

VANNOMRÅDE GLOMMA SØR

BRUK AV SURROGATPARAMETERE INNEN SPREDT AVLØP

ADRESSE COWI AS
Kobberslagerstredet 2
Kråkerøy
Postboks 123
1601 Fredrikstad
TLF +47 02694
WWW cowi.no

SUPPLERINGSRAPPORT 2021

ARILD EIKUM
ANDERS SLANGSVOLD EIKUM
ERIK JOHANNESSEN

OPPDRAGSNR.	ARKIVNR.				
A098927	A042844				
VERSJON	UTGIVELSESDATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET	KONTROLLERT	GODKJENT
02	23.06.2021		AE, ASE, ERJO	ERJO	ERJO, AE

INNHOOLD

Sammendrag	3
Summary	5
1 Innledning/mål med bruk av surrogatparametere	6
1.1 Fordeler	6
1.2 Ulemper	6
2 Hva er turbiditet/måleprinsipp	8
3 FoU vedrørende bruk av surrogatparametere i Sverige	10
4 FoU og praktisk bruk av surrogatparametere i Tyskland	13
4.1 Bruk av turbiditet og spektral absorpsjonskoeffisient	13
4.2 Erfaring fra bruk av fast installert måleutstyr	16
5 Teoretiske betraktninger ved bruk av surrogatparametere basert på norsk og utenlandsk FoU	18
5.1 Total fosfor (løst og bundet)	18
5.2 Organisk stoff (målt som BOF ₅)	20
5.3 Avløpsvannets hygieniske kvalitet	21
6 Praktiske erfaringer med bruk av surrogatparametere i Norge	23
7 Kvalitetssikring av data – 2020/21	26
8 Konklusjoner/anbefalinger	31
Referanser	33
VEDLEGG 1	34
VEDLEGG 2	37
VEDLEGG 3	40

Sammendrag

Ved bruk av minirenseanlegg i spredt bebyggelse stiller forurensningsmyndighetene (kommunene) rensekrav i form av grenseverdier for totalfosfor (mg/l P) og organisk stoff (BOF₅). Dessverre har det vist seg at en betydelig del av anleggene ikke tilfredsstillende utslippskravene. Det er mange årsaker til dette, noe som ofte blir belyst gjennom kommunalt tilsyn.

Ved servicebesøk, som oftest to ganger pr. år, er det imidlertid svært vanskelig for servicepersonell å vite hvor effektivt anlegget renser selv om alt det tekniske ved anlegget fungerer. Bruk av surrogatparametere som kan relateres til utslippskravene Tot-P og BOF₅ vil derfor kunne være et svært nyttig in-situ verktøy for de som har ansvaret for driften av anleggene.

I tillegg vil forurensningsmyndighet (kommunen) og huseier kunne få en rask tilbakemelding om anleggenes tilstand og man vil kunne spare store kostnader ved gjennomføring av tilsyn og avviksbehandling.

I denne studien foreslås det at turbiditet som surrogatparameter i tillegg til måling av ortofosfat (PO₄-P) innføres ved gjennomføring av service og kommunalt tilsyn. Renseresultater uttrykkes i BOF₅ (mg/l) og Tot-P (mg/l) slik som angitt i huseiers utslippstillatelse. Omregningen fra turbiditet og ortofosfat (PO₄-P) til BOF₅ og Tot-P gjennomføres ved bruk av ligningene:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 * (\text{PO}_4)$$

$$\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turb} + 3,68$$

Ved en eventuell innføring av surrogatparametere for tilsyn av minirenseanlegg bør det stilles krav til konsentrasjoner av både BOF₅ og tot-P og ikke prosentvis reduksjon. Sjablonverdier på tot-P lik 10 mg/l i innløpsvannet bør revideres. I tillegg må det tas hensyn til at minirenseanleggene har et "normalt" variasjonsområde avhengig av hydraulisk belastning og temperatur (Johannessen m.fl. 2014). Dette er viktig for å unngå at servicepersonell må bruke unødig tid på anlegg som overskrider dagens kommunale krav, men allikevel ligger innenfor det normale variasjonsområdet for et velfungerende minirenseanlegg.

Summary

When on-site treatment plants are used the community will set specific effluent requirement for both total phosphorus (Tot-P) and organic material (BOF₅).

Unfortunately, it is apparent that in Norway many of the plants do not meet the effluent requirements. There are many reasons for this which is well documented through surveys carried out by the communities.

In Norway service personnel visit the on-site treatment plants usually twice a year. When carrying out service it is very difficult for the serviceman to judge the treatment efficiency of the plant even if all the mechanical and electrical components seems to function properly. The use of surrogate parameters (turbidity and ortho-phosphate) expressed as total phosphorous (total-P) and biochemical oxygen demand (BOD₅) could therefore be a very useful tool for the serviceman responsible for the plant performance. In addition, the community and the house owner could be properly informed of the plant treatment efficiency.

In this study we recommend the use of turbidity as a surrogate parameter in addition to the measurement of ortho-phosphate (PO₄) when carrying out plant service. The in-site measurements should be expressed as total phosphorous (mg/l) and biochemical oxygen demand (BOD₅) as stated in the discharge permit issued by the community. The following equations to calculate total-P and BOD₅ would be as follows:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turbidity} + 0,32 \times \text{PO}_4$$

$$\text{BOD}_5 = 0,4418 \times \text{turbidity} + 3,68$$

When introducing surrogate parameters as a practical tool for evaluating plant performance it is recommended to use concentrations (mg/l) of BOD₅ and total-P in the plant effluent as requirement and not percentage removal.

1 Innledning/mål med bruk av surrogatparametere

Det er i tidligere studier (Erik Johannessen et al., 2017) beskrevet formålet med bruk av turbiditet som surrogatparameter innen spredt avløp. Vi skal i korthet liste opp de fordelene som hittil har vært nevnt for hvorfor man bør ta dette "verktøyet" i bruk, men også peke på de betenkelighetene som har vært nevnt, ikke minst fra leverandørbransjen:

1.1 Fordeler

1. Surrogatparametere gir et in-situ svar på renseseffekt uten å gå veien om laboratorie-analyser hvor analyseresultatene som oftest foreligger minst 3-6 uker etter et anleggsbesøk.
2. Bruk av surrogatparametere vil muliggjøre en rask tilbakemelding til forurensningsmyndighet (kommune) om anleggets tilstand og følgelig gi muligheter for rask avviksbehandling.
3. Bruk av surrogatparametere vil gi servicepersonell en mulighet til å justere prosessmessige forhold ved anlegget på stedet uten å måtte foreta et nytt besøk når eventuelle laboratorieanalyser foreligger.
4. Bruk av surrogatparametere vil kunne redusere kostnader ved tilsyn og drift av anlegg.

1.2 Ulemper

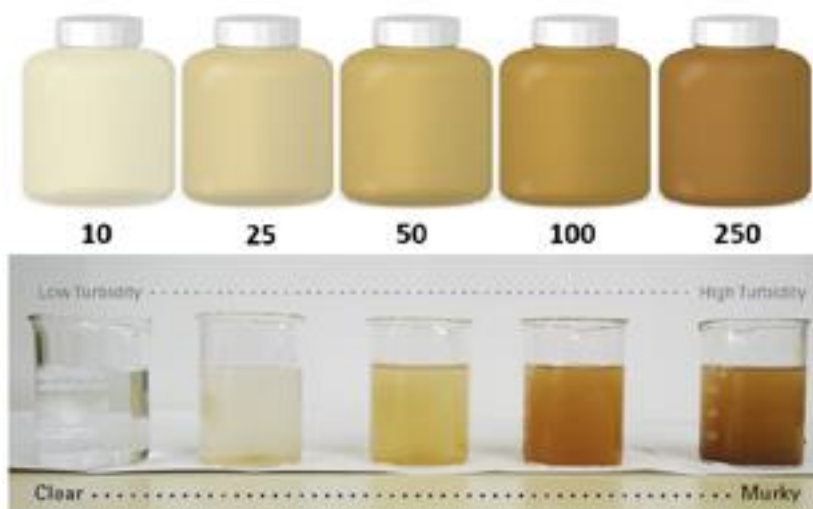
1. Bruk av surrogatparametere vil resultere i mer arbeid for servicepersonell.
2. Bruk av surrogatparametere medfører ekstrakostnader for serviceansvarlige i form av innkjøp av feltinstrumenter.
3. Bruk av surrogatparametere vil resultere i et press på kommunene til å gjennomføre raskere avviksbehandling enn tidligere.

2 Hva er turbiditet/måleprinsipp

Siden måleparameteren turbiditet står så sentralt i forbindelse med bruk av surrogatparametere så kan det være nyttig å se litt nærmere på hvordan turbiditet måles og hvilke faktorer som kan påvirke måleresultatet. Vi kan definere turbiditet på følgende måte.

Turbiditet er et relativt mål på mengden frittstående partikler i vann.

Målemetoden er basert på at man måler lysintensiteten på det lyset som spres på grunn av partiklene i vannet (Nephelometric Method). Detektoren for lyset sitter 90° på lysstrålen gjennom veskemeditet. Målingen kalibreres ved bruk en standardisert formazin polymer løsning. De ulike fabrikantene av turbidimetrene benytter samme standard kalibrering. Avlesningen av turbiditet angis som NTU (Nephelometric Turbidity Units), FTU (Formazin Turbidity Units) eller FNU (Formazin Nephelometric Units).



Figur 1. Eksempler på vannprøver med ulike turbiditetsnivåer.

En rekke faktorer vil kunne påvirke målemetoden i deriblant:

- Type av partikler (absorpsjon)
- Partikkelstørrelse og fasong
- Konsentrasjon av partikler
- Lysets bølgelengde og detektorens vinkel i forhold til lyskilden.

Lysets bølgelengde og detektorens vinkel på innkommende lys vil kunne variere mellom de ulike fabrikantene av måleinstrumenter. Derfor vil man kunne finne at to forskjellige instrumenter vil kunne gi noe

forskjellig måleresultat men forskjellen er marginal og uten praktisk betydning ved bruk av turbiditetsmålinger som surrogatparameter. Figur 2 viser et typisk turbidimeter (HACH 2100Q).



Figur 2. Instrument for måling av turbiditet (Prosess-Styring AS)

Praktisk bruk av instrumentet for måling av turbiditet er beskrevet i vedlegg 1 (Albinsson m.fl., 2018).

Bruk av instrument for måling av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) som inngår som en parameter i sammen med turbiditet for å estimere fosfor innhold er vist i vedlegg 2.

3 FoU vedrørende bruk av surrogatparametere i Sverige

Arbeid med bruk av turbiditet som surrogatparameter for total fosfor og organisk stoff i utløpsvann fra minirensanlegg har pågått i Sverige i samme periode som tilsvarende arbeid i Norge. Det har vært en tett dialog om erfaringer og resultater med Norge i hele prosjektperioden, senest i et prosjektmøte mai, 2019 i Göteborg. Svenske resultater er utførlig dokumentert i egen rapport (Albinsson m.fl. 2018).

Arbeidet med surrogatparametere i Sverige var et samarbeid mellom ni svenske kommuner og prosjektet ble gjennomført i regi av rådgivningsselskapet Ecoloop AB.

Et av prosjektets mål var å undersøke nærmere om det norske konseptet vedrørende bruk av surrogatparametere for prosesskontroll/tilsyn av minirensanlegg også kunne anvendes i Sverige. Vi vil sitere en hovedkonklusjon fra rapporten som er relevant i forhold til det arbeidet som pågår i Norge:

"- Metoden att använda surrogatparametrar har visat sig vara en fungerande metod men förtolkning av mätningar i fält behöver utvecklas."

