep.18	8,8	5	3,1	991,9
15.sep.18	9	0,8	4,3	990
14.sep.18	9,1	0,1	1,9	986,3
13.sep.18	9,2	9,4	2,7	989,1
12.sep.18	9,3	0,3	4	982,2
11.sep.18	9,5	0,7	1,9	983,2
10.sep.18	9,6	0,5	2,8	990



Figur A.1 Vindretninger i september 2018 for kl. 06:00, kl. 12:00 og kl. 18:00. Dataene i diagrammet er hentet fra www.eklima.no



Figur A.2 Vindretninger i september 2018 for kl. 06:00, kl. 12:00 og kl. 18:00. Dataene i diagrammet er hentet fra www.eklima.no

Vedlegg B: Instruks for prøvetaking med passive prøvetakere

INSTRUKS FOR PRØVETAKING MED PASSIVE PRØVETAKERE

Utskriftsdato: 14/05/98
Dato sist rettet: 18/09/97

Forfatter: Lisbet Fagerbakk Godkjent: *OPB*
Filnavn: i-passiv

INSTRUKS FOR PRØVETAKING MED PASSIVE PRØVETAKERE

1. Prøvetakingsutstyr

Prøvetakeren er en liten, rund plast beholder med dimensjonene 1.2 cm * 2.5 cm (høyde, diameter). Den består av en rist i fronten (åpningen) og et impregnert filter for absorpsjon av gasser.

2. Prøvetaking

2.1 Mottak av prøvetakere

- Prøvetakerene skal oppbevares i transportboksene på et kjølig sted (f.eks. kjøleskap) inntil prøvetaking.
- Hvis ikke lokket sitter godt på ved mottak, noteres det på skjemaet som følger med prøvene.

2.2 Prøvetaking inne

- Ved prøvetaking inne festes prøvetakeren med dobbelsidig tape til en egnet flate.

2.3 Prøvetaking ute

- Ved prøvetaking i felt monteres en vinkelformet plastplate omtrent 2 meter fra bakken på f.eks. trær, husvegg, etc.
- Når plastplaten er montert på ønsket sted, skal man feste prøvetakeren horisontalt på undersiden av vinkelen med dobbelsidig tape. Prøvetakeren skal festes med risten (åpningen) pekende ned.
- Det er plass til to prøvetakere under samme vinkel, men det er svært viktig å plassere prøvetakerene slik at de ikke blir våte!

2.4 Avslutning av prøvetaking

- Etter at prøvetakingsperioden er slutt skal prøvetakeren **umiddelbart** legges tilbake i den oppbevaringsboksen som prøvetakeren ble mottatt i.
- Prøvetakerene skal igjen oppbevares på et kjølig sted inntil de sendes tilbake til NILU.
- Forsendelse tilbake til NILU skal skje så fort som mulig etter avsluttet prøvetaking.

3. Merking av passive prøvetakere

- Oppbevaringsboksen merkes, ikke prøvetakeren, på grunn av prøvetakerens størrelse.
- På oppbevaringsboksen er det en liten merkelapp som inneholder navn på stasjonen, prøvetype (kode for SO₂, NH₃, osv.), nummerering av prøvetaker samt ledig plass hvor stasjonsholder skal skrive fra- og tildato for hvor lenge prøvetakerene har blitt eksponert.

