

Funksjonskontroll av renseanlegg i spredt bebyggelse i Morsa-vassdraget

November 2008



Utarbeidet av:

Erik Johannessen, Siv.ing, MSCE, COWI AS

Lillian Ovell, Ing., MBA, COWI AS

Arild Schanke Eikum, Ph.D, Eikum Miljøteknologi AS

Mats Ek, Tekn. lic, IVL Svenska Miljöinstitutet

Christian Junestedt, Kjemingeniør, IVL Svenska Miljöinstitutet

Innhold

FORORD	3
SAMMENDRAG	4
1 INNLEDNING	7
1.1 PROSJEKTETS MÅLSETTING.....	7
1.2 PROSJEKTBEKRIVELSE	7
1.3 ORGANISERING.....	7
1.4 KOST/NYTT.....	8
1.5 INFORMASJON.....	9
2 METODER	10
2.1 ANALYSEPARAMETERE.....	10
2.2 PRØVETAKING	12
2.2.1 <i>Generelt</i>	12
2.2.2 <i>Metodebeskrivelse for den enkelte anleggstype</i>	13
2.3 ANTALL ANLEGG / ANTALL ANLEGGSBESØK.....	15
2.4 FEILKILDER	16
3 RESULTATER	17
3.1 FORPROSJEKTETS RESULTATER	17
3.2 RESULTATER FRA UNDERSØKELSER UTFØRT AV COWI/IVL 2007/08	18
3.2.1 <i>Organisk stoff</i>	18
3.2.2 <i>Fosfor</i>	21
3.2.3 <i>Nitrogen</i>	26
3.2.4 <i>Tarmbakterier</i>	30
3.2.5 <i>Øvrige parametere</i>	34
3.3 RESULTATER FRA UNDERSØKELSER UTFØRT AV LEVERANDØRER.....	37
3.4 RESULTATER FRA UTVIDET PRØVETAKING	39
3.4.1 <i>Biovac</i>	39
3.4.2 <i>Odin</i>	41
3.5 ALLE RESULTATER SAMLET	43
3.6 RESULTATER FORDELT PÅ ANLEGGSTYPE.....	44
3.6.1 <i>Organisk stoff (BOF₅)</i>	45
3.6.2 <i>Fosfor</i>	47
3.7 FOSFOR I SLAMAVSKILLER.....	49
3.8 VARIASJON I RENSERESULTATER	50
3.9 MULTIVARIAT ANALYSE.....	54
3.9.1 <i>Metode</i>	54
3.9.2 <i>Resultater - MVA</i>	55
4 DISKUSJON	59
4.1 GENERELT	59
4.2 ORGANISK STOFF	60
4.3 FOSFOR.....	64
4.3.1 <i>Ikke optimal fellings-pH</i>	65
4.3.2 <i>For lav doseringsmengde</i>	68

4.3.3	<i>Ikke tilfredsstillende innblanding av kjemikalier</i>	68
4.3.4	<i>Ikke tilfredsstillende koagulering/flokkulering/sedimentering</i>	69
4.3.5	<i>Frigjøring av fosfor fra slamavskiller</i>	79
4.3.6	<i>Slamtømming</i>	80
4.4	NITROGEN	80
4.5	BAKTERIER.....	81
4.6	ANLEGGSTYPER.....	82
5	KONKLUSJONER	84
6	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	86
	LITTERATUR	88

VEDLEGG:

1. Analyseresultater – COWI / IVL
2. Analyseresultater – fra leverandørene

FORORD

Høsten og vinteren 2006-07, ble det gjennomført et forprosjekt kalt "Optimal organisering og funksjonskontroll av renseanlegg i spredt bebyggelse". Et element i det prosjektet var kontroll av 28 minirensanlegg. Anleggene som var med i den undersøkelsen viste tilfredsstillende renseseffekt for organisk stoff, men dessverre var resultatene ikke like gode mht. reduksjon av fosfor. Det ble derfor besluttet å videreføre funksjonskontrollen, hvor hensikten med de videre undersøkelsene var å øke antallet anlegg og anleggsbesøk, for å få et større datagrunnlag. I tillegg ville et større datagrunnlag muligens gi svar på en del av spørsmålene det ikke var mulig å konkludere på i forprosjektet.

Feltarbeidene i forbindelse med denne undersøkelsen er utført i perioden oktober 2007 til februar 2008. Alle anlegg ligger i nedslagsfeltet til Vansjø- og Hobølvassdraget, senere kun omtalt som Morsa. Denne rapporten tar i hovedsak kun for seg den utvidede funksjonskontrollen, og berører i mindre grad organisatoriske og lovverksmessige aspekter forbundet med mindre avløpsrenseanlegg i spredt bebyggelse. For de sistnevnte tema henvises det derfor til rapporten fra pilotprosjektet.

Under bearbeidingen av datagrunnlaget og utarbeidelse av rapporten har Leverandørforeningen for Godkjente Minirensanlegg i Norge (LfM) og den enkelte leverandør kommet med innspill. I tillegg har Aquateam på vegne av LfM kommet med innspill og synspunkter til behandling av datagrunnlaget. Aquateams og den enkelte leverandørs innspill er diskutert i kap. 4. Vi ønsker med dette å takke leverandørene for samarbeidet. Som de selv gir uttrykk for ser vi gjerne at denne rapporten blir et bidrag for videreutvikling av minirensanlegg i et samarbeid mellom leverandørene, fagmiljøet og myndighetene.

Prosjektet er finansiert av SFT v/ Vannområdeutvalget Morsa i Norge og Naturvårdsverket i Sverige. Styringsgruppen har bestått av Helga Gunnarsdottir (Morsa), Eva Lotte Sandin (Naturvårdsverket), Gorm Gullberg (Våler kommune) og Håvard Hornæs (FM i Østfold). Prosjektgruppen ønsker å takke medlemmene av styringsgruppen for samarbeidet.

SAMMENDRAG

Basert på det arbeidet som er utført kan det trekkes følgende hovedkonklusjoner:

Minirensesanlegg er funksjonsdyktige anlegg for reduksjon av både organisk stoff og fosfor. Denne undersøkelsen viser at samtlige anleggstyper, ved riktig driftsoppfølging, er i stand til å møte myndighetenes krav for begge parametre.

Årets resultater viser imidlertid en klar forbedring i forhold til resultatene fra pilotprosjektet i 2006. Forbedringen må ses på som en effekt av pilotprosjektet, og er et direkte resultat av tiltak utført av leverandørene. Dette understreker at tilsyn og kontroll er viktig for å opprettholde en kontinuerlig god ytelse på anleggene.

Det er fortsatt behov for økt kunnskap innenfor fagområdet, og det anbefales at videre undersøkelser og utvikling gjennomføres.

På oppdrag fra Vannområdeutvalget Morsa og Naturvårdsverket i Sverige har COWI AS og IVL utført en funksjonskontroll av 61 minirensesanlegg fra seks leverandører, samt to naturbaserte renseanlegg, som nylig er installert i Vansjø nedbørfelt. Undersøkelsen er en videreføring av et pilotprosjekt som blant annet ga en sterk indikasjon på at flere anlegg ikke oppfylte myndighetenes krav til fosforfjerning.

Hensikten med denne undersøkelsen har vært å undersøke hvordan et større utvalg av anlegg av varierende type og størrelse fungerer i praksis etter noen års drift, og hva som bør vektlegges ved fremtidig tilsyn og kontroll. Videre har det vært en målsetting å forsøke å avdekke eventuelle drifts- og prosessmessige utfordringer knyttet til oppnåelse av rensekrav, for om mulig å kunne forbedre disse. Undersøkelsen har ikke hatt som hensikt å rangere de ulike anleggstypene og er således ikke å betrakte som en test av de enkelte anleggstypene.

Totalt er det gjennomført over 250 anleggsbesøk, med 2-6 anleggsbesøk på det enkelte anlegg. Prøver fra ca. halvparten av anleggene ble analysert for SS, KOF, BOF₅, Tot-P, PO₄-P, NO₂/NO₃-N og NH₄-N. For de resterende anleggene ble det kun analysert på BOF₅ og Tot-P. Over 30 analyser av bakterieinnhold i det rensede vannet er også gjennomført. I tillegg har leverandørene supplert med egne prøver fra 30 anlegg.

De undersøkte anleggene har gjennomgående meget god renseevne for organisk stoff. Gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon og medianverdi for organisk stoff målt som BOF₅ var henholdsvis ca. 18 mg/l og 6,0 mg/l, noe som er godt under kravet på 25 mg/l. Den gode renseeffekten for organisk stoff er ikke overraskende da de fleste anleggene i utgangspunktet er konstruert for nettopp dette.

Reduksjon av fosfor er forbedret siden forprosjektet, men fortsatt ikke fullt ut tilfredsstillende. Når man inkluderer resultater fra leverandørenes egen prøvetaking hadde ca. 50 av 91 anlegg tilfredsstillende renseeffekt. Om lag 55 % av

alle prøvene hadde utløpskonsentrasjoner lavere enn 1,0 mg Tot-P/l, som er kravet i lokal forskrift og myndighetenes godkjenningsordning. Det vil si at ca 45 % av prøvene ikke tilfredsstilte myndighetenes krav. Tilsvarende var medianverdien på 0,9 mg P/l. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon for samtlige prøver var 1,8 mg Tot-P/l, og avhengig av innløpskonsentrasjon gir det en gjennomsnittlig renseseffekt på 82-88 %.

Potensielle årsaker til variabel fosforrensing er identifisert til å kunne være: Ikke tilfredsstillende koagulering/flokkulering/sedimentering, mulig frigjøring av fosfor fra slamavskiller, feil på utstyr manglende kjemikalier, manglende slamtømming, ikke optimal fellings-pH, for lav doseringsmengde og/eller ikke tilfredsstillende innblanding av kjemikalier.

Utfelling av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) er langt bedre enn tidligere, med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 0,3 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ mot 2,7 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ i pilotprosjektet. Dette er et direkte resultat av tiltak gjennomført av leverandørene, hvor doseringsmengder er økt, samt at enkelte leverandører har endret doseringspunkt i renseanlegget. Dvs. for lav doseringsmengde og ikke tilfredsstillende innblanding av kjemikalier har trolig påvirket resultatene mindre enn hva tilfellet var i pilotprosjektet.

Økt kjemikaliedosering og mer effektiv innblanding fører til økt slamproduksjon. Dette har trolig påvirket anleggenes ytelse i form av større innhold av suspendert stoff (SS), med etterfølgende redusert avskilling for de anleggstypene som har begrensninger i avskillingskapasitet. Dette er trolig en medvirkende årsak til at Tot-P konsentrasjonen ikke er redusert tilsvarende som for ortofosfat. Manglende/mangelfull slamtømming kan også være en medvirkende årsak til at for høye SS og Tot-P konsentrasjoner forekommer i utløpsvannet.

Det er relativt store variasjoner mellom enkeltanlegg av samme type, og ved gjentatte prøver på samme enkeltanlegg. Dette tyder på at anleggenes ytelse i stor grad påvirkes av belastningsvariasjoner og øvrige driftsmessige forhold (manglende slamtømming, feil ved kjemikaliedosering etc), men kan også være påvirket av prøvetakingsmetode. Flere av anleggstypene er ikke tilrettelagt for prøvetaking generelt, og ingen av anleggstypene kan sies å være tilrettelagt for blandprøvetaking. Det er derfor en utfordring å ta representative utløpsprøver. Denne undersøkelsen inkluderer imidlertid ikke en vurdering av den reelle belastningen på det enkelte anlegg. Fastsettelse av innløpskonsentrasjoner er derfor ønskelig i fremtidige vurderinger av disse renseanleggene.

Det stilles ennå ikke krav til nitrogenfjerning for denne typen renseanlegg, men ettersom slike krav kan komme (spesielt i Sverige) er også nitrifikasjonen i de ulike typene anlegg vurdert. Nitrifikasjonen var om lag 50 % for enkelte av anleggstypene, og i noen tilfeller tydet resultatene på at man også hadde en betydelig grad av denitrifikasjon.

Det er heller ikke krav til reduksjon av bakterier for denne typen renseanlegg, men det er også her interesse for dette i Sverige, og på noen utvalgte anlegg er det tatt prøver for analyse av *Termotolerante Koliforme Bakterier (TKB)* og *In-*

testinale enterokokker. Resultatene fra undersøkelsen ga ikke noe entydig svar, men viser at lav pH synes å gi redusert bakterieinnhold i utløpet.

Det store antallet anlegg og enkeltanalyser gir et bra grunnlag for multivariatanalyse (MVA). Ved bruk av MVA har undersøkelsen vist en samvariasjon mellom ulike variable, og plassert inn de ulike observasjonene og fabrikkene i forhold til ønskede verdier på ulike parametrene. Multivariatanalyse er et effektivt og objektivt verktøy for å vurdere alle resultatene og synliggjøre disse i et samlet bilde.

Undersøkelsen viser at det er et behov økt kunnskap innen flere områder. Bl.a. er det i årets undersøkelse gjort undersøkelser i 11 slamavskillere for å se om man kunne finne tegn på utlekking av fosfor fra sedimentert slam. Undersøkelsen viste forhøyde verdier i ett anlegg. Det tyder på at utlekking av fosfor kan være et problem, men datagrunnlaget er for lite til å gi entydig konklusjon. Denne problemstillingen bør sees i sammenheng med slamtømming, og det er behov for ytterligere undersøkelser angående dette.

Et annet område som bør prioriteres i det videre arbeidet er å utvikle validerte prøvetakingsmetoder. I forbindelse med utarbeidelse av denne rapporten og vurdering av datagrunnlaget, er prøvetakingsmetode debattert inngående. Alle metoder for prøvetaking har sine usikkerheter, og det er ikke entydig faglig enighet om optimal prøvetakingsmetode for disse anleggstypene. I forbindelse med innføring av nytt tilsyns- og kontrollregime, ved innføring av ny lokal forskrift Morsa, bør det derfor igangsettes et forprosjekt med mål om å få etablert validerte prøvetakingsmetoder for den enkelte anleggstypen.

1 INNLEDNING

1.1 Prosjektets målsetting

Høsten og vinteren 2006-07 ble det gjennomført en funksjonskontroll av 28 ulike minirensanlegg i 6 utvalgte kommuner i Østfold og Akershus. Resultatene var ikke oppløftende, og ga en sterk indikasjon på at anleggene ikke oppfyller forventede krav til renseseffekt mht. fosfor.

Datagrunnlaget fra nevnte studie var imidlertid for lite for å trekke entydige konklusjoner. Det ble derfor besluttet at ytterligere undersøkelser skulle gjennomføres høsten / vinteren 2007-2008.

Hensikten med denne undersøkelsen har vært å undersøke hvordan et større utvalg av anlegg av varierende type og størrelse fungerer i praksis etter noen års drift, og hva som bør vektlegges ved fremtidig tilsyn og kontroll. Videre har det vært en målsetting å forsøke å avdekke eventuelle drifts- og prosessmessige utfordringer knyttet til oppnåelse av renskrav, for om mulig å kunne forbedre disse. Undersøkelsen har ikke hatt som hensikt å rangere de ulike anleggstypene og er således ikke å betrakte som en test av de enkelte anleggstypene.

1.2 Prosjektbeskrivelse

Følgende elementer har inngått i prosjektet:

Funksjonskontroll av 62 eksisterende minirensanlegg og 2 naturbaserte rensanlegg i Vansjø- og Hobølvassdraget.

- De 6 leverandørene som har flest installasjoner i Morsa-regionen har vært med i undersøkelsen.
- Undersøkelsen har omfattet flerhusanlegg og enkelthusanlegg.
- Analyseprogrammet omfattet analyser av KOF, BOF, TOT-P, ortofosfat, nitrat/nitritt, tot-N, ammonium, suspendert stoff, pH, temperatur, oksygen, intestinale enterokokker og E-Coli i rensset avløpsvann.