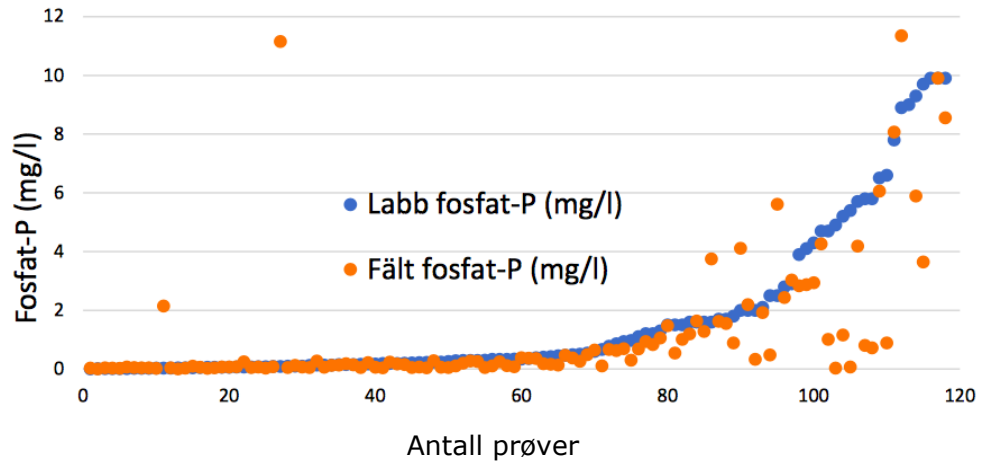
Videre sies det at det nå er forutsetninger for:

"- Ta fram planeringsunderlag för hur mätning av surrogatparametrar kan gå till i kommunerna.

- Sprida kunskapen till andra intresserade kommuner genom erfarenhetsutbyte och lån av provtagningsutrustning mellan kommuner.*
- Ett nationellt utvecklings- och eventuellt forskningsarbete som fördjupar kunskapen och förfinar metoden som nu testats.*
- Samla mätdata i en nationell kunskapsbas som möjliggör för att under 2018 och framåt fortsätta kunskapsuppbyggnad och ytterligare fördjupa det goda samarbete som projektets deltagare etablerat med norska forskare och experter".*

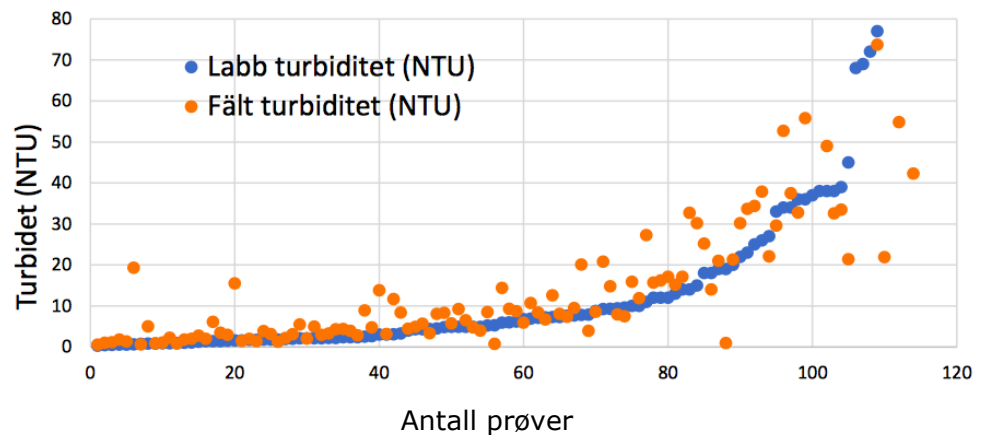
Det er mye informasjon fra det svenske prosjektet som er av interesse for det norske arbeidet med surrogatparametere. Det pekes på utfordringer knyttet til uttak av prøver fra enkelte anlegg noe som i Norge har bedret seg betydelig etter en dialog med kommuner og leverandører.

I den svenske studien er det gjort en sammenligning mellom feltmålinger og laboratorieanalyser. Resultatene i figure 3 og 4 viser korrelasjon mellom feltmålinger og laboratorieanalyser.



Figur 3. Sammenligning mellom fosfat-P (mg/l) målt i felt og fosfat-P (mg/l) fra laboratorium (Albinsson m.fl. 2018)

Det påpekes i den svenske rapporten at siden feltinstrumentet for ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) kun kan måle verdier mellom 0,02 til 3,0 mg/l så vil det være nødvendig å fortynne prøven når verdien overstiger 3,0 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (0,98 mg/l P).

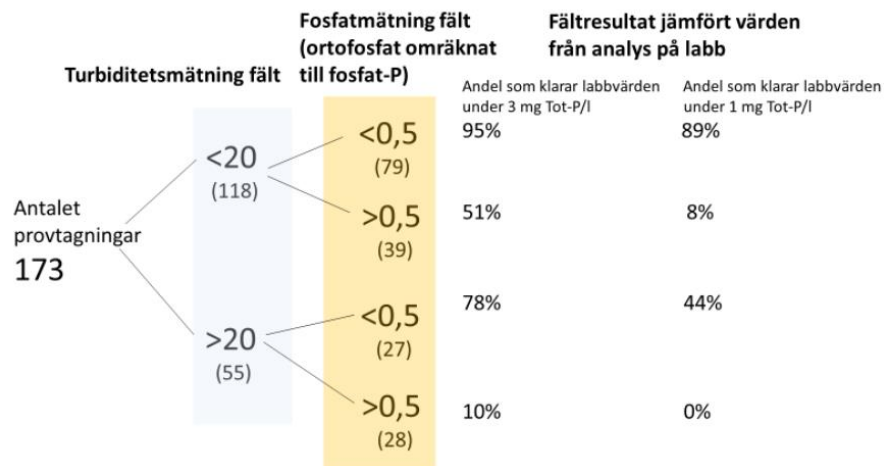


Figur 4. Sammenligning mellom turbiditet (NTU) målt i felt og turbiditet målt i laboratorium (Albinsson m.fl. 2018)

Det pekes på av Albinsson m.fl. at luftbobler i prøven som tas ut vil kunne påvirke resultatet av turbiditetsmålingen. I målinger ved et laboratorium vil man få angitt den laveste målte stabile verdien mens feltmålingene utført i den svenske undersøkelsen er basert på middelveidien av tre avlesninger. Dette er muligens noe av forklaringen på at feltmålingene ligger noe høyere enn laboratiemålingene i figur 4.

Et sammendrag av prøvene fra i alt 173 anlegg i den svenske studien er vist i figur 5.

Det skiller imellom turbiditetsmålinger over og under 20 NTU og PO₄-P målinger (omregnet til mg/l P) større eller mindre enn 0,5 mg/l P. Resultatene angir hvor stor prosentandel som tilfredstiller et rensekraft på henholdsvis 1 og 3 mg/l P. Resultatene samsvarer godt med resultatene fra de norske studiene.



Figur 5. Sammendrag av resultatene fra surrogatparameter studien i Sverige. Figuren viser hvor stor prosentandel som tilfredstiller henholdsvis 1 og 3 mg/l P i det rensede vannet basert på feltmålinger av turbiditet og ortofosfat. (Albinsson m.fl. 2018)

I den svenske undersøkelsen gjennomførte noen av de 9 deltakerkommunene også bakteriologiske analyser. Prøvetakningen bød på praktiske utfordringer. Mange anlegg viste høye bakterietall i utløpsvannet. Det ble imidlertid konkludert med at de anlegg som viste gode rensresultater på BOF₅ og fosfor også hadde lave verdier på bakterier i utløpet.

4 FoU og praktisk bruk av surrogatparametere i Tyskland

4.1 Bruk av turbiditet og spektral absorpsjonskoeffisient

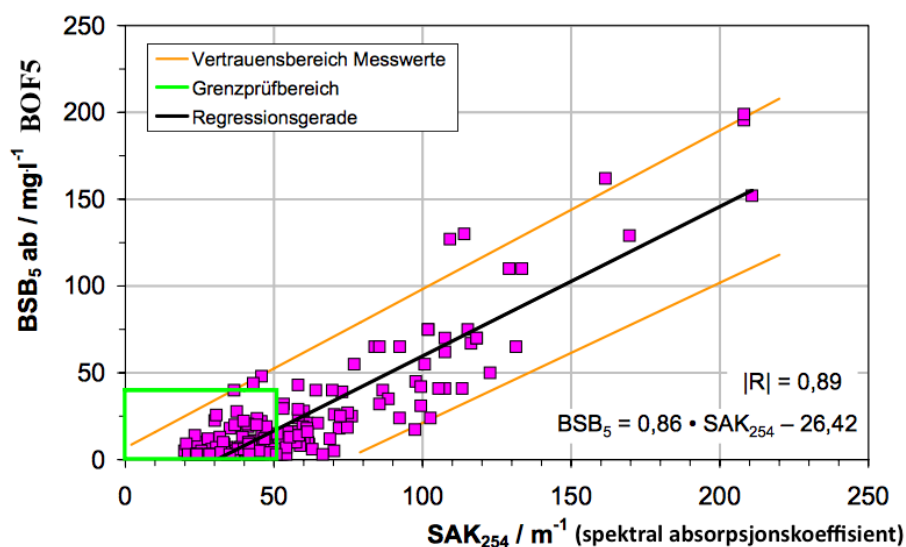
I Tyskland stilles det vanligvis ikke krav om fjerning av fosfor i forbindelse med rens tiltak i spredt bebyggelse. Det arbeidet som vi kjenner til forbindelse med bruk av surrogatparametere i Tyskland er derfor knyttet til fjerning av organisk stoff målt som BOF₅ og KOF.

Brandenburgischen Technischen Universität i Cottbus har stått sentralt i det arbeidet som er gjennomført i Tyskland. (Straub 2008)
I et møte i juni 2019 med Dr. Andrea Straub (prof. ved universitetet) og dr. grad student Torsten Hansen (LKT-Biocontrol) ble det gitt en orientering om det arbeidet som foregår ved universitetet og hvor langt man var kommet med praktisk bruk av surrogatparametere.

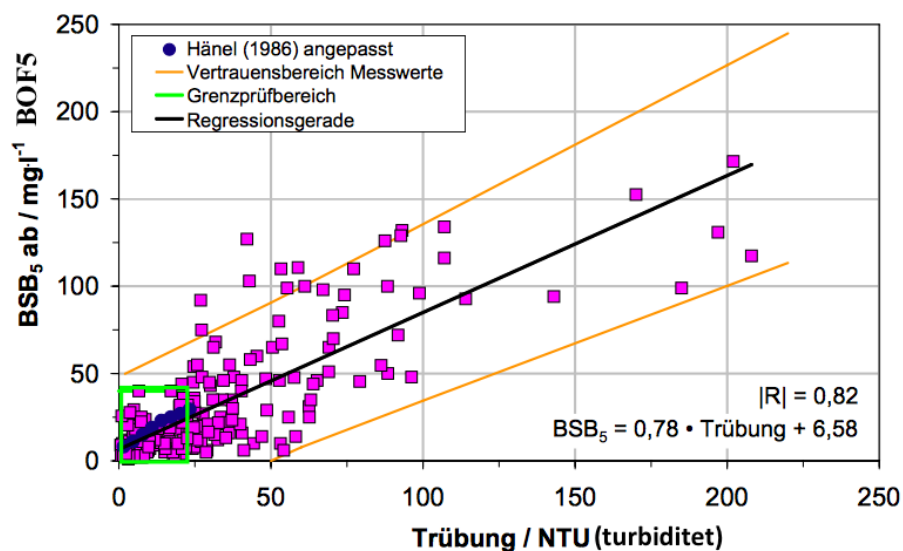
Arbeidet i Tyskland undersøkte to alternative parametere, nemlig turbiditet (NTU) som i Norge og spektral absorpsjonskoeffisient (SAK₂₅₄) for å finne ut hvilken av disse måleprinsippene man skulle arbeide videre med som surrogatparameter.