inkl. vinkler

INSTRUKS FOR PRØVETAKING MED PASSIVE PRØVETAKERE

Utskriftsdato: 14/05/98
Dato sist rettet: 18/09/97

Forfatter: Lisbet Fagerbakk Godkjent: *AL*.....
Filnavn: i-passiv

4. Utfylling av driftskjema

- Driftskjema skal alltid fylles ut med penn.
- Ved skrivefeil settes en strek over feilen og rettelser skrives ved siden av.
- Driftskjema skal alltid returneres til NILU sammen med de prøver som skjemaet gjelder for.
- Man må skrive klart og tydelig på skjemaet, helst med blokkbokstaver.
- Følgende felter skal alltid fylles ut:
 - Uke: Nr. på uke/ukene prøvene ble eksponert i henhold til kalenderåret.
 - År: Årstall
 - Stasjonsnavn: Navn på stasjonen
 - Observatør: Navn på vedkommende som har utført feltarbeidet
 - Dato: Datoen som prøven er blitt eksponert (f.eks. 8-18/4)
 - Posisjon: Ved flere prøvetakere på samme sted nummereres prøvetakerene. Man må derfor notere på skjemaet nummeret på prøvetakeren samt hvor prøvetakeren har vært plassert.
 - Prøvetype: Passive prøvetakere kan benyttes for prøvetaking av forskjellige type gasser. Man må derfor skrive hvilken prøvetype skjemaet gjelder for (NH₃, SO₂, osv.). Koden står på oppbevaringsboksen.
 - Merknader: Kommentarer til prøvetakingen noteres ved den enkelte prøve.

5. Feltblindprøver

- Feltblindprøvene er merket med en rød lapp på oppbevaringsboksen hvor det står FBL.
- Feltblindprøven skal ikke tas ut av oppbevaringsboksen.
- Feltblindprøven lagres i målebu (feltnålinger) eller ved målestedet (innemålinger).
- Etter prøvetakingsperioden pakkes feltblindprøvene sammen med de eksponerte prøvene og returneres til NILU.

Vedlegg C: Informasjon om passive prøvetakere fra NILU



Informasjon om passive prøvetakere

2. Prinsipp

Ved passiv prøvetaking benytter man seg av den konsentrasjonsgradient som oppstår når gasser i luft adsorberes på en flate tilsatt et stoff som virker som en effektiv adsorbent for gasser. Prøvetakingshastigheten for en passiv prøvetaker kan estimeres ut fra diffusjonshastigheten for den enkelte gass i luft, ut fra Ficks lov for diffusjon av gass, kombinert med de forskjellige geometrifaktorene som bestemmes utfra dimensjonen i den enkelte passive prøvetaker. Prøvetakingshastigheter for de forskjellige gassene for den aktuelle passive prøvetakeren fra IVL er gitt under kapittel 5 (beregninger).

3. Prøvetaking

3.1 Filtrer

Det impregnerte filtret er et Whatman 40 papirfilter med 24 mm diameter. Det benyttes et metall forfilter og formålet med dette filtret er å beskytte mot turbulens i fronten av prøvetakeren, slik at transporten mellom forfiltret og det aktive filteret i enden av prøvetakeren bare foregår med molekylær diffusjon.



NILU - Norsk institutt for luftforskning

Norwegian Institute for Air Research

PO Box 100, 2027 KJELLER

Besøk/visit: Instituttveien 18, 2007 Kjeller

www.nilu.no

Tel.: (47) 63 89 82 43

Fax: (47) 63 89 80 50

Mob.: (47) 930 21 287

E-mail: Erik.Andresen@nilu.noErik.Andresen@nilu.no

Prøvetaker	Impregneringsløsning	Tillaging av impregneringsløsning
PD-IVL (NaI) NO ₂	7,8 g NaI og 0,87 g NaOH til 100 ml	NaI og NaOH løst i 10 ml Mjli-Q-vann og fortynnes til 100 ml metanol (CH ₃ OH). Videre ble løsningen løst i ultralyd.

3.3 Impregnering av filterer

Impregneringen foretas ved å legge 24 mm Whatman 40 filterer på lokket av prøvetakeren og tilsette 50 µl impregneringsløsning med en Finnpiquette eller med tilsvarende presisjonspipette. Pass på å rense plastspissen av pipetten skikkelig! Deretter monteres filtrene i prøvetakerne så fort som mulig.

