



VEILEDER

M-6/2013

Industrielle måleprogram

Hvordan sikre god kvalitet på utslippsdata



Forord

Denne veilederen skal gi bedrifter et verktøy for hvordan de skal utarbeide et måleprogram som sikrer god kvalitet på data for utslipp til luft og vann. Den gir tips om prøvetakingsfrekvenser for å få representative prøver ved ikke-kontinuerlig prøvetaking. Veilederen beskriver også metoder for beregning av totalutslipp og vurdering av usikkerhet i måletrinnene (volumstrømsmåling, prøvetaking, analyse og beregning). Dette kan benyttes til å identifisere usikkerhetsbidrag fra de ulike måletrinnene og redusere usikkerheten der det er mest hensiktsmessig.

Veilederens del 1 «Måleprogram og usikkerhetsvurdering av enkeltmålinger» beskriver metoder som bør benyttes for at virksomhetene skal oppfylle kravene som Miljødirektoratet stiller i tillatelsen.

Veilederens del 2 «Usikkerhetsberegninger» angir en metode for å tallfeste usikkerhet både i enkeltmålinger og totalutslipp. Dette kan være et nyttig verktøy spesielt for større virksomheter som har mange utslippspunkter med periodiske målinger og beregninger.

For en fullstendig oversikt over Miljødirektoratets krav til måleprogram viser vi til tillatelsens punkt om Utslippskontroll og rapportering til Miljødirektoratet, og Miljødirektoratets, tidligere Klima- og forurensningsdirektoratets (Klifs), faktaark «Forventninger til industriens utslippskontroll» (2748/2010).

Oslo, september 2013

Signe Nåmdal
Avdelingsdirektør, Industriavdelingen

Innhold

Forord	1
Innhold	2
Ordforklaringer	3
Innledning	5
Del 1: Måleprogram og usikkerhetvurderinger av enkeltmålinger	7
1. Etablering av måleprogram	7
1.1 Krav til måleprogram	7
1.2 Hvilke komponenter skal måles	7
1.3 Kartlegging av utslipp fra prosessen; hvor, hvordan og hvor hyppig oppstår utslippene	8
1.4 Valg av målepunkter og målemetoder; hvor og hvordan skal utslippene måles?	8
1.5 Prøvetakingsfrekvens; når, hvor lenge og hvor ofte må det måles?	10
2. Beregning av totalutslipp	12
3. Usikkerhetsvurdering av enkeltmålinger	15
4. Bruk av usikkerhetsvurderinger for å forbedre måleprogrammet	19
5. Gjennomføring, evaluering og revidering av måleprogram	19
Del 2: Usikkerhetsberegninger	21
6. Beregning av usikkerhet i enkeltmåling og totalutslipp	21
6.1 Usikkerhet i enkeltmåling (Nivå 1)	21
6.2 Prosessusikkerhet og usikkerhet i årlige verdier fra ett målepunkt (Nivå 2)	23
6.3 Usikkerhet i totalt årlig utslipp (Nivå 3)	25
6.4 Flytskjema for usikkerhetsanalyse	27
Referanser	29
Vedlegg A Relevante standarder for planlegging av måleprogram	30
Vedlegg B Prosessusikkerhet	32
Vedlegg C Måling av en substitutt	41
Vedlegg D Samsvarsvurdering av måleresultat	46

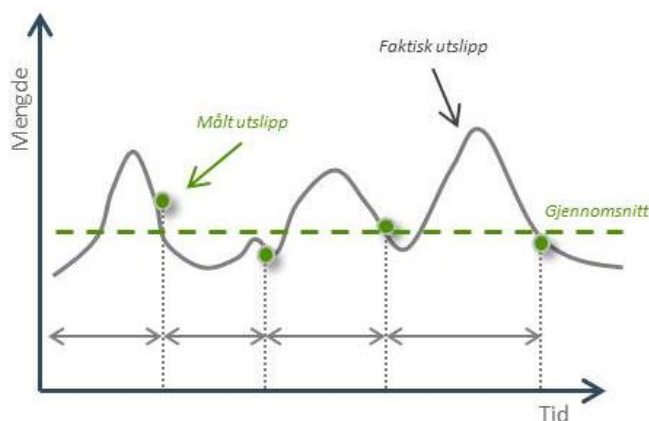
Ordforklaringer

Analyse	Bestemmelse av konsentrasjon av en utslippskomponent i en prøve. Kan utføres av internt eller eksternt laboratorium.
Enkeltprøver	Målinger som utføres i et avgrenset tidsrom, det vil si ikke-kontinuerlig. Enkeltprøver tas etter planlagt måler regime fastsatt i måleprogrammet.
Inngangsstørrelse	En felles betegnelse for alle leddene i en målefunksjon (for eksempel volumstrøm og konsentrasjon).
Kalibrering	Sammenligninger av bedriftens måleutstyr mot kjente målestandarder for å fastslå og eventuelt korrigerer for feil og drift i måleutstyret.
Konsentrasjon (C)	Konsentrasjon er med på å bestemme hvor stort utslipp en utslippsaktivitet fører til. Vanligvis er dette målte konsentrasjoner (mg/Nm ³ , mg/l eller % svovel i et råstoff). C brukes som symbol for konsentrasjon i denne veilederen.
Kontinuerlig måling	Måling uten tidsavbrudd, det måles under hele tiden det er utslipp.
Korrelasjon	Hvordan to størrelser varierer med hverandre. Korrelasjon brukes i denne veilederen til å beskrive hvordan utslippsmålinger enten varierer med samme takt (full korrelasjon med tallverdi 1) eller er uavhengige av hverandre (ingen korrelasjon, korrelasjonen får da tallverdi 0).
Målefunksjon	Målefunksjonen er en matematisk beskrivelse av hvordan utslipp beregnes. I tillegg til den grunnleggende sammenhengen (for eksempel Utslipp = Volumstrøm · Konsentrasjon) vil målefunksjonen inneholde alle relevante bidrag og korreksjoner som påvirker målestørrelsen. Dette kan være korreksjoner knyttet til måleinstrumenter og driftsforhold.
Målekampanjer	En målekampanje er å ta flere enkeltprøver eller måle kontinuerlig i en begrenset tidsperiode. Målekampanjer kan benyttes for å øke kunnskapen om variasjon i prosesser og hvordan disse best kan observeres/overvåkes når målekampanjen er ferdig. Målekampanjer kan også være periodiske målinger som gjennomføres etter en fastsatt frekvens i måleprogrammet.
Måleperiode	Tidsperioden som målingen eller prøvetakingen utføres.
Måleprogram	Bedriftens beskrivelse av hvordan utslipp måles, både med hensyn til hvor og hvordan det måles, hvor ofte det måles og begrunnelser for valgene som er gjort.
Målepunkt	Et utslippspunkt der volumstrømsmåling og/eller prøvetaking gjennomføres. Et eller flere målepunkt er knyttet til en prosess som fører til utslipp.
Måleresultat	Måleresultatet er måleverdien med angivelse av usikkerhet.
Målestørrelse	Er den størrelsen som måles, f. eks konsentrasjonen av SO ₂ (mg/Nm ³) eller volumstrøm (m ³ /h).
Måletrinn	En måling består av følgende måletrinn: Volumstrømsmåling, prøvetaking, analyse og beregning.
Måleverdi	En måleverdi er den observerte eller beregnede verdien for en utslippsmåling.
Prosessusikkerhet	Usikkerhet knyttet til bruk av enkeltprøver for å beregne et utslipp over en periode fra en prosess med varierende utslipp.
Prøvehåndtering	Hvordan en prøve lagres og behandles fra den er tatt ut til den analyseres.
Prøvetaking	Hvor og hvordan en prøve tas ut.
Totalt utslipp (m _{total})	Årlig mengde av en utslippskomponent som rapporteres til Miljødirektoratet, m _{total} brukes som symbol på totale utslipp.
Usikkerhetsbidrag	Bidrag til usikkerhet i hvert enkelt trinn i en måling.
Utslippsmengde (m)	Er mengden av et utslipp, enten i total mengde (tonn) eller rater (kg/h). Utslippsmengde er normalt produktet av volumstrøm (V) og konsentrasjon(C). m brukes som symbol for utslipp i denne veilederen.

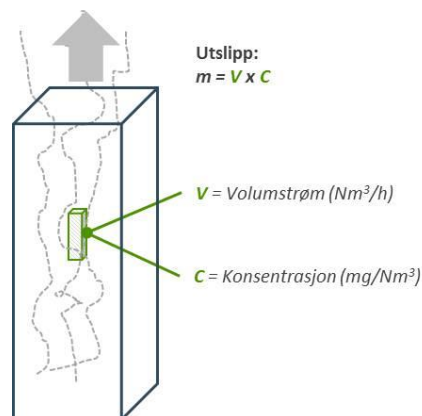
Utslippspunkt	Sted der utslipp går fra virksomheten til omgivelsene, for eksempel skorstein, ventilasjon, utløp fra vannrenseanlegg.
Volumstrøm (massestrøm) (V)	En volumstrøm (f. eks Nm ³ /h av luft ut av en skorstein eller m ³ /døgn vannutslipp) som fører til et utslipp. I denne veilederen brukes volumstrøm, men metodene som er beskrevet gjelder også for massestrømmer (f. eks. tonn produkt/dag). V brukes som symbol for volumstrøm i denne veilederen.
Volumstrømsmåling Årlig gjennomsnittlig utslippsmengde (m _{snitt})	Bestemmelse av volumstrøm. Kan gjøres kontinuerlig eller som enkeltprøve. Gjennomsnitt av de målte utslippsmengdene fra et målepunkt i rapporteringsåret. Det vil si et snitt av målinger gjort på forskjellige tidspunkt i dette året.

Innledning

Industrielle utslipp er ofte **kontinuerlige** og **varierende**, både i tid og rom. Hvis en presis kontinuerlig måling av utslipp er tilgjengelig er det å foretrekke, men av praktiske, måletekniske og økonomiske hensyn utføres ofte målinger av industrielle utslipp ved å gjøre **enkeltprøver** ut fra en gitt plan (Figur 1).



Figur 1: Industrielle utslipp er ofte kontinuerlige og varierende, mens målingene av praktiske og økonomiske hensyn er enkeltprøver. Et estimat (anslag) på utslippene i perioden beregnes dermed grunnlag i et antall «øyeblikksbilder».



Figur 2: **Totalutslipp** for en enkelt kilde eller utslippspunkt beregnes ofte med grunnlag i **målinger** av volumstrømmen, V (Nm^3 , m^3 , liter e.l.) fra kilden/punktet og konsentrasjonen, C (eks. mg/Nm^3) av den aktuelle komponenten i volumstrømmen.

Volumstrøm og konsentrasjon kan måles:

- Kontinuerlig
 - Kontinuerlig måling
 - Kontinuerlig prøveuttak (mengde- eller tidsproporsjonal) med senere analyse på en blandprøve
- Ikke kontinuerlig
 - Kampanje
 - Periodisk
 - Enkeltprøve

Det kan måles direkte på den aktuelle komponenten. Det kan også måles på en annen forbindelse, som kan benyttes til å beregne den aktuelle komponenten. Dette kan benyttes der forholdet mellom forbindelsene er kjent og der den andre forbindelsen er enklere å måle.

Denne veilederen har særlig fokus på ikke-kontinuerlig måling. For ikke-kontinuerlig måling gir valg av prøvetakingstidspunkt og prøvetakingsfrekvens et usikkerhetsbidrag i tillegg til usikkerheten fra selve målingene.

Del 1 av denne veilederen gir en grunnleggende introduksjon til hvordan man etablerer og gjennomfører måleprogram med valg av blant annet målepunkter og målefrekvens. Dette for å få et mest mulig

representativt bilde av totalutslipp av enkeltkomponenter til luft eller vann. Videre gis det veiledning i hvordan totalutslipp beregnes for en gitt periode og hvordan usikkerhet i enkeltmålinger kan vurderes.

Med totalutslipp menes det totale årlige utslippet av en gitt komponent, eller en annen tidsperiode myndighetene foreskriver. Det totale utslippet fra en bedrift fremkommer normalt ved å summere de årlige utslippene fra de aktuelle målepunktene. Totalutslippet for et målepunkt finnes normalt ved å multiplisere volumstrømmen, V , med konsentrasjonen, C , av den aktuelle utslippskomponenten. Et eksempel på dette er vist i *Figur 2*.

I del 2 av veilederen beskrives det hvordan usikkerhet for totalutslippet kan beregnes. Usikkerhet, både i enkeltmålinger og for totalutslippet, kan brukes til å forbedre måleprogrammet og bruke virksomhetens ressurser til miljømålinger der de gir best mulig informasjon om virksomhetens miljøpåvirkning.

Del 1: Måleprogram og usikkerhetvurdering av enkeltmålinger

1. Etablering av måleprogram

1.1 Krav til måleprogram

Krav til bedriftenes måleprogram er beskrevet i Miljødirektoratets tidligere Klifs, veiledning om «Forventninger til bedriftenes utslippskontroll» (TA2748/2010). Et sentralt krav er at måleprogrammet har et omfang som sikrer at resultatene gjenspeiler de faktiske utslippene fra bedriften. Dette betyr at måleprogrammet må utformes med grunnlag i en grundig kartlegging av alle utslipp og variasjoner i disse over tid. Prøvetakingsfrekvensen må sikre representative prøver for utslipp over tidsperioden det skal rapporteres for.

1.2 Hvilke komponenter skal måles

Alle bedrifter skal ha et måleprogram basert på de kravene som myndighetene har stilt i tillatelsen til virksomheten.

Måleprogrammet skal omfatte:

- Alle komponenter som er uttrykkelig regulert gjennom grenseverdier i tillatelsen eller i forskrifter
- Andre komponenter som er rapporteringspliktige i henhold til Miljødirektoratets veileder for egenkontrollrapportering

Eksempel 1: Pers Produksjon AS

The diagram shows a production hall with three processes (Prosess 1, 2, 3) and five dust extraction points (1-5) on the roof. Process 1 emits suspended matter, and Process 3 has a wet wash (våtvask) that emits SO₂. A sixth emission point (6) is also shown.

Utslippskomponent	Utslippskilde	Utslippsgrenser	
		Kg/time Månedsmiddel	Kg/time Årsmiddel
Støv	Produksjonshall	15 kg/time	12 kg/time
SO ₂	Renseanlegg		125 tonn/år
Suspendert stoff	Avløp	2 kg /time	

Per driver en produksjonsbedrift som har 3 ulike produksjonsprosesser som foregår i samme produksjonshall. Produksjonen er svært støvende, og støvutslippene ledes ut av hallen gjennom 5 vifter på taket. Fra Prosess 3 trekkes deler av avgassene gjennom et renseanlegg for å fjerne svovel, og fra Prosess 1 genereres det utslipp av suspendert stoff til avløp.

Utslippene fra Pers produksjon er regulert gjennom tillatelse gitt av Miljødirektoratet. Per må forholde seg til utslippsgrenser for hver måned (månedsmiddel) og hvert år (årsmiddel og totalutslipp). Pers produksjon er forpliktet til å lage et måleprogram for alle komponentene som er regulert i tillatelsen. Miljødirektoratet forventer at måleprogrammet har et omfang som sikrer at resultatene gjenspeiler de faktiske utslippene fra Pers Produksjon.

1.3 Kartlegging av utslipp fra prosessen; hvor, hvordan og hvor hyppig oppstår utslippene

Måleprogrammet må baseres på den kunnskapen man har om egne produksjonsprosesser, hvordan disse gir opphav til utslipp av regulerte komponenter og hvordan disse utslippene kan forventes å variere over tid.

En slik kartlegging bør gjøres i tett dialog med produksjonsavdelingene og medarbeidere med inngående kjennskap til produksjonsprosessene. Variasjonen i utslippene må undersøkes og dokumenteres både for normal drift, og under unormale driftsbetingelser som driftsstans, ned-/oppkjøring av anlegg, nedetid på renseanlegg eller uforutsette hendelser og uhell.

Eksempel 2: Sammenheng mellom prosesser og utslipp i Pers Produksjon AS

Utslippskomponent	Utslippskilde	Utslippspunkter	Produksjonsprosesser	Variasjon	Unormale driftsbetingelser som kan påvirke utslippene
Støv	Produksjonshall	Skorstein 1-5 på halltaket	All aktivitet i hallen, men særlig under kjøring av Prosess 2 .	Kontinuerlig utslipp, men med toppe under Prosess 2 . Ukjent hvordan utslippet varierer mellom de ulike skorsteinene.	Driftsstans, vedlikeholdsarbeider i produksjonshallen, stans i en- eller flere avtrekksvifter
SO ₂	Renseanlegg	Skorstein 6 på renseanlegget	Prosess 3 .	Kun utslipp mens Prosess 3 pågår. Om lag 10 timer per døgn.	Driftsstans, nedetid på renseanlegg
Suspendert stoff	Vaskeanlegg	Avløpsrør fra vaskeanlegget	Prosess 1 .	Prosess 1 foregår i batch døgkontinuerlig (1 per døgn).	Driftsstans, svikt i filter på vaskeanlegg

*Per starter med å kartlegge hvor, hvordan og hvor hyppig utslipp oppstår fra produksjonsprosessene under normal drift og hvilke unormale driftsbetingelser som kan forventes å påvirke utslippene. Utfra prosessene forventer Per at bedriften har kontinuerlige utslipp av støv og suspendert stoff og at disse varierer med produksjonssyklusen. Utslipp av SO₂ forekommer kun under kjøring av **Prosess 3**, en gang per døgn. Alle utslippene skjer via veldefinerte utslippspunkt der det er mulig å foreta målinger etter etablerte standarder for hver komponent.*

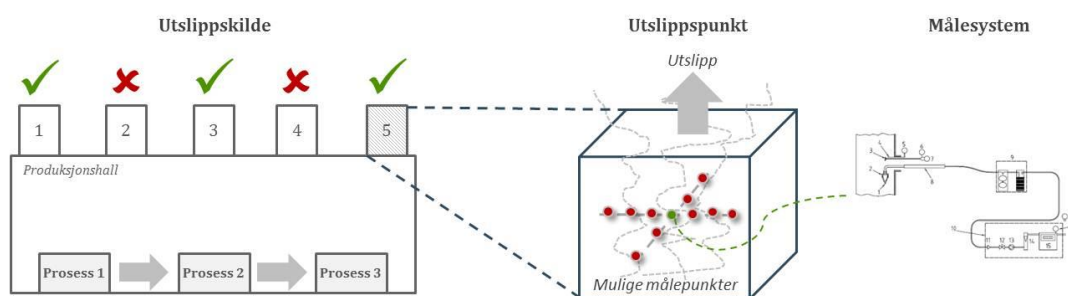
1.4 Valg av målepunkter og målemetoder; hvor og hvordan skal utslippene måles?