1.3 Organisering

Arbeidet har vært gjennomført av COWI AS, Eikum Miljøteknologi og IVL Svenska Miljöinstitutet. Prosjektet er finansiert av Statens Forurensningstilsyn-SFT v/ Vannområdeutvalget Morsa (Norge) og Naturvårdsvärket (Sverige).

Prosjektgruppen har bestått av:

Erik Johannessen, COWI AS (prosjektleder)

Lillian Ovell, COWI AS

Arild Eikum, Eikum Miljøteknologi

Mats Ek, IVL Svenska Miljöinstitutet

Christian Junestedt, IVL Svenska Miljöinstitutet

Styringsgruppen har bestått av:

Helga Gunnarsdottir, Vannområdeutvalget Morsa

Håvard Hornæs, Fylkesmannen i Østfold

Gorm Gullberg, Våler kommune

Eva-Lotte Sandin, Naturvårdsverket, Sverige

Rapporten er utarbeidet av COWI AS, Eikum Miljøteknologi og IVL Svenska Miljöinstitutet i samarbeid med styringsgruppen.

1.4 Kost/nytte

Det investeres i dag store beløp i norske kommuner i avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Tiltakene er nødvendige for å forbedre vannkvaliteten i vassdrage-
ne, samt for å tilfredsstille EU's rammedirektiv for vann.

Det er imidlertid slik som US, EPA hevder i sin utredning (US, EPA 2003):
Når man har valgt riktig prosess og riktig anleggstype, så er man bare halvveis. Det som gjenstår er oppfølging, drift og vedlikehold i hele anleggets levetid.

Vårt prosjekt har som mål å skaffe til veie informasjon om i hvilken grad de investeringene som gjøres i norske kommuner betaler seg gjennom stabil drift av anleggene og hvorvidt anleggene tilfredsstiller de rensekraft myndighetene stiller.

I Vansjø- og Hobølvassdraget alene er det til nå investert i over 1500 separate avløpsanlegg for spredt bebyggelse, en investering på godt over 150 mill NOK.

Fokus på organisering, drift og vedlikehold vil være en forutsetning for at spredte bebyggelsesløsninger skal fungere slik som forutsatt.

1.5 Informasjon

Informasjon fra prosjektet vil bli lagt ut på www.avlop.no og www.morsa.org.

Ytterligere informasjon fås ved henvendelse til:

COWI AS, v/ Erik Johannessen
Tel: +47 488 966 84
E-post: erjo@cowi.no

eller

IVL Svenska Miljöinstitutet v/Mats Ek
Tel: +46 8 598 563 84
E-post: mats.ek@ivl.se

2 METODER

2.1 Analyseparametere

En delmålsetning for prosjektet var å gjennomføre så mange anleggsbesøk som mulig, med påfølgende analyser i akkreditert laboratorium. Innenfor den økonomiske rammen som lå til grunn for prosjektgjennomføringen, ble dette delt opp som følger:

<i>Antall prøver</i>	<i>Analyseparametere</i>
50 %	SS, KOF, BOF ₅ , orto-P, Tot-P, NO ₃ /NO ₂
50 %	BOF ₅ , Tot-P

En slik fordeling sikret et faglig forsvarlig prosjekt, samtidig med at man kunne øke omfanget av anleggsbesøkene sammenlignet med at samtlige parametere analyseres for hver prøve. I tillegg til parameterne ovenfor ble følgende parametere målt i felt på samtlige anlegg: pH og temperatur.

Det er også gjennomført feltmålinger av PO₄-P. Bakgrunnen for å gjøre dette var hovedsakelig å se hvor godt feltinstrumenter stemmer overens med analyser utført i laboratorium, med tanke på fremtidig driftsoppfølging.

Fosfor (Tot-P og PO₄-P) er også målt i utløpet fra slamavskilleren på utvalgte anleggstyper. Bakgrunnen for disse målingene var å se om noen anlegg hadde særlig høyt fosforinnhold, som et resultat av utlekking av fosfor fra sedimentert slam i slamavskilleren.

I tillegg til parameterne ovenfor er et utvalg av anleggene også analysert for bakteriologisk innhold i utløpsvannet (Intestinale Enterokokker og *E-Coli*).

Årsaken til at man ønsket å ha såpass mange parametere var basert på at undersøkelsen skulle være løsningsorientert. Målsetningen, foruten å måle utløpsverdier, var å finne årsak til og løsning på evt. prosessrelaterte problemer.

Nedenfor har vi satt opp en oversikt over parameterne, med forklaring til hvorfor man ønsket så stort utvalg.

<i>Parameter</i>	<i>Hvilken informasjon gir analysen/målingen? / Hvorfor analysere på parameteren?</i>
SS	Analysen gir en verdi på suspendert stoff i utløpet. Unormalt høye verdier her vil gi informasjon om mulige driftsforstyrrelser i anlegget, slik som slamflukt, dårlig funksjon på kjemikaliedosering eller slamavskilling, overbelastning eller problemer med biotrinnet. Høye SS verdier samtidig med høy andel orto-P i utløpsvannet (se nedenfor) gir en

	sterk indikasjon på at den kjemiske og/eller den biologiske enhetsprosessen ikke fungerer optimalt.
BOF ₅	BOF ₅ (Biokjemisk oksygenforbruk) er en parameter som sier noe om innholdet av organisk stoff i avløpsvannet. Høye utløpsverdier indikerer redusert funksjon i det biologiske rensetrinnet, men kan også gi en indikasjon på at et anlegg er overbelastet. Det er satt krav til parameteren i den sentrale forurensningsforskriften.
KOF	I utgangspunktet gir denne analysen tilsvarende informasjon om den biologiske rensningen som BOF ₅ analysen. Dette er imidlertid en rimeligere og raskere analysemetode. Dersom man for en avløpstype har en god korrelasjon mellom KOF og BOF ₅ vil det i mange tilfeller bli forerukket å analysere på KOF. Vi ønsker derfor å fortsette datainnsamling på denne parameteren, med mål om å kreere en database med KOF/BOF-korrelasjon for disse anleggene.
Tot-P	Tot-P (Totalfosfor) inkluderer alle fraksjoner av fosfor; løst, bundet til partikler og inkorporert i biomasse. Høye verdier i utløpsvann indikerer at avskillingsprosessen ikke fungerer tilfredsstillende. Det er satt krav til parameteren i den sentrale forurensningsforskriften.
Orto-P	Forenklet kan man si at orto-P er den løste andelen fosfor i avløpsvannet. Ved å analysere på denne samtidig med tot-P vil vi altså kunne få et bilde av hvor stor andel av fosforen som foreligger i løst form. En høy orto-P kan f.eks. være en indikasjon på at den kjemiske utfellingen ikke fungerer optimalt (noe forprosjektet viste).
NO ₃ /NO ₂	Denne parameteren viser konsentrasjonen av nitritt og nitrat summert. Dette gir oss informasjon om hvor mye av nitrogenet som er omsatt fra ammonium (innkommende avløpsvann inneholder for det meste ammonium, og svært små konsentrasjoner nitritt/nitrat). Ammonium blir omsatt til nitritt/nitrat ved nitrifikasjon. Denne biologiske prosessen forbruker alkalitet, og vil for de fleste norske avløpsvann føre til en reduksjon i pH. Dersom man har et etterfellingsanlegg, vil man derfor kunne komme utenfor det optimale pH området, og man vil kunne få problemer med det kjemiske trinnet. Nitrifikasjon vil normalt finne sted i lavt belastede anlegg. Samtidig er nitrifikasjon positivt ut i fra et miljøsynspunkt, da man reduserer oksygenbehovet i resipienten og kan bli kvitt nitrogen gjennom denitrifikasjon.
Temperatur	Både det biologiske og det kjemiske trinnet er påvirket av avløpsvannets temperatur.
pH	Som antydnet ovenfor (og i forprosjektet) er den kjemiske fellingen pH-avhengig. Optimalt pH-område for aluminiumsbaserte fellingskjemikalier er mellom 6 og 7. Ved pH høyere enn 7 må man øke doseringsmengden for at anleggene skal fungere. Er pH for langt utenfor det optimale

	”vinduet” vil man kunne ha problemer, nærmest uansett hvor mye fellingskjemikalie man tilsetter. Lav pH samtidig med høye nitritt/nitrat verdier gir en sterk indikasjon på at nitrifikasjon foregår i det biologiske trinnet.
NH ₄ -N	I innløpet til renseanleggene vil nitrogen for det meste bestå av NH ₄ -N. Lave verdier i utløpet gir dermed en sterk indikasjon på nitrifikasjon.

Samtlige analyser er utført ved akkreditert laboratorium (AnalyCen). Målinger i felt er utført med eget kalibrert utstyr.

2.2 Prøvetaking

2.2.1 Generelt

Prøvetaking er en meget kritisk aktivitet i et prosjekt som dette. Det foreligger svært mye dokumentasjon som tar for seg emnet, bl.a. SFT's Veiledning for prøvetaking ved avløpsrenseanlegg (TA-514), Håndbok om drift av avløpsrenseanlegg (NTNF's Utvalg for drift av avløpsrenseanlegg), samt mange utenlandske publikasjoner. Felles for disse er at de omhandler prøvetaking ved større gjennomstrømningsanlegg. Det er viktig at prøvetaking er tilpasset den reelle situasjonen, og ved minirenseanlegg er de hydrauliske og delvis de prosessmessige forholdene annerledes enn ved større gjennomstrømningsanlegg.

Et minirenseanlegg for enkelthus er dimensjonert for belastningen fra 5 personer. Dette tilsvarer ca. 0,75 m³ avløpsvann pr. dag. Anleggenes totale volumer (inkl. slamavskiller) er i størrelsesordenen fra ca. 5 – 7 m³. Ved jevn belastning tilsvarer dette fra 7 til 9 døgns oppholdstid. Nå vet vi at anleggene stort sett ikke er jevnt belastet. I de aller fleste tilfeller vil det største vannforbruket skje i løpet av relativt korte tidsperioder i døgnet (f.eks. i forbindelse med morgenstell). Dersom en antar at ca. 1/3 av døgnsforbruket kan skje i løpet av en times periode, dvs. maksimal belastning på 0,25 m³/h, vil den hydrauliske oppholdstiden for disse anleggene være 20-28 timer. Dvs. om lag ett døgns oppholdstid totalt, også ved maksimal belastning.

Det er dermed vurdert at en stikkprøve ved anleggenes utløp representerer en tilnærmet ett-døgns blandprøve.

I forbindelse med pilotprosjektet ble samtlige leverandører kontaktet i forkant av prøvetakingen. Et av hovedformålene var å diskutere hvordan prøvetakingen skulle foregå for å sikre at man fikk representative prøver. Dette ble gjentatt i årets undersøkelse. Prøvetakingen er således avklart i forkant med samtlige leverandører. Med bakgrunn i de prosessmessige vurderingene ovenfor, samt den praksis som har vært benyttet i bransjen og i tidligere studier, ble derfor leverandørenes anbefalte metoder benyttet. Mer detaljert beskrivelse av metode for den enkelte anleggstype er beskrevet avslutningsvis i dette kapitlet.

Som redegjort for ovenfor er samtlige prøver i denne undersøkelsen er stikkprøver. Kritikere vil påstå at *mengdeproporsjonale døgnblandprøver* er den beste prøvetakingsmetoden for utslippsprøver ved avløpsrensaneanlegg. Denne prøvetakingsmetoden er imidlertid ikke praktisk mulig i dette arbeidet. Beslutning om bruk av stikkprøver er derfor også basert på følgende tilleggsvurderinger:

- Pga. anleggenes utforming er det svært vanskelig å ta *mengdeproporsjonale* prøver. For de fleste av anleggstypene ville dette ha krevd installasjon av tilleggsutrustning for mengdemåling. Dette ville ha vært svært kostbart. I praksis ville i tillegg en mengdemåling på så små vannføringer det her er snakk om gitt svært usikre tall, basert på den teknologi som er tilgjengelig i dag.
- Et alternativ kunne vært å benytte seg av *tidsproporsjonale døgnblandprøver*. Denne metoden er imidlertid ikke å anbefale for anlegg som forventes å ha store belastningsvariasjoner. Ved minirensaneanlegg forventer man store belastningsvariasjoner. *Tidsproporsjonale døgnblandprøver* er ikke noe annet enn en serie med stikkprøver spredt ut over ett døgn. Valgt metode med stikkprøver spredt over flere døgn, gir dermed en økt sikkerhet sammenlignet med en serie tatt i kun ett døgn, da valgt metode også til en viss grad tar høyde for ukevariasjon.
- Vår erfaring fra pilotprosjektet var at flere anleggstyper hadde problemer med flyteslam ved prøvetakingspunktet. Med installasjon av en blandprøvetaker ville ikke dette kunne observeres, og faren for å dra inn slam i prøven ville økt betraktelig.
- Ett av formålene med årets undersøkelse var å øke antallet prøver i forhold til pilotprosjektet. Som antydnet ovenfor ville døgnblandprøver være svært kostbart. Det ville ha krevd mengdemålingsutstyr, kjøleskap (av hensyn til BOF₅ og nitrogenanalyser), samt portabel blandprøvetaker. Hver prøve ville dermed ha hatt langt høyere enhetskostnad. Anslagsvis ville dette ha redusert antallet prøver til 1/3 av det totale antallet i denne studien, innenfor den økonomiske rammen som var for prosjektet. Da er ikke kostnader for eventuelle ombygginger (for mengdemåling) som ville vært nødvendig for enkelte anleggstyper medtatt.

2.2.2 Metodebeskrivelse for den enkelte anleggstype

Som nevnt ovenfor er prøvetakingsmetode avklart med den enkelte leverandør, og følgende metoder er benyttet for den enkelte anleggstype:

WehoMini

Prøvetakingspunkt for WehoMini er i overflaten i siste stillekammer. Prøvene er tatt med målebeger.

Klargester

Prøvetakingspunkt for Klargester minirensaneanlegg er i dykkert til utløp i ettersedimentering. Alternativt kan man ta prøver fra overflaten i ettersedimentering

dersom det ikke er synlig flyteslam. I dykkert er prøvene tatt med lensepumpe og slange, mens målebeger er benyttet i de tilfellene hvor man har tatt prøven i ettersedimenteringsbassenget.

Zapf

Prøvetakingspunkt for Zapf minirensanlegg er i overflaten i reaksjonskammer. I denne forbindelse har det vært viktig å være på anlegget i siste del av sedimenteringsfasen. Samtlige Zapf anlegg drives med lik syklus tid, og tidsvindu for prøvetaking er oppgitt fra leverandør til å være mellom kl. 11.30 og 13.00. Prøver er tatt med målebeger.

Odin

Prøvetakingspunkt for Odin Maskin minirensanlegg er i utgangspunktet tenkt tatt direkte i utløpskammer (bygd nettopp for dette formålet). Dette har imidlertid et lite volum, og det er tendens til begroing/sedimentering der. Et alternativ har derfor vært å ta prøver under vannspeilet i ettersedimentering dersom det ikke er synlig flyteslam. I begge tilfeller er lensepumpe og slange benyttet.

Biovac

Prøvetakingspunkt for Biovac minirensanlegg er i pumperør til utløp i reaksjonstanken (dekanteringsrør). Dette kan imidlertid by på problemer med slam-inndraging dersom dette gjøres når f.eks. lufting pågår. En har derfor måttet være oppmerksom på hva man suger opp, for ikke å dra med seg slam i prøven. Problemet ble diskutert med Biovac før den utvidede funksjonskontrollen. Biovac foreslo da å installere T-stykke med ters i bunnen, som prøver kunne tas fra. Dette ble dessverre ikke installert før det ordinære prøveprogrammet var ferdig. Uttesting av ny prøvetakingsanordning ble imidlertid gjennomført i de utvidede undersøkelsene (jfr. kap.3.4). Prøvene er tatt med lensepumpe og slange.