Impregnerte filterer skal ikke lagres etter impregnering og det er svært viktig at impregnering og tørking utføres raskt for å unngå blindverdier. Filtrene skal impregneres etter behov, og legges direkte i passiv prøvetaker. Lukk prøvetakerne umiddelbart etter tørking og pakk dem i luft-tette oppbevaringsbokser. Kontroller at boksen er godt lukket, da en ellers risikerer at prøvetakerne vil kunne bli forurenset under lagring!

3.4 Prøvetaking med passiv prøvetaker

Prøvetakeren skal oppbevares i transportboksen inntil prøvetaking. Hvis ikke lokket er godt på ved mottak skrives merknad.

Ved prøvetaking i felt monteres prøvetakeren horisontalt med tosidig tape fortrinnsvis under en plastplate med forfiltret vendt nedover. Plastplaten som benyttes som "lokk" kan være:

et rundt lokk av "freesbee-type".

en vinkelformet plastplate der den ene siden fungerer som tak mens den andre siden benyttes for feste av skruer for oppmontering

Det er viktig at dette lokket plasseres slik at forfiltret ikke blir vått. En typisk prøvetakingsperiode er 14 dager.



NILU - Norsk institutt for luftforskning
 Norwegian Institute for Air Research
 PO Box 100, 2027 KJELLER
 Besøk/visit: Instituttveien 18, 2007 Kjeller
www.nilu.no

Tel.: (47) 63 89 82 43
 Fax: (47) 63 89 80 50
 Mob.: (47) 930 21 287
 E-mail: [Erik.Andresen@nilu.no]Erik.Andresen@nilu.no

Etter prøvetakingsperiodens slutt skal prøvetakeren umiddelbart legges tilbake i boksen, slik at den blir lukket og ikke kan ta opp mer gass fra luften. Det er svært viktig at oppbevaringsboksen lukkes omhyggelig for å unngå lekkasjer, som kan forurense prøvetakeren! Dersom boksen ikke er lukket skikkelig ved mottak, må det skrives en merknad.

4. Analyse

4.1 Konsentrasjonsområder

Konsentrasjonene som en kan forvente å finne i utvaskingsløsningene ved forskjellige konsentrasjonsnivåer er beregnet i tabellen nedenfor.

Tabell 4.1: Mengde opptatt av gasser ved forskjellige prøvetakingsbetingelser.

	Luft-konsentrasjon	liter/ døgn	Opptatt på 14 dager	Mengde i 4 ml utvaskingsløsning		
				14 døgn	7 døgn	1 døgn
NO ₂	10 µg N/m ³	35	4,9 µg N	1,2 µg N/ml	0,6	0,1
	1 µg N/m ³			0,12	0,06	0,01

5. Beregninger

Opptaksmekanismen ved bruk av passiv prøvetaker er beskrevet av Ferm (1991), samt grundig behandlet av Anda (1991), for utledning av formlene samt hvordan det anvendes på Ferm's prøvetaker. Opptak av gasser for passive prøvetakere kan estimeres ut fra Ficks lov for diffusjon:

$$\dot{V} = - D_{1,2} \frac{dc_1}{dz}$$



NILU - Norsk institutt for luftforskning
 Norwegian Institute for Air Research
 PO Box 100, 2027 KJELLER
 Besøk/visit: Instituttveien 18, 2007 Kjeller
www.nilu.no

Tel.: (47) 63 89 82 43
 Fax: (47) 63 89 80 50
 Mob.: (47) 930 21 287
 E-mail: [\[Erik.Andresen@nilu.no\]](mailto:Erik.Andresen@nilu.no) Erik.Andresen@nilu.no

der:

- Ø fluks
- D_{1,2} diffusjonskoeffisienten av gass 1 i gass2 (luft) uttrykt i cm² s⁻¹
- c₁ konsentrasjonen av gass1 i gass2 (luft) i mol/cm⁻³
- z diffusjonslengden

Ved å kombinere de 2 uttrykkene ovenfor samt å integrere over avstanden Z (diffusjonsengden) fås følgende formel for beregning av luftkonsentrasjonen:

Fluksen Ø kan beregnes ut fra geometrien til prøvetakeren ved følgende relasjon:

$$\varnothing = X / (A * t)$$

der mengden X av gass1 avsettes på filtret over tiden t ved diffusjon over arealet A.