Når man kjenner hvilke prosesser som medfører utslipp av regulerte komponenter og hvordan prosessene varierer over tid, er neste trinn å bestemme hvor og hvordan man skal måle for å sikre representativ prøvetaking av det faktiske utslippet.

Valg av **målepunkt** må sikre at man får tatt ut prøver som er representative for det faktiske utslippet av den enkelte komponent (se *Figur 3*). Praktiske og økonomiske hensyn kan medføre at ikke alle utslippspunkter blir målt. I slike tilfeller må valg av utslippspunkt alltid begrunnes og bør som regel være basert på mer omfattende målekampanjer over en periode. Standarden «*Luftundersøkelse - Måling av stasjonære utslipp - Målestrategi, måleplanlegging, rapportering og utforming av målested*» (NS-EN 15259:2007) omfatter blant annet krav og veiledning til valg av målepunkter. For utslipp til vann må det velges et representativt prøvetakingspunkt i vannstrømmen. Det må også

dokumenters/godtgjøres at dette punktet er egnet. Akkreditering av prøvetaking i avløpsrensaneanlegg NA Dok 30a beskriver uttak av representative prøver fra kommunale avløpsrensaneanlegg.

For hvert enkelt målepunkt må det ved valg av **metode og utstyr** tas utgangspunkt i etablerte standarder for prøvetaking, måling og analyse av den enkelte komponent. Slike standarder beskriver hvordan man sikrer representativ prøvetaking i et enkelt punkt, krav til utstyr som benyttes og hvordan prøver skal behandles og analyseres. Det er viktig at den valgte metoden dokumenteres i prosedyrer, og at alle avvik fra standarder begrunnes og dokumenteres med en vurdering av hvilken betydning avvikene har for resultatet.



Figur 3a: Dersom det ikke er mulig å måle alle punkter for en utslippskilde er det nødvendig å gjøre et utvalg. Utvalget må alltid foretas med kunnskap om sammenhengen mellom utslippet i de punktene som måles og punktene der det ikke måles. Dette kan for eksempel undersøkes gjennom mer omfattende målekampanjer over en begrenset periode.

Figur 3b: For et gitt utslippspunkt angir standarder hvordan man sikrer representativ prøvetaking, hvilket utstyr som skal benyttes og hvordan man skal måle. Avvik fra standardene må vurderes i kvalifiserte vurderinger av hvordan dette påvirker resultatene og usikkerheten i disse.

Standard Norge har utarbeidet oversikter over aktuelle standarder for måling av utslipp til luft [1] og utslipp til vann [2] som beskriver hvordan enkeltkomponenter skal måles i ulike typer utslippspunkt. I Vedlegg A Relevante standarder for planlegging av måleprogram er det gjengitt en liste over aktuelle standarder for måling av utslipp til luft og vann.

Målemetoder må dokumenteres i bedriftens kvalitetssystem eller internkontrollsystem. Alle delene av målemetoden må dokumenteres. Dokumentasjonen må inkludere:

- Volumstrømsmåling
- Prøvetaking
- Prøveopparbeiding
- Analyse
- Beregning
- Lagring av måleresultatet og historiske data

Kravene til dokumentasjon gjelder også hvis bedriften benytter eksterne leverandører til utslippsmålinger.

Råd om kvalitetssikring av laboratoriemålinger er blant annet gitt i NS EN ISO/IEC 17025 og på hjemmesiden til Norsk Akkreditering (www.akkreditert.no). God praksis er å benytte et måleinstrument som er kalibrert mot en intern referanse eller hos ekstern leverandør. Tilsvarende må eksterne analyseresultat komme fra troverdige leverandører (for eksempel fra et akkreditert¹ laboratorium).

¹ Se mer informasjon hos Norsk Akkreditering. <http://www.akkreditert.no>

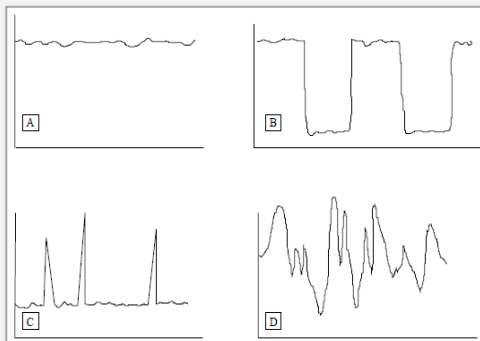
1.5 Prøvetakingsfrekvens; når, hvor lenge og hvor ofte må det måles?

For de målepunktene som er funnet å gi et representativt bilde av de faktiske utslippene, må det bestemmes når, hvor lenge og hvor ofte det skal gjennomføres målinger.

Hvordan utslippene varierer, og **utslippets miljømessige betydning** er helt avgjørende for valg av tidspunkt, varighet og frekvens for målingene. Et utslipp som kan gjøre stor skade må potensielt overvåkes hyppigere enn et utslipp som har lavere skadepotensiale. Tilsvarende bør et utslipp som varierer mye overvåkes hyppigere enn et utslipp som varierer lite.

Valg av målefrekvens og måleperiode må også tilpasses benevninger og midlingstider for de enkelte krav i tillatelsen.

Eksempel 3: Prosessvariasjon og prøvetaking



Figur 4: Eksempler på variasjon i utslipp for ulike prosesser. Eksemplet er hentet fra EUs BREF dokument om «Reference Document on the General Principles of Monitoring» [3].

Prosess A viser en svært stabil prosess.

Måletidspunkt og målefrekvens vil ha lite å si for estimert totalutslipp ettersom utslippene varierer lite i tid. Vanligvis kan en slik prosess overvåkes gjennom enkeltprøver.

Prosess B viser en syklisk («batch») prosess.

Tidspunkt for måling kan for slike prosesser i enkelte tilfeller begrenses til periodene hvor det genereres utslipp, men da må man ta hensyn til andel «nedetid» når estimert totalutslipp skal beregnes.

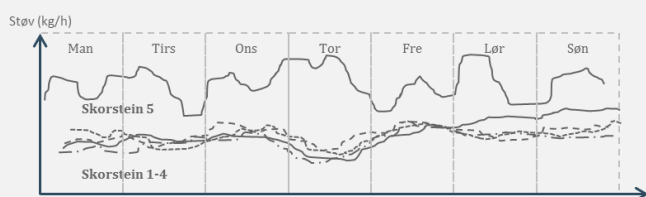
Prosess C viser en stabil prosess med enkelte topper («utbrudd»). Dersom utslippet er av en karakter hvor store utslipp over en kort periode gir skadelige effekter bør det måles hyppig slik at man har kontroll på utbruddene. Dersom dette ikke er tilfellet kan utslippet måles med enkeltprøver. I begge tilfeller må man sikre at estimatet for totalutslipp ikke domineres av måleresultater for kortvarige topper.

Prosess D viser svært ustabil prosess. Igjen vil utslippets karakter være avgjørende for bestemmelse av måletidspunkt og hyppighet. Hyppig prøvetaking er nødvendig for å kontrollere toppene, mens enkeltprøver kan være tilstrekkelig for å estimere totalutslippet over tid.

Den viktigste kilden til kunnskap om variasjon i utslippene er historiske data. Dersom man ikke har dette tilgjengelig er det ofte nødvendig å gjennomføre målekampanjer for å fastslå variasjon over tid.

Eksempel 4: Variasjon i utslipp over tid hos Pers Produksjon AS

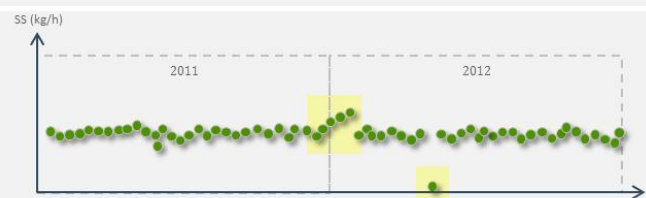
Per ønsker å etablere et måleprogram som, med færrest mulig målinger, gir representative prøver og resultater som gjenspeiler de faktiske utslippene fra bedriften. For å gjøre dette trenger han informasjon om hvordan utslippene varierer over tid under normal drift. I forbindelse med installering av renseanlegget ble det gjennomført grundige utslippsmålinger av SO₂ fire ganger per dag over en hel uke. Suspendert stoff har blitt målt ukentlig over de siste 2 årene. For begge disse komponentene har Per et datagrunnlag for å vurdere hvor ofte han bør gjennomføre målinger for å sikre representativ prøvetaking. Utslippsgrensen for støv er ny for Pers produksjon, og det har tidligere ikke blitt målt utslipp av støv fra produksjonshallen. Per engasjerer derfor et målefirma til å gjennomføre en kampanje for å undersøke hvor store utslippene fra de 5 takviftene er, og hvordan disse varierer over tid.



Målefirmaet som Per engasjerte har gjennomført representative støvmålinger etter Norsk Standard i alle de 5 skorsteinene på produksjonshallen. De har målt kontinuerlig over hvert døgn i en uke med filtre som byttes ut 4 ganger i døgnet. Resultatene viser Per at for skorstein 1-4 er utslippene omtrent på samme nivå, og de varierer noe. Skorstein 5 skiller seg imidlertid ut ved at utslippene er høyere og varierer mer. Per antar at dette skyldes at avgasser fra oppstart og nedkjøring av **Prosess 3** trekkes ut gjennom denne viften.



Måleresultatene for SO₂ fra renseanlegget viser en tydelig syklisk variasjon, det er kun utslipp i det tidsrommet **Prosess 3** foregår (på dagskiftet). Videre ser Per at det er liten variasjon i mengden utslipp som genereres under denne prosessen.



For suspendert stoff ser Per at utslippene er svært stabile og varierer lite over tid. Det var en økning rundt årsskiftet, men Per har dokumentert at dette skyldes et ødelagt filter i vaskeanlegget. Videre ble det målt en svært lav konsentrasjon i 2012, men det skyldes et feilaktig prøveuttak som ble dokumentert og registrert som et avvik.

Eksempel 5: Målefrekvens, -tidspunkt og -varighet for Pers Produksjon AS

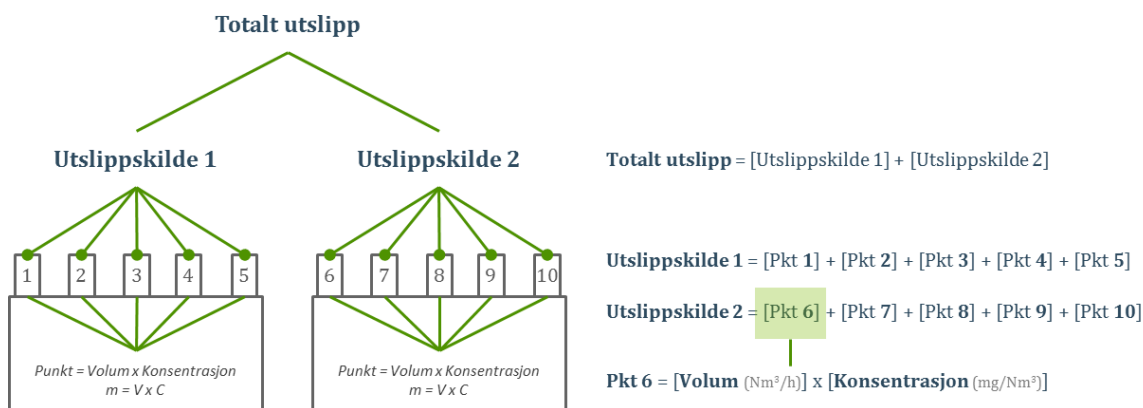
Komponent	Frekvens	Tidspunkt og varighet for måling
Støv	Per ser av målekampanjen at skorstein 1-4 er relativt like med tanke på utslipp og variasjon. Datasetset viser at ved å måle i 2 av disse skorsteinene (1 og 3) og ekstrapolere til de øvrige 2 vil han få et resultat som er representativt for det faktiske utslippet fra alle skorsteinene. Ettersom skorstein 5 skiller seg ut fra de øvrige må Per måle denne separat fra de andre. Det er imidlertid liten variasjon mellom døgnene, og med utgangspunkt i dette bestemmer per seg for å starte med å måle 1 gang per uke.	For skorstein 5 er det sykliske variasjoner over et døgn, prøvetakingen bør derfor skje over et døgn. For enkelhets skyld velges det å måles over et døgn også i skorstein 1, 3 og 5.
SO ₂	Det er kun utslipp når herdeprosessen pågår og utslippene varierer lite mellom hver herding forutsatt at renseanlegget fungerer som normalt. Ettersom driftsavdelingen kontrollerer renseanlegget hver dag antar Per at det ikke er nødvendig med høy frekvens på målingene av SO ₂ for å sikre et representativt resultat. Per bestemmer seg for å måle annethvert døgn de første to månedene og deretter redusere til ukentlige målinger dersom resultatene er like stabile som under testing av anlegget.	Det er kun nødvendig å gjennomføre måling når prosessen pågår. Det måles kontinuerlig over hele tidsrommet herdingen pågår slik at alle variasjoner underveis fanges opp.
Suspendert stoff	Historiske data viser at månedlige målinger etter er tilstrekkelig, forutsatt at man har kontroll på tilstanden til filtrene i vaskeanlegget. Per beslutter derfor å redusere til månedlig prøvetaking i dette anlegget, men innfører samtidig at filtrene skal inkluderes i den ukentlige vedlikeholdsrunderen.	Utslippene varierer lite, så det spiller liten rolle når på døgnet prøven tas.

Mer detaljerte og avanserte metoder for å bestemme målefrekvens og varighet basert på historiske eller kampanje data er beskrevet i Vedlegg B Prosessusikkerhet.

2. Beregning av totalutslipp

Utslippene, herunder totale utslipp, skal rapporteres årlig i henhold til krav i tillatelsen. Det totale årlige utslippet består vanligvis av utslipp fra flere punkter og er normalt basert på flere målinger i løpet av et år. Når totalutslippet skal beregnes må det tas hensyn til de valgene som er gjort i måleprogrammet. Dette er for eksempel at det ikke gjøres målinger i alle utslippspunkter og at målinger gjennomføres med forskjellig frekvens i ulike målepunkt. I tillegg må det tas hensyn til avvikende målinger og utslipp fra unormale hendelser. Dette er beskrevet i slutten av kapittelet.

Det er viktig å dokumentere hvordan totalutslippet beregnes gjennom å beskrive **målefunksjoner**. Målefunksjonene danner et hierarki som strekker seg fra det enkelte utslippspunkt via hver utslippskilde og til hele anlegget (én- eller flere utslippskilder), se Figur 5.



Figur 5: Totalutslippet fra en bedrift kan bestå av flere ulike utslippskilder som kan ha ett- eller flere punkter der utslipp måles. Målefunksjonene må beskrive hierarkiet av beregninger fra den enkelte måling og opp til det beregnede totalutslippet.

Målefunksjonene skal beskrive beregninger på 3 nivåer:

Nivå 1 Enkeltmåling

Dette er enkeltmålinger av volumstrøm (V) og konsentrasjon (C) for hvert målepunkt. Målefunksjonene for dette nivået skal beskrive hvordan utslippet for en enkelt måling beregnes. Som nevnt i innledningen er den grunnleggende måten å beregne utslipp fra et målepunkt å multiplisere volumstrømmen (V) med konsentrasjon (C) som vist under:

$$m = V \cdot C$$

Nivå 2 Årlig utslipp for et målepunkt

Målefunksjonene for nivå 2 skal beskrive hvordan enkeltmålinger skal settes sammen til et årlig utslipp for hvert målepunkt. De mest utbredte metodene er å beregne gjennomsnitt eller sum av enkeltmålingene som vist under.

$$m_{snitt} = \frac{m_1 + m_2 + \dots + m_n}{n}$$

$$m_{sum} = m_1 + m_2 + \dots + m_n$$

Nivå 3 Totalutslipp for bedriften

På dette nivået beregnes det totale årlige utslippet for bedriften. Det må tas hensyn til at det ikke måles i alle utslippspunkter. Målefunksjonen skal beskrive hvordan måleresultater og beregninger av utslipp fra ulike utslippspunkter inngår ved beregning av totale utslipp fra en utslippskilde (se figur 5). Utslippene fra de ulike utslippskildene skal så inngå i det totale utslippet fra bedriften/prosessen. Det må dokumenteres hvordan utslipp som ikke måles inkluderes i det årlige utslippet, og hvordan unormale hendelser og avvikende målinger blir håndtert.

Hvis en eller flere enkeltmålinger avviker betydelig kan de i noen tilfeller utelates fra totalutslippet. At en måling avviker må dokumenteres gjennom å gjøre følgende:

- Gå gjennom historiske data for å undersøke om det er et avvik eller om det er en gjentakende hendelse i prosessen.
- Om det er noe ved prosessforholdene eller måten målingene ble tatt på som førte til avviket og at disse forholdene er unormale.
- Undersøke om den målte verdien er teoretisk mulig basert på prosesskunnskap.