Wallax

Prøvetakingspunkt for Wallax minirensanlegg er i pumpestasjon knyttet til det biologiske etterpoleringstrinnet. Tidspunktet for prøveuttak kan være kritisk, da utpumping skjer nattetid. Etter avtale med leverandør er alle prøver tatt på formiddagen. Prøvene er tatt med målebeger.

Våtmarksfilter

Prøvetakingspunkt for våtmarksfilter er i oppsamlingskum etter filterbasseng. Prøven er tatt med målebeger.

2.3 Antall anlegg / antall anleggsbesøk

Av de 24 anleggene som var med i forprosjektet, har 18 av anleggene også vært med i denne undersøkelsen. Av de 6 anleggene som ikke ble med videre var 4 stk beliggende i Halden, og de 2 siste utenfor Morsa's nedbørsfelt. I tillegg til de 18 som ble med videre er 43 nye anlegg med i denne utvidede undersøkelsen. Dvs. totalt inngår 61 anlegg i denne undersøkelsen. Disse er fordelt som følger:

Anleggstype	Kommune								Antall totalt
	Enebakk	Ski	Hobøl	Våler	Spydeberg	Rygge	Moss	Råde	
Biovac	3	5	4		2			1	15
Klargester	1	3	3	6	1		1		15
Kongsted	1		3	2					6
Odin Maskin	1	3	3	3	1	1	1		13
Wallax	2	1	1						4
Zapf		1		4		1			6
Våtmarksfilter		1	1						2
Ant. totalt	8	14	15	15	4	2	2	1	61

Som det kommer frem av tabellen er det ulikt antall anleggstyper, og ulikt antall anlegg pr. kommune. Dette er et bevisst utvalg, da antallet anlegg pr. leverandør viser en representativ fordeling av antallet som er i Morsa, dvs. at det er klart flest Biovac, Klargester og Odin anlegg der. Likeså er det f.eks. klart flest anlegg i Våler, Hobøl og Ski kommune.

Anleggene har hatt fra 2 til 4 ordinære besøk hver. Totalt er det gjennomført 167 ordinære besøk. Noen anleggstyper har krevd nærmere undersøkelser for å verifisere prøvetakingsmetode (jfr. kap. 3.4), og det ble utført ytterligere 11 anleggsbesøk i denne forbindelse. I tillegg er det kommet inn 49 prøveserier fra leverandører. Med fjorårets undersøkelse som inkluderte 18 anlegg er det totalt gjennomført 249 anleggsbesøk.

Bidragene fra de ulike leverandørenes prøvetaking varierte noe, og totalt var det 34 anlegg i denne delen av studien. Noen av disse anleggene var de samme som inngikk i COWI/IVL's opplegg (4 stk WehoMini), noe som gjør at totalt inngikk 91 forskjellige anlegg i undersøkelsen.

For å øke antall anlegg i undersøkelsen har ca. 50 % av anleggene fått 4 ordinære besøk hver, mens de resterende anlegg har hatt 2 besøk.

Anlegg med 4 besøk inkluderer de 18 anleggene fra forprosjektet, og har blitt analysert for den komplette parameterlisten. Utløpsvannet fra anlegg som har hatt 2 anleggsbesøk er analysert for Tot-P og BOF₅.

2.4 Feilkilder

I kapittel 2.2 er prøvetakingsmetode beskrevet. Prøvetaking ved minirensesanlegg er en erfaringssak, og den enkelte prøvetakers oppmerksomhet er viktig ved utførelsen av prøvetakingen. Den største generelle feilkilden ved uttak av stikkprøver fra minirensesanlegg er at det kan komme partikler (slam) med i prøven som ellers ikke ville fulgt med i utløpsvannet ved den ordinære driften.

I forbindelse med selve prøvetakingen kan denne feilkilden skyldes:

- at prøvetakerredskaper river med slam fra vegger og overflater
- at prøveuttaket skjer på steder hvor slam har akkumulert seg over lengre tid
- at prøvetakingen skjer på feil tid i forhold til utslipp av rensert vann

Øvrige feilkilder er oppbevaring av prøve og analysefeil. Feil oppbevaring av prøvene vil ha størst utslag på BOD₅-verdiene, da for høy temperatur kan føre til for lave analyseverdier pga. biologisk omsetning i prøvevolumet. Mulighet for analysefeil er også alltid til stede, og særlig med et så stort antall prøver som i denne studien kan dette ikke utelukkes. Effekten av dette er imidlertid redusert i denne studien da det høye antallet parametere har gjort det mulig og avdekke dette i flere tilfeller. Belastningsvariasjoner over tid kan også være en feilkilde i de tilfeller hvor dette ikke fanges opp ved prøvetakingen.

Driftsforstyrrelser og evt. manglende slamtømming anses ikke som feilkilde i denne sammenhengen, men som driftsmessige årsaker til anleggenes ytelse.

Samtlige feilkilder er vurdert i forbindelse med vurdering av datagrunnlaget, noe som kommer frem av beskrivelsene i kapitlene 3.2, 3.4 og 4.1.

3 RESULTATER

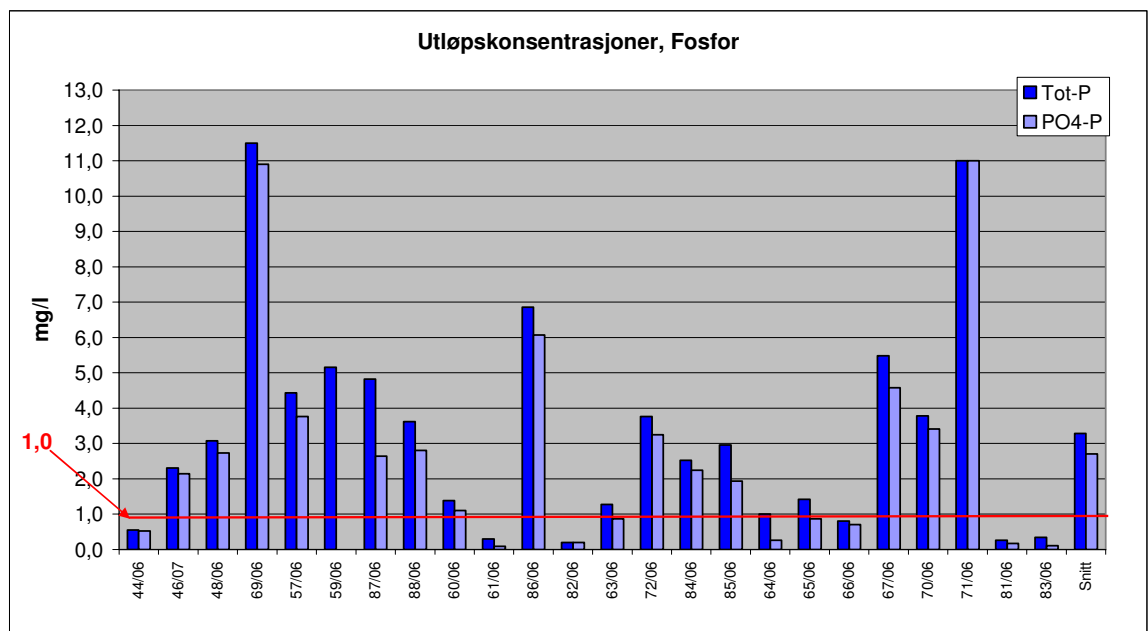
3.1 Forprosjektets resultater

Som nevnt ovenfor ble det i 2006 gjennomført funksjonskontroll av 24 stk anlegg i Spydeberg, Våler, Hobøl, Enebakk, Ski og Halden kommune. Alle anlegg ble besøkt én gang med én prøveserie. Gjennomsnittlige utløpsverdier er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 1. Gjennomsnittlige utløpsverdier i forprosjektet

Utløpsverdier (mg/l)					
SS	KOF	BOF	PO4-P	Tot-P	NO3/NO2
39	71	11	2,7	3,3	17

Som det kommer frem av tabellen ovenfor indikerte resultatene at anleggene i gjennomsnitt hadde tilfredsstillende reduksjon av organisk stoff, mens reduksjonen av fosfor ikke tilfredstilte kravene i Morsa. Resultatene var imidlertid svært varierende, noe figuren nedenfor tydelig viser (1,0 mg Tot-P/l er krav i ny lokal forskrift og grenseverdi i DNV's typegodkjenningsordning).



Figur 1. Utløpskonsentrasjoner for fosfor i samtlige prøver i undersøkelsen.

For mer inngående informasjon henvises det til forprosjektets rapport "Optimal organisering og funksjonskontroll av renselanlegg i spredt bebyggelse". Rapporten er tilgjengelig på hjemmesiden:

http://www.avlop.no/linker/Morsa/Rapport_Morsa_version_080307.pdf

3.2 Resultater fra undersøkelser utført av COWI/IVL 2007/08

Som nevnt ovenfor foreligger det resultater fra totalt ca. 250 anleggsbesøk, dvs. 250 prøveserier totalt. I årets undersøkelse er det gjennomført 178 anleggsbesøk med tilhørende prøveserier. Når man har en så stor mengde prøver, er det naturlig at noen få av disse vil kunne inneha usikkerhet hvorvidt det er representative resultater. Dette inkluderer både usikkerhet ved prøvetaking, analysefeil, samt forhold ved anlegget som gjør at prøven ikke er representativ.

Ut av vårt totale prøveprogram har vi identifisert usikkerhet ved totalt 23 prøveserier (enkeltserier), hvorav 10 skyldes usikkerhet ved prøvetaking/analyse, 3 stk skyldes analysefeil og 10 stk skyldes forhold ved anleggene som gjør resultatet ikke representativt. I de tilfellene hvor det er usikkerhet ved prøvetaking/analyse og forhold ved anlegget er hele prøveserien strøket. Der hvor det er analysefeil er kun den enkelte parameter strøket.

Bakgrunn for og mer detaljert redegjørelse for utvalg av prøver som er strøket er nærmere beskrevet i kapittel 4.1.

Med bakgrunn i 178 anleggsbesøk i år er dermed 156 prøveserier tatt med i vurderingene i dette avsnittet. Samtlige prøveserier som er vurdert som representative er vist i Vedlegg 1.

Resultatene i dette kapitlet er fra årets undersøkelser utført av COWI/IVL, dvs. resultater fra 2006 og leverandørenes egne resultater inngår ikke i dette kapitlet. Leverandørenes egne resultater er omtalt i kap. 3.3, mens datagrunnlaget i kap. 3.5 og 3.6 består av både COWI/IVLs resultater og leverandørenes.

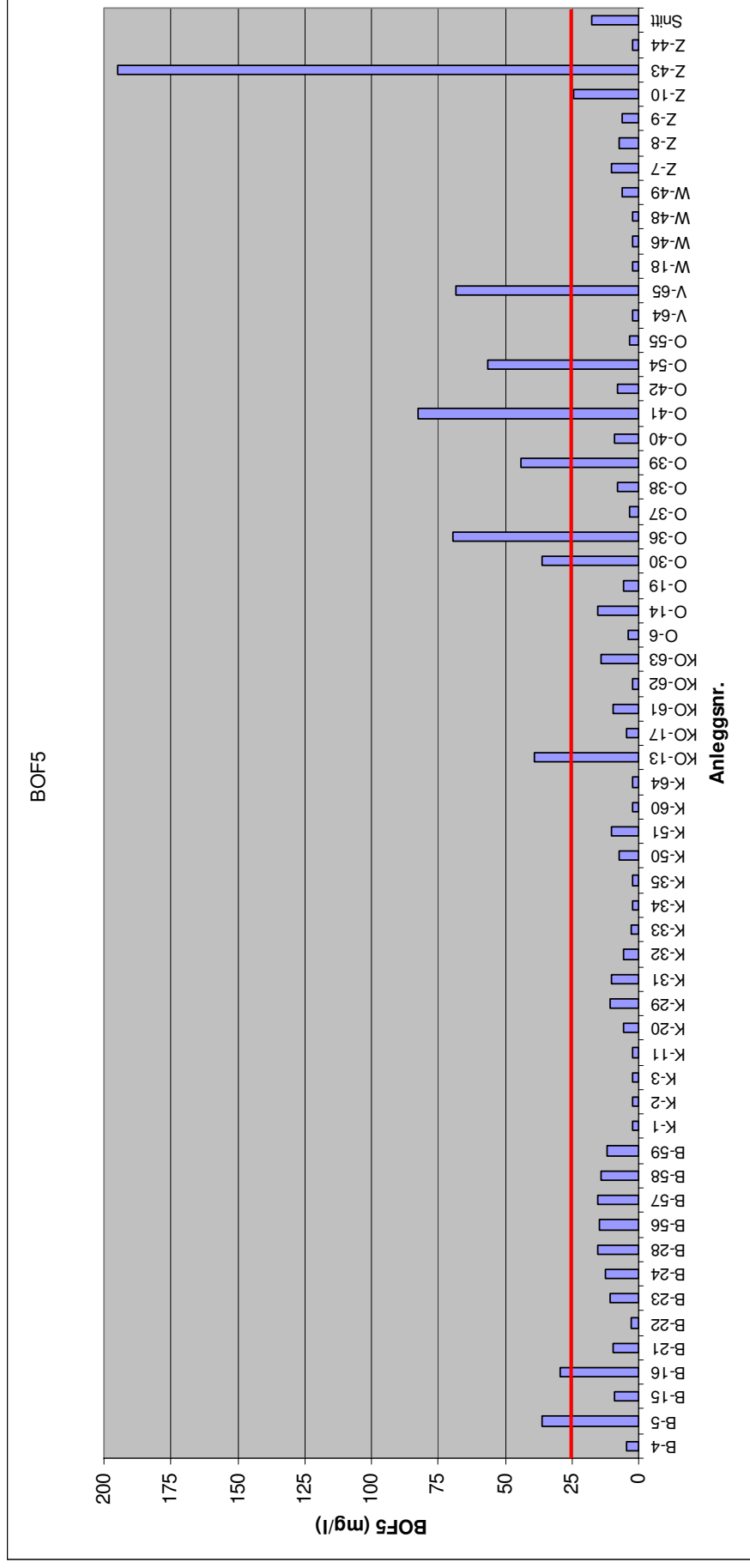
3.2.1 Organisk stoff

Det stilles krav til reduksjon av organisk stoff målt som BOF_5 i Forurensningsforskriftens §12. I forslaget til Lokal forskrift for Morsa er dette kvantifisert som maksimal utløpskonsentrasjon på 25 mg BOF_5/l . Figuren nedenfor viser utløpskonsentrasjonene for BOF_5 . For nærmere vurdering av resultater fordelt på anleggstype, henvises det til kap. 3.6.1.

Som figuren viser er det gjennomgående tilfredsstillende ytelse mht. reduksjon av BOF_5 , med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 17 mg BOF_5/l (std. avvik +/- 30). Av 61 anlegg hadde 51 gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner under grenseverdien på 25 mg BOF_5/l , dvs. 84 % av anleggene tilfredsstillende kravet.

Nedre deteksjonsgrense ved analysemetode benyttet av AnalyCen for BOF_5 er 2,0 mg/l. Av totalt 181 analyseresultater for BOF_5 er 49 resultater (27 %) oppgitt fra AnalyCen å være 2,0 mg/l eller <2,0 mg/l. I resultatsammenstillingen er disse lagt inn som 2,0 mg/l. Dvs. i realiteten vil den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen være noe lavere.

Variasjonen er imidlertid forholdsvis stor med maksimalverdi på rundt 200 mg/l og minimum under 2 mg/l. Ser man bort fra det ene anlegget med høyest gjennomsnittsverdier i figuren nedenfor er imidlertid variasjon langt mindre, med maksverdi på ca. 80 mg/l.