Forskjellen på disse måle metodene er at de benytter ulike bølgelengder på lyskilden (SAK₂₅₄ i UV/VIS (ultrafiolett/synlig lys) spekter og NTU i IR (infrarødt lys) spekter). I tillegg måles SAK₂₅₄ i samme retning som innkommende lys, mens turbiditet måles 90° på lyskilden.

Figur 6 og 7 viser resultatene ved bruk av henholdsvis spektral absorpsjonskoeffisient (SAK₂₅₄) og turbiditet (NTU) mot avløpsvannets innhold av organisk stoff målt som BOF₅.



Figur 6. Sammenheng mellom BOF_5 og SAK_{254} (Straub 2008)



Figur 7. Sammenheng mellom BOF_5 og turbiditet (NTU) (Straub 2008)

Det fremgår av figur 6 og 7 at det er noe bedre korrelasjon ved bruk av SAK_{254} enn ved bruk av turbiditet (NTU). Begge målemetodene kan imidlertid benyttes som surrogatparameter for BOF_5 i rensert vann fra minirensanlegg.

Universitet i Cottbus har inngått et samarbeid med LKT-Biocontrol om å utvikle et instrument for bruk i felt for indirekte å måle BOF_5 i utløpsvannet fra minirensanlegg. LKT er en større produsent av minirensanlegg i Tyskland og målet var å kunne få en "hands on" verdi for rensanleggets rensegrad ved tilsyn og service av anlegget. Instrumentet benytter SAK_{254} som måleprinsipp selv om det ble hevdet

at man kunne gjerne anvendt turbiditet som man har valgt å gjøre i Norge og Sverige.

Instrumentet som kun er produsert i få eksemplarer til nå er vist i figur 8. Bruken av instrumentet ble demonstrert i laboratoriet ved universitetet (se figur 9). Utviklingen ble finansiert av EU-utviklingsfond.



Figur 8. LKT-BIO control instrument for måling av BOF₅ (LKT-Biocontrol, Tyskland)



Figur 9. Demonstrasjon av LKT-BIO control instrumentet ved universitetet i Cottbus, 9 juni 2019.

Service av minirenseanlegg i Tyskland gjennomføres som regel av uavhengige akkrediterte service firmaer. Man er pålagt å ta ut vannprøve for analyse av KOF eller BOF₅ ved hvert besøk. LKT-BIO control instrumentet vil kunne lette dette arbeidet ved at man får et hurtig svar på renseresultater (målt som BOF₅) samtidig som man slipper å sende bort en vannprøve for analyse. Enkelte servicebedrifter i Tyskland er akkreditert for selv å gjennomføre KOF analyse. En BOF analyse er imidlertid mer nøyaktig for å vurdere rensegrad på et biologisk rensesanlegg og er derfor foretrukket.

4.2 Erfaring fra bruk av fast installert måleutstyr

Bruk av turbiditet som surrogatparameter åpner opp for kontinuerlig overvåkning av vannkvalitet fra et minirenseanlegg. Dette vil kunne være nyttig for å få et bedre innblikk i variasjon over tid av vannkvalitet ut av anleggene og dermed få et grunnlag for å rette på eventuelle prosessproblemer.

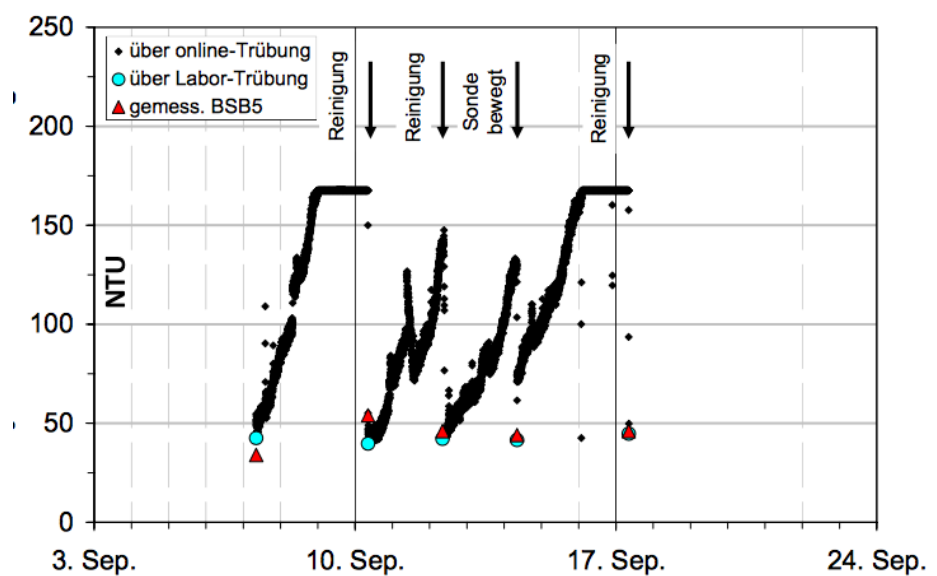
I den norske studien vedrørende surrogatparametere var det i søknad om midler foreslått et ønske å gjennomføre forsøk med kontinuerlig måling av turbiditet ved minst to rensesanlegg. Målet med det var primært å se nøye på praktiske problemer med vekst på sensoren over tid og hvor hyppig man eventuelt måtte foreta rengjøring. Av budsjettmessige årsaker, men også fordi dette allerede var gjennomført ved universitetet i Cottbus (Straub, 2008) er ikke dette gjennomført i herværende studie.

I Straubs studie ble utstyr for kontinuerlig måling av turbiditet installert på to rensesanlegg med biobed (fastsittende biomasse). I det ene anlegget var den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjon av suspendert stoff 53 mg/l mens i det andre rensesanlegget var den gjennomsnittlige konsentrasjon av suspendert stoff 15 mg/l.

På det anlegget med et høyt innhold av suspendert stoff viste det seg at man hadde utslag på turbidimeteret på grunn av vekst. Dette var et mindre problem på det anlegget med lave verdier av suspendert stoff i utløpet. I figur 10 og 11 er det vist at man får et belegg på sensoren. Det oppstår vekst allerede 8 timer etter rengjøring på det anlegget med høyt innhold av suspendert stoff i utløpet.



Figur 10. Begroing på on-line sensoren etter 3 dager (Straub, 2008)



Figur 11. Endring av måleresultatet på grunn av begroing på on-line sensoren (Straub, 2008)

On-line sensoren på det anlegget med et renere vann fikk betydelig mindre begroing. Behovet for rengjøring var mindre. Med tanke på bruk av on-line turbidimeter i forbindelse med oppfølging av minirensanlegg så vil det kunne benyttes som en av flere parametere for å diagnostisere prosessproblemer. Det forutsetter da en hyppig rengjøring av sensoren for å unngå begroing. For bruk av on-line turbidimeter for kontinuerlig overvåking av minirensanlegg så tror vi ikke at dette vil få noen nevneverdig anvendelse. Til det er sensorene alt for sårbare for begroing.

5 Teoretiske betraktninger ved bruk av surrogatparametere basert på norsk og utenlandsk FoU

Ved måling av renseeffekt fra minirensesanlegg i spredt bebyggelse vurderes prosentvis fjerning av fosfor og organisk stoff (målt som biokjemisk oksygenforbruk, BOF_5 og Tot-P).

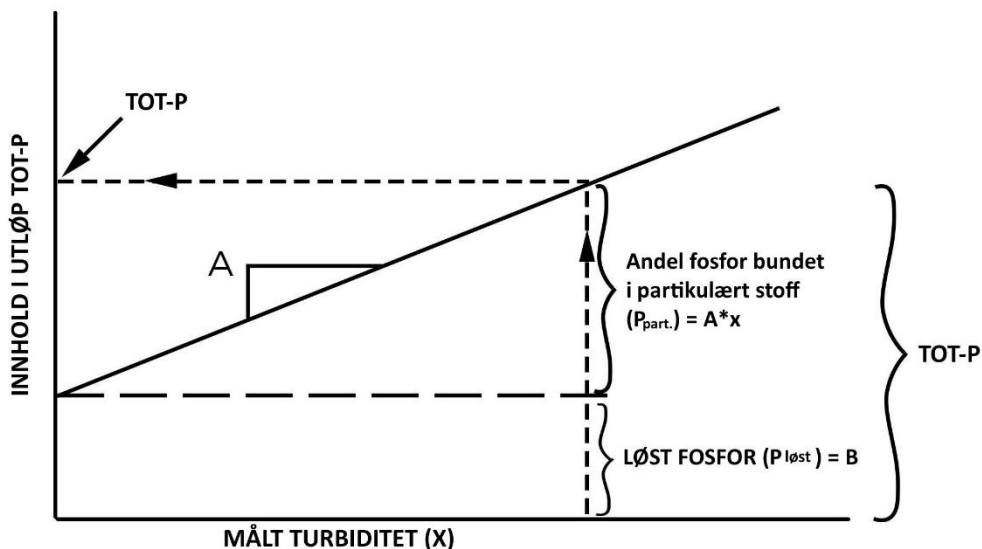
Gjennom FoU virksomhet har fagmiljøer i flere land arbeidet for å finne enkle og kostnadseffektive surrogatparametere som gir et in-situ svar på anleggets renseeffekt uten å gå veien om uttak av vannprøver for analyse på et akkreditert laboratorium.

5.1 Total fosfor (løst og bundet)

Totalfosfor i utløpet fra et kloakkrensaneanlegg er tilnærmet lik summen av partikulært bundet fosfor og ortofosfat (PO_4-P).

Tidligere undersøkelser viser at det er en god korrelasjon mellom suspendert stoff og partikulært fosfor. Det er også en god korrelasjon mellom turbiditet og susp. stoff i avløpsvann. En kombinasjon av in-situ målinger av turbiditet og ortofosfat vil derfor kunne fungere som surrogatparameter for Tot-P i utløpet fra et minirensaneanlegg.

Dette er vist i en forenklet form i figur 12.



Figur 12. Forenklet forhold mellom Tot-P og turbiditet (surrogatparameter)

En teoretisk betraktning av Tot-P i utløpet fra et minirensesanlegg er at det vil bestå av to komponenter; løst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) og partikulært bundet fosfor (P_{part}). I figur 12 ser man hvordan parameterne $P_{\text{løst}}$, P_{part} og turbiditet henger sammen. $P_{\text{løst}}$ er i utgangspunktet ikke knyttet til partikler og er dermed uavhengig av turbiditetsmålinger. P_{part} er knyttet til partikler og er dermed direkte relater til turbiditetsmålingene. I figuren er det forutsatt et linart forhold mellom P_{part} og turbiditet. Vi får da følgende forhold:

$$P_{\text{tot}} = P_{\text{part}} + P_{\text{løst}} = A \cdot x + B$$

Som tidligere nevnt har flere studier vist en klar sammenheng mellom partikulært bundet fosfor og suspendert stoff (SS). Samtidig så har man funnet en klar sammenheng mellom turbiditet og suspendert stoff (Bertrand-Krajewski, 2004). I tillegg har studier vist en god korrelasjon mellom innhold av suspendert stoff (SS) målt som turbiditet og vannets innhold av biokjemisk oksygenforbruk (målt som BOF_5). Dette er omtalt i pkt. 5.2.