Unormale hendelser, som stans i renseanlegg og lekkasjer, er i sin natur uforutsette. Utslipp fra slike hendelser skal inkluderes ved beregning av det årlige utslippet. De kan vanligvis ikke angis med samme nøyaktighet som ordinære utslipp, men størrelsen på utslippet kan ofte estimeres med basis i kunnskap om prosessen, som maksimale volumstrømmer og konsentrasjoner.

Figur 6 illustrerer hva som er nivå 1, 2 og 3 for et utslipp som måles månedlig fra 3 av 5 skorsteiner. Utslipet fra skorstein 2 og 4 er beregnet ut fra en korrelasjon mellom det målte og ikke målte utslippet som har blitt bestemt i en målekampanje.

		Nivå 1												Nivå 2
Utslippspunkt		Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Snitt
Skorstein 1	kg/time	2,85	2,75	2,66	2,90	2,52	3,53	4,15	2,38	3,22	3,05	2,94	3,64	3,05
Skorstein 2	kg/time													2,46
Skorstein 3	kg/time	1,68	1,62	1,79	1,57	2,02	2,27	2,28	1,68	1,87	2,02	1,44	2,11	1,86
Skorstein 4	kg/time													2,46
Skorstein 5	kg/time	2,27	2,20	1,51	1,36	2,13	2,70	2,09	1,61	2,14	1,86	1,39	1,91	1,93
Totalutslipp:													11,75	
														Nivå 3

Figur 6: Eksempel på sammenstilling av månedlige målinger (nivå 1) i tre skorsteiner med beregning av snitt for hver skorstein (nivå 2) og sum for alle skorsteinene (nivå 3). På nivå 3 er utslippet fra skorstein 2 og 4 beregnet ut fra korrelasjoner mellom det målte og ikke målte utslippet bestemt med en målekampanje. Nivå 1, 2 og 3 er beskrevet i teksten ovenfor.

Eksempel 6a og 6b viser målefunksjoner for støv for Pers Produksjon AS.

Eksempel 6a: Målefunksjoner (Nivå 1) for utslipp av støv fra Pers Produksjon AS

Per starter med å sette opp målefunksjonene for utslipp av støv. Basert på analysen av resultatene fra målekampanjen vet Per at utslippene fra skorstein 1 til 4 er tilnærmet like store og at disse varierer likt over tid. Han har derfor besluttet kun å måle i skorstein 1 og 3 og legge til grunn at gjennomsnittet av disse er representativt for det faktiske utslippet fra alle skorsteinene 1 til 4. I tillegg måler han i skorstein 5 ettersom denne avviker fra de andre.

Beregning av støvutslipp fra hvert enkelt punkt

Utslippspunkt	Målt volumstrøm	Målt konsentrasjon	Beregnet utslipp
Skorstein 1	= [Volum (Nm ³ /h)]	x [Konsentrasjon (mg/Nm ³)]	x 10 ⁻⁶ (kg/mg) = [Utslipp (kg/h)] _{SK-1}
Skorstein 2	= <i>Måles ikke</i>	= <i>Måles ikke</i>	
Skorstein 3	= [Volum (Nm ³ /h)]	x [Konsentrasjon (mg/Nm ³)]	x 10 ⁻⁶ (kg/mg) = [Utslipp (kg/h)] _{SK-3}
Skorstein 4	= <i>Måles ikke</i>	= <i>Måles ikke</i>	
Skorstein 5	= [Volum (Nm ³ /h)]	x [Konsentrasjon (mg/Nm ³)]	x 10 ⁻⁶ (kg/mg) = [Utslipp (kg/h)] _{SK-5}

Eksempel 6b: Målefunksjoner (Nivå 3) for totalt utslipp av støv fra Pers Produksjon AS

For totalutslippet setter Per opp en målefunksjon som tydelig viser at utslippene fra skorstein 2 og 4 ikke måles, men estimeres med grunnlag i en dokumentert vurdering av at gjennomsnittlig utslipp fra skorstein 1 og 3 er representative for disse. Per noterer seg at han med jevne mellomrom må kontrollere at denne forutsetningen holder ved å foreta kontrollmålinger i skorstein 2 og 4. For å beregne totalutslippet for året bruker Per summen av alle støvmålingene (nivå 2) fra skorstein 1, 3 og 5, samt gjennomsnittet fra skorstein 1 og 3 for å representere utslipp fra skorstein 2 og 4.

Beregning av støvutslipp for hele virksomheten

$$\begin{aligned} \text{Totalutslipp} &= \text{Målte utslipp fra skorstein 1, 3 og 5} \\ &= [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-1}} + [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-3}} + [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-5}} \\ &+ \left[\frac{[\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-1}} + [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-3}}}{2} \right] \text{ Utslipp fra skorstein 2} \\ &\quad \text{representeres av} \\ &\quad \text{gjennomsnittet av} \\ &\quad \text{skorstein 1 og 3.} \\ &+ \left[\frac{[\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-1}} + [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{SK-3}}}{2} \right] \text{ Utslipp fra skorstein 3} \\ &\quad \text{representeres av} \\ &\quad \text{gjennomsnittet av} \\ &\quad \text{skorstein 1 og 3.} \\ &= [\text{Utslipp (kg/h)}]_{\text{TOTAL}} \end{aligned}$$

Per gjør deretter tilsvarende for utslipp av SO₂ og suspendert stoff. Målefunksjonene dokumenteres som en del av måleprogrammet og revideres regelmessig og etter behov.

3. Usikkerhetsvurdering av enkeltmålinger

Miljødirektoratet stiller krav om vurderinger av usikkerheten i enkeltmålinger (måleusikkerhet nivå 1). Dette gjøres ved en systematisk gjennomgang av usikkerheten i hvert trinn i en enkeltmåling.

En enkeltmåling består vanligvis av følgende trinn:

- Volumstrømsmåling
- Prøvetaking
- Prøvehåndtering og analyse
- Beregning og rapportering av utslipp

Tabell 1 - 4 beskriver typiske kilder til usikkerhet for de forskjellige trinnene i en enkeltmåling.

For volumstrøm og prøvetaking er også vurderingen av målefrekvens tatt med. Tabellene er ment som huskelister og starthjelp til å anslå usikkerhet. Det kan være andre forhold som er viktig å vurdere, og det er ikke alle punktene som er relevant for alle bedrifter.

Vurderingene som er beskrevet her, gir utgangspunkt for å anslå om usikkerheten i en enkeltmåling er høy eller lav, og betraktningene kan brukes til å anslå verdier på usikkerhetsbidragene. Tallfesting av usikkerhetsbidrag og beregning av usikkerhet i en enkeltmåling er beskrevet i del 2 av denne veilederen (se kapittel 6). I del 2 av veilederen er også en metode for å beregne usikkerhet i årlig utslipp fra et målepunkt og usikkerhet i totalutslipp fra bedriften gitt. Et slikt usikkerhetsbudsjett er en god hjelp til å redusere usikkerhetsbidragene i et måleprogram.

Tabell 1: Usikkerhetsbidrag fra volumstrømsmåling(V)

Kilde til usikkerhet	Forhold å vurdere	Måter å anslå usikkerhet
Valg av målepunkt	Er målepunktet egnet i forhold til det utslippet som skal måles? Sammenlign målepunktet med Norsk standard. Hvordan er målepunktet utformet? Hva er avstanden til bend, vifter/pumper og utgangen av rør og skorsteiner?	Beskriv målepunktet og bruk dette sammen med prosesskunnskap til å anslå usikkerhet. Beskrive avvikene fra norsk standard og bruke det til å anslå usikkerhet. Husk: Selv om Norsk standard er brukt er det fortsatt usikkerhet knyttet til valg av målepunkt. Dette er ofte beskrevet i standardene.
Plassering av måleutstyr i målepunkt	Måles det i hele tverrsnittet eller i ett punkt? Hvis det måles i ett punkt, hvordan er det punktet valgt? Har det blitt gjort traverseringer for å bestemme plasseringen?	Beskriv hvordan måleutstyret er plassert og eventuelle traverseringer og vurder deretter hvor representativ volumstrømmen som måles er i forhold til den faktiske volumstrømmen. Standardavviket for traverseringene kan brukes som et estimat på usikkerheten. Se vVedlegg A Relevante standarder for planlegging av måleprogram for standarder på traversering og måling.
Valg av måleutstyr/metode	Er måleutstyret egnet til å måle den aktuelle volumstrømmen og variasjoner i denne? Hva er oppløsningen på måleutstyret, og passer dette med størrelsen på volumstrømmen? Hvor ofte kalibres, vedlikeholdes og rengjøres utstyret? Er det kjent hvor mye utstyret drifter og er det tatt hensyn til dette?	Produsentens beskrivelse av utstyret gir informasjon om intervallet utstyret er egnet til å måle, oppløsningen og drift. Kunnskap om drifting kan man også ha fra erfaringer med bruk av utstyret Usikkerhet knyttet til kalibrering er oppgitt på kalibreringsbeviset.
Valg av måletidspunkt	Er driftsforholdene under målingen representative? Påvirker værforhold (temperatur, vind, nedbør, etc) målingen? Hvor stor variasjon er det i målebetingelsene under målingen (temperatur, trykk, etc)?	Hvis ikke driftsforholdene er representative, vil det føre til stor usikkerhet i volumstrømsmålingen. Beskriv hvordan driftsforhold tas hensyn til i valg av måletidspunkt. Gass/luftstrømmer blir mer påvirket av variasjoner målebetingelser og værforhold enn veske/vannstrømmer. Vurder om den aktuelle målingen blir påvirket.
Målefrekvens	Måles det kontinuerlig eller med enkeltprøver? Ved bruk av enkeltprøver, er prøvofrekvensen slik at variasjoner i volumstrømmen fanges opp?	Se kapittel 1.5, eksempel 3 for hvilke hensyn som må tas i forhold til målefrekvensen. I usikkerhetsberegninger inngår målefrekvens først på nivå 2 (prosessusikkerhet), se kapittel 6.2.

Tabell 2: Usikkerhetsbidrag fra prøvetaking, dette påvirker usikkerheten i konsentrasjonen (C)

Kilde til usikkerhet	Forhold å vurdere	Måter å anslå usikkerhet
Valg av målepunkt	<p>Er målepunktet representativt i forhold til det utslippet som skal prøvetas? Sammenlign målepunktet med Norsk standard. Hvordan er målepunktet utformet? Hva er avstanden til bend, vifter/pumper og utgangen av rør og skorsteiner? Hvordan er strømningsforholdene i målepunktet? Er det god nok omrøring slik at konsentrasjonen i målepunktet er representativ?</p>	<p>Beskriv målepunktet og bruk dette sammen med prosesskunnskap til å anslå usikkerhet Beskrive avvikene fra Norsk standard og bruke det til å anslå usikkerhet. Husk: Selv om Norsk standard er brukt er det fortsatt usikkerhet knyttet til valg av målepunkt.</p>
Utførelse av prøvetaking	<p>Prøvetas det i hele tverrsnittet Hvis det prøvetas i ett punkt, hvordan er det punktet valgt? Har det blitt gjort traverseringer? Over hvor lang tid foregår prøveinnsamlingen? Er kjente variasjoner i utslippsmønstrer beskrevet (variasjon i flow og konsentrasjon)? Benyttes relevante prøvetakingsfrekvenser for å fange opp disse variasjonene? Er det sammenfallende tidsrom med hensyn på måleperiode for volumbestemmelse og måleperiode for prøvetaking? Ved prøvetaking fra tank, hva er gjort for å sikre at prøven er representativ for konsentrasjonen i tanken?</p>	<p>Beskriv hvordan prøven tas og bruk dette til å gi et anslag på usikkerheten. Standardavviket for traverseringene kan brukes som et estimat på usikkerheten. Vurder hvor mye konsentrasjonen av utslippet varierer og hvor stort avvik det kan føre til. Vurder om tiden for prøveinnsamling er tilstrekkelig for å få representativ prøve. Se Vedlegg A Relevante standarder for planlegging av måleprogram for standarder på traversering og prøvetaking.</p>
Valg av måleutstyr/metode	<p>Er prøvetakingsutstyret og prøvetakingstiden egnet for den aktuelle utslippskomponenten og variasjoner i konsentrasjoner i denne? Hvordan og hvor ofte kalibreres, vedlikeholdes og rengjøres utstyret? Ved prøvetaking fra tank, er prøven homogen og representativ for innholdet i tanken?</p>	<p>Beskriv måleutstyret og tiden og bruk dette til å gi et anslag på usikkerheten. Hvis utstyret kan bli overbelastet, eller prøven for liten vil dette føre til stor usikkerhet.</p>
Valg av måletidspunkt	<p>Er driftsforholdene under målingen representative? Påvirker vær- og driftsforhold (temperatur, pH, fuktighet, etc) prøvetakingen? Hvor stor variasjon er det i målebetingelsene under målingen (temperatur, trykk, etc)?</p>	<p>Anslå hvor mye driftsforhold og andre ytre forhold under prøvetakingen kan påvirke prøveresultatet og bruk dette som et anslag på usikkerheten. Hvis ikke driftsforholdene er representative, vil det føre til stor usikkerhet. Beskriv hvordan driftsforhold tas hensyn til i valg av måletidspunkt.</p>
Målefrekvens	<p>Prøvetas det kontinuerlig, med mengdeproporsjonal prøvetager eller med enkeltprøver? Ved bruk av enkeltprøver, er prøvefrekvensen slik at variasjoner i konsentrasjon fanges opp?</p>	<p>Se kapittel 1.5, eksempel 3 for hvilke hensyn som må tas i forhold til målefrekvensen ved enkeltprøver. I usikkerhetsberegninger inngår målefrekvens først på nivå 2 (prosessusikkerhet), se kapittel 6.2</p>

Tabell 3: Usikkerhetsbidrag fra prøvebehandling og analyse, dette påvirker usikkerheten i konsentrasjonen (C)

Kilde til usikkerhet og feil	Forhold å vurdere	Måter å anslå usikkerhet
Lagring av prøve	Lagring av prøven kan føre til endringer i konsentrasjonen. Hvordan og hvor lenge oppbevares prøven fra prøvetaking frem til analyse? Er det undersøkt om prøven er stabil under de forholdene og tiden den lagres? Er det gjort tiltak for å sikre stabile prøver (konservering, temperatur, sollys)? Er prøvebeholderen egnet til oppbevaring av prøven?	Vurder hvor mye konsentrasjonen i prøven kan ha endret seg ved lagring utfra hvilke forhold og hvor lenge den lagres før opparbeidelse og analyse. Denne endringen brukes som et estimat på usikkerheten.
Analyse og prøveoppbehandling på internt laboratorium	Følges en standard for den aktuelle analysen? Eventuelle avvik fra standarder både når det gjelder analyse og opparbeidelse. Deltagelse og resultater fra ringtester.	Selv om en standard følges er det en usikkerhet knyttet til analyse og opparbeidelse. I mange tilfeller er dette oppgitt i standarden. Avvik fra standarder vil føre til større usikkerhet, en vurdering av konsekvensen av avvikene brukes til å anslå usikkerheten Resultater fra ringtester kan brukes som estimat på usikkerhet
Analyse og prøveoppbehandling på eksternt laboratorium	Er eksternt laboratorium akkreditert for den aktuelle analysen? Hva er usikkerheten i metoden laboratoriet bruker?	Få oppgitt usikkerheten fra det eksterne laboratoriet. Husk å spesifisere at usikkerheten fra prøveoppbehandling også skal inkluderes

Det skal ikke anslås usikkerhet for beregning av utslipp, men beregning og beregningsverktøy er en kilde til feil i utslippsdata. Det er derfor viktig å jobbe for å sikre at beregningene gjøres riktig. Tabell 4 nedenfor gir en oversikt over forhold det er viktig å vurdere for å unngå feil i beregninger.

Tabell 4: Usikkerhetsbidrag fra beregning av utslippet

Kilde til usikkerhet	Forhold å vurdere
Endringer i måleprogram og prosessen	Er beregningene oppdatert i forhold til endringer i måleprogrammet og prosessen? Er det rutiner for å oppdatere beregningsverktøy når prosessen eller måleprogrammet endres?
Bruk av databaser og regneark	Databaser og regneark har lett for å utvikle seg til «sorte bokser» der man legger data inn og resultater kommer ut. Derfor er det viktig å: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Holde oversikt over hvordan utslipp beregnes i regneark og databaser ▪ Kontrollere resultatene fra databaser og regneark ved å vurdere om det stemmer med kunnskap om prosessen ▪ Gjøre kontrollregninger for å sjekke resultatene fra databaser og regneark
Dataene som brukes i beregningen	Benyttes samme måleperiode for bestemmelse av volumstrøm og konsentrasjon? Er konstanter og andre faktorer som brukes i beregningen riktige og oppdaterte?
Regnefeil	Regnefeil kan blant annet oppstå ved tastefeil, kommafeil og konvertering mellom enheter. Blir beregningene kontrollert av noen andre enn de som har utført beregningen? Er resultatene fornuftige når de vurderes opp mot historiske resultater og prosesskunnskap?
Rapporteringsfeil	Rapporteringsfeil kan oppstå blant annet ved tastefeil. Er det rutiner for å hindre feilrapportering?

4. Bruk av usikkerhetsvurderinger for å forbedre måleprogrammet

Oversikten over usikkerheten i enkeltmålingene (kapittel 3) og usikkerhet i totalutslippet (del 2 av veilederen) kan brukes som et verktøy til å forbedre måleprogrammet og til å bruke resurser på en bedre måte. Oversikten over usikkerhetene kan brukes til å gjøre følgende valg:

- Resurser bør prioriteres til utslippspunkter som har høy usikkerhet og som utgjør en betydelig andel av det årlige utslippet.
- Det er akseptabelt at utslippspunkter som kun gir et lite bidrag til det totale utslippet har en høyere usikkerhet enn utslippspunkter som fører til en stor del av utslippet.
- Bruke resurser der det fører til størst usikkerhetsreduksjon
- Der usikkerheten er lav kan man vurdere om prøvfrekvensen kan reduseres
- Der usikkerheten er høy bør prøvfrekvensen økes
- Kunnskap om hvilke type målepunkter som gir høy usikkerhet kan brukes til å gjøre bedre valg ved etablering av nye målepunkter eller bytte av målepunkter
- Komponenter som kan gi betydelige miljøeffekter må få en spesiell vurdering

Slike valg og vurderinger må dokumenteres og fremkomme av bedriftens måleprogram.