Ved å kombinere de 2 uttrykkene ovenfor samt å integrere over avstanden Z (diffusjonsengden) fås følgende formel for beregning av luftkonsentrasjonen:

$$DC = \frac{X}{t * D} * \frac{DL}{A}$$

Formel for beregning av gasskonsentrasjonen med hensyn på disse geometrifaktorene er gitt ved:

$$CO = \frac{X}{(t * D)} [(LR / AR) + (LF / AF) + (LN / AN) + (LLBL / AR)]$$

der:

- CO = gasskonsentrasjonen i µg/m³
- X = mengde gass avsatt i µg (konsentrasjon i utv.løsning* utv.vol)
- t = eksponeringstiden i sekunder
- D = diffusjonskoeffisienten for gassen i luft, gitt som cm² s⁻¹



NILU - Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research
PO Box 100, 2027 KJELLER
Besøk/visit: Instituttveien 18, 2007 Kjeller
www.nilu.no

Tel.: (47) 63 89 82 43
Fax: (47) 63 89 80 50
Mob.: (47) 930 21 287
E-mail: [Erik.Andresen@nilu.no]Erik.Andresen@nilu.no

Vedlegg D Statistikk: T-test

D1. T-test: Sammenligning av forskjell i gjennomsnittskonsentrasjon mellom CadnaA Option APL og passive prøvetakere

Tabell D.1 Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for NO₂ gass fra CadnaA Option APL og de passive prøvetakerne på målepunkt A ved hjelp av t-test. Variabel 1 representerer passive prøvetakere, og variabel 2 representerer CadnaA Option APL.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	15,8216667	37,6666667
Varians	17,4868167	32,2666667
Observasjoner	6	6
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	9	
t-Stat	-7,586054	
P(T<=t) ensidig	1,6876E-05	
T-kritisk, ensidig	1,83311293	
P(T<=t) tosidig	3,3752E-05	
T-kritisk, tosidig	2,26215716	

Tabell D.1.2 Sammenligning av gjennomsnittskonsentrasjon for NO₂ gass fra CadnaA Option APL og de passive prøvetakerne på målepunkt B ved hjelp av t-test. Variabel 1 representerer passive prøvetakere, og variabel 2 representerer CadnaA APL.

t-Test: To utvalg med antatt ulike varianser

	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Gjennomsnitt	11,5616667	33,6666667
Varians	4,99921667	17,0666667
Observasjoner	6	6
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0	
fg	8	
t-Stat	-11,526713	
P(T<=t) ensidig	1,4557E-06	
T-kritisk, ensidig	1,85954804	
P(T<=t) tosidig	2,9115E-06	
T-kritisk, tosidig	2,30600414	

D.2 Data til analyse av NO₂: Forholdet mellom værparameter og konsentrasjonsmengden

Tabell D.2 Oversikt over værdata som ble tatt i bruk til korrelasjonsanalysen mellom konsentrasjonene fra spredningsmodellen og passive prøvetakere.

Målepunkt	prøve-ID	Passiv prøvetaker	CadnaA Option APL	Temperaturgjennomsnitt (°C)	Vindhastighet -gjennomsnitt (m/s)	Nedbør (mm)
A	1	11,9	34	8,75	3,14	4,65
	3	11,93	34	8,75	3,14	4,65
	8	14,7	34	7,02	3,14	6,18
	9	14,4	34	7,02	3,14	6,18
	12	21	45	4,67	2,48	5,85
	13	21	45	4,67	2,48	5,84
B	4	9,17	31	8,75	3,14	4,65
	5	9,4	31	8,75	3,14	4,65
	10	11,8	31	7,02	3,14	6,18
	11	10,7	31	7,02	3,14	6,18
	14	13,7	39	4,67	2,48	5,85
	15	14,6	39	4,67	2,48	5,85

Vedlegg E: Konsentrasjoner av NO₂ i luften med passive prøvetakere fra NILU

I dette vedlegget presenteres alle måledataene som ble mottatt fra NILU laboratorium.