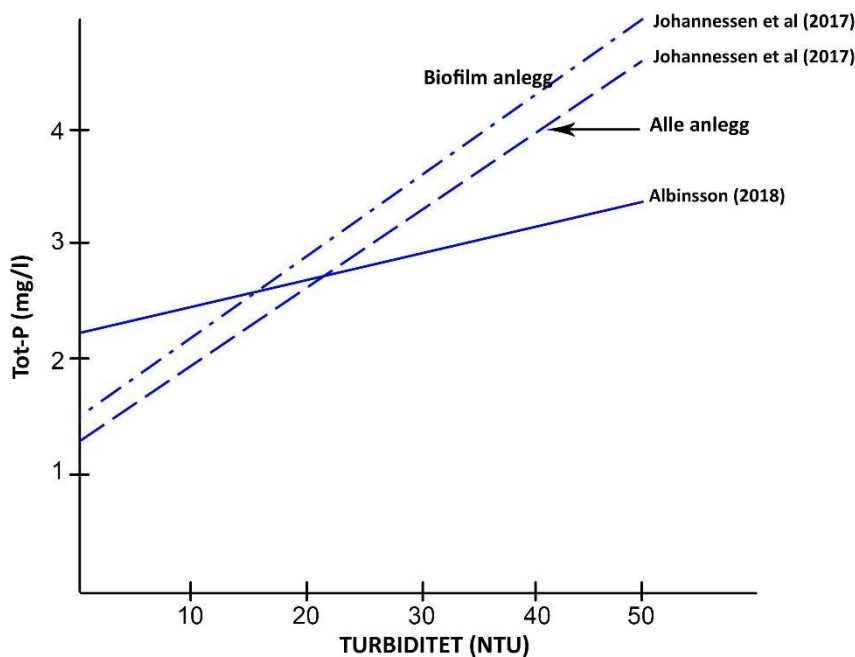
Tabell 1 viser ulike regresjonsmodeller fra forholdet mellom turbiditet og Tot-P.

Tabell 1. Forhold mellom Tot-P og turbiditet fra feltnmålinger i Sverige og Norge.

MODELL FOR TOT-P	R ²	A	B	Refr.
$y = 0,0246x + 2,1983$	0,0707	0,0246	2,1983	Albinsson m.fl.
$y = 0,067x + 1,3553$	0,5352	0,067	1,3553	Johannessen m.fl.
$y^{1)} = 0,0753x + 1,4512$	0,4968	0,0753	1,4512	Johannessen m.fl. ¹⁾

1) Kun biofilm anlegg

De ulike regresjonsmodellene er også vist i figur 13 og her fremkommer det at resultatene fra de svenske og norske studiene ikke er helt sammenfallende og at særlig korrelasjon i den Svenske studien er dårligere en ønskelig. Dette skyldes nok i stor grad at svært mange eksisterende minirensesanlegg ikke drives optimalt og at en del anlegg ikke hadde kjemisk felling. Dette betyr at dosering av fellingskjemikalier er forskjellig i tillegg til at temperatur og hydraulisk belastning på tidspunkt for prøvetaking varierer. Den generelle observasjon man ofte har gjort igjennom tilsyn av minirensesanlegg i Østfold og Akershus er at man tilsetter ikke tilstrekkelig med fellingskjemikalier og/eller har gode nok fellingsbetingelser (innblanding og flokkulering) til å felle ut løst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). I tillegg har vi tidligere pekt på praktiske problemer knyttet til selve prøvetakingen noe man også erfarte i Sverige.



Figur 13. Turbiditet vs. Total-P i utløpsvann fra minirenseanlegg – resultater fra feltstudier (Albinsson m.fl., 2018, Johannessen m.fl., 2017).

5.2 Organisk stoff (målt som BOF₅)

Forholdet mellom BOF₅ og suspendert stoff målt som turbiditet er vist i tabell 2 og figur 14.

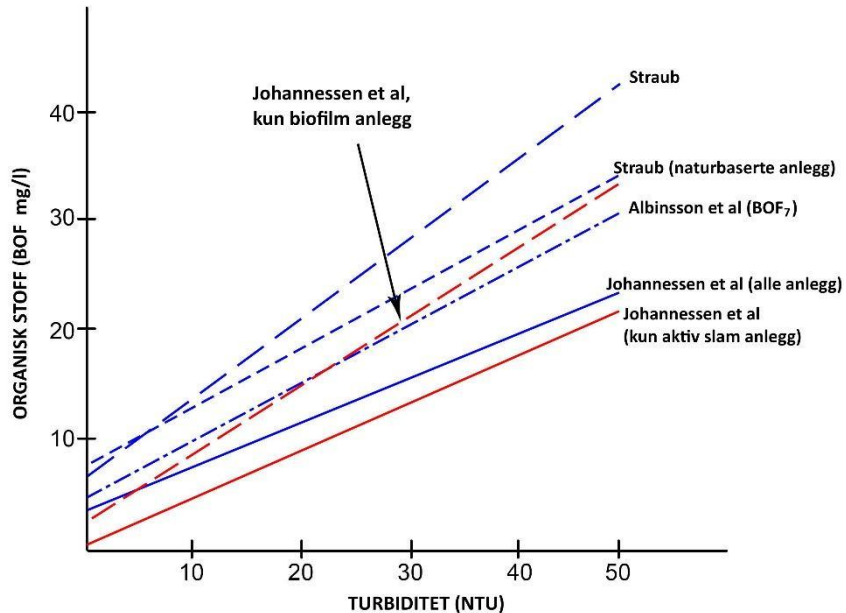
Tabell 2. Forhold mellom organisk stoff (BOF) og turbiditet fra feltmålinger i Sverige, Tyskland og Norge

MODELL FOR ORGANISK STOFF	R ²	A	B	Refr.
$y^{1)} = 0,5609x + 4,1286$	0,4879	0,5609	4,1286	Albinsson m.fl.
$y = 0,4418x + 3,6767$	0,3792	0,4418	3,6767	Johannessen m.fl.
$y^{2)} = 0,6523x + 3,3151$	0,4513	0,6523	3,3151	Johannessen m.fl.
$y^{3)} = 0,4451x + 0,5357$	0,4661	0,4451	0,5357	Johannessen m.fl.
$y = 0,78x + 6,58$	0,82	0,78	6,58	Straub ⁵⁾
$y^{4)} = 0,58x + 7,44$	0,59	0,58	7,44	Straub ⁵⁾

- 1) Angir BOF₇
- 2) Kun biofilm anlegg
- 3) Kun aktiv slam anlegg
- 4) Naturbaserte anlegg (Pflanzen klaranlagen)
- 5) Ikke kjemisk felling

Det fremgår av figur 14 at det er sammenlignbare resultater i de ulike studiene. Ingen av kurvene vist i figur 14 går igjennom origo noe som

indikerer at dm.fl.ltid er en andel løst organisk stoff som ikke brytes ned i den biologiske prosessen.



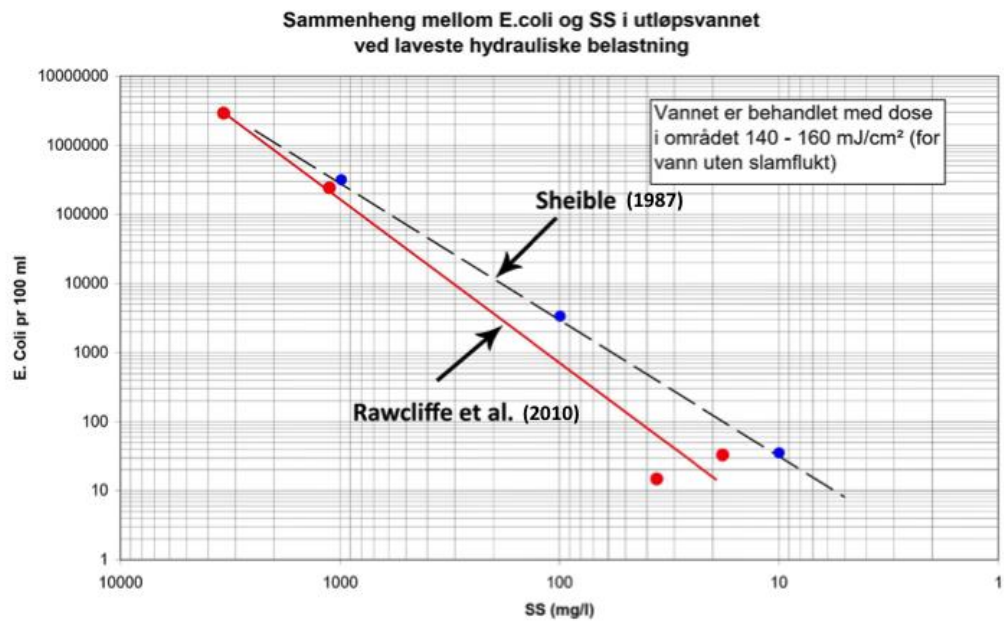
Figur 14. Organisk stoff (BOF) vs turbiditet fra minirensanlegg – resultater fra feltstudier (Albinsson m.fl., Straub, Johannessen m.fl.).

5.3 Avløpsvannets hygieniske kvalitet

Det foreligger ikke noe nasjonalt krav i Norge til reduksjon av tarmbakterier fra rensanlegg i spredt bebyggelse. I enkelte vannområder er det gitt åpning for å kreve dette dersom særlige brukerinteresser tilsier det, mens man f.eks i enkelte kommuner i både Akershus og Buskerud har innført dette som et generelt krav.

I EUs badevannsdirektiv er det angitt at god kvalitet skal tilfredsstille <1000 E.Coli/100ml (Fines, 2018, Folkehelse, 1998)

Studier har vist at det er en sammenheng mellom avløpsvannets innhold av suspendert stoff og bakterier (E.Coli/100 ml) (se figur 15) (Rawcliff m.fl., Sheible). Samtidig så er det som nevnt ofte korrelasjon mellom suspendert stoff og turbiditet. Derfor er det nærliggende å anta at man kunne benytte turbiditet som en surrogatparameter også for å anslå bakterieinnhold. I figur 15 er det vist resultatene fra to ulike studier (Rawcliffe m.fl., Sheible). I begge studiene er UV bestråling benyttet som metode for hygienisering.



Figur 15. Suspendert stoff (SS) vs. bakterieinnhold (Rawcliffe m.fl., Sheible)

I forbindelse med tidligere studier (Johannessen m.fl., 2018) ble det funnet en dårlig korrelasjon mellom bakterieinnhold i avløpsvann fra minirensanlegg og parameterne SS og turbiditet. Studien indikerte at utfordringer knyttet til uttak av bakteriologiske prøver var stor og muligens en årsak til den dårlige korrelasjonen mellom bakterieinnhold og suspendert stoff/turbiditet. I tillegg er det påvist ettervekst av E. Coli i prøvetakingskum på enkelte anlegg (Johannessen m.fl. 2018).

Ytterligere arbeid må derfor gjennomføres for å stadfeste en god korrelasjon mellom vannets turbiditet og innhold av bakterier.

Det ble innledningsvis nevnt at i arbeidet med bruk av surrogatparameterne for indirekte å måle total fosfor og organisk stoff i avløpsvannet så var hygienisk vannkvalitet ikke en del av studien. I forbindelse med rapporteringen av hygieniseringsprosjektet i Drammensregion i 2018 (Johannessen m.fl., 2018) viste det seg at tidligere arbeid av andre (Rawcliffe m.fl., 2010, Sheible, 1987) åpnet opp for en mulighet om at bakteriologisk vannkvalitet også kunne inkluderes ved bruk av surrogatparametere. Ytterligere arbeid må imidlertid gjennomføres for å stadfeste en god korrelasjon mellom vannets turbiditet og innhold av bakterier.