5. Gjennomføring, evaluering og revidering av måleprogram

Når måleprogrammet er etablert skal det gjennomføres som en del av den normale driften i anlegget. For å sikre at målingene og måleprogrammet gir et godt bilde av det faktiske utslippet er det noen viktige forhold som må være på plass:

- **Kommunikasjon mellom de som måler og produksjonsavdelingen(e)** for blant annet å sikre at målinger gjennomføres under normal drift og dokumentere under hvilke driftsforhold målingene ble utført. Dette gjelder både om målinger gjøres av internt eller eksternt personell.
- **Dokumentasjon av måle- og analysemetoder** (eventuelt henvisninger til standard metoder) som ble brukt i den aktuelle målingen, inkludert identifikasjon av utstyr som benyttes med plan for vedlikehold/kalibrering av dette og dokumentasjon av nødvendig kompetanse hos bruker. En målerapport fra en konsulent bør angi om det er utført en akkreditert måling eller ikke.
- **Dokumentasjon av driftsforhold og produksjonsvolum under målingen** bør inngå i rapporten.
- **Dokumentasjon/beskrivelse av driftsforhold i renseanlegg under målingen** bør inngå i rapporten.

God praksis er å gjennomføre regelmessig evaluering og revisjon av måleprogrammet:

- For å sikre at måleprogrammet er oppdatert i forhold til endringer i produksjonen er det viktig med jevnlig evalueringer, for eksempel årlig. Her bør vurderinger som beskrevet i eksempel 4 og 5 inkluderes. Det må også vurderes om tidligere målekampanjer som brukes til å estimere utslipp fortsatt er gjeldene for den nåværende produksjonen.

- Når det kommer nye komponenter og andre endringer i virksomhetens tillatelse, ved endringer i prosess, eller når nye anlegg er satt i drift er det viktig å gjøre en vurdering av hvordan dette skal måles som beskrevet i kapittel 1.
- På bakgrunn av disse evalueringene skal måleprogrammet revideres.

Alle måleresultater må oppbevares på en sikker måte og være tilgjengelig for fremvisning til myndighet. Disse observasjonene spiller en sentral rolle i vurdering av måleprogrammets egnethet og eventuelle muligheter for endringer i dette.

Del 2: Usikkerhetsberegninger

6. Beregning av usikkerhet i enkeltmåling og totalutslipp

Måleresultatene skal representere et intervall av verdier som med ca. 95 % sannsynlighet dekker den faktiske verdien for utslippet. Måleresultatet angis derfor normalt som et symmetrisk intervall rundt den observerte måleverdien. For utslippet skal dermed resultatet oppgis på formen:

$$Utslipp = m \pm U_m$$

m angir verdien på utslippet mens U_m angir utvidet usikkerhet for resultatet.

Standarden ISO/IEC Guide 98:1995 "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement" (GUM) beskriver hvordan usikkerheten i et resultat kan beregnes dersom man kjenner alle vesentlige usikkerhetsbidrag i inngangsverdiene i målefunksjonen som brukes til å beregne resultatet [4].

Metoden for å bestemme usikkerhet tar utgangspunkt i hvordan utslippet beregnes. Dette beskrives matematisk med en målefunksjon. Dette gjelder både enkeltmålinger og årlige utslipp. Enkeltmålingene har usikkerhetsbidrag fra konsentrasjons og volumstrømsmålinger (og fra eventuelle tilnærmede konstanter som brukes), og usikkerheten som beregnes for enkeltmålingen brukes videre som bidrag til usikkerhet i det årlige utslippet.

Kilder til usikkerhet i volumstrøms- og konsentrasjonsmåling er gitt i kapittel 3, i dette kapitlet beskrives metoden for å sammenstille usikkerhet fra enkeltmålinger til usikkerheten i det totale utslippet.

Det er vesentlig å skille mellom absolutte og relative verdier for usikkerhet. I denne veiledningen benyttes derfor følgende betegnelser/uttrykk for:

Absolutt usikkerhet:	u_m, U_m, u_V, U_V, u_C og U_C
Relative usikkerhet:	$u_m/m, U_m/m, u_{V_A}/V, U_V/V, u_C/C$ og U_C/C

Liten u angir standard usikkerhet og stor U utvidet usikkerhet som gir en deknings sannsynlighet på ca. 95 %.

I utgangspunktet er GUM basert på å kombinere absolutte usikkerhetsbidrag, derfor må relative usikkerheter regnes om til absolutte usikkerheter før usikkerhetsbidragene kombineres.

6.1 Usikkerhet i enkeltmåling (Nivå 1)

Enkeltmålingene danner grunnlaget for overvåking av prosessen og rapportering av utslipp fra denne. Når representative måleverdier for volumstrøm (V) og konsentrasjon (C) er bestemt for samme periode, kan en enkeltmåling av en komponent (m) bestemmes ut fra følgende overordnede målefunksjon:

$$m_{\text{komponent}} = V \cdot C$$

Eksempel 7 viser hvordan usikkerheten i volumstrøm og støvkonsentrasjon er anslått i Pers Produksjon AS.

<i>Eksempel 7: Usikkerhet i en enkelt støvmåling fra Skorstein 1 for Pers Produksjon AS</i>				
	Beskrivelse av usikkerhetsbidrag	Verdi	Relativ usikkerhet	Absolutt usikkerhet
Volumstrøm u_V	Volumstrømsmålingen følger Norsk standard, både når det gjelder avstand fra bend og vifter, og Per har brukt traversering til å bestemme hvor i tverrsnittet av skorsteinen måleren skulle plasseres. Usikkerheten anslås derfor å være lav, og anslås til 10 %	132979 Nm ³ /h	10 %	13298 Nm ³ /h
Konsentrasjon u_C	Støv samles inn på filter og utføres på en måte som følger Norsk Standard, men støv er mer påvirket av lokale strømningsforhold, og usikkerheten fra prøvetaking er derfor større enn for volumstrømsmålingen. Den anslås til 15 %, 3,5 mg/Nm ³ . Støvprøven blir ikke påvirket av lagring, men det er noe usikkerhet knyttet til at det kan mistes noe støv når prøven tas ut av prøve holderen. Det anslås at inntil 5 % (1,2 mg/Nm ³) av prøvemengden kan mistes. På kalibreringsbeviset for vekten oppgis det at usikkerheten er 1 % for målinger på 100-1000 mg og prøvene er normalt rundt 500 mg. Dette usikkerhetsbidraget er da 0,2 mg/Nm ³ . Ved å kvadratsummere usikkerhetsbidragene som påvirker konsentrasjonsmålingen blir usikkerheten 3,7 mg/Nm ³ . $u_C = \sqrt{3,5^2 + 1,2^2 + 0,2^2} = 3,7$	23 mg/Nm ³	16 %	3,7 mg/Nm ³

Ettersom utslippet er produktet av volumstrøm og konsentrasjon kan usikkerheten i den enkelte utslippsmålingen beregnes ut fra følgende uttrykk:

$$u_m = \sqrt{u_V^2 + u_C^2}$$

For å angi utvidet måleusikkerhet (ca. 95 % deknings sannsynlighet), multipliseres kombinert standard usikkerhet med en faktor 2 (gitt et normalfordelt resultat) som gir denne deknings sannsynligheten:

$$U_m = 2 \cdot u_m$$

Tabell 5 viser et eksempel på utregning av usikkerhet for en enkeltmåling.

Tabell 5: Usikkerhetsberegning for en enkeltmåling av et utslipp, nivå 1

Målestørrelse	Måleverdi	Usikkerhet	Fordeling	Standard usikkerhet	Rel. usikkerhet	Følsomhet	Usikkerhets Bidrag (kg/h)
V (Nm ³ /h)	132979	13298	standard	13298	10 %	0,00002	0,3
C (mg/Nm ³)	23	3,7	standard	3,7	16 %	0,13	0,5
m (kg/h)	3,1					u (k=1)	0,6
						U (k=2)	1,2
						Relativ U	37 %

6.2 Prosessusikkerhet og usikkerhet i årlige verdier fra ett målepunkt (Nivå 2)

For et målepunkt gjøres det flere målinger i løpet av et år, og gjennomsnittet (eventuelt summen) av disse målingene brukes som et estimat på det årlige utslippet fra et målepunkt. Usikkerheten i det årlige utslippet, m_{snitt} , kommer både fra usikkerheten i enkeltmålingene og usikkerhet knyttet til hvor godt enkeltmålingene representerer utslippet for hele året. Den siste typen usikkerhet kalles **prosessusikkerhet** siden den følger av at det kun gjøres enkeltprøvemålinger på en prosess som varierer.

Gjennomsnittet regnes ut som vist i ligningen under. Ligningen inneholder også et korreksjonsledd, $\Delta m_{prosess}$. Dette leddet beskriver hvor godt hver måling representerer en periode, f. eks en måned. Normalt vil dette leddet ha verdi 0, men prosessusikkerheten er knyttet til dette leddet.

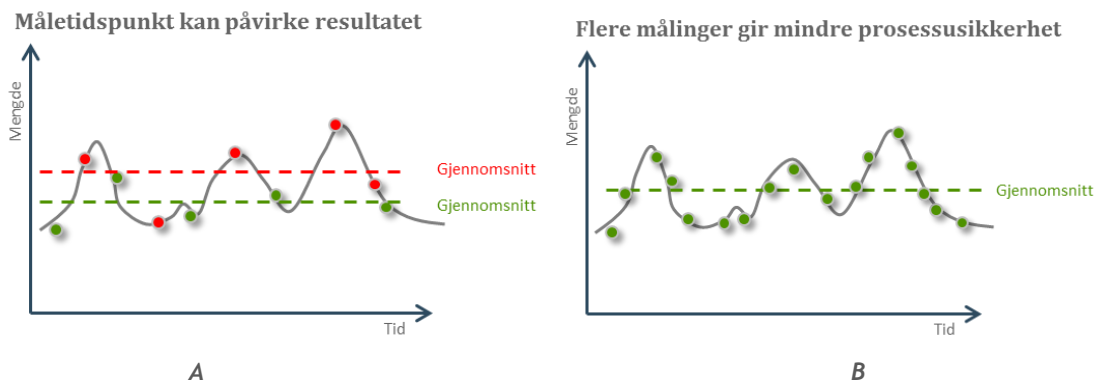
$$m_{snitt} = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N m_i + \Delta m_{prosess}$$

N er antall målinger og m_i er en enkeltmåling

I dette kapittelet vil den enkleste metoden for å beregne prosessusikkerhet når man bruker enkeltprøver til å beregne årlig utslipp bli beskrevet. Vedlegg B Prosessusikkerhet gir en mer inngående beskrivelse av prosessusikkerhet og mer avanserte metoder for å beregne prosessusikkerhet basert på historiske data.

Prosessusikkerheten blir påvirket av hvor mye prosessen varierer og hvor mange målinger som utføres.

- En prosess som varierer mye vil ha en større usikkerhet enn en prosess som varierer lite
- Et lavt antall prøver gir større usikkerhet enn et høyt antall prøver



Figur 7: A) Gjennomsnittet av punktvisse målinger av et kontinuerlig utslipp vil være usikkert ettersom resultatet kan bli et annet om man måler på andre tidspunkt i løpet av perioden. B) Ved å ta flere målinger vil gjennomsnittet bli mindre påvirket av når prøvene tas, siden man får med seg mer av variasjonen.

For å beregne prosessusikkerheten ($u_{\Delta m_{prosess}}$) brukes standardavviket til enkeltmålingene ($s_{observert}$) og antall målinger (N). Hvis autokorrelasjonen er neglisjerbar (vedlegg B.5) uttrykkes den som vist i som vist under:

$$u_{\Delta m_{prosess}} = s_{prosess} = s_{observert} / \sqrt{N}$$

Et spesialtilfelle når det gjelder prosessusikkerhet er når det benyttes et integrerende måleprinsipp for volumstrømmen som dekker hele målepunktet og det i målepunktet kontinuerlig måles konsentrasjon (for eksempel gjennom bruk av en mengdeproporsjonal prøvetaker). Da er det ingen mangler i kunnskapen om prosessvariasjonen, og prosessusikkerheten blir dermed lik 0.

For å regne ut hele usikkerheten i den årlige verdien for et målepunkt kombineres usikkerheten i enkeltverdiene og prosessusikkerheten.

Tabell 6 er dette vist for årsutslippet fra skorstein 1 i Pers Produksjon AS.

Siden alle enkeltmålingene er gjort med samme målemetode, utstyr m.m. er det en sterk korrelasjon mellom disse målingene. Korrelasjonen mellom enkeltmålingene settes derfor til 1 (full korrelasjon). Siden målingene er korrelerte skal usikkerhetene ikke kvadratiseres, men summeres som en vanlig sum, se ligningen under:

$$u_{\text{alle enkeltmålinger}} = \sum_{i=\text{Januar}}^{\text{Desember}} u_i$$

Prosessusikkerheten og usikkerheten fra alle enkeltmålingene er derimot ikke korrelert, så for å få den kombinerte usikkerheten for det årlige utslippet må prosessusikkerheten og usikkerheten fra enkeltmålingene kvadratiseres:

$$u_{\text{snitt}} = \sqrt{u_{\text{alle enkeltmålinger}}^2 + u_{\Delta m_{\text{prosess}}}^2}$$

Tabell 6: Usikkerhetsberegning for årlig utslipp fra skorstein 1 i Pers Produksjon, usikkerhet på nivå 2.

Målestørrelse	Måleverdi (kg/h)	Usikkerhet (kg/h)	Fordeling	Standard usikkerhet (kg/h)	Rel. usikkerhet (%)	Følsomhet	Usikkerhetsbidrag (kg/h)
m _{Januar}	1,7	0,33	standard	0,33	19 %	0,08	0,03
m _{Februar}	2,7	0,52	standard	0,52	19 %	0,08	0,04
m _{Mars}	2,6	0,50	standard	0,50	19 %	0,08	0,04
m _{April}	4,4	0,85	standard	0,85	19 %	0,08	0,07
m _{Mai}	2,5	0,49	standard	0,49	19 %	0,08	0,04
m _{Juni}	5,9	1,14	standard	1,14	19 %	0,08	0,10
m _{Juli}	4,1	0,80	standard	0,80	19 %	0,08	0,07
m _{August}	6,2	1,20	standard	1,20	19 %	0,08	0,10
m _{September}	3,1	0,60	standard	0,60	19 %	0,08	0,05
m _{Oktober}	3,0	0,58	standard	0,58	19 %	0,08	0,05
m _{November}	1,9	0,37	standard	0,37	19 %	0,08	0,03
m _{Desember}	3,6	0,70	standard	0,70	19 %	0,08	0,06
$\Delta m_{\text{prosess}}$	0,0	0,42	standard	0,42	NA	1,0	0,42
m_{snitt}	3,5						
						u (k=1)	0,79 kg/h
						U (k=2)	1,58 kg/h
						Rel. U	46 %

En månedsmåling med usikkerhet som beregnet i tabell 5

Prosessusikkerhet beregnes ved å ta standardavviket for alle målingene og dele på $\sqrt{\text{antall målinger}}$ ($0,42=1,4/\sqrt{12}$)

u er beregnet som vist i ligningene over tabell 6

$U = 2u$
Det er 95 % sannsynlig at årlig utslipp ligger innenfor $m_{\text{snitt}} \pm U$

$$\text{Rel. } U = \frac{U}{m_{\text{snitt}}}$$

6.3 Usikkerhet i totalt årlig utslipp (Nivå 3)

I nivå 3 i en utslippsberegning så summeres utslippene fra alle utslippspunktene til et totalt årlig utslipp fra virksomheten. Også utslipp som ikke måles inkluderes i årsutslippet. I tabell 9 er det vist hvordan det totale utslippet av støv fra Pers Produksjon AS beregnes og hvordan usikkerheten i dette utslippet beregnes. En mer inngående beskrivelse av usikkerhetene er gitt under tabellen. Som tabell 9 viser så kommer de største usikkerhetsbidragene fra utslippspunktene der det ikke måles. Dette stemmer overens med at det er disse utslippene Pers Produksjon AS har minst kunnskap om.

Tabell 7: Usikkerhetsberegning for totalt årlig utslipp av støv fra Pers Produksjon, usikkerhet på nivå 3.

Måleverdi		Usikkerhetsbidrag						Korrelasjonsmatrise				
Målestørrelse	Måleverdi	Grunnlag	Usikkerhet (kg/h)	Fordeling	Rel. usikkerhet	Følsomhet	Usikkerhetsbidrag (kg/h)	S1	S2	S3	S4	S5
Skorstein 1	3,5	Målt	0,8	standard	23 %	1,0	0,8		1	0	1	0
Skorstein 2	3,3	S1,S3	2,4	firkant	41 %	1,0	1,4	1		1	0	0
Skorstein 3	3,1	Målt	0,7	standard	21 %	1,0	0,7	0	1		1	0
Skorstein 4	3,3	S1,S3	2,4	firkant	41 %	1,0	1,4	1	0	1		0
Skorstein 5	6,3	Målt	1,2	standard	19 %	1,0	1,2	0	0	0	0	
m_{total}	19,5						u_{m, total}	3,8				
							U_{m, total}	7,5				
							Rel. U_{m, total}	39 %				

Usikkerhet fra nivå 2, beregnet som vist i kapittel 6.2

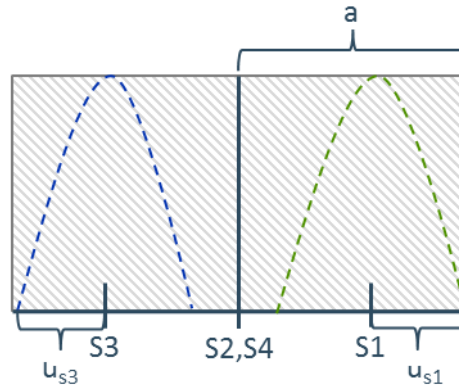
For firkant fordeling deles usikkerheten på v3 for å få bidraget til usikkerhet på standard form

Korrelasjonsmatrisen viser hvilke målepunkter som er korrelert.