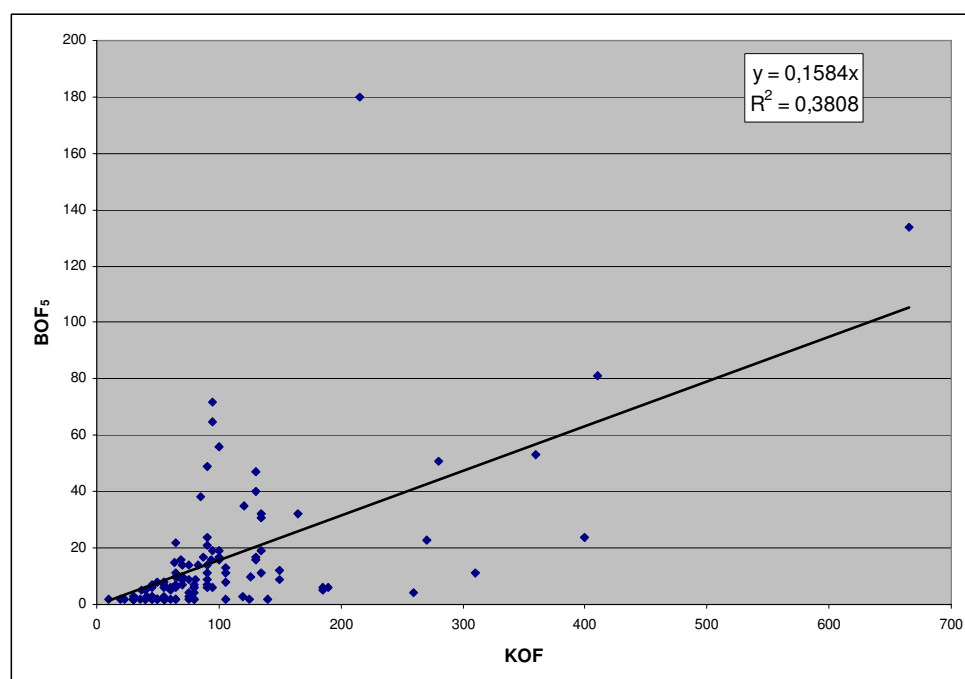
Figur 2. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner (2-6 prøver/anl.) av BOF₅ for anlegg besøkt av COWI / IVL 2007/08 (Rød strek angir grenseverdi i lokal forskrift, 25 mg BOF/l) (B=Biovac, K=Klargester, KO=WehoMini, O=Odin Maskin, V=Våtmarksfilter, W=Wallax, Z=Zapf).

Selv om det ikke stilles krav til reduksjon av parameteren KOF, er det også analysert på denne parameteren, da denne parameteren sammen med andre parametere gir tilleggsinformasjon om anleggenes ytelse. I tillegg kan man muligens senere benytte denne parameteren som erstatning for BOF_5 , da analysemetoden er langt rimeligere. I tabellen nedenfor vises gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon for KOF (med std. avvik), samt maksimal og minimumsverdier.

Tabell 2. Utløpsverdier for KOF

Verdi	KOF (mg/l)
Gjennomsnitt	102 (+/- 99)
Maks	665
Min	10

Figuren nedenfor viser forenklet (lineær og 0-pkt i origo) korrelasjon mellom KOF og BOF_5 . Som figuren viser er det en svak korrelasjon mellom parameterne, på $\text{BOF}_5 = 0,16 \times \text{KOF}$. Det er tydelig at de lavere konsentrasjonene har en høyere korrelasjon, med lavere multiplikator. Om lag 60 % av dataene har lavere KOF verdier enn 80 mg/l, og ved lavere KOF verdier enn dette er forholdet i gjennomsnitt $\text{KOF} = 0,1 \times \text{BOF}_5$.



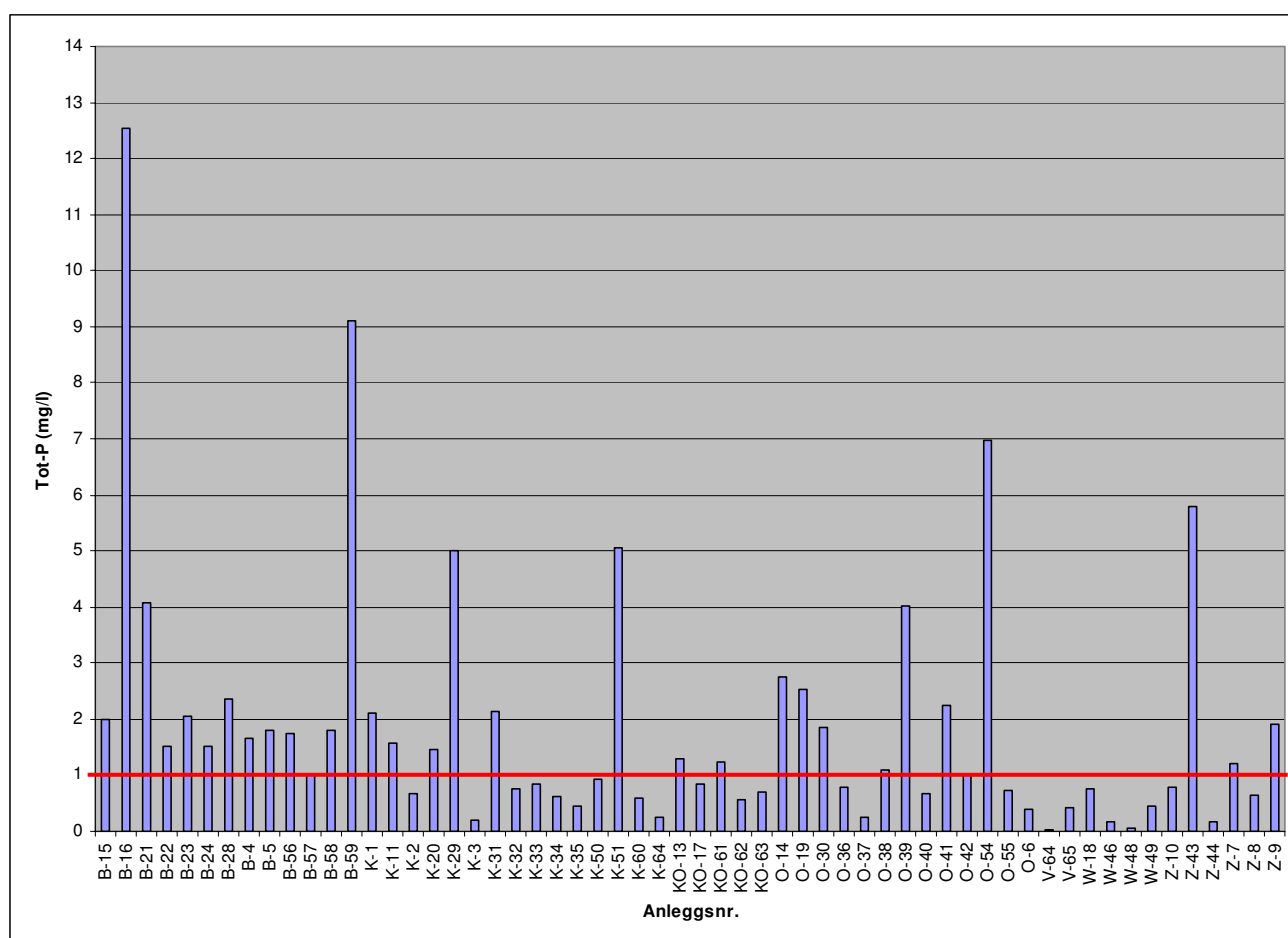
Figur 3. Lineær korrelasjon mellom KOF og BOF_5 konsentrasjoner i utløp.

3.2.2 Fosfor

Det stilles krav til reduksjon av fosfor målt som Tot-P i Forurensningsforskriftens §12. I forslaget til Lokal forskrift for Morsa er dette kvantifisert som maksimal utløpskonsentrasjon på 1,0 mg Tot-P/l.

Figuren nedenfor viser utløpskonsentrasjonene for Tot-P. For nærmere vurdering av resultater fordelt på anleggstype, henvises det til kap. 3.6.

Som figuren viser er utløpskonsentrasjonene gjennomgående for høye i forhold til krav i Lokal forskrift, med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 1,9 mg Tot-P/l for samtlige prøver. Medianverdien for samtlige prøver var på 1,0 mg/l, hvilket betyr at halvparten av alle prøver er over kravet og halvparten er under kravet. Forutsatt den Lokale forskriftens krav på 1,0 mg Tot-P i utløpskonsentrasjon, målt som års-gjennomsnitt, overholder 26 anlegg dette kravet (gjennomsnittlige målinger pr. anlegg). Maksimalverdi målt (på enkeltprøve) ligger på 17,8 mg/l og minimum 0,01 mg/l.



Figur 4. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner (2-6 prøver/anl.) av Tot-P for anlegg besøkt av COWI / IVL.2007/08 (rød strek angir grenseverdi på 1,0 mg tot-P/l) (B=Biovac, K=Klargester, KO=WehoMini, O=Odin Maskin, V=Våtmarksfilter, W=Wallax, Z=Zapf).

Som man kan se av figuren ovenfor har 8 anlegg gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner på over 4,0 mg tot-P/l, mens 22 av anleggene har gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner mellom 1,0 og 3,0 mg tot-P/l.

Figuren ovenfor viser altså gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon pr. anlegg som inngikk i undersøkelsen utført av COWI/IVL. Fordelt på anleggstype viser tabellen nedenfor hvor mange av anleggene som overholdt kravet til 1,0 mg tot-P/l. Tabellen korresponderer med tilsvarende tabell i kap. 3.6.2., hvor leverandørenes anlegg er inkludert. Datagrunnlaget for både figuren ovenfor og tabellen nedenfor består av 2-6 prøveserier for det enkelte anlegg.

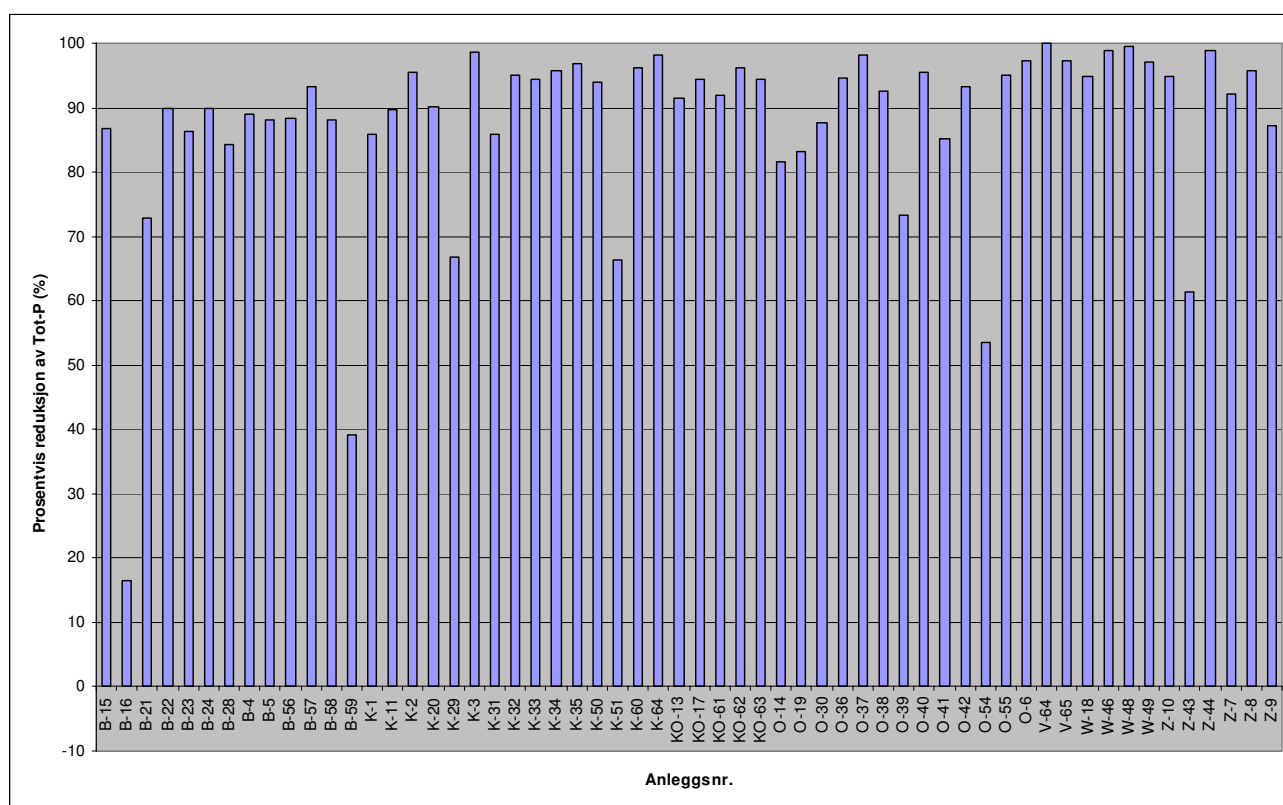
Tabell 3. Antall anlegg pr. leverandør med anlegg som i gjennomsnitt har 1,0 mg tot-P/l eller mindre i utløpskonsentrasjon.

Leverandør	Ant. anlegg m/<1,0 mg tot-P/l	Ant. anlegg
Biovac	1	13
Klargester	9	15
Kongsted	3	5
Odin	6	13
Wallax	4	4
Zapf	3	6

(*Kongsted = WehoMini)

Som nevnt ovenfor er det stilt krav til reduksjon av fosfor i Forurensningsforskriftens §12. Dette er angitt som et krav til prosentvis reduksjon (90 %). I forprosjektet ble dette diskutert, hvor det ble pekt på usikkerheten ved antatte innløpsverdier. Dette har sin primærårsak i at det er ikke mulig å ta representative innløpsprøver på disse anleggene. For å beregne prosentvis reduksjon er man derfor tvunget til å anta en innløpskonsentrasjon.

Under forutsetning om at innløpskonsentrasjonen for tot-P er lik for alle anleggene, satt til 15 mg/l, er det beregnet gjennomsnittlige renses effekter av tot-P for alle anlegg som vist i figuren nedenfor. Den gjennomsnittlige renses effekten, basert på gjennomsnittlige renses effekter pr. anlegg og 15 mg/l i innløp er ca. 85 %. Under disse forutsetningene overholder 30 av 65 anlegg kravet til prosentvis reduksjon.