6 Praktiske erfaringer med bruk av surrogatparametere i Norge

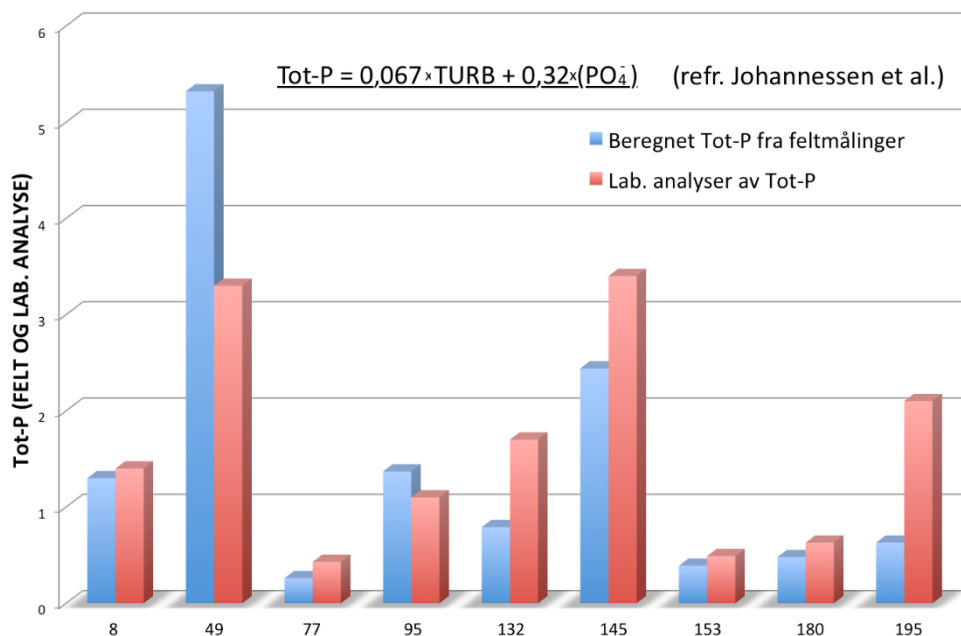
Ved en rundspørring blant leverandører av minirensanlegg meldes det tilbake at flere leverandører måler både turbiditet og ortofosfat (PO₄) ved hvert servicebesøk. Man søker enklere felt-metoder for å vurdere anleggets rensegrad slik at tiltak kan iverksettes når man er på stedet. Samtidig gis det en tilbakemelding om at det er vanskelig å vurdere de feltmålingene man gjør i forhold til eventuelle tiltak på anlegget. Det er laget en mal for hvilke tiltak som bør vurderes på basis av feltmålinger (Eikum m.fl., 2018) men det synes ikke som en slik mal er i nevneverdig bruk.

Spydeberg kommune gjennomførte i 2018 avviksbehandling av i alt 77 anlegg som falt i kategorien "røde anlegg" (Tauteryte, 2018). Det er anlegg hvor Tot-P > 4,0 mg/l og BOF₅ > 40 mg/l. Det ble benyttet turbiditet og ortofosfat målinger i forbindelse med avviksbehandlingen i stedet for å ta ut vannprøver og sende inn til et akkreditert laboratorium for Tot-P og BOF₅ analyse. Utslippstillatelsen til huseier er knyttet til Tot-P og BOF₅ verdier slik det er i alle kommuner. I forbindelse med feltarbeidet ble det tatt ut vannprøve for laboratorieanalyse for hvert femte anlegg. I figur 15 sammenligner vi Tot-P verdier basert på laboratorieanalyser og beregnede Tot-P verdier ved bruk av ligningen:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 (\text{PO}_4) \quad (\text{se kap. 5})$$

Tabell 3. Laboratorie- og feltanalyser (Tauteryte, 2018)

ID	Tot-P LAB	PO ₄ -P	TURB.	Tot-P KALK.
8	1,4	0,82	15,56	1,3
49	3,3	1,6	71,9	5,32
77	0,43	0,45	1,92	0,26
95	1,1	0,47	18,2	1,37
132	1,7	1,03	6,99	0,79
145	3,4	1,4	29,7	2,44
153	0,49	0,27	4,53	0,39
180	0,63	0,44	5,0	0,48
195	2,1	1,42	2,65	0,63



Figur 16. Laboratorieanalyser vs. beregnet Tot-P verdier basert på feltmålinger (Tauteryte, 2018)

Vi skal ikke trekke for sikre konklusjoner basert på et svært begrenset tallmateriale. Det fremgår imidlertid at ved 7 av 9 anlegg viser laboratorieanalysene noe høyere verdier enn kalkulerte verdier. I tillegg så fremgår det at det er en bedre sammenheng mellom laboratorieanalyser og feltverdier på de anleggene som har lave utslippsverdier. Det må også tas med i vurderingen at de anleggene som er med i avviksbehandlingen i Spydeberg er anlegg som i utgangspunktet hadde driftsproblemer (derfor avviksbehandling). En tilsvarende sammenligning av kalkulerte og lab. analyser av BOF₅ ble gjennomført. Ligningen for kalkulerte BOF₅ var følgende:

$$\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turbiditet} + 3,68 \quad (\text{Johannessen m.fl. 2017})$$

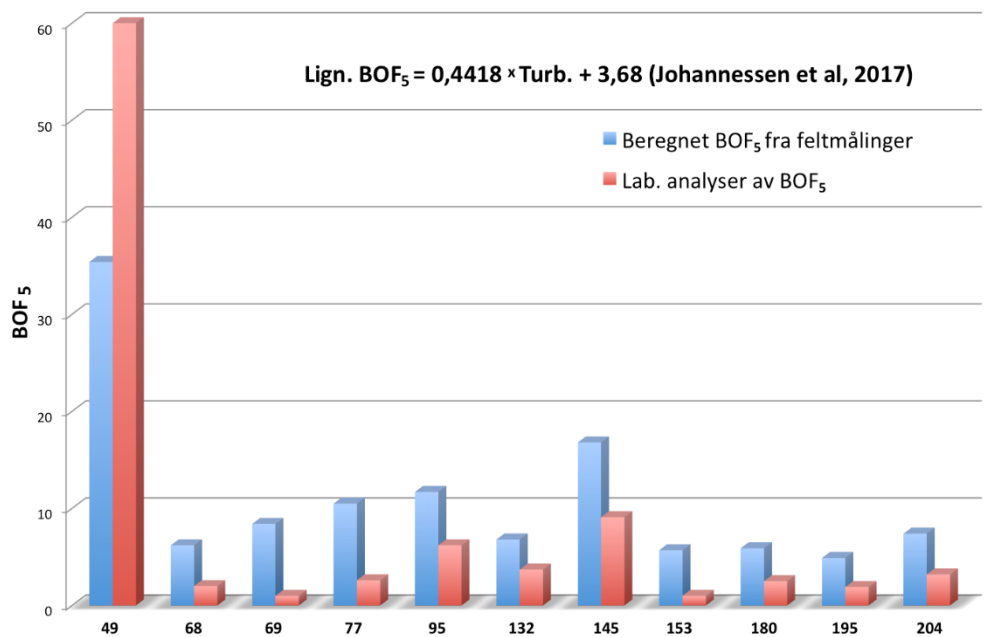
Resultatet er vist i tabell 4 og figur 17.

Det er relativt god overenstemmelse mellom laboratorieverdier og kalkulerte verdier av BOF₅. Kalkulerte verdier er imidlertid systematisk høyere enn resultatene fra laboratoriet med ett unntak, men verdiene er i utgangspunktet svært lave. Det er kun prøve no.49 som avviker fra dette.

Tabell 4. Laboratorie- og feltanalyser (Tauteryte, 2018)

ID	BOF ₅ LAB	TURB.	BOF ₅ KALK.
49	61,1	71,9	35,4
68	2,0	5,64	6,2
69	1,0	10,67	8,4
77	2,6	1,92	10,5
91 ¹⁾	391	131	61,5
95	6,2	18,2	11,7
132	3,7	6,99	6,8
145	9,1	29,7	16,8
153	1,0	4,53	5,7
180	2,5	5,0	5,9
195	1,9	2,65	4,9
204	3,2	8,4	7,4

1) Slamtap, usikker prøve, utelatt



Figur 17. Laboratorieanalyser vs. feltmålinger (Tauteryte, 2018)

7 Kvalitetssikring av data – 2020/21

Gjennom tilsyn utført av Driftsassistansen i Viken IKS (DaiV) i perioden 2012 til 2017 foreligger det data fra over 2000 anleggsbesøk. Resultatene fra arbeidet i denne perioden er lagt til grunn for de modellene (se figur 13 og 14) som omhandler bruk av surrogatparametere som et praktisk verktøy for å vurdere et minirensesanleggs driftstilstand. Før man satte i gang med systematisk innsamling av data i 2013 med tanke på fremtidig bruk av surrogatparametere så var det stor fokus på alt arbeid som foregikk i felt både blant anleggsleverandører og de i kommunene som hadde et ansvar for tilsyn. Dette resulterte i at det ble gjennomført et eget prosjekt om evaluering av prøvetakingsmetoder ved ulike typer minirensesanlegg (Johannessen m.fl. 2011). Denne studien la grunnlaget for alt videre feltarbeid fra og med 2011 og fram til i dag. I hele denne perioden har det vært fokus på prøvetakingsprosedyrer og prosedyrer for alle feltnmålinger (pH, temp., PO4-P, turb.). Uttak av bakteriologiske prøver er nærmere omtalt i egen rapport (Johannessen m.fl., 2018).

Til tross for gode rutiner i feltarbeidet så finnes det faktorer som påvirker resultatene og gir en viss spredning i det tallmaterialet som er lagt til grunn for modellene angitt i denne rapporten. Årstid for prøvetaking (vinter vs. sommer) har betydning og tidspunkt på dagen for prøveuttak vil kunne påvirke prøveresultatet (se fig. 23 til 32 i Johannessen m.fl., 2011). I tillegg påvirkes feltinstrument for PO4-P av både farge og turbiditet (Hach, DOC 22.59.00628.Aug. 03). For å minske påvirkningen av turbiditet på PO4-målingen er det innført som standard prosedyre (se vedlegg) å filtrere alle prøver før PO4-målingen.

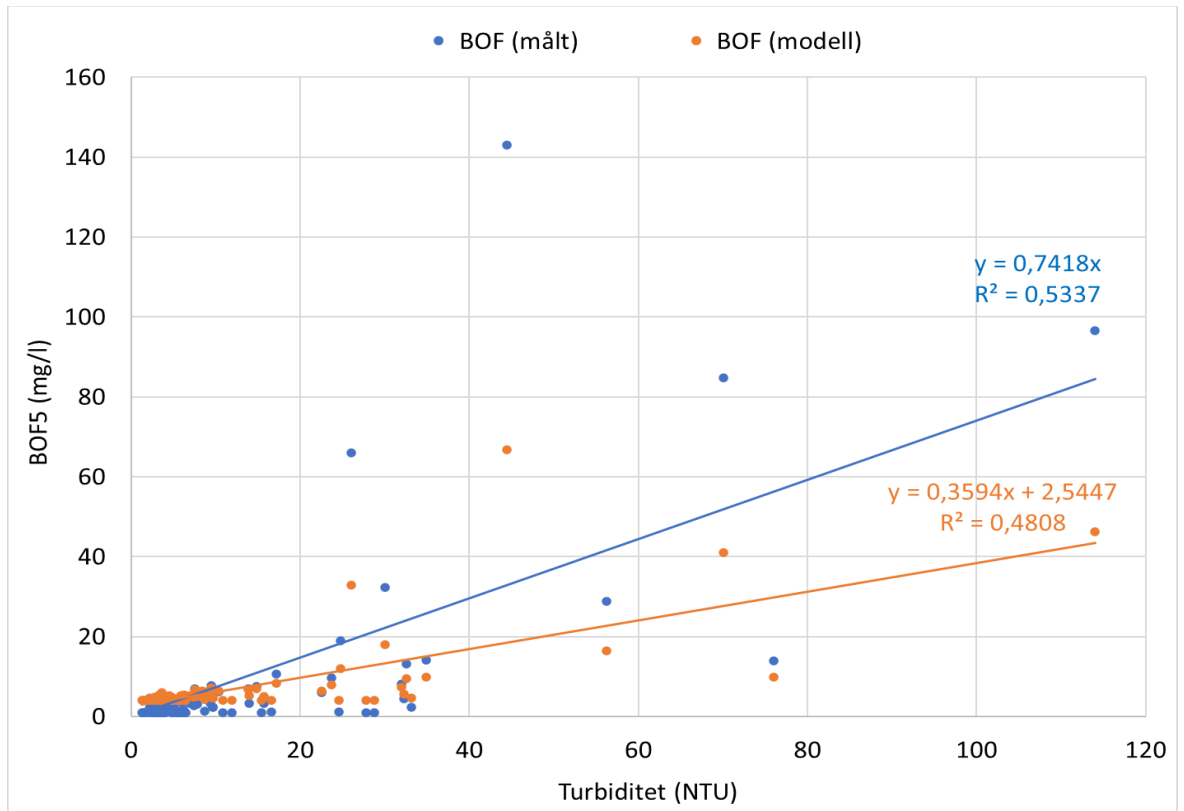
Til tross for innføring av gode rutiner for feltarbeid gjennom flere år så besluttet vannområdene i Østfold (Morsa, Glomma sør, Haldenvassdraget og Nordre Øyeren) i samarbeid med COWI og Eikum Miljøteknologi å skaffe tilveie et kvalitetssikret tallmateriale for å vurdere om det var behov for å justere de modellene som var lagt til grunn for bruk av surrogatparametere. Det ble besluttet å gjøre dette i samarbeid med Driftsassistansen i Viken IKS (DaiV) og kommunene Fredrikstad og Sarpsborg.