Usikkerhet for utslipp som ikke er målt. Usikkerheten kommer fra en firkantfordeling. Beregningsmetoden er beskrevet i teksten under tabellen

Usikkerhetene summeres som for nivå 2, kapittel 2.6 Korrelasjon må tas hensyn til.

Usikkerheten for de utslippspunktene der det har blitt målt har blitt beregnet på nivå 2, dette gjelder skorstein 1, 3 og 5 for Pers Produksjon AS. For utslippspunkter som ikke måles så kan utslippet beregnes ut fra prosesskunnskap og de utslippspunktene som det måles i. For Pers Produksjon AS estimeres utslippet fra skorstein 2 og 4 ved å ta snittet av utslippet fra skorstein 1 og 3 (se eksempel 4 og eksempel 6). Når skorstein 2 og 4 estimeres på denne måten har de ikke en usikkerhet som normal fordelt, men en firkant fordelt usikkerhet (kalles også uniform fordeling). Firkantfordelingen er vist i figur 8. For en firkantfordeling er usikkerheten angitt som a i figuren. Skorstein 5 har et avvikende utslippsmøter og må inkluderes separat.



Figur 8: Eksempel på bruk av firkantfordeling for å estimere usikkerhet. S1-4 er skorstein 1-4 i Pers Produksjon AS. Det grå område viser firkantfordelingen. a er usikkerheten som beregnes ut fra maksimal differanse og standardavviket til S1 og S3.

a regnes ut på følgende måte

$$a = \frac{\text{Max diff (utslipp målte delstrømmer)}}{2} + 3 \cdot \text{snittet av standardavvik}$$

For eksempelet med Pers Produksjon AS blir dette

$$a = \frac{S1 - S3}{2} + 3 \frac{u_{S1} + u_{S3}}{2}$$

$$a = \frac{3,5 - 3,1}{2} + 3 \frac{0,8 + 0,7}{2} = 2,4$$

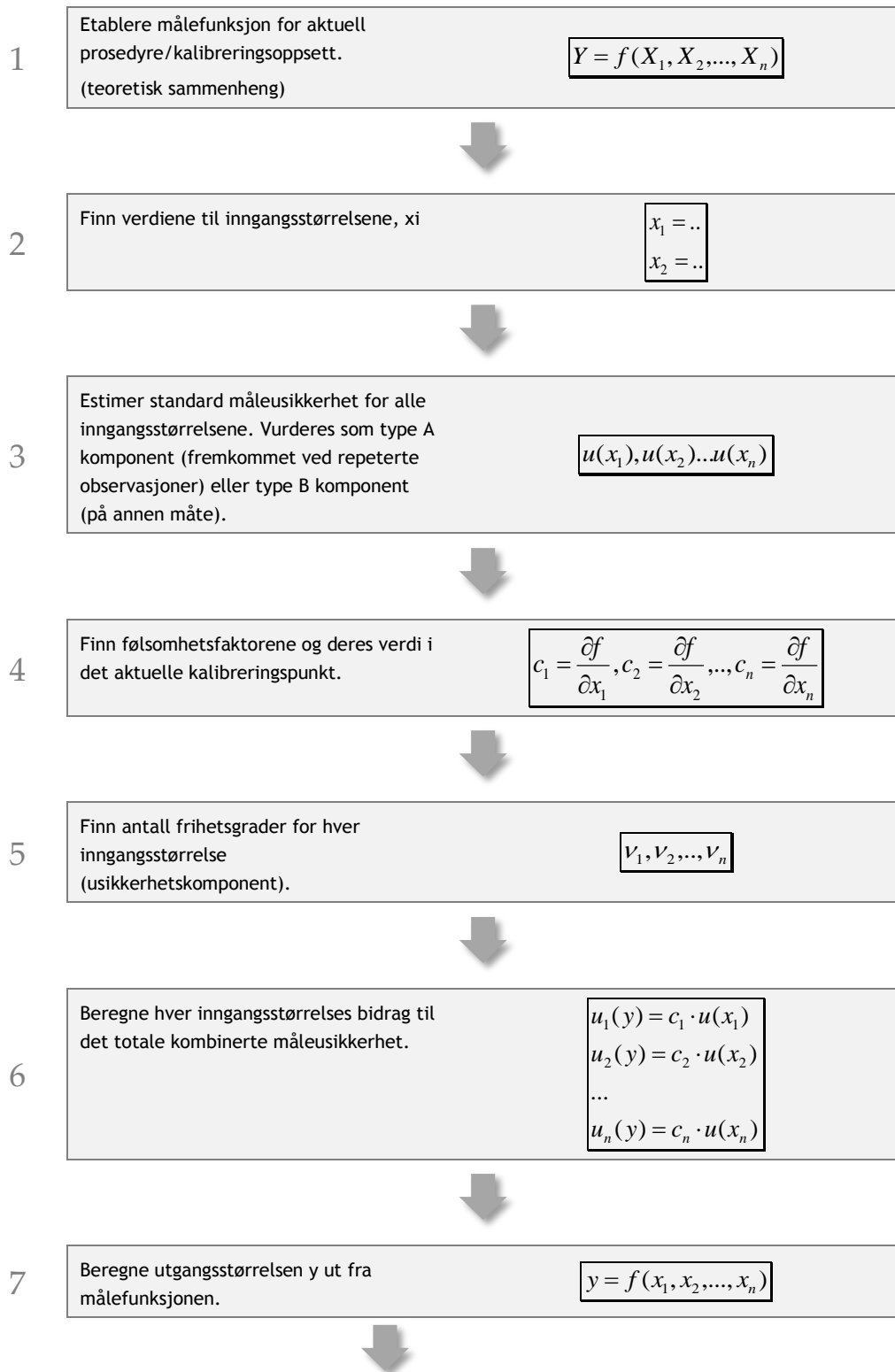
Usikkerhetsbidraget (standard usikkerhet, u) for firkantfordeling beregnes på følgende måte:

$$u = \frac{a}{\sqrt{3}}$$

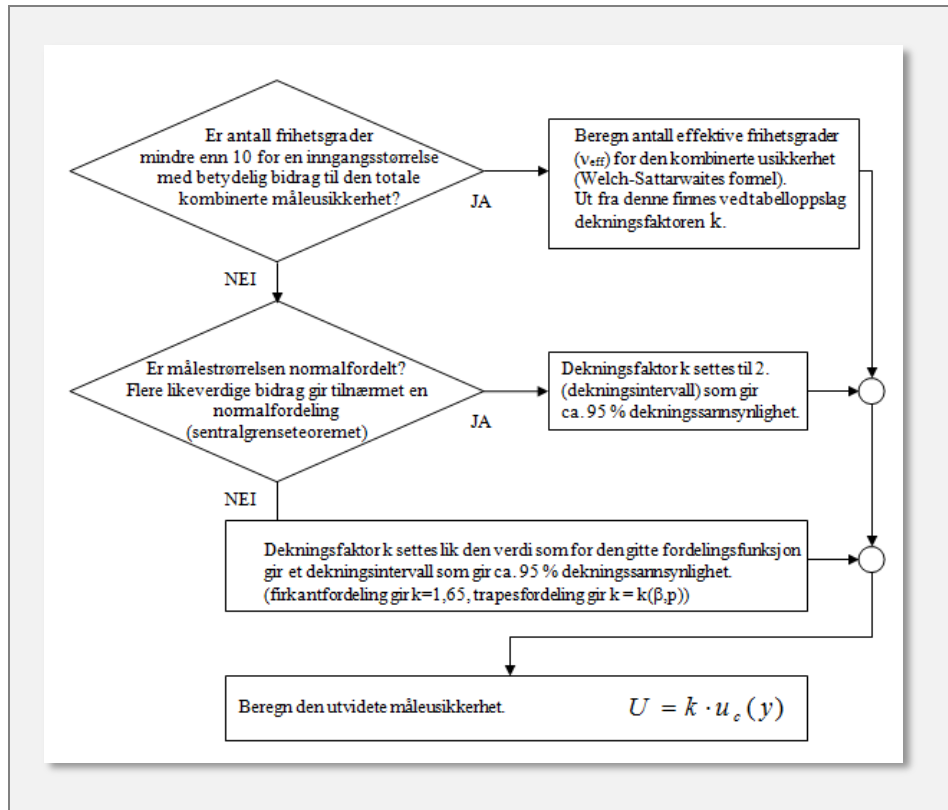
For skorstein 2 og 4 i Pers Produksjon blir usikkerhetsbidraget da

$$u_{S2,S4} = \frac{2,4}{\sqrt{3}} = 1,4$$

6.4 Flytskjema for usikkerhetsanalyse



8



Referanser

- [1] Standard Norge (2013): Standarder for luftundersøkelse (per februar 2012).
<http://www.standard.no/Global/PDF/Milj%C3%B8/Oversikt%20-%20Luftstandarder.pdf>.
- [2] Standard Norge (2013): Standarder for vannundersøkelse (per august 2009).
http://www.standard.no/Global/PDF/Milj%C3%B8/Oversikt_norske_vannstandarder_august_2009.pdf
- [3] European Commission (2003): Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on the General Principles of Monitoring.
<http://eippcb.jrc.es/reference/>
- [4] JCGM 100:2008: Evaluation of measurement data - Guide to the Expression of Uncertainty in measurement (GUM). Tilgjengelig på www.bipm.org
- [5] Francis F. Pitard, "Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice. Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control", 1993, CRC Press)
- [6] Pentti Minkkinen: "Practical applications of sampling theory", Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 74 (2004) 85– 94
- [7] Correct Sampling Using the Theories of Pierre Gy
<http://www.epa.gov/esd/factsheets/csutpg.pdf>
- [8] EURACHEM/CITAC Guide: "Measurement uncertainty arising from sampling", kap 10.2.3.
- [9] NS-EN ISO 11771 Luftundersøkelse - Bestemmelse av tidsmidlet masseutslipp og utslippsfaktorer - Generell tilnærming
- [10] Donald J. Wheeler, "Understanding Statistical Process Control", 3rd ed. SPC Press.
- [11] Statistical Process Control: ISO 8258:1991 Shewhart control charts
- [12] "Effective Number of Observations and Unbiased Estimators of Variance for Autocorrelated Data – an Overview", Metrol. Meas. Syst., Vol. XVII (2010), No. 1, pp. 3-16.
- [13] "A short note on Variograms and Correlograms" Høgskolen i Hedmark.
http://fulltekst.bibsys.no/hihm/notat/2011/01/not01_2011.pdf
- [14] Donald J. Wheeler. "Advanced topics in statistical process control", SPC Press.
- [15] John R. Taylor "An Introduction to Error Analysis" 2. edition. University Science Books Sausalito, California. ISBN 0-935702-42-3
- [16] Gunnar G. Løvås "Statistikk - for universiteter og høyskoler" 5. opplag 2001. Universitetsforlaget. ISBN 82-00-12755-9
- [17] JCGM 200:2012 International Vocabulary of Metrology – Basic and General Concepts and Associated Terms (VIM) Tilgjengelig på www.bipm.org

Vedlegg A Relevante standarder for planlegging av måleprogram

A.1 Utslipp til luft

NS-EN 14181	Luftundersøkelse - Utslipp fra stasjonære kilder - Kvalitetskontroll av automatiske målesystemer
NS-EN 15259	Luftundersøkelse - Måling av stasjonære utslipp - Målestrategi, måleplanlegging, rapportering og utforming av målested
NS-EN ISO 11771	Luftundersøkelse - Bestemmelse av tidsmidlet masseutslipp og utslippsfaktorer - Generell tilnærming (ISO 11771:2010)
EN ISO 16911-1	Stationary source emissions -- Determination of velocity and volume flow rate in ducts - Part 1: Manual reference method
EN ISO 16911-2	Stationary source emissions - Determination of velocity and volume flow rate in ducts - Part 2: Automated measuring systems (ISO/DIS 16911-2:2011)
NS-EN 15267-1	Luftundersøkelse - Sertifisering av automatiserte målesystemer - Del 1: Generelle prinsipper /
NS-EN 15267-2	Luftundersøkelse - Sertifisering av automatiserte målesystemer - Del 2: Innledende bedømmelse av AMS-produzentens system for kvalitetsstyring og overvåking av produksjonsprosessen etter sertifisering
NS-EN 15267-3	Luftundersøkelse - Sertifisering av automatiserte målesystemer - Del 3: Ytelsesspesifikasjoner og prøvingsprosedyrer for automatiserte målesystemer for overvåking av utslipp fra stasjonære kilder
NS-EN ISO 9169	Luftundersøkelse - Definisjoner og bestemmelse av ytelsekarakteristikker til et automatisert målesystem (ISO 9169:2006)
NS-EN ISO 14956	Luftundersøkelse - Evaluering av en måleprosedyres egnethet ved sammenligning med en påkrevd målesikkerhet (ISO 14956:2002)
NS 4856 Luftundersøkelser	Luftundersøkelser - Målenheter ved bestemmelse av luftforurensninger

A.2 Utslipp til vann

NS 4784	Prøvetaking av vann for bestemmelse av spormetaller
NS 9420	Retningslinjer for feltarbeid i forbindelse med miljøovervåking og kartlegging
NS 9421	Krav til prøvetaking og analyse av slam
NS-ISO 5667-1	Prøvetaking - Del 1: Veiledning i utforming av prøvetakingprogrammer
NS-ISO 5667-1:2006/AC:2007	Rettelsesblad AC - Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 1: Veiledning i utforming av prøvetakingsprogrammer og prøvetakingsteknikker (ISO 5667-1:2006)
NS-ISO 5667-2	Prøvetaking - Del 2: Veiledning i prøvetakingsteknikker
NS-EN ISO 5667-3	Prøvetaking - Del 3: Veiledning i konservering og behandling av prøver (ISO 5667-3:2003)
NS-EN ISO 5667-3:2003/AC:2007	Rettelsesblad AC - Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 3: Veiledning i konservering og behandling av prøver (ISO 5667-3:2003)
NS-ISO 5667-6	Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 6: Veiledning i prøvetaking fra elver og bekker
NS-ISO 5667-7	Prøvetaking - Del 7: Veiledning i prøvetaking av vann og damp fra kjelanlegg
NS-ISO 5667-8	Prøvetaking - Del 8: Veiledning i prøvetaking av nedbør
NS-ISO 5667-9	Prøvetaking - Del 9: Veiledning i prøvetaking av sjøvann
NS-ISO 5667-10	Prøvetaking - Del 10: Veiledning i prøvetaking av avløpsvann
NS-ISO 5667-11	Prøvetaking - Del 11: Veiledning i prøvetaking av grunnvann
NS-ISO 5667-12	Prøvetaking - Del 12: Veiledning i prøvetaking av bunnsedimenter
NS-EN ISO 5667-13	Prøvetaking - Del 13: Retningslinjer for prøvetaking av slam fra avløpsvann- og vannbehandlingsanlegg
NS-ISO 5667-14	Prøvetaking - Del 14: Veiledning i kvalitetssikring av miljøprøvetaking og behandling av vannprøver
NS-ISO 5667-15	Prøvetaking - Del 15: Veiledning i konservering og behandling av slam- og sedimentprøver
S-EN ISO 5667-16	Prøvetaking - Del 16: Veiledning i biologisk prøving av prøver
NS-ISO 5667-17	Prøvetaking - Del: 17 Veiledning i prøvetaking av partikulært materiale i vann
NS-ISO 5667-18	Prøvetaking - Del 18: Veiledning i prøvetaking av grunnvann fra forurenset grunn
NS-EN ISO 5667-19	Vannundersøkelse - Prøvetaking - Del 19: Veiledning i sedimentprøvetaking i marine områder (ISO 5667-19:2004)
NS-EN ISO 15839	Vannundersøkelse - On-line-sensorer/analyseutstyr for vann - Spesifikasjoner og prøving av egenskaper (ISO 15839:2003)
ISO 4064-1:2005	Measurement of water flow in fully charged closed conduits -- Meters for cold potable water and hot water -- Part 1: Specifications
NA Dok 30a	Akkreditering av prøvetaking i avløpsrensaneanlegg. Beskriver uttak av representative prøver fra kommunale avløpsrensaneanlegg.

Vedlegg B Prosessusikkerhet

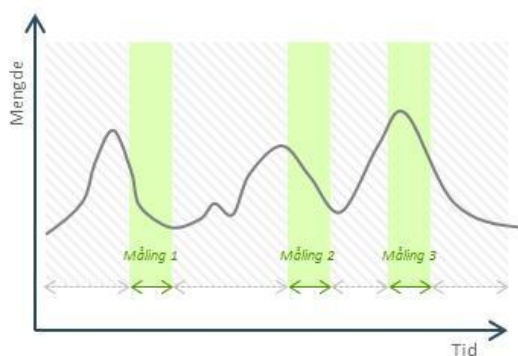
B.1 Innledning

Enkeltprøver som tas fra prosessen vil ikke kunne gi en eksakt gjengivelse av de faktiske utslippene, og ofte er usikkerhet i prøvetakingen større enn måleusikkerheten fra analysen av de enkelte enkeltprøvene.