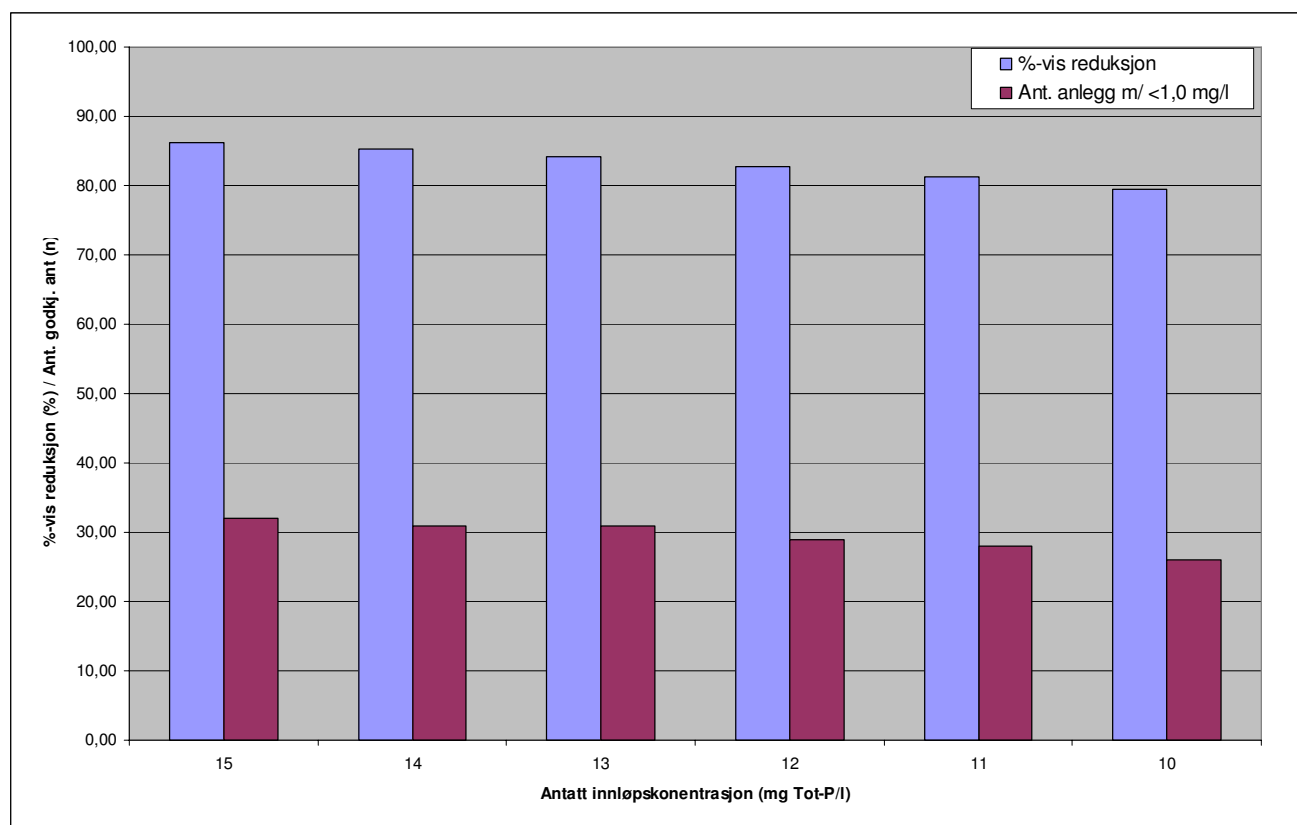
Figur 5. Prosentvis reduksjon av Tot-P for egne anlegg i undersøkelsen, basert på 15 mg Tot-P/l i innløpet 2007/08 (B=Biovac, K=Klargester, KO=WehoMini, O=Odin Maskin, V=Våtmarksfilter, W=Wallax, Z=Zapf).

Tallet 15 mg Tot-P/l er beheftet med usikkerhet, og i forprosjektet ble det konkludert at dette burde stadfestes som et ledd i det videre arbeid med avløpsløsninger i spredt bebyggelse. Det er således gjennomført en følsomhetsanalyse hvor innløpskonsentrasjonen varierer mellom 15 og 10 mg Tot-P/l. Hvilken effekt det får på den gjennomsnittlige renseseffekten er vist i figuren nedenfor.

Som figuren viser vil den gjennomsnittlige renseseffekten gå fra ca. 87 % til 80 % ved innløpskonsentrasjoner på henholdsvis 15 og 10 mg Tot-P/l.

Antall anlegg (av totalt 61) som overholder kravet på 90 % reduksjon går fra 33 til 27 ved innløpskonsentrasjoner på henholdsvis 15 og 10 mg Tot-P/l.

Figuren viser hvor sårbar oppfattelsen av prosentvis reduksjon er i forhold til hvilken innløpskonsentrasjon man faktisk har på anlegget, samt hvor viktig det vil være å få etablert sjablonverdier av nyere dato.



Figur 6. Følsomhetsvurdering av innløpskonsentrasjonens betydning for oppnådde renseseffekter.

Andelen $\text{PO}_4\text{-P}$ ble også vurdert i forprosjektet, og gjennomsnittlig $\text{PO}_4\text{-P}$ konsentrasjon utgjorde ca. 83 % av gjennomsnittlig Tot-P konsentrasjon. Dette er også vurdert i denne utvidede undersøkelsen. Tilsvarende tall fra årets undersøkelser er ca. 14 %, og totalt for alle egne data (dvs. inkl. fjorårets tall) er ca. 26 %. Dette indikerer en langt bedre kjemisk utfelling i år, sammenlignet med hva som var tilfellet i fjor. Disse tallene er vist i tabellen nedenfor.

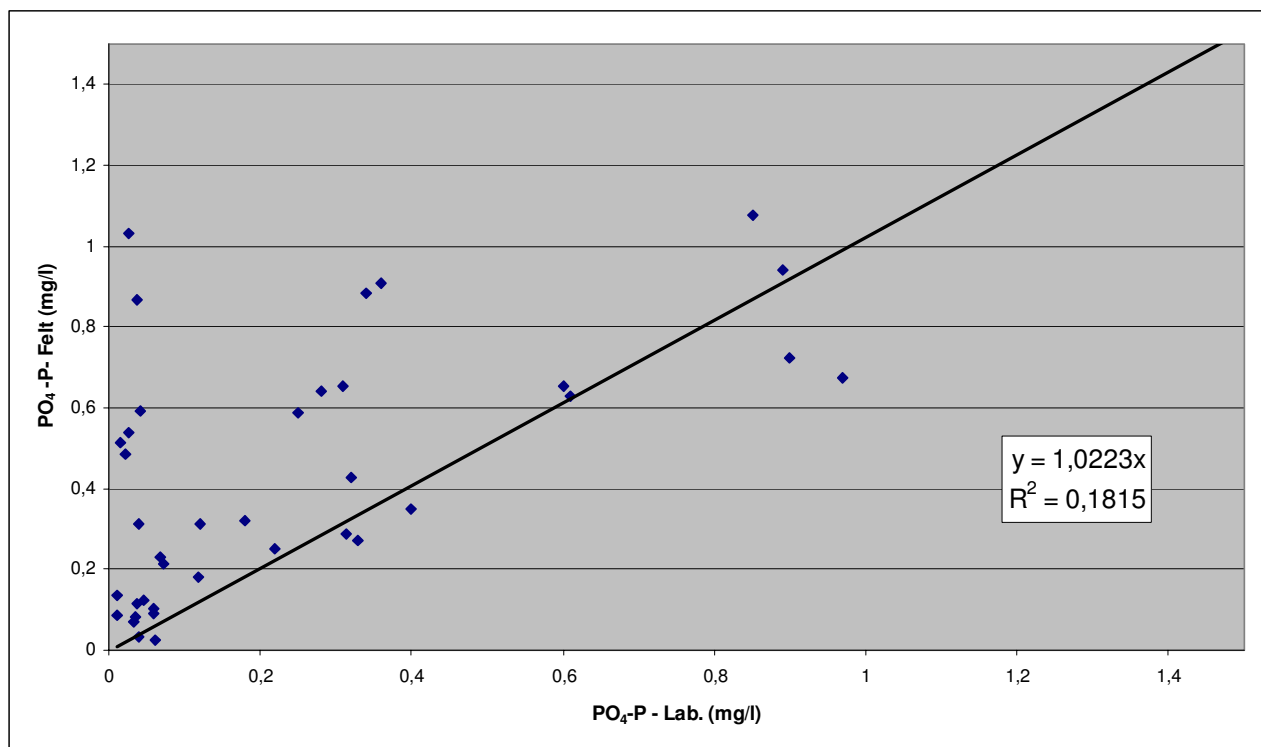
Tabell 4. Utvikling av andel $PO_4\text{-P}$ av Tot-P fra 2006 til 2007.

Datagrunnlag	Tot-P (mg/l)	$PO_4\text{-P}$ (mg/l)	Andel $PO_4\text{-P}$ (%)
Data 2006	3,3	2,71	83
Data 2007-08	1,9	0,30	14
Samlede data	2,2	0,57	26

Etter det vi kjenner til foreligger ikke data for andelen $PO_4\text{-P}$ i ubehandlet avløpsvann for så små vannstrømmer det er snakk om her. Data fra ulike kilder (Ødegaard 1992, Hellström et al. 2003, og Crites & Tchobanoglous 1998) indikerer at $PO_4\text{-P}$ er i størrelsesorden 40 – 60 % av Tot-P. Dersom en forutsetter at $PO_4\text{-P}$ utgjør ca. 50 % av Tot-P (dvs. 5-7,5 mg $PO_4\text{-P}$ /l) i innløpet reduseres konsentrasjonen med 88 – 92 % fra innløp til utløp.

Som et ledd i denne undersøkelsen ble $PO_4\text{-P}$ også målt med et feltinstrument (type HACH/LANGE Pocket II) på et utvalg anlegg. Formålet med dette var å verifisere feltinstrumentets nøyaktighet, med tanke på fremtidig bruk i driftsovervåkning av anleggene. Prøvene er ikke filtrert før analyse med feltinstrument.

Feltmålingene er sammenlignet med resultatene fra akkreditert laboratorium, og korrelasjonen er vist i figuren nedenfor.

Figur 7. Korrelasjon mellom $PO_4\text{-P}$, målt i laboratorium henholdsvis felt.

Som figuren viser er forholdet mellom feltmålinger og laboratorieanalyser omtrent 1:1 ($y=1,0223x$), men det er samtidig en meget lav korrelasjonskoeffisient på 0,18.

Dersom en forutsetter at laboratorieanalysene er korrekte, avviker feltmålingene i første omgang ved lavere verdier. Det er mulig at filtrerte prøver ville ha gitt bedre korrelasjon. Dette er imidlertid mer tidkrevende og kostbart, og var ikke planlagt gjennomført som en del av denne studien. I tillegg er tilsvarende måleprinsipp benyttet i Sverige, med tilfredsstillende resultater (Ek, M. personlig informasjon 2008).

På figuren ovenfor ser man at ved verdier under 0,5 mg/l er feltmålingene i all hovedsak registrert med høyere verdier sammenlignet med laboratorieanalysene, og feltinstrumentet er ikke anvendbart for utslippskontroll slik det er benyttet i denne undersøkelsen. Som driftsparameter (slik det er foreslått i lokal forskrift) vil uansett høye verdier ($\gg 1,0$ mg/l) indikere driftsforstyrrelser. Resultatene ovenfor viser at ytterligere undersøkelser er nødvendige.

Det understrekes at resultater fra håndholdt feltinstrument er ikke inkludert i senere vurderinger av resultater.

3.2.3 Nitrogen

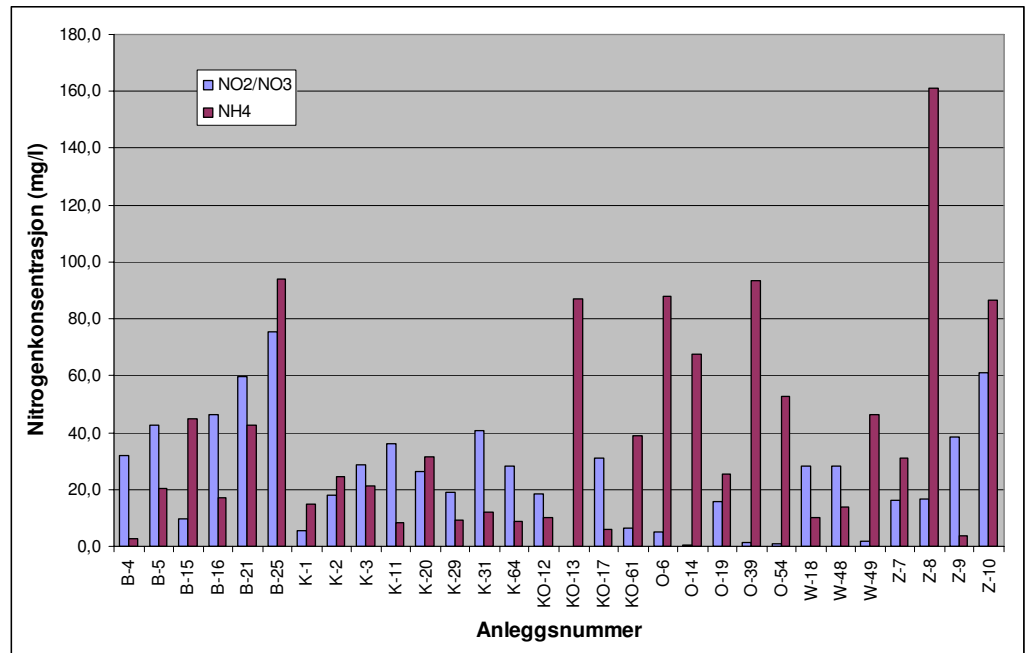
De undersøkte anleggene er ikke konstruerte for å fjerne nitrogenforbindelser. I forbindelse med prøvetaking og analyser av andre parametere er allikevel nitritt/nitrat ($\text{NO}_2/\text{NO}_3\text{-N}$), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) og totalnitrogen (Tot-N) analysert på et utvalg av anleggene.

Det er to årsaker til at dette er utført. For det første forventes det i Sverige (også aktuelt enkelte steder i Norge) at det vil bli stilt krav til reduksjon av nitrogen i forbindelse med følsomme resipienter, og da er effektiv nitrifikasjon første trinn i reduksjon av nitrogen. For det andre er det bedre for de fleste resipienter å motta nitrat enn ammonium. Nitrat kan ofte denitrifiseres i resipienten, mens ammonium forbruker oksygen og er dermed et opphav til eutrofiering.

Hoveddelen av nitrogen i husholdningsavløp er i form av ammonium. Nitrifikasjonsprosessen drar normalt fordel av:

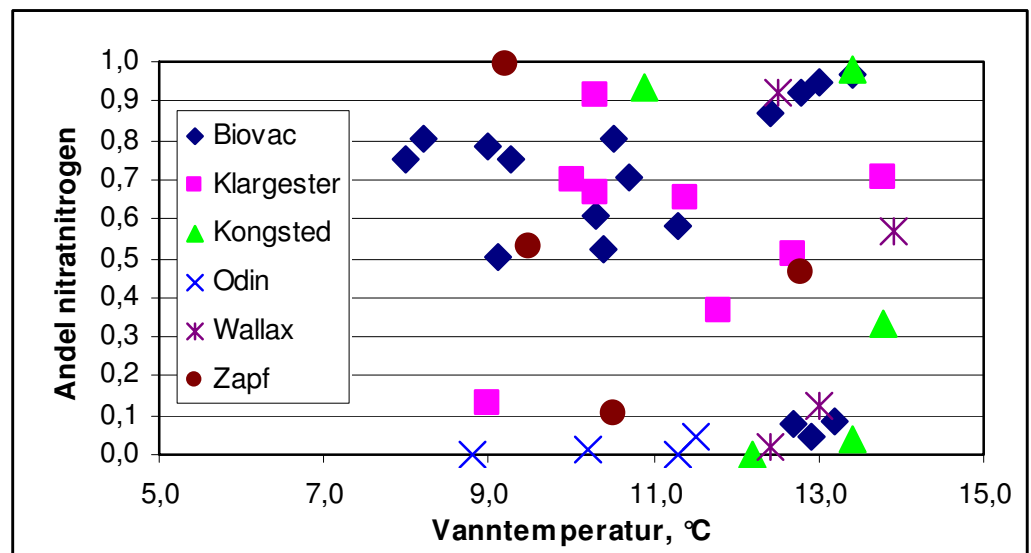
1. Høy vanntemperatur. Nitrifikasjon er mer temperaturavhengig enn nedbrytning av organisk stoff.
2. Høy slamalder. De nitrifiserende bakteriene vokser langsomt. Høy slamalder oppnås enklest i anlegg med fastvoksende biofilm, dvs. anleggstypene Odin Maskin, WehoMini, Klargester og Wallax.
3. Kraftig lufting. For en effektiv nitrifikasjon kreves oksygeninnhold på minimum 2 mg/l. Med en biorotor som f.eks. Klargester kan det være vanskelig å alltid finne høye oksygenkonsentrasjoner ved høy belastning. Det samme kan også gjelde i biofilter uten aktiv lufting som i Wallax' biologiske trinn.
4. Høy slamkonsentrasjon og lang hydraulisk oppholdstid. Også her bør det være forskjeller mellom de ulike fabrikatene.

Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for $\text{NO}_2/\text{NO}_3\text{-N}$ og $\text{NH}_4\text{-N}$ for de aktuelle anleggene er vist i figuren nedenfor.



Figur 8. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for NO₂/NO₃-N og NH₄-N (B=Biovac, K=Klargester, KO=WehoMini, O=Odin Maskin, W=Wallax, Z=Zapf)

Det er ingen tilsynelatende effekt av vanntemperatur i datagrunnlaget, se figuren nedenfor. Dette skyldes trolig at temperaturvariasjon i prøveperioden var ganske lite, da alle prøvene ble tatt i en begrenset periode på høsten. Se også figur 19 i kap. 3.2.5.

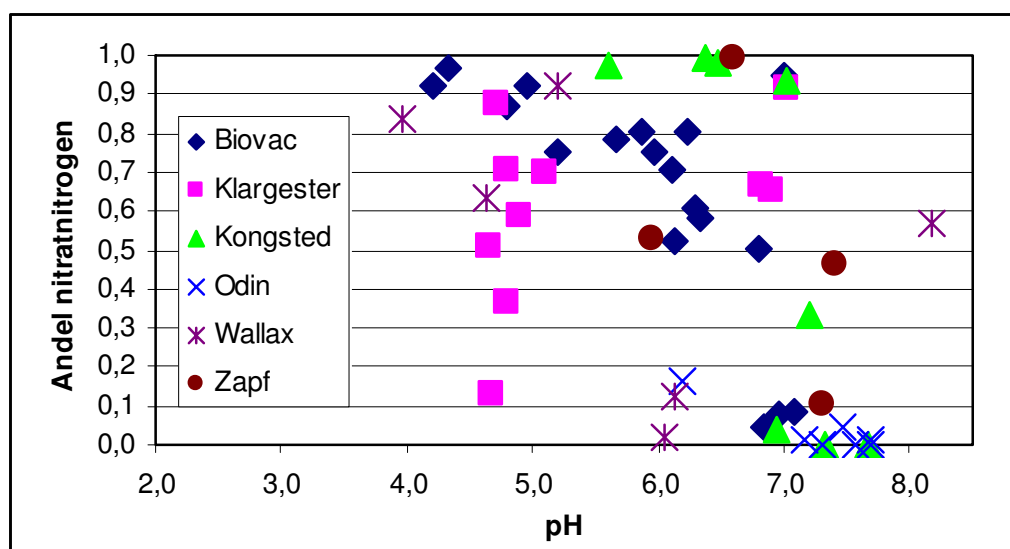


Figur 9. Sammenheng mellom vanntemperatur og nitrifikasjon målt som NO₃-N/(NO₃-N+NH₄-N). (*Kongsted = WehoMini)

Målingene av løst oksygen er for få til å kunne se noen sammenheng. Dessuten forventes det at oksygenkonsentrasjonen varierer med belastningen. Dette er derfor ikke vurdert nærmere.

Noen positive effekter av fastsittende biofilm ser man heller ikke av figuren ovenfor. Odin maskin er den eneste av disse typene anlegg med gjennomgående liten grad av nitrifikasjon, mens de andre anleggene varierer over hele skalaen. Dette er selvsagt påvirket av den aktuelle belastningen, og en del av variasjonen kan skyldes når i syklusen man har tatt prøven. Dette gjelder særlig Wallax som har en satsvis biologisk etterbehandling i 24 timer. Nitratinnholdet vil selvsagt øke under hele denne perioden.

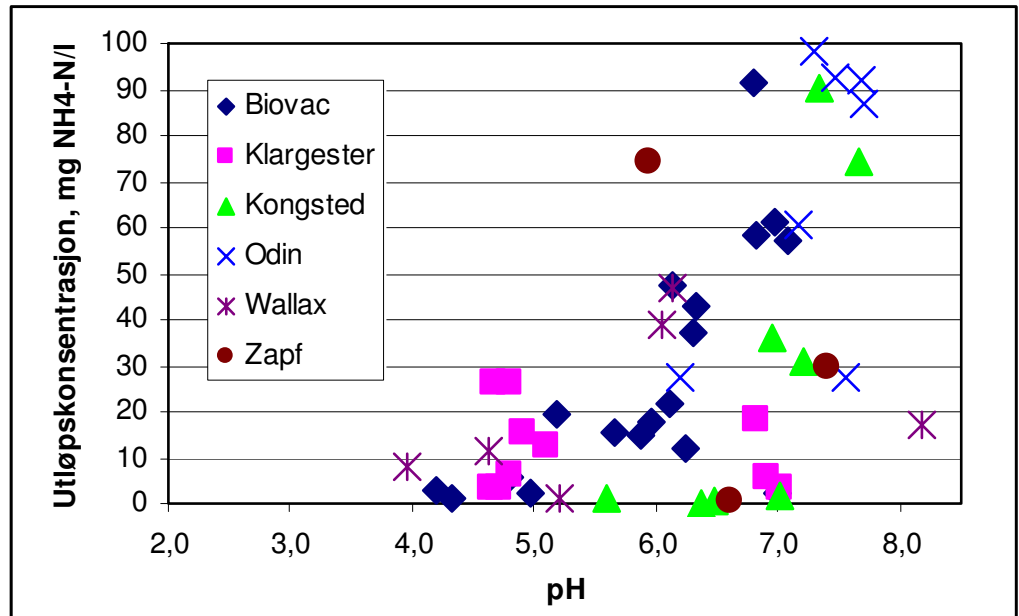
Den eneste variabel som ser ut til å ha en sammenheng med nitrifikasjon er faktisk pH. Figur 10 og 11 antyder dette, tydeligst for Biovac og Wallax, men også for Odin. Dette går klarere frem av multivariabelanalysen, der lav pH ligger på nesten samme plass som høy nitritt/nitratverdi (og lav ammoniumverdi) i planprojeksjonen (se figur 33). Dette antyder ganske enkelt at nitrifikasjon senker pH, og ikke motsatt at en lav pH er positivt for nitrifikasjon. Ved pH 5 er nitrifikasjon meget langsom.



Figur 10. Sammenheng mellom nitrifikasjon og lav pH i utløpsprøvene. (*Kongsted = WehoMini)

Ut i fra datagrunnlaget er det tilsynelatende ingen stor forskjell mellom nitrifikasjon i de ulike anleggene, bortsett fra Odin som har en langt lavere andel nitritt/nitrat.

Dersom man i stedet viser restkonsentrasjonen av ammonium mot pH får man figur 11.

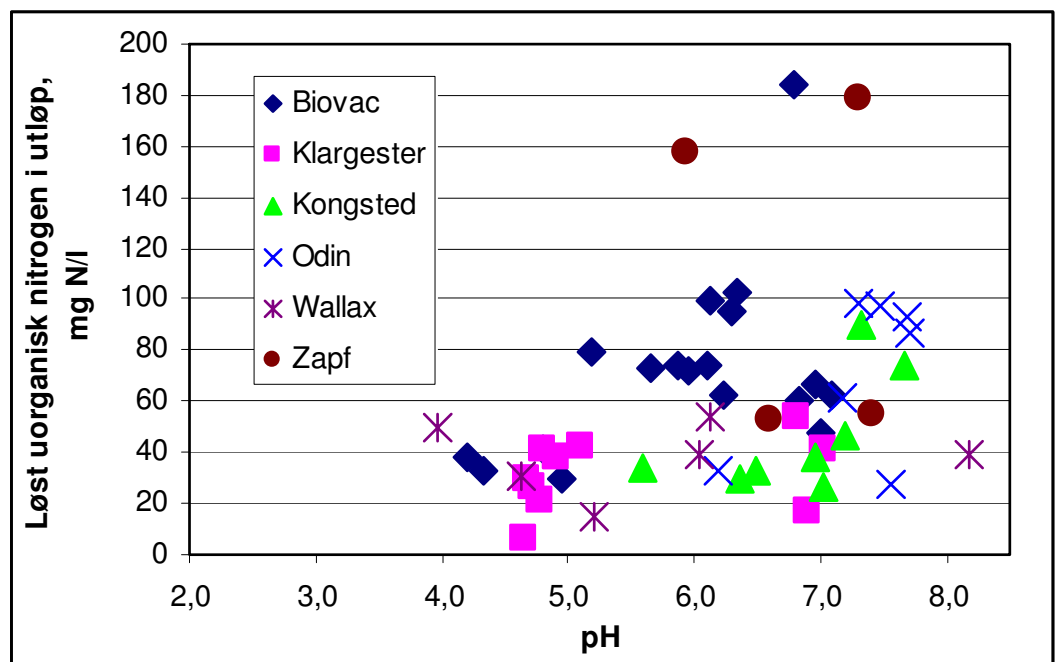


Figur 11 Sammenheng mellom ammonium-N og pH for de forskjellige anlegg.

(*Kongsted = WehoMini)

I figur 11 kan man også her se en tydelig sammenheng mellom ammonium-N og pH for Biovac, og til en viss grad for Wallax og WehoMini. For Klargester ser man ikke noen sammenheng overhodet, men man konstaterer at innholdet av ammonium-N generelt er lavere enn for de andre anleggene.

Avslutningsvis viser figur 12 tilsvarende sammenheng mellom summen av nitritt/nitrat-N og ammonium-N, dvs. om lag mengden løst nitrogen totalt, mot pH.



Figur 12. Sammenheng mellom summen av nitritt/nitrat-N og ammonium-N og pH.

(*Kongsted = WehoMini)

Tabell 5. Middelveier og std. avvik for ulike mål på nitrifikasjon (kolonne 1 og 2) og denitrifikasjon (kolonne 3)

Anlegg	Nitratandel (NO ₃ -N/ (NO ₃ -N+NH ₄ -N))	NH ₄ -N mg/L	NO ₃ -N+NH ₄ -N mg/L
Biovac	0,65 ± 0,30	28 ± 26	72 ± 35
Klargester	0,58 ± 0,24	16 ± 16	36 ± 20
WehoMini	0,53 ± 0,48	29 ± 36	46 ± 23
Odin	0,03 ± 0,06	69 ± 27	71 ± 26
Wallax	0,52 ± 0,37	21 ± 18	38 ± 14
Zapf	0,52 ± 0,36	66 ± 70	110 ± 77

Lav verdi på nitratandelen (NO₃-N/(NO₃-N+NH₄-N)) eller lav verdi på konsentrasjonen av NH₄-N tyder på nitrifikasjon og mulighet for å komplettere med denitrifikasjon.

Lav verdi av NO₃-N + NH₄-N tyder på at man allerede har både nitrifikasjon og denitrifikasjon.

En lav andel nitrat er ikke ensbetydende med at ikke nitrifikasjon foregår. Det kan også være slik at også denitrifikasjon foregår, både tilsiktet og utilsiktet. Det er vanskelig å sammenligne summen av NH₄-N og NO₂/NO₃-N i det behandlede vannet fra de ulike anleggene, så lenge det ikke foreligger tall om den aktuelle nitrogenbelastningen. Om man tross alt gjør det, ser man en variasjon i middelveier fra ca. 40 mg/l for Klargester, WehoMini og Wallax, opp til ca. 100 mg/l for Zapf. Dette kan som sagt være et resultat av ulik belastning, men spesielt for Wallax kan man tenke seg en denitrifikasjon når nytt ubehandlet avløpsvann blandes med behandlet vann i filteret med begrenset lufting. WehoMini anleggene har også en viss tilbakeføring av behandlet vann med slam fra trinn 3 til trinn 1, og i det minste noen steder var det tydelig at deler av trinn 1 var anoksisk.

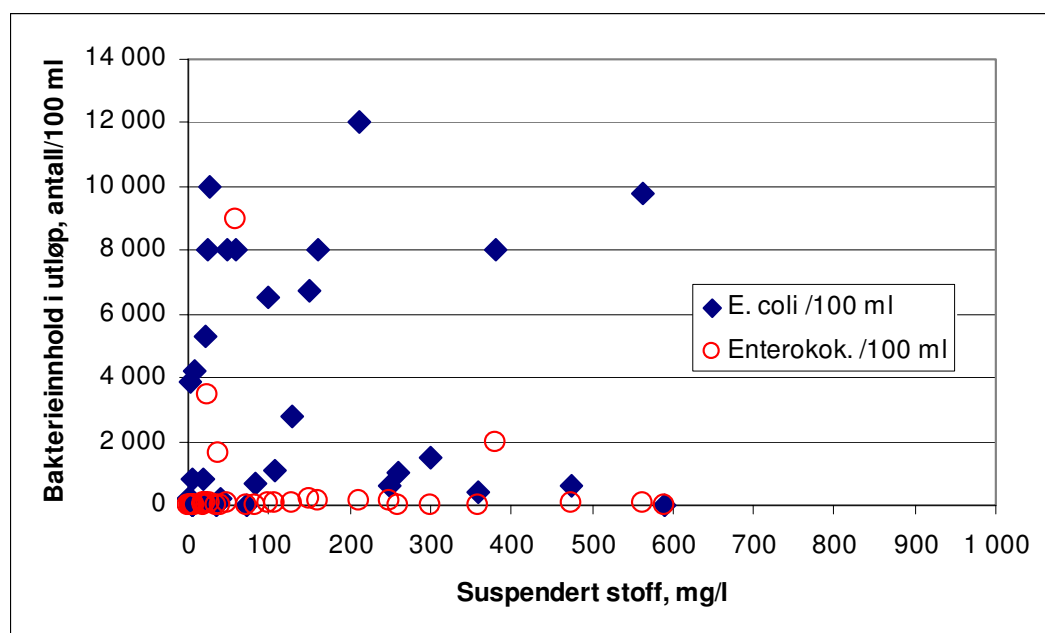
3.2.4 Tarmbakterier

Det foreligger ikke noe nasjonalt krav til reduksjon av tarmbakterier fra renseanlegg i spredt bebyggelse. I Morsa er det gitt åpning for å kreve dette dersom særlige brukerinteresser tilsier det, mens man f.eks. i Frogn kommune har innført dette som et generelt krav. I Sverige er dette under vurdering. Det er derfor interessant å se hvordan de enkelte minirensanleggene avskiller tarmbakterier, ettersom utløpsvannet kan være en kilde for spredning av ulike patogener.

I forbindelse med annen prøvetaking ble det derfor tatt særskilte prøver for analyse av *E. coli* og Intestinale enterokokker ved 36 anlegg. I seg selv er ikke disse bakterie-

gruppene særlig interessante, men de tjener som indikatororganismer for eventuell forekomst av patogene bakterier fra mage-tarmkanalen.

En mulig sammenheng skulle kunne være mellom SS konsentrasjon og innhold av bakterier, selv om disse burde utgjøre en meget liten del av alt suspendert materiale. Figuren nedenfor viser konsentrasjonen av indikatorbakteriene som en funksjon av SS i det behandlede vannet.