Fredrikstad kommune skulle høsten 2020 drive tilsyn på 135 minirensesanlegg, og det var Driftsassistansen i Viken IKS (DaiV) som skulle stå for tilsynet. I den forbindelse var det ønskelig å samle inn ytterligere data enn det som er del av det ordinære tilsynet, for å styrke kunnskapsgrunnlaget i surrogatparameterprosjektet. En vil på denne måten sikre en kontrollert innsamling av data i samråd med utførende.

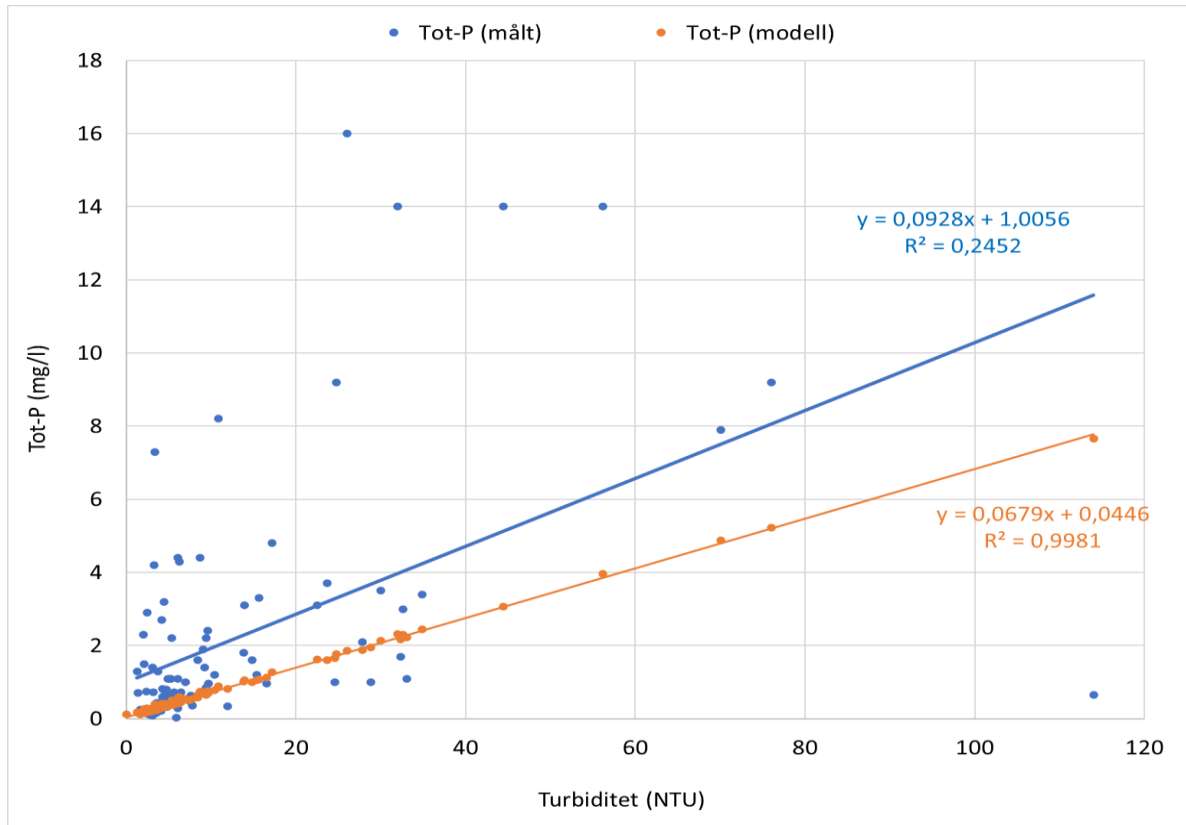
COWI sammen med Eikum Miljøteknologi deltok i enkelte dager i feltarbeidet for å følge opp kalibrering av instrumenter, bruk av instrumenter, uttak av prøver etc. i nært samarbeid med Driftsassistansen i Viken IKS (DaiV).

I tillegg til det arbeidet som skulle utføres i Fredrikstad var det også planlagt å gjennomføre tilsvarende tilsyn i Sarpsborg kommune på i alt 96 anlegg våren 2021. I Sarpsborg kommune skulle det også tas ut bakteriologiske prøver på en del anlegg.

Resultatene fra Fredrikstad og Sarpsborg er vist i figurene 18 og 19 nedenfor.



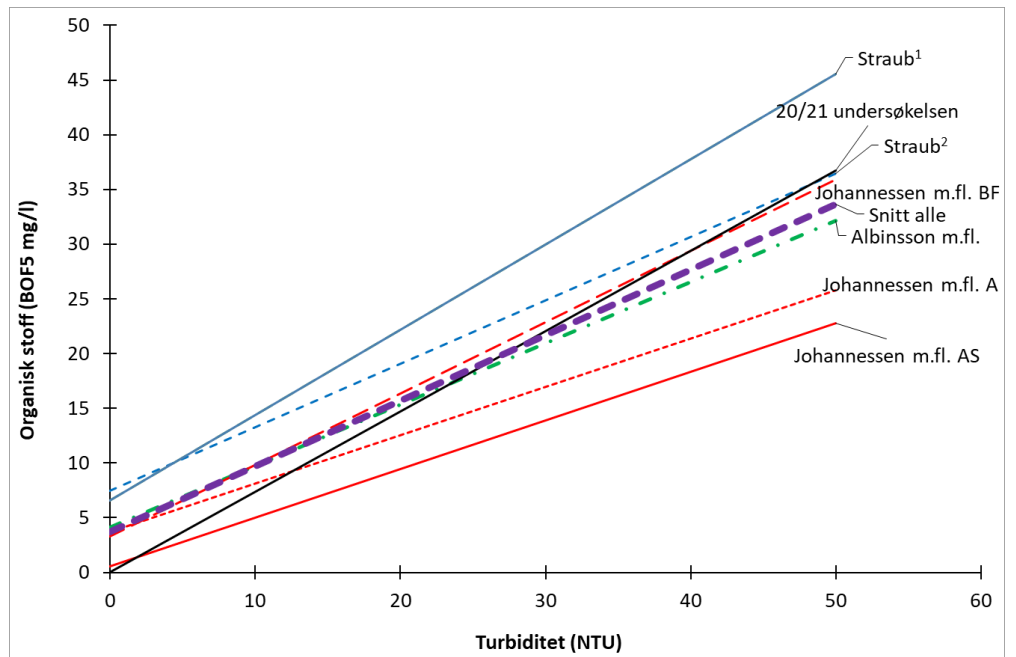
Figur 18. Målte BOF_5 analyser som funksjon av turbiditetsverdier (blå data) sammenlignet med modell basert på feltnmålinger av turbiditet (oransje data).



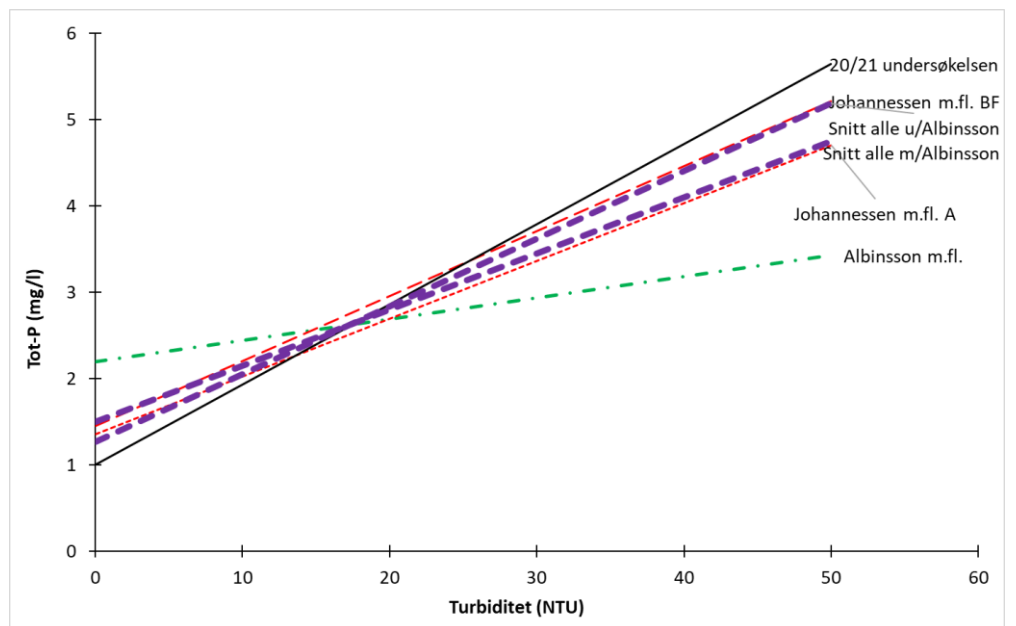
Figur 19. Målte Tot-P analyser som funksjon av turbiditetsverdier (blå data) sammenlignet med modell basert på feltmålinger av turbiditet og $PO_4\text{-P}$ (oransje data).

I figurene 20 og 21 vises trendkurver for tidligere studier (jfr. figur 13 og 14), sammen med nye tall fra Fredrikstad og Sarpsborg, benevnt 20/21 undersøkelsen i figurene. Resultatet for organisk stoff (BOF_5) vs turbiditet (fig.20) følger samme forløp som de andre studiene vi viser i samme figur. Kurven for Sarpsborg/Fredrikstad samsvarer svært godt med de tyske resultatene (Straub, 2008) men også godt i forhold til de andre studiene når vi tar i betraktning at det er langt færre anlegg prøvetatt i Fredrikstad og Sarpsborg (ca. 10% i forhold til Johannessen m.fl. 2017).

Figur 21 viser Tot-P vs turbiditet. Også her viser resultatene fra Fredrikstad og Sarpsborg samme forløp som tidligere studier.