De ulike typene samplingsfeil som kan forekomme er ([5], [6], [7])

Fundamental Error	<i>Den fundamentale samplingsfeilen er knyttet til sammensetningen av materialet som samples. Denne feilen kan gjøres mindre ved å øke størrelsen på enkeltprøven.</i>
Grouping and Segregation Error	
Long-range Heterogeneity Error	<i>Heterogeniteten er knyttet til prosessens egen variasjon, og i dette dokumentet bruker vi betegnelsen "prosessusikkerhet" for den samlede vurderingen av denne.</i>
Periodic Heterogeneity Error	
Increment Delimitation Error	<i>De to "increment"-feilene er knyttet til design og valg av måleutstyr for enkeltprøvetaking, en ikke korrekt oppførsel for utstyret kan gjøre at det oppstår feil ved uttrekk av hver enkelt enkeltprøve slik at de ikke er representative for prosessen.</i>
Increment Extraction Error	
Preparation Error	<i>Prøveprepareringen kan påvirke prøvens innhold slik at analysen av den gir et måleresultat som ikke er representativ for enkeltprøven. Enkeltprøven kan endres ved kontaminering dvs. tilførsel av fremmedstoffer eller ved at det skjer en avdampning fra prøven i tiden mellom enkeltprøven er tatt og den ankommer analyselaboratoriet.</i>

I GUM-metoden for usikkerhetsberegning skal måleresultatet korrigeres for alle kjente feil. Siden man ikke klarer å eliminere alle feil og heller ikke kan kjenne feilene eksakt vil det alltid gjenstå en restfeil som man ikke klarer å korrigere for, denne restfeilen betegner vi usikkerhet.



Figur 9: Hver enkeltprøve betraktes som et øyeblikksbilde av prosessens tilstand. Hvert øyeblikk har en viss varighet (integrasjonstid), og det er en viss død tid mellom hvert øyeblikk hvor prosessens tilstand er ukjent (ikke sees).

Som vist i Figur 9 vil man ved enkeltprøvetaking få en prosessusikkerhet ved at mellom hver enkeltprøve (grønne felt) ikke kjenner prosessens tilstand (skraverte felt). Hvert avsnitt nedenfor forklarer hvordan

ulike metoder kan benyttes for å estimere "prosessusikkerheten", gitt ved standardavvik til middelveien.

B.2 Prosessusikkerhet ved enkeltprøvetaking

B.2.1 Integrerende proporsjonal måler

En integrerende proporsjonal måler er et eksempel på en prøvetakingsmekanisme som kan ha lang integrasjonstid med mulighet for å gjøre dødtiden mellom enkeltprøvene svært kort. For slike målere vil prosessusikkerheten kunne bli mye mindre enn usikkerhet fra øvrige enkeltprøvetakinger.

Vi kommer her ikke inn på vurdering av usikkerhet fra øvrige enkeltprøvetakinger, men fastslår at den vil alltid være nært knyttet til spørsmålet om prøvetakingsmetoden er egnet for det materialet som samples, og hvorvidt man følger standarder og anerkjente metoder for korrekt montering, bruk og vedlikehold av utstyret.

For en integrerende proporsjonal måler som benyttes bare i deler av den tiden som utslippet foregår, vil prosessusikkerhet kunne estimeres slik [9]:

$$s(\bar{x}) = \sqrt{1 - \frac{N}{N_{Max}}} \times \frac{s}{\sqrt{N}}$$

der s = standardavviket for enkeltprøvene, N = antallet enkeltprøver innenfor måleperioden og N_{Max} = det maksimale antallet enkeltprøver som det er mulig å ta innenfor den samme måleperioden [9]

Vi ser at prosessusikkerhet for en integrerende proporsjonal måler går mot 0, når antallet enkeltprøver går mot det største mulige antallet, det vil si når prøvetakingsutstyret "ser" hele prosessen. Hvis ønsket måleperiode er identisk lik med hele den perioden som måleren integrerer over, ($N = N_{Max} = 1$) blir prosessusikkerheten lik 0.

Det finnes også en fundamental samplingsusikkerhet knyttet til egenskaper i materialet som samples, samt kilder til feil og usikkerhet knyttet til utstyret som nevnt i innledningsavsnittet. Vi kommer her ikke inn på vurdering av slike feilkilder og usikkerhet fra disse.

B.2.2 Øvrig enkeltprøvetaking

For andre prøvetakingsmekanismer der integrasjonstiden er kort og dødtiden mellom enkeltprøvene er lang, vil estimatet av usikkerhet i middelveien til utslippet beregnes slik:

$$s(\bar{x}) = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

der s = standardavviket til enkeltprøvene og n = antall enkeltprøver. Dette gjelder for uavhengige enkeltprøver (se vedlegg B.5)

Generelt kan vi altså si at:

- En prosess som varierer mye (stor s) vil ha en større usikkerhet enn en prosess som varierer lite
- Lav samplingsrate (få enkeltprøver, liten n) gir større usikkerhet enn ved høy samplingsrate

I de etterfølgende kapitlene skisseres kort 4 metoder for å beregne prosessusikkerheten ved standardavvik beregnet på grunnlag av enkeltprøver fra prosessen.

Metode	Anvendelse	Vedlegg
Statistisk prosesskontroll	<i>Ved validering av metoden for enkeltprøvetaking er SPC en god metode for å bestemme utslippsnivået og variasjonene i utslippsprosessen. SPC kan også benyttes til å undersøke fortløpende om utslippsnivået og variasjonene i utslippsprosessen forandrer seg i forhold til hvordan de var ved validering. Se referanse [5] og [6].</i>	B.3
ANOVA	<i>Dersom prosessen har lett gjenkjennbare tilstander, kan vi danne ulike grupper av måledata som angis ved hver sine middelværdier og standardavvik [8].</i>	B.4
Autokorrelasjon	<i>Når signalet har autokorrelasjon, (avhengighet mellom etterfølgende enkeltprøver) modifiseres beregningen av $s(\bar{x})$, enten fra beregninger med SPC eller ved å benytte det effektive antallet enkeltprøver som ville ha gitt null autokorrelasjon mellom enkeltprøvene [11].</i>	B.5
Variogram	<i>Innen geostatistikk er det utviklet en grafisk metode for å analysere akkurat den typen måledata vi ser på her, volumstrømning (utslippsdata i volum) vektet med en samtidig måling av konsentrasjon for hver enkeltprøve. Metoden gjør at vi kan bestemme standardavviket ved valgt prøvetakingsfrekvens [13].</i>	B.6

Vi har valgt å kalle usikkerhetskomponenten vi bestemmer for **prosessusikkerhet**, selv om det er kombinasjonen av de faktiske prosessvariasjonene og samplingsraten som er avgjørende for hvor stor denne usikkerhetskomponenten blir. En fundamental samplingsusikkerhet og feil knyttet til design og bruk av selve samplingsutstyret er utelatt fra disse betraktningene.

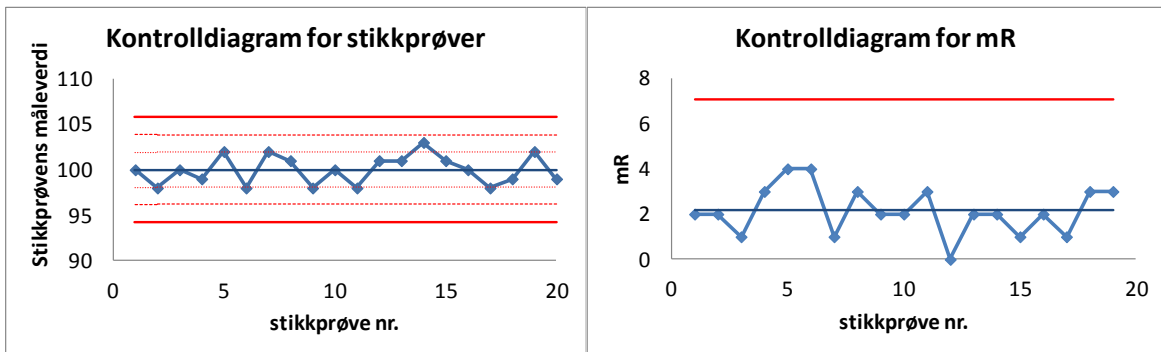
B.3 Statistisk prosesskontroll (SPC)

Ved validering av metoden for enkeltprøvetaking er SPC (Statistical Process Control) en god metode for å bestemme utslippsnivået og variasjonene i utslippsprosessen. SPC kan også benyttes til å undersøke fortløpende om utslippsnivået og variasjonene i utslippsprosessen forandrer seg i forhold til hvordan de var ved validering.

Ved bruk av SPC er det vanlig å beregne kontrollgrenser for prosessen på grunnlag av målte variasjoner til et stort antall enkeltprøver ($n \geq 20 - 25$) fra prosessen, når den går som normalt og uten ytre påvirkning eller styring ([10], [11]).

I en validering gjelder generelt at

- Flere datapunkter er mer nyttig enn færre (gjerne hundre målepunkter)
- Enkeltprøver tas representativt for variasjoner som går over lang tid



Figur 10: Kontrolldiagrammer for enkeltprøvenes måleverdi (enkeltverdier) og for moving Range, mR. Alle kontrollgrensene (røde linjer) er beregnet på grunnlag av korttidsvariasjonene til enkeltprøver.

Som et mål på korttidsvariasjonen til måledata benyttes gjerne Moving Range (mR). Dette er en tallverdi for differansen mellom nærmeste naboer i datasettet, og man beregner standardavviket ved bruk av formelen:

$$s = \frac{\overline{mR}}{d_2}$$

der $d_2 = 1,128$, se tabeller for SPC.

Kontrollgrensene for å vurdere stabiliteten settes gjerne til $\pm 3s$ rundt middelveien. Man benytter gjerne én deteksjonsregel eller et lite sett med deteksjonsregler for å vurdere om prosessen har normal variasjon eller om den befinner seg utenfor "statistisk kontroll".

Eksempler på deteksjonsregler er de fire sonereglene:

- 1 enkelt enkeltprøve faller utenfor kontrollgrensene ($\pm 3s$ fra gjennomsnittet)
- 2 av 3 etterfølgende enkeltprøver faller utenfor "alarmgrenser" ($\pm 2s$)
- 3 av 4 etterfølgende enkeltprøver faller utenfor $1s$
- 8 etterfølgende enkeltprøver faller på samme side av middelveien

Man kan benytte kontrolldiagrammer for å kontrollere stabiliteten til prosessen fortløpende for hver nye enkeltprøve.

Hvis utslippsdata fremstilles i kontrolldiagrammer på denne måten er standardavviket til enkeltverdier gitt ved:

$$s = \frac{\overline{mR}}{d_2}$$

og standardavviket til middelveien er gitt ved:

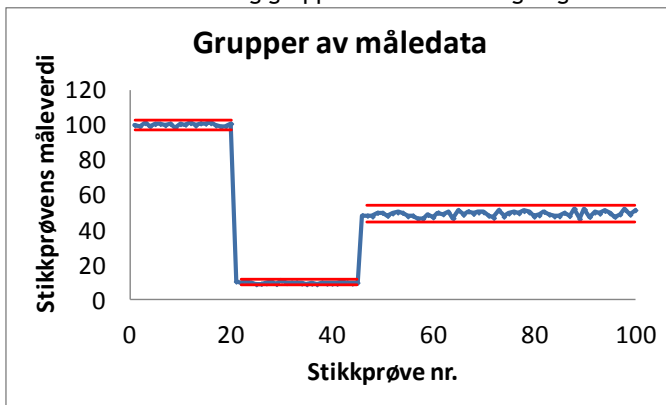
$$s(\bar{x}) = \frac{s}{\sqrt{n}}$$

der n = antallet enkeltprøver. For målinger med en grad av autokorrelasjon, se avsnitt B.5 under.

B.4 Analysis og Variance (ANOVA)

I vedlegg A1 - A4 i referanse [8] er det gitt eksempler på ulike måter å utnytte ANOVA basert på duplisering / splitting av enkeltprøver for å beregne størrelsen til de ulike kildene til variasjon, henholdsvis analyseresultater, prøvetaking og ulike sampling mål ("targets") for prøvetakingen, slik som ulike produksjonsbatcher eller ulike produksjonsprosesser.

Prosessen kan også ha forskjellig variasjon for ulike prosessstilstander og for ulike produksjonsbatcher. Dersom det er enkelt å angi hvilken tilstand prosessen er i til enhver tid, kan man gruppere måldata for utslippene og undersøke de ulike gruppene med måldata i forhold til hverandre. Det er viktig at enkeltprøvene fra prosessen får en sporbarhet til prosessens tilstand ved tidspunktet for prøvetakingen slik at de havner i riktig gruppe for videre beregning av måldata.



Figur 11: For tre ulike tilstander for prosessen ser vi at utslippene er karakterisert ved hver sin middelværdi og standardavvik. SPC-kontrollgrenser er også bestemt for hver tilstand av prosessen.

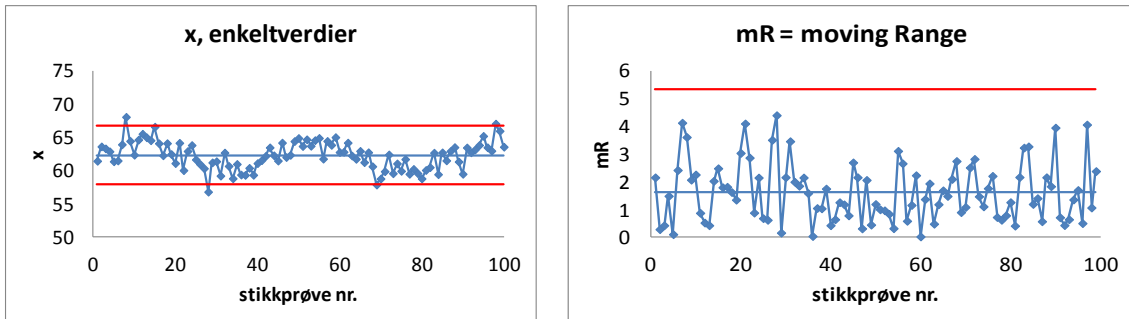
Hver tilstand for prosessen blir beskrevet med hver sin middelværdi og standardavvik. Det totale utslippet blir beregnet mer nøyaktig når man kan behandle de ulike variasjonene for de ulike tilstandene til prosessen hver for seg. Det gjennomsnittlige utslippet blir dermed et tidsmiddel av utslippet slik det har fordelt seg på de ulike tilstandene for prosessen.

Hvis man på forhånd vet hvilke tilstander prosessen kommer til å gjennomløpe og hvordan variasjonene for de ulike tilstandene er, kan man planlegge å trekke ut et antall enkeltprøver fra hver tilstand for prosessen på en slik måte at man oppnår tilstrekkelig liten prosessusikkerhet med færrest mulig målinger og til lavest mulig kostnad.

I Figur 11 ser vi lett at det har liten hensikt å ta svært mange enkeltprøver for det laveste nivået for utslippet. I denne prosessstilstanden er utslippsnivået lavt, det varer kort tid og har liten variasjon.

B.5 Autokorrelasjon

Et langsomt varierende signal (langsomt i forhold til samplingsraten) har en høy grad av autokorrelasjon. Det vil si at hver enkelt måleverdi er nokså lik den forrige verdien. For pipe 1 er utslippet framstilt i et kontrolldiagram med kontrollgrenser beregnet på grunnlag av mR («Moving Range» - se vedlegg B.3).



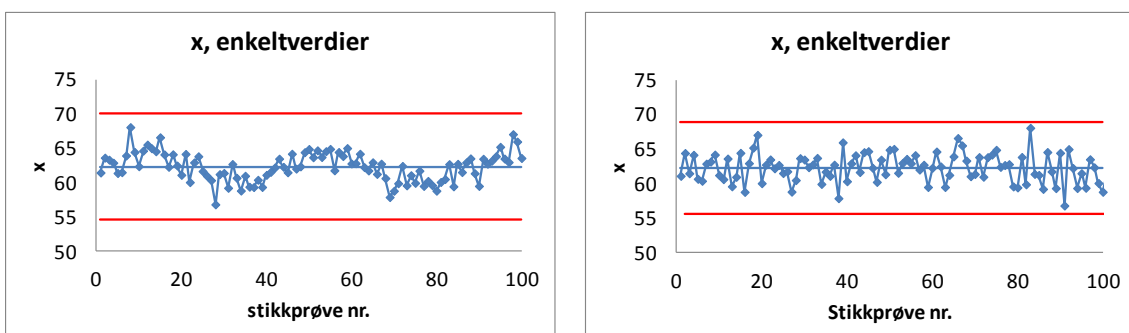
Figur 12: Kontrolldiagrammer for de enkelte enkeltprøvene og for mR ved autokorrelasjon $R = 0,829$ for utslipp fra pipe 1. Vi ser at kontrollgrensene for de enkelte enkeltprøvene er ganske smale pga en tydelig autokorrelasjon i utslippsprosessen. Dermed fås flere signaler om at prosessen ikke er forutsigbar (predikerbar), 3 av 100 punkter havner utenfor kontrollgrensene.

$$s = \frac{\overline{mR}}{d_2} = \frac{1,63}{1,128} = 1,45$$

Når slike prosesser samples hyppig vil korttidsvariasjonen målt ved mR bli liten og dermed gi smale kontrollgrenser innen SPC, se kontrolldiagram til venstre i Figur 12. Kontrollgrensene vil da lett brytes, og man kan konkludere med at prosessen ikke er forutsigbar (predikerbar).

Ved valg av lenger avstand mellom enkeltprøvene blir autokorrelasjonen ikke merkbar ($R \approx 0$), og standardavviket estimert ved mR blir større og kontrollgrensene videre, slik at prosessen vil oppfattes som stabil og forutsigbar, fordi den da holder seg innenfor de videre kontrollgrensene.

Løsningen på dette problemet er at dersom man ønsker å benytte en høy samplingsrate, men det er en betydelig autokorrelasjon, kan kontrollgrensene utvides med en faktor $1/\sqrt{1 - R^2}$, der $R =$ autokorrelasjonskoeffisienten ved "lag" = 1 (nærmeste naboer).