Rapport for måling av NO₂-gass i luft med passiv prøvetaker

Målerapport : NILU-U-5174-18

Prosjekt nummer O-117004
Bestillingsnr. N1826947

Prøveidentifikasjon	Oppdragsnummer	Fradato	Tildato	Antall	NO ₂ -N µg N/ml	NO ₂ -N µg N/m ³	NO ₂ µg/m ³	Mrk.
Byåsveien/punkt A nr. 1	O-117004-2018-125-1	10.09.2018	24.09.2018	14	0,41	3,62	11,90	
Byåsveien/punkt A nr. 3	O-117004-2018-125-2	10.09.2018	24.09.2018	14	0,41	3,63	11,93	
Byåsveien/punkt B nr. 4	O-117004-2018-125-3	10.09.2018	24.09.2018	14	0,32	2,79	9,17	
Byåsveien/punkt B nr. 5	O-117004-2018-125-4	10.09.2018	24.09.2018	14	0,32	2,86	9,40	Fuktig.
Kobberdammen/punkt C nr. 6	O-117004-2018-125-5	10.09.2018	24.09.2018	14	0,04	0,36	1,19	
Kobberdammen/punkt C nr. 7	O-117004-2018-125-6	10.09.2018	24.09.2018	14	0,06	0,49	1,60	

Figur E.1 Rapport for måledata av NO₂- gass i luften med passive prøvetakere for periode mellom 10. september 2018 – 24. september 2018

Rapport for måling av NO₂-gass i luft med passiv prøvetaker

Målerapport : NILU-U-5256-18

Prosjekt nummer O-117004

Bestillingsnr. N1826947

Prøveidentifikasjon	Oppdragsnummer	Frådato	Tildato	Antall	NO ₂ -N µg N/ml	NO ₂ -N µg N/m ³	NO ₂ µg/m ³
Byåsveien/punkt A nr. 8	O-117004-2018-139-1	24.09.2018	15.10.2018	21	0,76	4,49	14,7
Byåsveien/punkt A nr. 9	O-117004-2018-139-2	24.09.2018	15.10.2018	21	0,74	4,37	14,4
Byåsveien/punkt B nr. 10	O-117004-2018-139-3	24.09.2018	15.10.2018	21	0,61	3,60	11,8
Byåsveien/punkt B nr. 11	O-117004-2018-139-4	24.09.2018	15.10.2018	21	0,55	3,25	10,7
Feltblind	O-117004-2018-146-1	10.09.2018	29.10.2018	49	0,02	0,06	0,19
Kobberdammen/punkt C nr. 2	O-117004-2018-146-2	15.10.2018	29.10.2018	14	0,07	0,58	1,92
Byåsveien/punkt A nr. 12	O-117004-2018-146-3	15.10.2018	29.10.2018	14	0,72	6,38	21,0
Byåsveien/punkt A nr. 13	O-117004-2018-146-4	15.10.2018	29.10.2018	14	0,72	6,38	21,0
Byåsveien/punkt B nr. 14	O-117004-2018-146-5	15.10.2018	29.10.2018	14	0,47	4,16	13,7
Byåsveien/punkt B nr. 15	O-117004-2018-146-6	15.10.2018	29.10.2018	14	0,50	4,43	14,6

Figur 2.1 Rapport for måledata av NO₂- gass i luften med passive prøvetakere for ulike perioder mellom 24. september 2018 og 29.oktober 2019. Måledata for blankprøve er også presentert i rapporten.