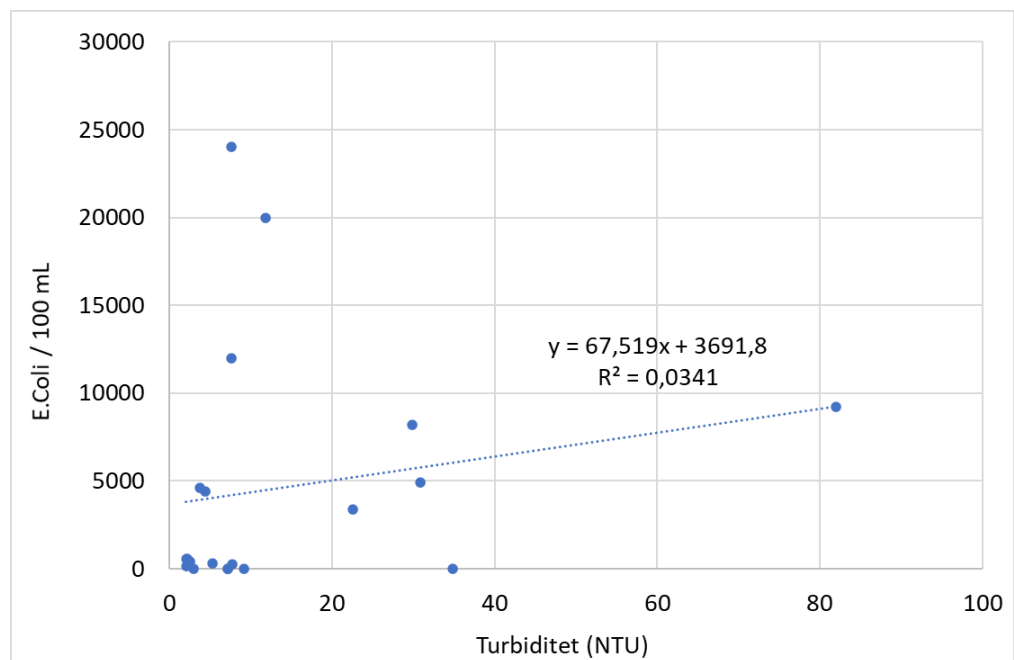


Figur 20. Trendkurver for BOF₅ vs. turbiditet fra ulike studier.



Figur 21. Trendkurver for Tot-P vs. turbiditet fra ulike studier.

Resultatene fra de bakteriologiske prøvene (E.Coli/100ml) er vist i figur 22. Her er det vanskelig å se en systematisk trend i forholdet mellom E.Coli/100ml og utløpsvannets turbiditet. Det er selvsagt svært få prøver med i undersøkelsen slik at det blir vanskelig å trekke klare konklusjoner. Vi har imidlertid pekt på i tidligere studier at prøvetakingspunkt for uttak av prøve er svært viktig på grunn av ettervekst av bakterier i prøvetakingspunkt (Johannessen m.fl. 2018).



Figur 22. E. Coli vs. turbiditet for feltundersøkelser i Sarpsborg og Fredrikstad, 2020-2021.

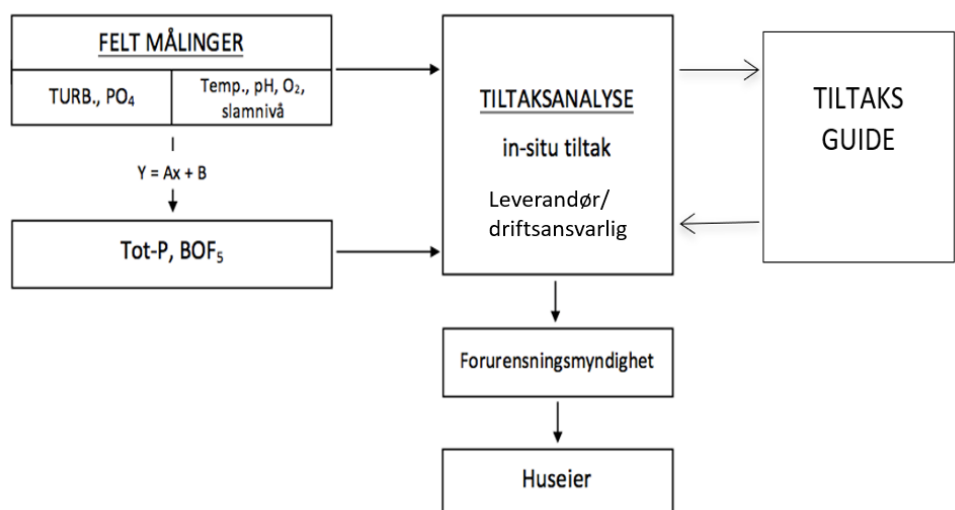
8 Konklusjoner/anbefalinger

I mange kommuner på Østlandet har det siden 2010 vært gjennomført tilsyn av minirensanlegg. Anleggsbesøk og analyser av rensset vann har vist at resultatene av rensiltakene i spredt bebyggelse er langt dårligere enn forventet (se vedlegg 3). Kun 30-40 prosent av anleggene tilfredsstillere renskravene og i de fleste kommuner hvor det har vært gjennomført systematisk tilsyn er situasjonen den samme. Det er heller ikke en gradvis bedring over tid selv om enkelte leverandører har gjennomført tiltak.

Forurensningsmyndighetene stiller utslippskrav i form av grenseverdier for Total-P og organisk stoff (BOF₅). Ved servicebesøk, som oftest to ganger pr. år, er det imidlertid svært vanskelig for servicemannen å vite hvor effektivt anlegget rens selv om alt det tekniske ved anlegget fungerer. Bruk av surrogatparametere som kan relateres til utslippskravene Tot-P og BOF₅ vil derfor kunne være et svært nyttig in-situ verktøy for de som har ansvaret for driften av anleggene. I tillegg vil forurensningsmyndighet (kommunen) og huseier kunne få en rask tilbakemelding om anleggenes tilstand.

Det er imidlertid viktig at den tilbakemeldingen skjer med de samme parametere (Tot-P, BOF₅) som angitt i utslippstillatelsen.

Resultatene fra denne studien gjør det mulig. Vi viser i figur 23 et forslag på hvordan dette kan gjennomføres.



Figur 23. Flytskjema for bruk og videreformidling av in-situ målinger

I tillegg til å ta dette verktøyet i bruk ved drift og tilsyn av anlegg vil vi foreslå følgende:

1. Turbiditet og ortofosfat (PO₄-P) innføres gradvis ved gjennomføring av service og kommunalt tilsyn. Renseresultater uttrykkes i BOF₅ (mg/l) og tot-P (mg/l) slik som angitt i huseiers utslippstillatelse. Omregningen fra turbiditet og ortofosfat (PO₄-P) til BOF₅ og tot-P gjennomføres ved bruk av ligningene nedenfor.

- > $P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 * (\text{PO}_4)$
- > $\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turb.} + 3,68$

2. Ved bruk av surrogatparametere i forbindelse med tilsyn sendes hver femte (5) prøve inn til et akkreditert laboratorium for å kontrollere om det er et rimelig samsvar mellom laboratorieanalyser og estimerte verdier basert på ligningene angitt i pkt.1 ovenfor.

3. I Forurensningsforskriften – Del 4 Avløp, § 12-8 beskrives krav til reduksjon av fosfor og organisk stoff. Det er 90% reduksjonskrav til både fosfor og BOF₅. Det er ikke angitt konsentrasjonskrav til utløpsverdier i § 12. Renseeffekten skal beregnes som årlig middelværdi av det som blir tilført renseanlegget. Det er meget vanskelig å få tatt representative prøver på tilført avløpsvann, slik at praktisk kontroll av overholdelse av kravene er nesten umulig (Johannessen m.fl.. 2014). Ved en eventuell innføring av surrogatparametere for tilsyn av minirensesanlegg så bør det stilles krav til konsentrasjoner av både BOF₅ og tot-P og ikke prosentvis reduksjon. Sjablongverdien på tot-P lik 10 mg/l i innløpsvannet bør revideres. I tillegg må det tas hensyn til at minirensesanleggene har et "normalt" variasjonsområde avhengig av hydraulisk belastning og temperatur i anlegget (Johannessen m.fl. 2014). Dette er viktig for å unngå at servicepersonell må bruke unødig tid på anlegg som overskrider dagens kommunale krav, men allikevel ligger innenfor det normale variasjonsområdet for et vel fungerende minirensesanlegg.

4. Ved fremtidig fastsettelse av utslippskrav og kommunenes avviksbehandling bør det tas hensyn til analysemetodenes nøyaktighetsgrad slik som angitt nedenfor (Eurofins AS):

Tabell 5. Målenøyaktighet for utvalgte parametere og prosedyrer benyttet av profesjonelle (og akkrediterte) laboratorier.

Parameter	Prosedyre	Nøyaktighet	Prosedyre	Nøyaktighet
BOF ₅	NS- 4758	± 25-35 %	NS- EN- 1899- 1	± 25 %
Tot-P	NS- 4725	± 20 %	NS- EN ISO 15681	± 10-20 %
PO ₄ -P	NS- 4724	± 15 %	NS- EN ISO 15681	± 10-20 %

5. Kvalitetskontroll av feltarbeid i Fredrikstad og Sarpsborg kommune høsten 2020 og våren 2021 ga ikke grunnlag for å endre regresjonsmodellene angitt i pkt 1.

Referanser

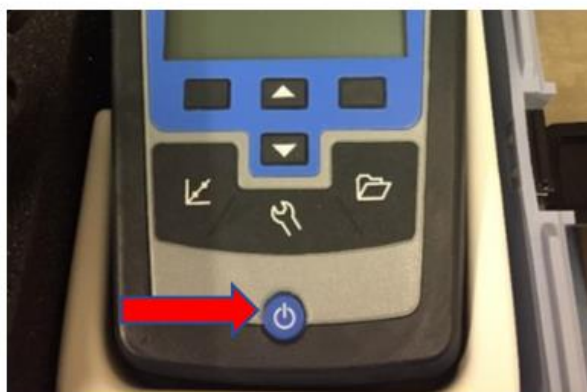
1. Albinsson M. m.fl. (2018) "surrogatparametran – en kostnadseffektiv metode at følja upp små avloppsanleggningars funksjon", EcoLoop LOVA, mai 30, 2018.
2. Bertnard-Krajewski, J.-L. 2004, "TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. Water Science & Technology, 2004, Vol. 50 (11), 81-88.
3. Daly, J. "What is turbidity" ISA Norcal, South Fork Instruments, Inc.
4. Eikum m.fl. 2018, "Minirensanlegg- teori og praksis" (Ver. II) Vannområdene i Østfold, Mai 2018.
5. Fines Y., S. 2018, "Hygienisering av utløpsvann fra minirensanlegg i Drammensregionen, Masteroppgave NMBU, 2018.
6. Folkehelse, 1998 "Miljø og helse – en forskningsbassert kunnskapsbase, ISBN 82-7364-127-9
7. Johannessen E. m.fl. (2017) "Bruk av surrogatparametere for vurdering av minirensanleggs ytelse". Miljødirektoratet, 21/12, 2017.
8. Johannessen, E. m.fl., (2018). "Erfaringer fra bruk av minirensanlegg med hygieniseringstrinn – forprosjekt". Tilsynskontoret i Drammensregion/COWI, 2018.
9. Johannessen E. m.fl. (2014) "Langtidsundersøkelse av minirensanlegg. Vannmengder og driftstabilitet". Morsa, des., 2014.
10. Rawcliffe, M., Paulsrud, B. 2010, "Desinfeksjon av utløpsvann fra minirensanlegg". Aquateam 10-021.
11. Scheible, O.K. 1987, "Development of a rationally based design protocol for the ultraviolet light disinfection process". J. Water Pollut. Control Fed., 59:25
12. Standard Methods, 17th edition. 1989., 2.11-2.16
13. Straub A. (2008) "Einfache Messmethoden zur charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen, Heft 17, Cottbus 2008.
14. Tauteryte, M. 2018, "Avviksbehandling for minirensanlegg i Spydeberg kommune", Rapport 2018, DaØ
15. Qualls, R. G., M. P., Johnson, J. D., 1983 "The Role of suspended particles in ultraviolet disinfection". J. Water Pollut. Control Fed., 55:1280.
16. Johannessen m.fl. (2011). "Evaluering av prøvetakingsmetoder for rensanlegg i spredt bebyggelse." Morsa rapport, 2011.