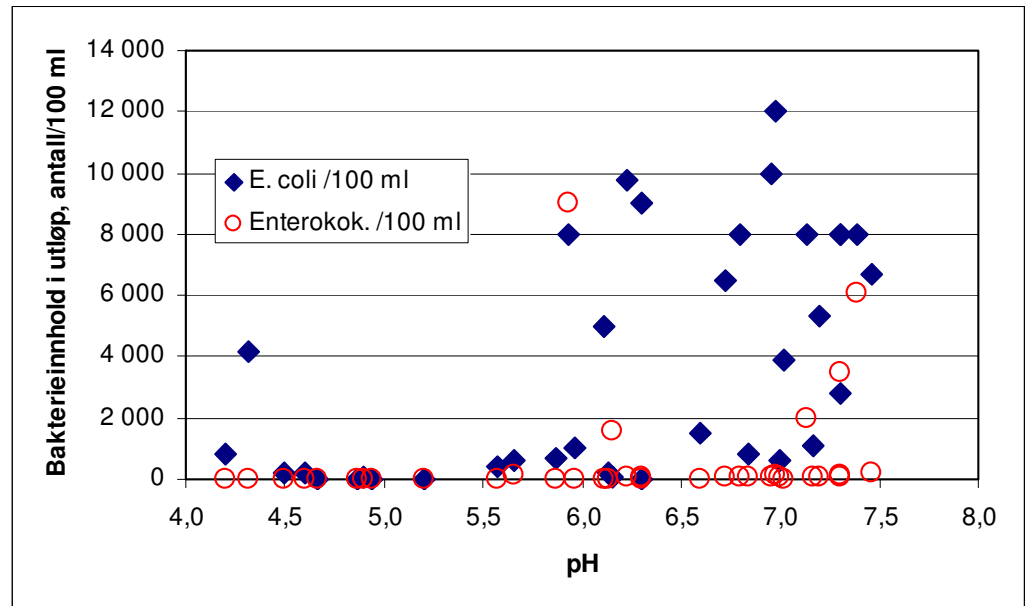
Figur 13. Antall *E. coli* og Intestinale enterokokker pr. 100 ml som funksjon av SS i utløpsvann.

Det er tilsynelatende ingen særlig sammenheng overhodet. Det samme gjelder for en sammenheng mellom bakterieinnhold og KOF, BOF₅, PO₄-P, Tot-P og temperatur. For NO₃-N og bakterieinnhold kan man derimot ane en negativ korrelasjon, altså at et høyt nitritt/nitratinnhold hører sammen med lavt bakterieinnhold.

Figuren nedenfor viser tilsvarende diagram for bakterieinnhold og pH. Her ser man en ganske tydelig sammenheng, hvor lav pH hører sammen med lavt innhold av tarmbakterier. Det er ikke rimelig å tenke seg at nærvær av tarmbakterier skulle høyne pH. Det er mer trolig at årsakssammenhengen er i den motsatte retningen, nemlig at lav pH har en negativ innvirkning på bakteriene. Man kan sammenligne dette med dannelsen av melkesyre som er en effektiv konserveringsmetode.

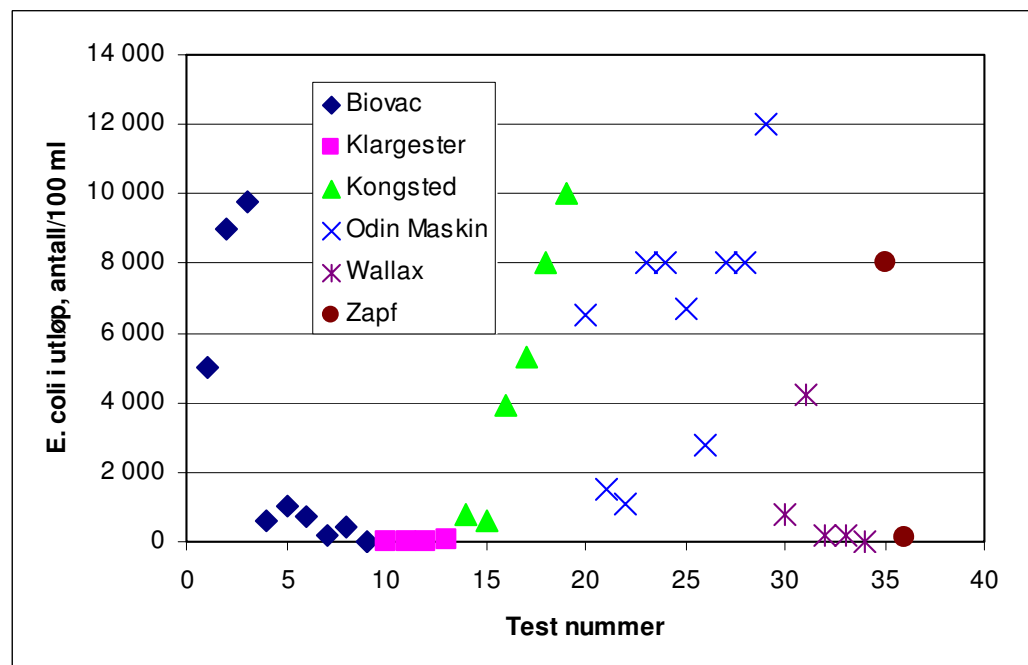
Multivariabelanalysen viser en klar sammenheng mellom høy pH og høyt bakterieinnhold (se figur 33). Samtidig var sammenhengen mellom lavt bakterieinnhold og høyt nitritt/nitratinnhold tydelig. Det er mulig at det også finnes en direkte årsakssammenheng slik at høy nitratkonsentrasjon skulle skade disse bakteriene, men det kan man ikke avgjøre ut i fra datagrunnlaget.

En annen mulig forklaring er at lav belastning delvis er gunstig mht. nitrifikasjon, som gir lav pH, og delvis er gunstig mht. reduksjon av tarmbakteriene i konkurranse med de aktive bakteriene i rensanleggene.

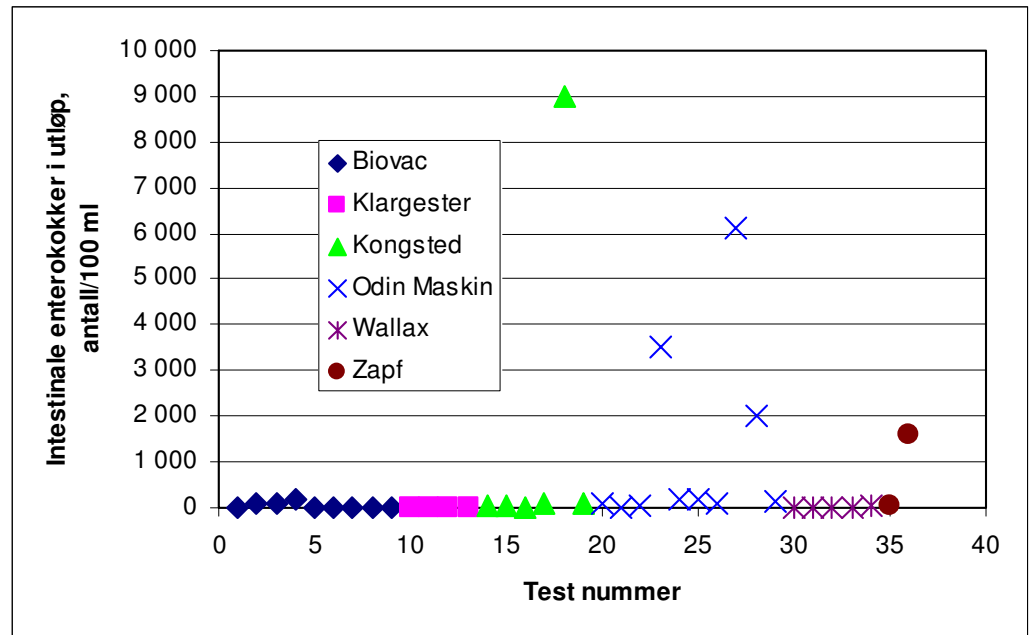


Figur 14. Sammenheng mellom bakterieinnhold og pH i utløpsvann.

Det kan selvsagt finnes andre forskjeller mellom de ulike minirenselanleggene som ikke framgår av de målte parameterne, og som påvirker innholdet av tarmbakterier i det behandlede vannet. Figurene nedenfor viser resultatet av målingene fordelt på de ulike fabrikatene.



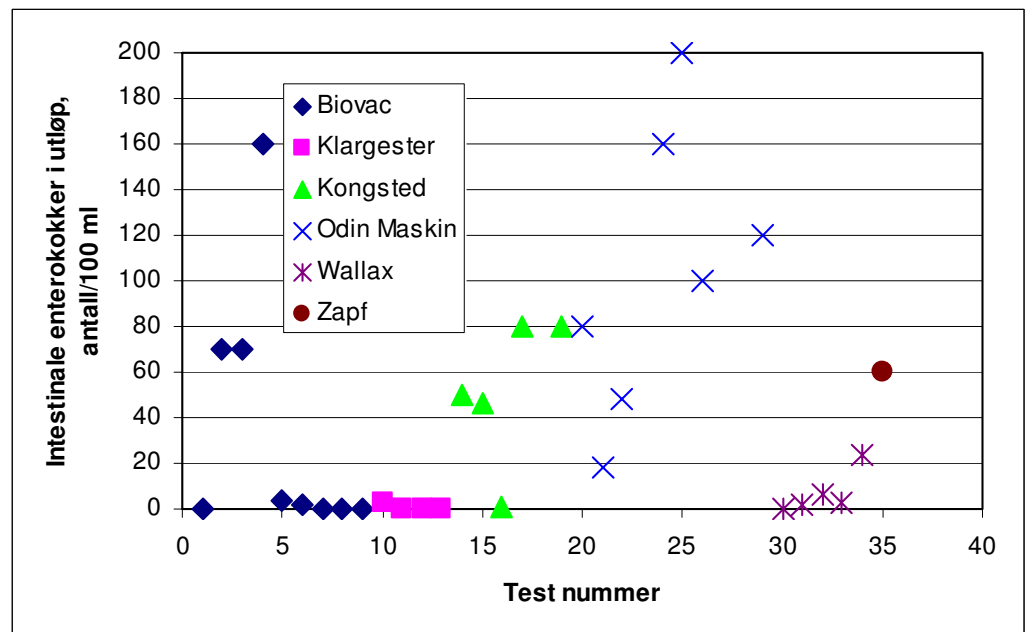
Figur 15. E. coli i behandlet vann for de ulike anleggstypene. (*Kongsted = WehoMini)



Figur 16. Intestinale enterokokker i behandlet vann for de ulike anleggstypene.

(*Kongsted = WehoMini)

Figuren nedenfor viser det samme, men med en annen skala og uten de 5 høyeste verdiene.



Figur 17. Som figuren ovenfor, men med en annen skala og uten de 5 høyeste verdiene. (*Kongsted = WehoMini)

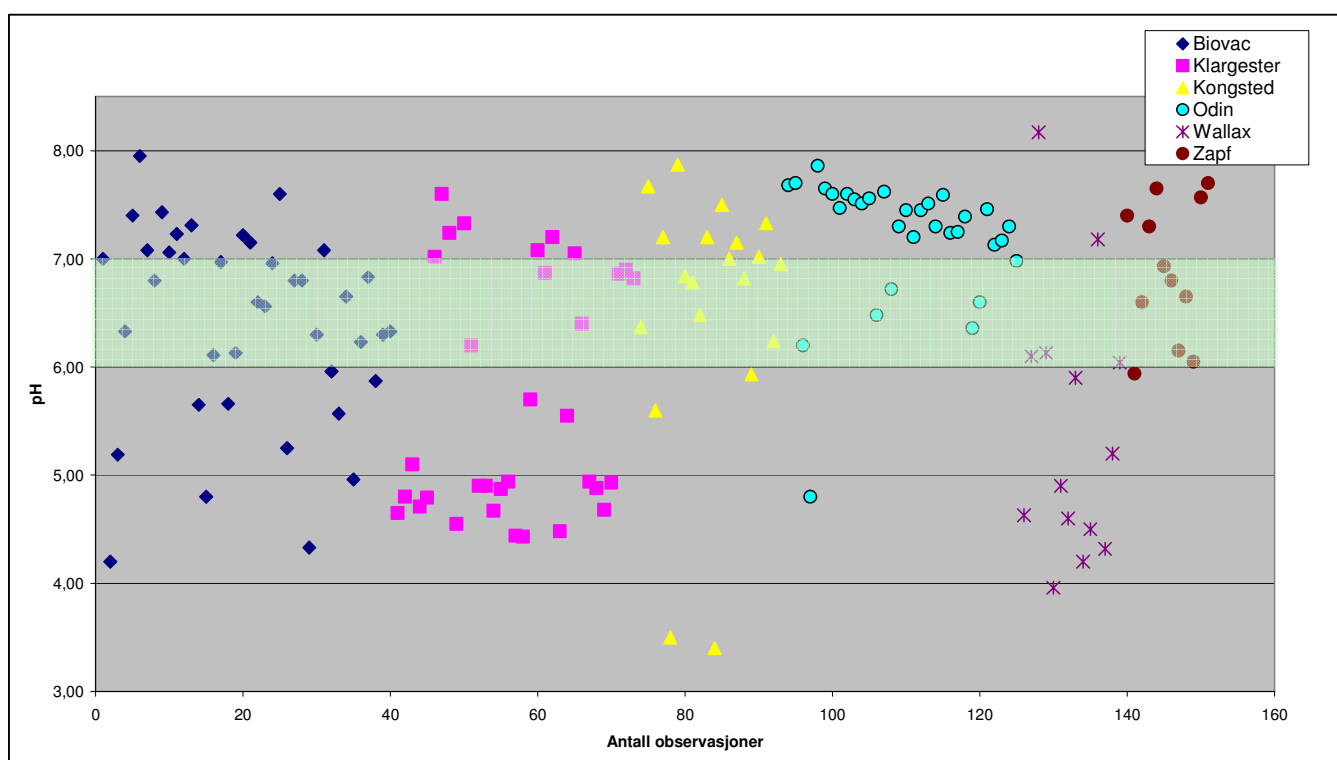
Datagrunnlaget i denne undersøkelsen antyder at Klargester og Wallax gir minst utslipp av tarmbakterier. Forklaringen er trolig det lave pH nivået man får i disse anleggene.

3.2.5 Øvrige parametere

Øvrige parametere som er målt er pH, temperatur og suspendert stoff (SS). I tillegg er det registrert oppløst oksygen (DO) i noen få anlegg. Målinger av DO ble tidlig avsluttet da alle anlegg hvor dette ble målt hadde tilfredsstillende oksygenkonsentrasjoner. Registreringene varierte i området 4 til 8 mg/l. Det ble derfor besluttet å ikke legge særlig vekt på denne parameteren.

pH

pH er en meget viktig parameter både i forbindelse med biologisk aktivitet og i forbindelse med kjemisk felling. Det er således nødvendig å overvåke dette i forbindelse med en undersøkelse som denne. Figuren nedenfor viser pH i utløpsvannet for anleggene i undersøkelsen.