Figur 13: Til venstre: Utvidede kontrollgrenser med en faktor bestemt av autokorrelasjonen, R , $1/\sqrt{1 - R^2}$. Til høyre: Kontrollgrenser beregnet på grunnlag av de samme måledataene i randomisert rekkefølge. Måledata er vist i den randomiserte rekkefølgen som her er valgt.

$$s = \frac{\frac{\overline{mR}}{d_2}}{\sqrt{1 - R^2}} = \frac{\frac{1,63}{1,128}}{\sqrt{1 - 0,829^2}} = 2,59$$

Tolkningen av kontrollgrensene er at all variasjon som skjer innenfor kontrollgrensene er naturlig variasjon, mens variasjon som overskrider kontrollgrensene skyldes spesielle årsaker som skal fjernes fra prosessen.

Ved lineær regresjon angir R^2 hvor stor andel av variasjonen i y som er forklart ved variasjonen i x, variasjonen her gitt som varianser. $(1 - R^2)$ angir derfor den restandelen av variasjon som skyldes de naturlige variasjonene i y, og ikke hva som skyldes variasjon pga korrelasjon (samvariasjon) med x. Ved å dividere kontrollgrensen (gitt ved 3 standardavvik) med $\sqrt{1 - R^2}$ blir kontrollgrensene utvidet slik at de variasjonene som kan tilskrives autokorrelasjonen er inneholdt i den naturlige variasjonen). Se kapittel 12 i referanse [14].

Alternativt tas enkeltprøver sjeldnere slik at $R \approx 0$, og man benytter et større standardavvik for å beregne kontrollgrensene. Alternativt kan vi benytte de samme måledataene, men randomisere rekkefølgen slik at autokorrelasjonen blir borte.

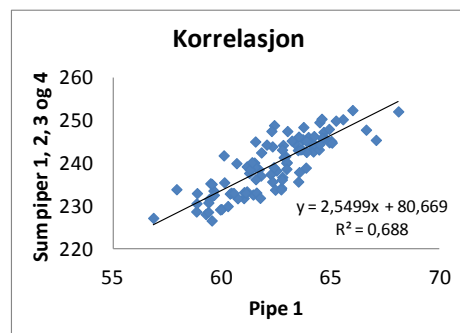
Ett forsøk på å randomisere rekkefølgen på vårt datasett for pipe 1 ga:

$$s = \frac{\overline{mR}}{d_2} = \frac{2,49}{1,128} = 2,21$$

Høyre side i figur 4 viser spredningsbildet etter randomisering av rekkefølgen.

Standardavviket til middelveien blir $s(\bar{x}) = s/\sqrt{n}$, der n = antallet enkeltprøver. Med estimatet fra utvidede kontrollgrenser og n = 5 finner vi $s(\bar{x}) = s/\sqrt{n} = 2,59/\sqrt{5} = 1,16$. Med estimatet fra den randomiserte rekkefølgen av måledata finner vi $s(\bar{x}) = s/\sqrt{n} = 2,21/\sqrt{5} = 0,99$.

Pipe 1	Sum Pipe 1, 2, 3 og 4	(X1-Gj.snittX1)*(X2-Gj.snittX2)		
61,48	240,17	-0,48		
63,65	243,30	4,84		
63,35	244,64	5,10		
62,91	241,67	1,19		
61,41	239,79	-0,16		
61,53	245,08	-4,40		
63,96	246,13	10,58		
68,09	252,10	71,86		
64,47	249,58	21,32		
62,39	248,88	0,55		
64,66	247,31	17,91		
65,55	250,26	34,22		
.	.	.		
.	.	.		
.	.	.		
Gj.snitt	62,33	239,61	11,15	= Kovarians, s_{ij}
stdav	2,09	6,43	0,829	= Korrelasjon, $R = s_{ij} / (s_i \cdot s_j)$
			0,688	= R^2



Figur 14: Samtidige målinger av utslipp fra pipe 1 (X_1) og sum fra piper 1, 2, 3 og 4 (X_2) beregnes korrelasjonen mellom dem ved hjelp av estimatet til kovariansen. Korrelasjonskoeffisienten er gitt ved $R = \text{estimat av kovarians} / (s_1 \cdot s_2)$. Se også Appendix C for indirekte måling av det totale utslippet.

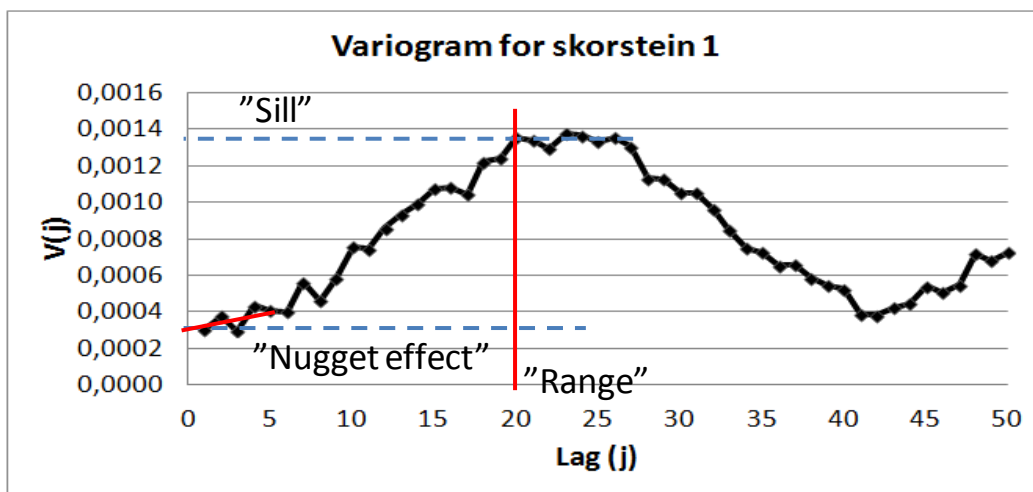
Autokorrelasjonen beregnes på samme måten som angitt i figur 5, men for kolonne x_2 forskyves de samme enkeltprøvene som i kolonne x_1 én posisjon (lag 1) slik at $x_{2,i} = x_{1,i-1}$. For en stasjonær prosess gir autokorrelasjonen, R ved "lag" 1, et mål på hvor mange enkeltprøver man effektivt kan ta uten å måtte modifisere beregningen av standardavviket til middelveien $n_{eff} = N \cdot (1 - R) / (1 + R)$. I våre målinger har vi en autokorrelasjon for utslipp fra pipe nr 1 på $R = 0,829$ og vi finner $n_{eff} = 9,35$. Ved å

velge $n \leq n_{\text{eff}}$ vil alle enkeltprøvene bidra med uavhengig informasjon om prosessen (enkeltpøverne er ikke korrelert), og vi kan benytte formelen $s(\bar{x}) = s/\sqrt{n}$, der s er gitt ved globalt standardavvik for alle enkeltprøvene, og ikke beregnet ved hjelp av "moving range". Hvis vi velger $n = 5$, får vi $s(\bar{x}) = 2,09/\sqrt{5} = 0,94$. Dersom man benytter $n > n_{\text{eff}}$, finner man standardavviket til middelværdi ved: $s(\bar{x}) = \sqrt{(n-1)/(n_{\text{eff}}-1)} \cdot s/\sqrt{n}$. For eksempel, ved $n = 50$ finner vi: $s(\bar{x}) = \sqrt{(50-1)/(9,35-1)} \cdot s/\sqrt{50} = 0,72$. Se referanse [12]

B.6 Variogram

Variogrammet er en grafisk framstilling av hvordan det kvadrerte relative standardavviket, $V(j)$, varierer med valgt avstand mellom enkeltprøvene ($j = \text{"lag"}$). "Lag" 1 er den minste avstanden mellom enkeltprøver for serien med måledata, og fra variogrammet kan vi bestemme det teoretisk minste mulige standardavviket ved "nugget effect". (Figur 15). Den minste avstanden mellom enkeltprøver som gjør at enkeltprøvene får stabil varians kalles "range".

Variogram-metoden er godt tilpasset typiske utslippsdata for en prosess, da tilgjengelig standard programvare for beregning av variogrammet krever at samtidige måleverdier for enkeltprøvenes volum og konsentrasjon registreres og dermed vektet betydningen av hver enkeltprøve på korrekt måte.



Figur 15: Eksempel på et variogram for enkeltprøvene fra pipe 1. Langs y-aksen angis relativ varians og langs x-aksen angis "lag", dvs avstanden mellom enkeltprøvene. Vi ser av figuren at det ikke er mulig å oppnå lavere relativ varians enn "nugget effect". "Range" er her ca 20, dvs ved "lag" 20 har vi nådd en stabil relativ varians, "sill".

Ved å gjennomføre en kampanje med høy prøvtakingsfrekvens (60 - 100 enkeltprøver og liten avstand mellom enkeltprøver) dokumenterer variogrammet hvilken avstand mellom enkeltprøver som passer og hvilken varians dette valget medfører.

Variogrammet, se figur 15, tegnes bare opp for "lag" $< N/2$ fordi ved høyere "lag" blir antall datapunkter (N) for lite til å gi god informasjon om variansen. At variogrammet synker for "lag" > 27 og når et minimum ved ca $j = 40$ skyldes at det er en regularitet i variasjonene, en oscillerende variasjon med periode ca 40.

Vi benytter bare den første delen av variogrammet, her opp til ca $n = 27$ slik at vi kan estimere "Sill". Bestemmelse av "Range" i denne metoden bør samsvare med metoden beskrevet i avsnitt B.2.3, hvor vi estimerte det effektive antallet enkeltprøver som gjør at alle enkeltprøvene er uavhengige (ingen autokorrelasjon).

Fra Figur 15 ser vi at dersom vi velger å ta enkeltprøver med en avstand som er 20 ganger så stor som i kampanjen som ble gjennomført for å lage dette variogrammet, vil vi få en relativ varians på

$V(j=20) = 0,00135$. Da blir standardavviket, $s = \text{"Nivå"} \cdot \sqrt{V(j=20)}$ og standardavvik til middsverdi blir:

$$s(\bar{x}) = 62,33 \cdot \sqrt{0,00135/\sqrt{5}} = 1,02.$$

Hvis vi benytter hyppigere prøvetakingsfrekvens (lavere "lag", $j < 20$) vil relativ varians bli mindre, men ikke så mye mindre som ved bruk av formelen $s(\bar{x}) = s/\sqrt{n}$ som gjelder for uavhengige (ikke korrelerte) enkeltprøver.

B.7 Sammenlikning av prosessusikkerhet gitt ved $s(\bar{x})$ beregnet med de ulike metodene

Standardavviket til middsverdi av $n = 5$ enkeltprøver fra pipe nr 1 ga omtrent samme resultat med metodene SPC (hvor s er korrigert for hhv autokorrelasjon eller ved randomisert rekkefølge), valg av $n < n_{\text{eff}}$ beregnet fra autokorrelasjonen, samt ved variogrammet, se tabell 1. For datasettet brukt i dette eksempelet varierer den estimerte usikkerheten innenfor maks $\pm 11\%$ med disse 4 metodene.

Tabell 8: Beregnet prosessusikkerhet gitt ved standardavvik til middsverdien.

Metode, velger $n = 5$ for alle metodene	$s(\bar{x}) = s/\sqrt{n}$
SPC, s korrigert for autokorrelasjonen R	1,16
SPC, s funnet ved randomisering av rekkefølgen	0,99
Velger $n < n_{\text{eff}}$ fra autokorrelasjonsfunksjonen	0,94
Variogram, velger $j = \text{"range"}$ som avstand mellom enkeltprøver, dvs $n = 5$	1,02

Vedlegg C Måling av en substitutt

C.1 Innledning

I enkelte tilfeller kan det av praktiske årsaker være hensiktsmessig å estimere utslipp ved å overvåke surrogatparametere eller gjøre indirekte målinger som beskriver det faktiske utslippet på en tilfredsstillende måte.

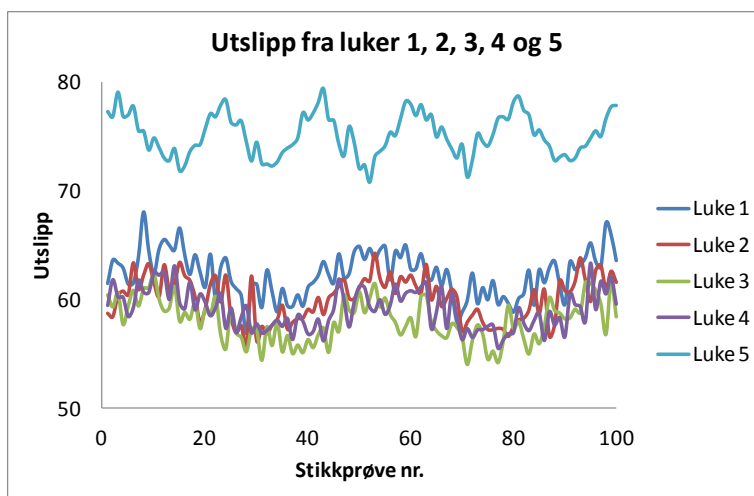
Her beskrives en metode for å benytte måledata som en substitusjon eller indirekte måling for det man egentlig ønsker å måle (akkumulert utslipp). Dette kan være volumstrøm, V eller konsentrasjon, C , eller produktet av disse (utslipp, $m = V \cdot C$). I det følgende bruker vi betegnelsen x om den målte størrelsen og y om den størrelsen som predikeres ved hjelp av x . Man bruker gjerne også betegnelsene forklaringsvariabelen, x , og den forklarte variabelen, y .

Dersom det er en kausal (årsak-virkning) sammenheng for en dokumentert korrelasjon mellom x og y , og det viser seg at det er enklere å måle x i den daglige driften, kan det være økonomisk gunstig å måle x i stedet for y .

Modellen for hvordan x forklarer y må baseres på en målekampanje der man foretar samtidige målinger av x og y , når prosessen går som normalt. Bruk av metoden forutsetter at man forstår under hvilke forutsetninger en slik substitusjon er gyldig.

C.2 Eksempel på modellering av 5 utslippspunkt

Metoden demonstreres med et eksempel der et konsesjonspliktig utslipp fra 4 av utslippslukene er korrelert, mens utslippet fra en femte luke ikke har noen samvariasjon med de andre lukene (Figur 16).



Figur 16: Samtidige målinger av A eller F fra luker 1 - 5 basert på 100 stk enkeltprøver. Diagrammet viser tydelig at utslippene fra skorstein 1-4 varierer noenlunde likt, mens skorstein 5 skiller seg ut. Datapunktene som ligger til grunn for analysen presentert her er gitt bakerst i dette vedlegget.

Korrelasjonskoeffisienten mellom utslipp i luke 1 (x) og luke 2 (y) kan finnes ved hjelp av:

$$R = \frac{\text{Cov}(y, x)}{s(y)s(x)} = \frac{\sqrt{\sum (y_i - \bar{y})(x_i - \bar{x})}}{\sqrt{\sum (y_i - \bar{y})^2} \sqrt{\sum (x_i - \bar{x})^2}}$$

Tabell 9: Korrelasjonskoeffisienten $R_{i,j}$ mellom luke i og j .

	Luke 1	Luke 2	Luke 3	Luke 4	Luke 5
Luke 1	1	0,586	0,516	0,579	-0,077
Luke 2	0,586	1	0,552	0,513	0,000
Luke 3	0,516	0,552	1	0,579	0,036
Luke 4	0,579	0,513	0,579	1	-0,080
Luke 5	-0,077	0,000	0,036	-0,080	1

Vi ser at måledata fra luke 5 er i svært liten grad korrelert med måledata fra noen andre luker. Mens alle de andre lukene er korrelert med en verdi mellom 0,513 og 0,586. Diagonalelementene i matrisen er merket grønne, dette er variansene for luker 1 - 5.

På nedsiden av diagonalen (grå celler) finner vi de samme verdiene som på oversiden, fordi utslippet i luke 2 "samvarierer" like mye med utslippet i luke 1, som utslippet i luke 1 "samvarierer" med utslippet i luke 2.

Dersom vi måler alle utslippsstedene hver for seg får vi følgende målefunksjon og usikkerhetsangivelse for utslippet:

$$Utslipp = x_1 + x_2 + x_3 + x_4 + x_5$$

$$u_c(utslipp) = \sqrt{u^2(\bar{x}_1) + u^2(\bar{x}_2) + u^2(\bar{x}_3) + u^2(\bar{x}_4) + u^2(\bar{x}_5) + 2 \sum_{i < j} R_{ij} u(\bar{x}_i) u(\bar{x}_j)}$$

Hvis vi predikerer (forutsier) utslippet fra luker 2 og 4 ved hjelp av målt utslipp fra luker 1 og 3 basert på modellen $y_{2+4} = \alpha + \beta x_{1+3}$, får vi følgende målefunksjon og usikkerhet for utslippet:

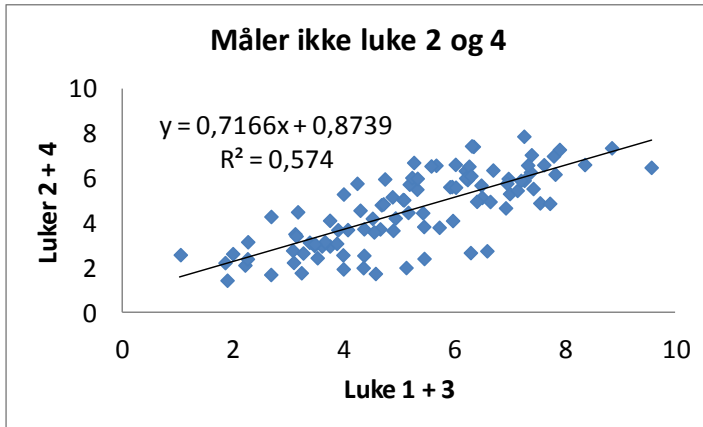
$$Utslipp = x_{1+3} + y_{2+4} + x_5 = \alpha + (1 + \beta)x_{1+3} + x_5$$

$$u_c(utslipp) = \sqrt{u^2(\bar{x}_{1+3}) + s_{prediksjon}^2 + u^2(\bar{x}_5)}$$

$$= \sqrt{u^2(\bar{x}_{1+3}) + u_\alpha^2 + \bar{x}_{1+3}^{-2} u_\beta^2 + 2\bar{x}_{1+3} u_\alpha u_\beta r_{\alpha\beta} + \sigma_{Fit}^2 + (\beta u(\bar{x}_{1+3}))^2 + u^2(\bar{x}_5)}$$

Dette gir en mer nøyaktig modellering av utslippet fra lukene 2 og 4 enn den enkle modellen i hoveddokumentet der vi ikke baserer oss på målte korrelasjonseffekter, men bare antok at vi kunne sette visse skranker for variasjonsrommet til det utslippet som ikke ble målt.