VEDLEGG 1

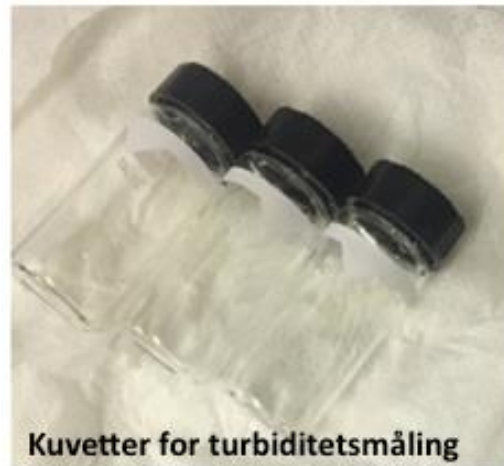
Måling av turbiditet med Portabel turbiditetsmåler HACH 2100Q



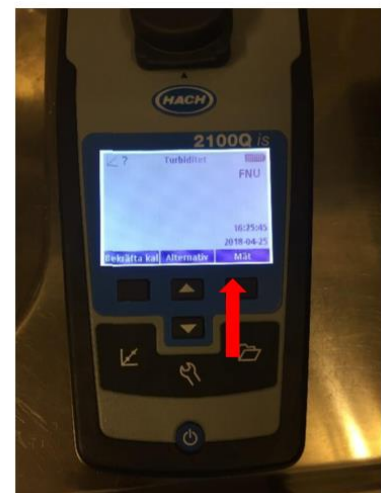
1. Dersom instrumentet ikke har vært i bruk på en stund må det kalibreres. Se anvisning sist i dokumentet.
2. Slå på instrumentet.



3. Sug opp vann som skal måles og fyll opp kuvetten til streken. Prøven skal ikke filtreres. Instrumentet måler partikler i vesken slik at det er viktig at kuvetten er hel og ren og at det ikke finnes luftbobler. OBS Tørk av kuvetten for veske og fingeravtrykk med et fint papir.



- Sett i kuvetten med markering mot pilen på skjermen. Sett på lokket. Trykk på måleknappen. Til venstre på kanten av instrumentet finns en knapp som man kan øke lysstyrken på skjermen med.

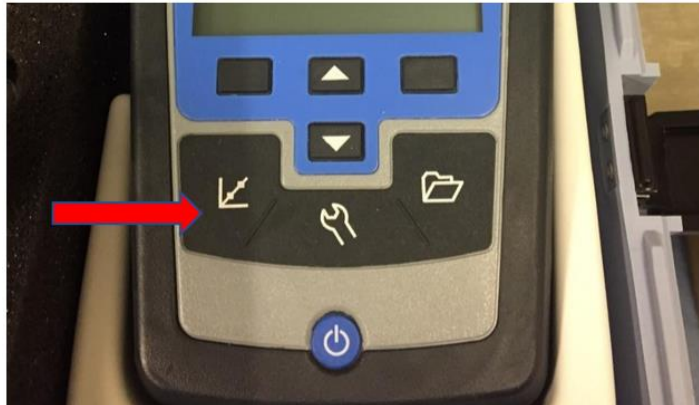


- Les av. Verdien er i FNU (samme som NTU).

Kalibrering

Instrumentet leveres med tre beholdere med standardløsning. Før prøvetaking starter skal instrumentet kalibreres. OBS -noter holdbarhetsdato for standardene. Tørk av kuvetten før den plasseres i beholderen for avlesning.

- Trykk på KALIBRERING for å starte kalibreringen. Følg instruksjonen på skjermen.



2. Plasser standard med 20NTU i måleluken, markering på kuvetten mot skjermen. Ta ned lokket.



3. Trykk på måling. Skjermen viser etter en lite stund resultatet.
4. Følg anvisningen på skjermen, vilket innebærer at du gjentar med 100 och 800 standard. Trykk på KLAR (mittknappen) for at slutføre 2 punkts kalibreringen och for å se resultatet fra kalibreringen.
5. Trykk LAGRE (høyreknappen) for å spare resultatet. Kan hende at instrumentet vil kalibrere også mot 10 FNU. Følg anvisning på skjermen. Instrumentet angir også når kalibreringen er klar. Trykk KLAR. Etter kalibrering går instrumentet automatisk i Målemodus. Instrumentet er ferdig til bruk.

Rengjøring av kuvetter

Kuvetter renses med vann og fosfatfritt vaskemiddel eller 1:1 saltsyreløsning. Skyll flere ganger og avslutt med destillert vann.

VEDLEGG 2

Måling av ortofosfat med Pocket Colorimeter II fra Hach



For å kunne måle ortofosfat må prøven filtreres (filter 0,45 μm).

1. Sug opp det vannet som skal males. Monter filtersatsen og trykk igjennom vannet direkte ut i en av kuvettene opp til linjen markering 10ml.

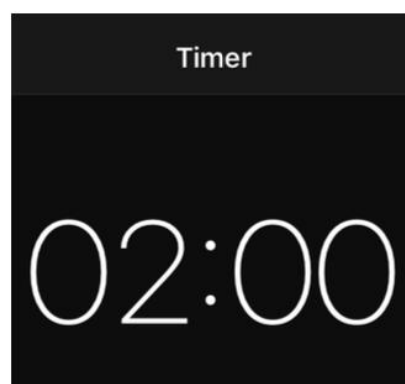


Kuvette for ortofosfatmåling

2. Hell en pose med reagens i kuvetten. Vend kuvetten 10-15 sekunder til reagensen er løst opp. OBS Tørk av kuvetten for vann og fingeravtrykk med et fint papir. Reagensen løser seg dårligere opp ved lav temperatur slik at prøven kan ha behov for oppvarming i hånden.



3. Vent minst 2 minutter (men mindre enn 10 min) for å få fargeomslag.



4. Fyll den andre kuvetten med 10ml rent vann som også skal filtreres.
5. Trykk på POWER for å starte instrumentet (den skal vise channel 1)



6. Plasser rent vann i beholderen. Markering på kuvetten viser hvordan den skal plasseres. Diamantmerket rettet mot skjermen. Sett på lokket.



Diamantmerket mot skjermen



7. Trykk på Zero/Scroll. Instrumentet viser __ _ etterfulgt av 0,00. Ta bort rentvannsprøven.



8. Plasser kuvetten med prøven i beholderen. Sett på lokket (samme som i punkt 6 men denne gangen med prøven med reagens i instrumentet).
9. Trykk på grønn knapp. Instrumentet vil vise __ _ etterfulgt av resultatet i mg/l ortofosfat. For å konvertere ortofosfat til fosfat-P (mg/l) multipliseres med 0,326.



VEDLEGG 3

Resultat av tilsyn av minirenseanlegg i Østfold og Akershus kommuner 2010 – 2021.

KOMMUNE	RENSERESULTATER (av alle prøvetatte anlegg)		
	Tilfredsstillende utslippskrav	Mindre driftsproblemer	Driftsproblemer Fungerer dårlig/ikke
Hobøl 2010	84 (38%)	61 (27%)	77 (35%)
Hobøl 2012	53 (34%)	54 (35%)	49 (31%)
Hobøl 2014	40 (28%)	45 (32%)	57 (40%)
Hobøl 2017	63 (22%)	107 (37%)	120 (41%)
Hobøl 2019	102 (37%)	77 (28%)	99 (35%)
Spydeberg 2011	34 (33%)	22 (21%)	48 (46%)
Spydeberg 2013	38 (32%)	33 (28%)	47 (40%)
Spydeberg 2015	55 (35%)	48 (31%)	53 (34%)
Spydeberg 2017	44 (23%)	67 (34%)	83 (43%)
Våler 2011	90 (26%)	106 (31%)	151 (43%)
Våler 2014	116 (35%)	109 (33%)	107 (32%)
Våler 2016	79 (24%)	100 (31%)	145 (45%)
Våler 2018	37 (23%)	41 (25%)	83 (52%)
Våler 2019	57 (35%)	38 (23%)	68 (42%)
Enebakk 2011	17 (40%)	10 (23%)	16 (37%)
Enebakk 2014	7 (22%)	10 (31%)	15 (47%)
Moss 2011	2 (11%)	2 (11%)	15 (78%)
Moss 2018	2 (18%)	3 (27%)	6 (55%)
Råde 2011	4 (9%)	10 (23%)	29 (68%)
Råde 2014	5 (23%)	4 (18%)	13 (59%)
Råde 2016	4 (17%)	9 (37%)	11 (46%)
Råde 2020	27 (34%)	24 (30%)	29 (36%)
Rygge 2012	6 (24%)	5 (20%)	14 (56%)
Rygge 2014	12 (50%)	6 (25%)	6 (25%)
Rygge 2016	3 (19%)	6 (37%)	7 (44%)
Aurskog-Høland 2012	1 (3%)	9 (30%)	20 (67%)
Aurskog-Høland 2018	38 (25%)	59 (38%)	57 (37%)
Aurskog-Høland 2019	86 (48%)	62 (34%)	32 (18%)
Aurskog-Høland 2020	77 (41%)	69 (37%)	42 (22%)
Ski 2013	44 (18%)	60 (24%)	142 (58%)
Marker 2012	84 (40%)	48 (23%)	78 (37%)
Marker 2014	7 (23%)	10 (33%)	13 (44%)
Marker 2015	6 (33%)	3 (17%)	9 (50%)
Marker 2016	9 (37%)	10 (42%)	5 (21%)
Marker 2018	34 (38%)	31 (35%)	24 (27%)

Marker 2019	27 (35%)	24 (32%)	25 (33%)
Marker 2020	29 (29%)	39 (38%)	34 (33%)
Nesodden 2014	10 (48%)	6 (28%)	5 (24%)
Frogn 2014	32 (27%)	10 (8%)	79 (65%)
Frogn 2014	53 (31%)	63 (37%)	55 (32%)
Vestby 2014	26 (24%)	34 (32%)	48 (44%)
Vestby 2021	30 (36%)	21 (25%)	33 (39%)
Ås 2015	8 (15%)	17 (32%)	28 (53%)
Ås 2018	28 (55%)	8 (16%)	15 (29%)
Trøgstad 2015 -1	4 (18%)	4 (18%)	14 (64%)
Trøgstad 2015-2	6 (50%)	2 (17%)	4 (33%)
Trøgstad 2016	11 (26%)	4 (10%)	27 (64%)
Trøgstad 2017	16 (37%)	12 (28%)	15 (35%)
Trøgstad 2018	14 (36%)	8 (20%)	17 (44%)
Fredrikstad 2018	2 (4%)	26 (54%)	20 (42%)
Fredrikstad 2019	28 (42%)	14 (21%)	25 (37%)
Fredrikstad 2020	47 (40%)	37 (32%)	32 (28%)
Fredrikstad 2021	49 (47%)	31 (30%)	24 (23%)
Sarpsborg 2018	0 (0%)	2 (33%)	4 (67%)
Sarpsborg 2019	13 (24%)	21 (40%)	19 (36%)
Sarpsborg 2020	47 (59%)	17 (22%)	15 (19%)
Hvaler 2021	7 (30%)	8 (35%)	8 (35%)

 Tilfredstiller utslippskrav $\text{BOF}_5 < 25 \text{ mg/l}$, $\text{Tot-P} < 1.0 \text{ mg/l}$

 Mindre driftsproblemer $\text{BOF}_5 > 25 \text{ mg/l}$ og $< 40 \text{ mg/l}$, $\text{Tot-P} > 1,0 \text{ mg/l}$ og $< 4,0 \text{ mg/l}$

 Anlegg fungerer dårlig/ikke $\text{BOF}_5 > 40 \text{ mg/l}$ og $\text{Tot-P} > 4,0 \text{ mg/l}$