Vi forventet høy korrelasjon mellom måledata fra ulike luker fordi konstruksjonen av utslippsstedet er slik at utslippene nødvendigvis må "samvarierte" i høy grad. Vi har her også dokumentert ved beregninger at måledata fra de ulike lukene er korrelert. Derfor vil vi lage en modell for hva utslippet er fra luker 2 og 4 (den forklarte variabelen, y) ved hjelp av det målte utslippet fra luker 1 og 3 (forklaringsvariabelen, x).



Figur 17: Korrelasjon mellom utslipp fra luke 1 + 3 og fra luke 2 + 4. Vi finner $R^2 = 0,574$ og korrelasjonskoeffisienten mellom utslipp fra luker (1 + 2) og luker (2 + 4) er da $R = 0,758$.

Modellen for utslippet fra de lukene som ikke måles predikeres (forklares) finner vi ved lineær regresjon, se figur 2.

$$1) y_{\text{luker 2+4}} = \alpha + \beta \cdot x_{\text{luker 1+2}} = 0,87 + 0,717 \cdot x_{\text{luker 1+2}}$$

Ved lineær regresjon finner vi α , β , u_α , u_β , $r_{\alpha\beta}$ og σ_{Fit} .

$$\alpha = \frac{\sum x_i^2 \sum y_i - \sum x_i \sum x_i y_i}{\Delta} \quad \text{Koeffisienten A i modellen } y = \alpha + \beta x. \quad \Delta = N \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2$$

$$\beta = \frac{N \sum x_i y_i - \sum x_i \sum y_i}{\Delta} \quad \text{Koeffisienten B i modellen } y = \alpha + \beta x.$$

$$u_\alpha = \sigma_{\text{Fit}} \sqrt{\frac{\sum x_i^2}{\Delta}} \quad \text{Standard usikkerhet i koeffisienten } \alpha.$$

$$u_\beta = \sigma_{\text{Fit}} \sqrt{\frac{N}{\Delta}} \quad \text{Standard usikkerhet i koeffisienten } \beta.$$

$$r_{\alpha\beta} = -\frac{\sum x_i}{\sqrt{N \sum x_i^2}} \quad \text{Korrelasjonen mellom koeffisientene } \alpha \text{ og } \beta.$$

$$\sigma_{\text{Fit}}^2 = \frac{\sum \text{Residualer}^2}{(n-2)} \quad \text{Residual} = (\alpha + \beta \cdot x_i) - y_i, \text{ differensen mellom predikert verdi og målt verdi.}$$

$(n - 2)$ = antall frihetsgrader. Fra n målepunkter bestemmes 2 koeffisienter, α og β , i modellen.

Måledata bakerst i dette appendix gir følgende modell basert på utregninger i regnearket "Lineær regresjon.xlsx":

$$\alpha = 0,87, u_\alpha = 0,34$$

$$\beta = 0,717, u_\beta = 0,062$$

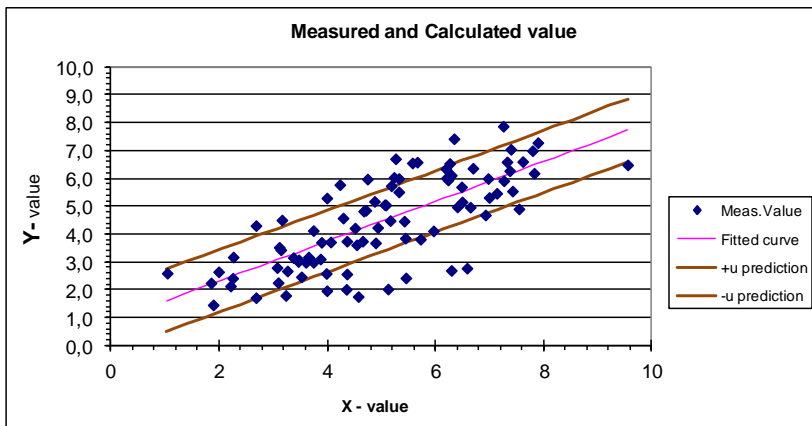
$$r_{\alpha\beta} = -0,948$$

$$\sigma_{\text{Fit}} = 1,09$$

Usikkerhet i hvordan x forklarer y er gitt av prediksjonsmodellen:

$$u_{\text{predikert } y \text{ ved } x} = \sqrt{u_\alpha^2 + x^2 u_\beta^2 + 2x u_\alpha u_\beta r_{\alpha\beta} + \sigma_{\text{Fit}}^2}$$

Denne likningen med en kvadratisk avhengighet av x gir en trompetformet usikkerhet rundt tilpasset modell, se figur 3. Siden konstantleddet er nokså stort i forhold til x og x^2 blir trompetformen for vårt datasett svært svak. Lavest usikkerhet i y har vi ved $x = -\frac{u_\alpha r_{\alpha\beta}}{u_\beta} = 5,204$.



Figur 18: Figur 3. Prediksjonen av totalt utslipp fra luker 1, 2, 3 og 4 ved måling av utslipp bare fra luke 1. Usikkerhet i prediksjonen er lavest ved $x = -\frac{u_{\alpha} r_{\alpha\beta}}{u_{\beta}} = 5,204$, og øker svakt med form som en trompet til hver side.

Modellen er funnet ved lineær regresjon under forutsetning av at usikkerhet i x er 0. I praksis fungerer metoden godt når $u(x)$ for alle x er mindre enn 10 % av hele måleområdet, $u(x) < 0,1 \cdot (x_{max} - x_{min})$. Dette innebærer at når vi skal lage en modell for å predikere (forutsi) utslippet på grunnlag av andre måledata, bør modellen være basert på måledata som spenner ut så stor del av hele utfallsrommet som mulig.

På den måten kan modellen brukes for både lave og store utslipp, og forutsetningen for metoden at usikkerhet i x -retningen er lav blir tilfredsstillt. Vi vil nå bare anta at dette er oppfylt for vårt datasett. Når det også er usikkerhet i x , $u(x)$, inkluderes denne ved kvadratisk summasjon og ved å bruke modellens avhengighet mellom y og x : $u(y) = \beta \cdot u(x)$:

$$u_{\text{predikert } y \text{ ved } x \text{ inkl } u(x)} = \sqrt{u_{\alpha}^2 + x^2 u_{\beta}^2 + 2x u_{\alpha} u_{\beta} r_{\alpha\beta} + \sigma_{Fit}^2 + (\beta u(x))^2}$$

Usikkerhet i utslipp fra luker 2 og 4 basert på måling av utslipp fra luke 1 og 3:

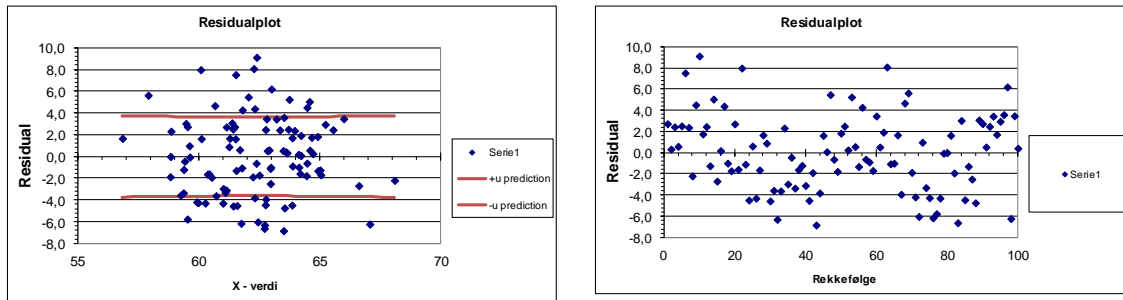
$$u_{\text{predikert } \bar{y} \text{ ved } \bar{x} \text{ inkl } u(\bar{x})} = \sqrt{u_{\alpha}^2 + \bar{x}^2 u_{\beta}^2 + 2\bar{x} u_{\alpha} u_{\beta} r_{\alpha\beta} + \sigma_{Fit}^2 + (\beta u(\bar{x}))^2}$$

C.3 Hvor god er modellen?

Hvorvidt den modellen vi har funnet er en god tilpasning til de eksperimentelle målepunktene (x_i, y_i) kan vi vurdere ved å tegne usikkerhetsstolper (95 % konfidens) på alle datapunktene i y -retningen, og se om den tilpassede rette linjen skjærer innenfor eller utenfor måleusikkerhet for hvert datapunkt. Dette er en enkel visuell metode som fungerer greit. Med 95 % konfidensintervall for måleusikkerheten, forventer vi at blant 20 målepunkter ligger ett punkt (5 %) i større avstand fra den tilpassede rette linjen enn måleusikkerheten.

Dersom vi ikke har informasjon om usikkerhet i hvert enkelt målepunkt kan vi vurdere modellen vha ulike typer residualplott. Følgende typer residualplott er av interesse:

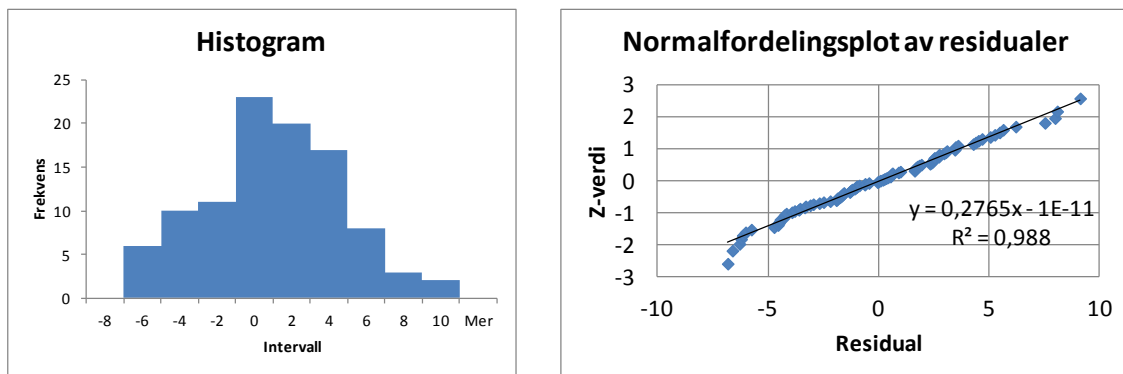
Residualer som funksjon av x og av rekkefølge. Er de uavhengige av x og av observasjonsrekkefølge? Figur 5 viser residualene til modellen basert på måling av utslipp fra luke 1.



Figur 19: Residualer for modellen for prediksjon av utslipp fra luke 2, 3 og 4 basert på måling av utslipp fra luke 1.

Residualplott som funksjon av x er godt egnet til å gi en indikasjon om andre modeller enn den lineære kan være egnet. I vårt tilfelle ser den rette linjen ut til å gi en god modell fordi det er ingen systematisk skjevfordeling av residualene.

Histogram og normalfordelingsplot for residualene er gitt i figur 6.



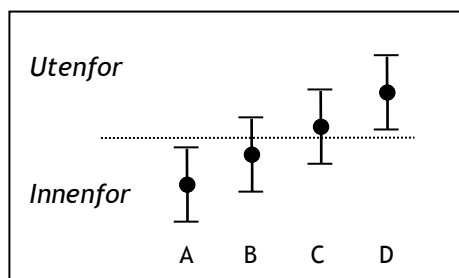
Figur 20: Histogram over residualene til venstre. I normalfordelingsplottet til høyre ligger alle punktene nær en rett linje, og målepunktene er da tilnærmet normalfordelte.

Dersom histogrammet og normalfordelingsplottet hadde indikert at enkelte verdier var ”outliers” og hadde man også kunnet spore årsaken til disse avvikene tilbake til en unormal oppførsel for prosessen, burde disse datapunktene vært fjernet før vi laget modellen.

Vedlegg D Samsvarsvurdering av måleresultat

D.1 Vurdering av et måleresultat mot en toleransegrense

Måling av utslipp i henhold til denne veilederen skal vurderes mot toleransegrenser. Siden måleresultatet er et intervall av sannsynlige måleverdier gitt med en måleverdi og en måleusikkerhet, er det i dette intervallet sannsynlighet for å gjøre en feilvurdering. Vi kan illustrere dette som vist i Figur 21.



Figur 21: Vurdering av måleresultat mot en toleransegrense.

Her er måleresultatet gitt som et punkt med et symmetrisk usikkerhetsintervall. Den stiplede linjen angir grensen mellom akseptabel verdi og ikke akseptabel verdi.

Det er vist fire måleresultater som alle har angitt en måleverdi og et måleusikkerhetsintervall. Måleusikkerheten er angitt som vanlig med et ca. 95 % konfidensintervall/intervall som dekker ca. 95 % av alle sannsynlige verdier.

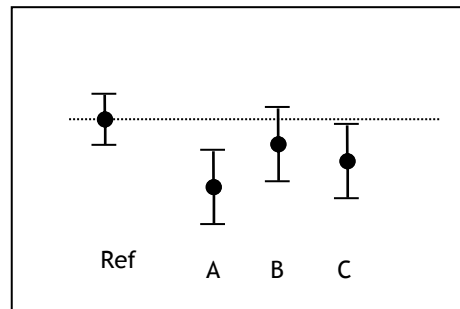
- For resultat "A" ser vi at hele resultatet \pm usikkerheten ligger innenfor akseptabel toleransegrense.
- For resultat "B" ser vi at det er en viss sannsynlighet for at resultatet kan være utenfor toleranse
- For resultat "C" ser vi at det er størst sannsynlighet for at resultatet er utenfor toleransegrensen
- For resultat "D" er hele resultatet \pm usikkerheten utenfor toleransegrensen

For at bedriftens skal kunne hevde at måleresultatet for utslippet er innenfor toleransegrensen, må dermed situasjonen være som angitt for alternativ "A".

D.2 Vurdering av et måleresultat mot en måleteknisk referanse

Som en del av kvalitetssikring av måletekniske tjenester som kalibreringstjeneste og analyse, er det viktig å delta i sammenligningsmålinger.

Figur 22 viser 3 ulike resultater "A", "B" og "C" som skal vurderes mot referansens verdi "Ref"



Figur 22: Vurdering av tre ulike verdier mot en toleransegrense.

I forhold til vurdering av samsvar mellom kalibreringsresultater benyttes ofte E_n -verdi.

Denne er definert som det fremkommer av uttrykket under:

$$E_n = \frac{x_{lab} - x_{ref}}{\sqrt{U_{lab}^2 + U_{ref}^2}}$$

En E_n -verdi på 1 er en aksjonsgrense. Det vil si at det er grunn til å vurdere forskjellen nærmere og ikke feste lit til måleresultatet.

For sammenligning av analyseresultater benyttes derimot ofte z-score. z-score beregnes ut fra uttrykket gitt under.

$$z = \frac{x_{lab} - x_{ref}}{\hat{\sigma}}$$

For z-score benyttes z=2 som varslingsgrense og z= 3 som aksjonsgrense.



BIBLIOTEKSKJEMA

Utførende institusjon

Det Norske Veritas AS (DNV) og Justervesenet

ISBN-nummer

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Hanne Høgmoen Åstrand

Kontaktpersoner

Inger Karin Riise Hansen, Olaug Bjertnæs

M-nummer

M-6/2013

År

2013

Sidetall

47

Miljødirektoratets kontraktnummer

7012 031

SPFO-nummer

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfattere

DNV: Hanne Høgmoen Åstrand, Magnus Christiansen, Justervesenet: Henning Kolbjørnsen, Helge Karlsson

Tittel

Industrielle måleprogram. Hvordan sikre god kvalitet på utslippsdata.

Industrial measurement program. How to ensure the quality of emission data.

Sammendrag - summary

DNV og Justervesenet har på oppdrag fra Miljødirektoratet skrevet denne veilederen som gir et verktøy for å utarbeide måleprogram som sikrer god kvalitet på utslippsdata. Veilederen er rettet mot både små og store bedrifter som foretar målinger av sine utslipp til luft og vann.

This guideline is written primarily for industry. It provides methods for developing measurement programs that ensure the quality of emission data.

4 emneord

Måleprogram
Industri
Utslippsdata
Kvalitet

4 subject words

Measurement program
Industry
Emission data
Quality

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Strømsveien 96, 0602 Oslo

Miljødirektoratet ble opprettet 1. juli 2013 og er en sammenslåing av Direktoratet for naturforvaltning og Klima- og forurensningsdirektoratet.

Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 700 ansatte i Trondheim og Oslo. Statens naturoppsyn er en del av direktoratet med over 60 lokalkontor.

Miljødirektoratet har sentrale oppgaver og ansvar i arbeidet med å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Våre viktigste funksjoner er å overvåke miljøtilstanden og formidle informasjon, være myndighetsutøver, styre og veilede regionalt og kommunalt nivå, samarbeide med berørte sektormyndigheter, være faglig rådgiver og bidra i internasjonalt miljøarbeid.