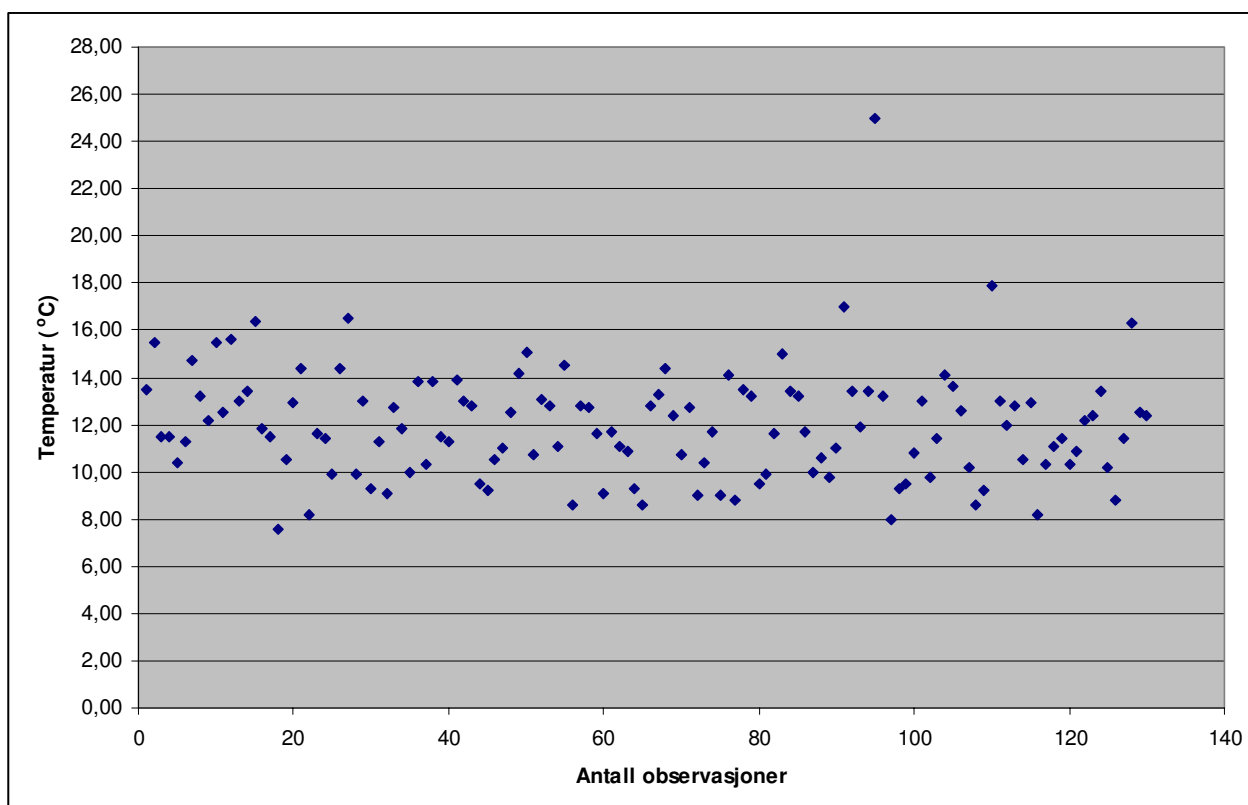
Figur 18. pH i reaktorene i undersøkte anlegg 2007 (*Kongsted = WehoMini).

Samtlige anlegg feller med aluminiumsbasert fellingskjemikalium. Optimal fellings-pH ligger i området mellom pH 6 og 7, som illustrert med det grønne feltet ovenfor. Figuren viser at svært mange av registreringene ligger utenfor det optimale pH-området. Av samtlige registreringer (151 stk) ligger kun 31 % av verdiene mellom pH 6 og 7.

Det gjøres oppmerksom på at pH er målt i utløpsvannet. I Wallax' tilfelle har pH dermed mindre betydning, da de benytter seg av forfelling.

Temperatur

Vanntemperaturen ble målt ved 130 anleggsbesøk. Enkelte anlegg viste store variasjoner, noe som antageligvis skyldes uttapping av store mengder varmt vann (f.eks. ved tømning av badekar) i forkant av måling. Generelt var ellers temperaturen forholdsvis stabil og lå i området 8 til 15 °C, noe figuren nedenfor illustrerer.



Figur 19. Vanntemperatur alle observasjoner (°C).

Temperaturen varierte også forholdsvis lite mellom de enkelte anleggsfabrikatene. Ytterpunktene var Odin Maskin anleggene som hadde markert lavere temperatur enn de øvrige med et gjennomsnitt på ca. 10,5 °C, og Wallax som hadde gjennomsnittlig temperatur på ca. 14 °C. De øvrige lå omtrent på 12 °C.

Tabell 6. Temperaturvariasjon fordelt på de ulike anleggstypene (T = °C)

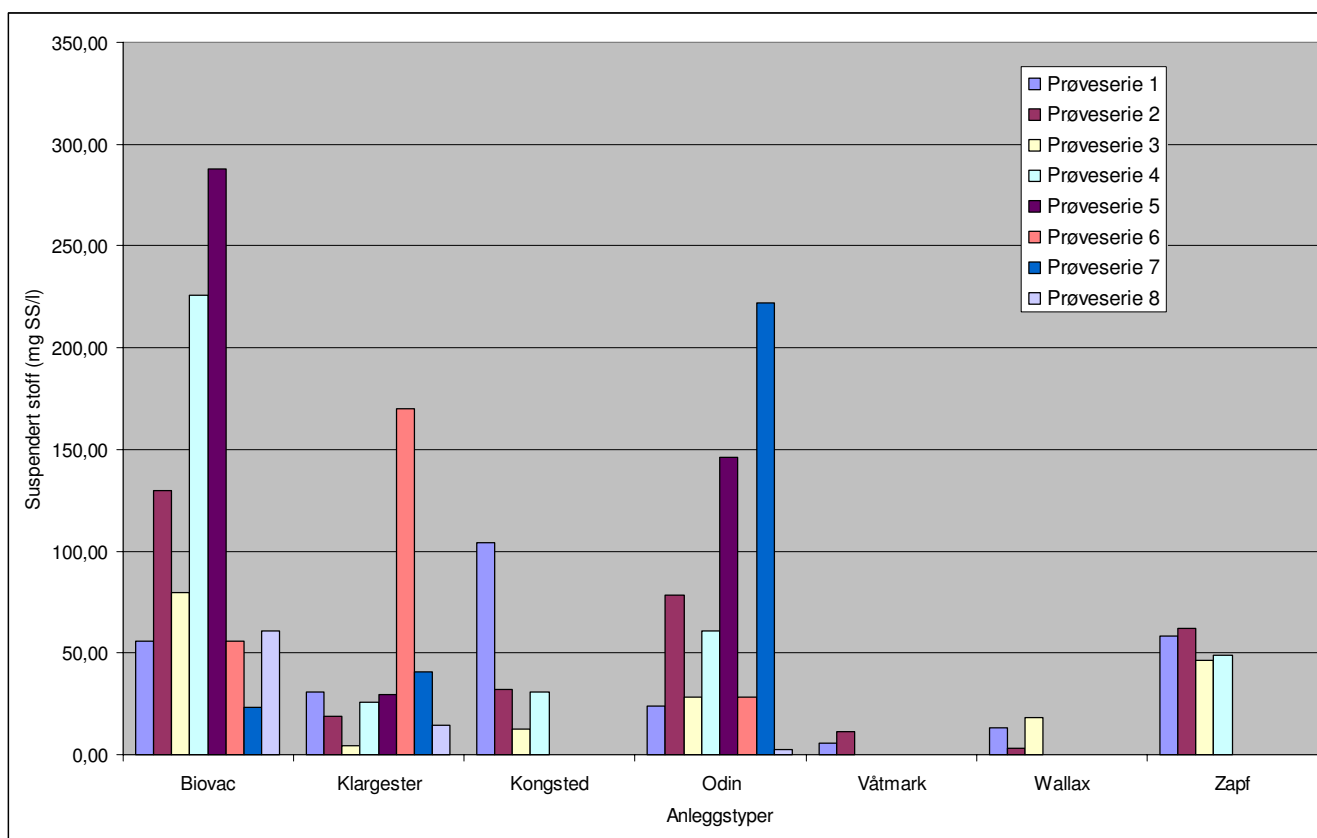
Anleggstype	Middel	Maks	Min	Std. avvik
Biovac	12,0	25,0	8,0	2,9
Klargester	12,1	16,4	8,6	2,1
WehoMini	12,7	15,0	10,9	1,2
Odin Maskin	10,5	14,4	7,6	1,6
Wallax	13,9	17,9	11,9	2,0
Zapf	11,8	16,5	9,2	2,8

Vanntemperaturen påvirkes sannsynligvis mest av oppholdstid, anleggenes isolering og installasjonsdybde.

Suspendert stoff (SS)

Utløpsvann ble analysert for innhold av suspendert stoff (SS). Dette gir informasjon om anleggets evne til å skille ut suspendert stoff, og vil sammen med andre parametre også dokumentere anleggenes ytelse.

I figuren nedenfor er det vist gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon for SS pr. prøveserie i samtlige prøver i undersøkelsen.



Figur 20. Utløpskonsentrasjoner for suspendert stoff (SS) (*Kongsted = WehoMini)

Figuren ovenfor viser forholdsvis stor variasjon i utløpskonsentrasjonene mht. SS. Særlig Biovac og Odin anleggene har stor variasjon, mens våtmarksfilter og Wallax anleggene har gjennomgående meget lavt innhold av suspendert stoff.

3.3 Resultater fra undersøkelser utført av leverandører

Som nevnt i kap. 2.3 har leverandørene også supplert denne undersøkelsen med analyseresultater fra egne prøver. Komplette data er vist i Vedlegg 2, og er oppsummert i tabellen nedenfor.

Tabell 7. Resultater innsendt fra leverandørene.

Anleggs- type	Ant. Prøver	Verdi	Konsentrasjon (mg/l)							
			SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	Tot-N	NO3	NH4
Wallax	8	Snitt			0,6	43,3	0,3			
		Maks			1,4	240,0	1,0			
		Min			0,1	2,0	0,0			
		Std. Avvik			0,5	85,0	0,4			
Biovac	9	Snitt	33,4		1,2	14,3				
		Maks	88,0		3,6	61,0				
		Min	3,0		0,1	2,0				
		Std. Avvik	30,4		1,3	21,2				
Zapf	4	Snitt			5,4	71,8				
		Maks			13,2	180,0				
		Min			1,1	2,0				
		Std. Avvik			5,6	84,9				
Odin	10	Snitt			0,5	20,2	0,1			
		Maks			1,0	56,0	0,2			
		Min			0,2	2,0	0,0			
		Std. Avvik			0,3	19,2	0,1			
Klaragester	12	Snitt	9,0	53,8	0,8	2,2	0,5	44,5	32,7	8,5
		Maks	18,0	100,0	3,8	4,0	3,5	74,5	73,6	27,5
		Min	2,7	30,0	0,1	2,0	0,0	19,9	7,7	1,1
		Std. Avvik	4,5	19,7	1,1	0,6	1,1	18,7	20,4	8,9
WehoMini	6	Snitt			3,4	4,4				
		Maks			12,2	8,0				
		Min			0,1	2,0				
		Std. Avvik			5,0	2,5				

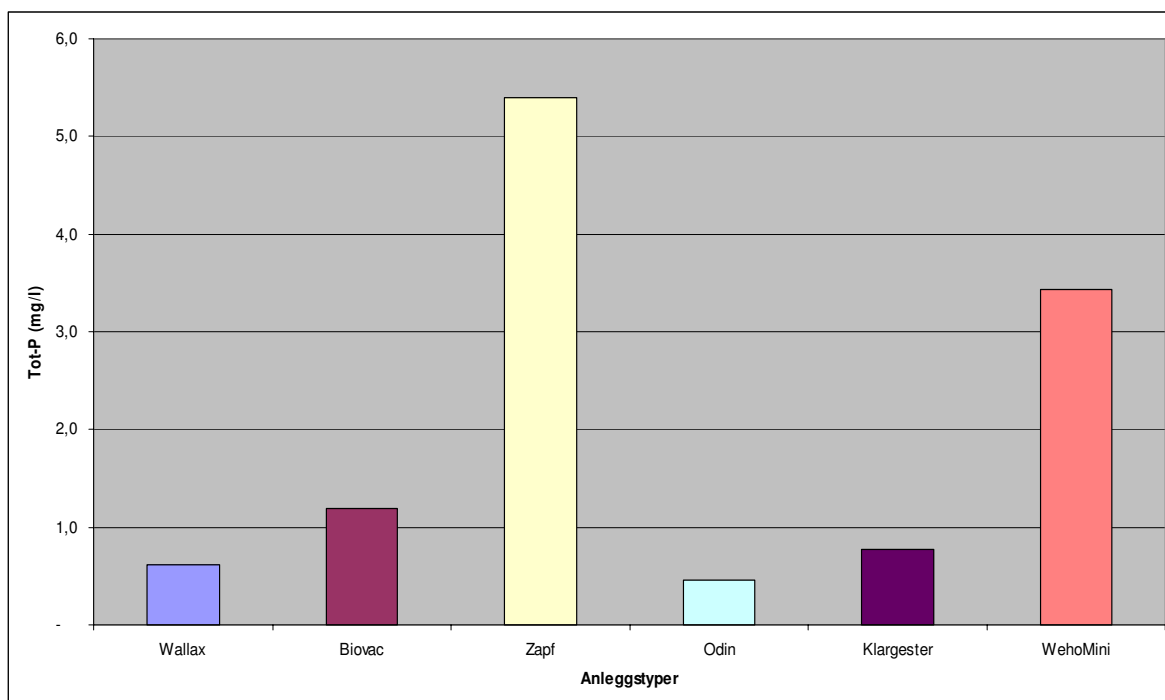
Tallene ovenfor er basert på prøver innsendt fra leverandørene. Samtlige analyser er gjennomført på akkreditert laboratorium (AnalyCen). For leverandørene WehoMini og Zapf består datagrunnlaget av én prøveserie, mens de øvrige har levert inn 2 prøveserier hver.

Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for kontrollparameterne Tot-P og BOF₅ er som følger:

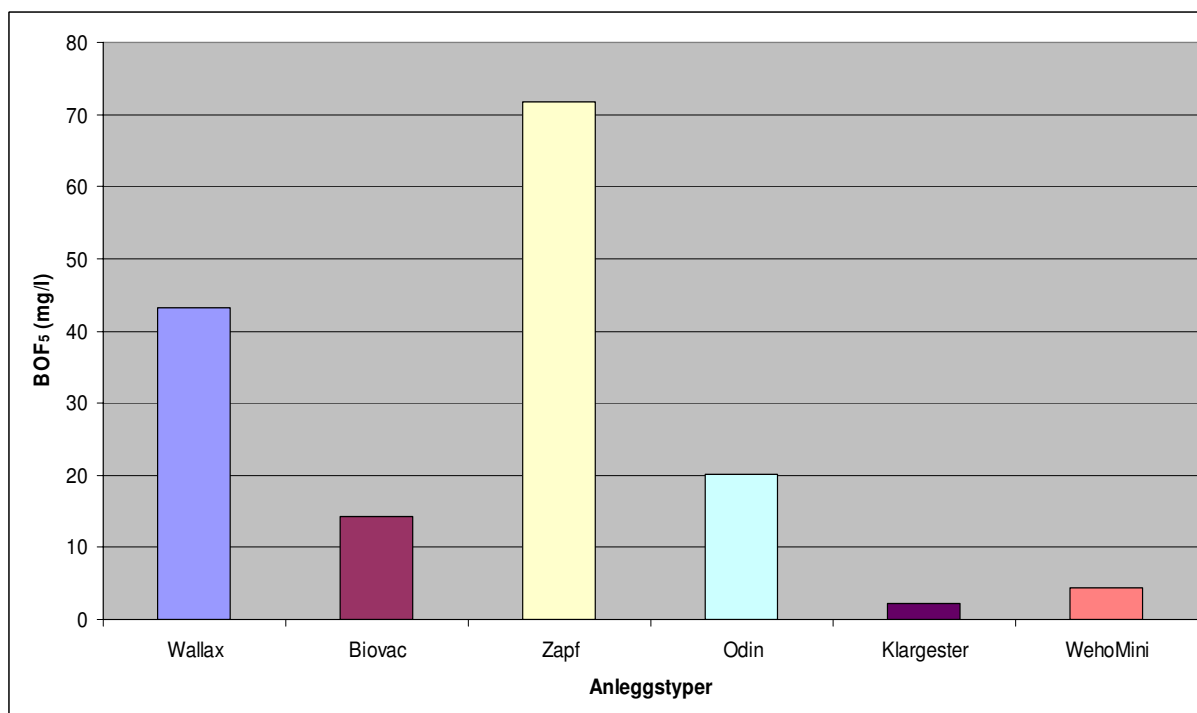
Tabell 8. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for leverandørens egne analyseresultater

Parameter	Konsentrasjon (mg/l)	
	Snitt	Std. Avvik
Tot-P	1,5	2,7
BOF ₅	21	46

Gjennomsnittlige resultater fra leverandørens egne analyser for kontrollparameterne BOF₅ og Tot-P, fordelt pr. leverandør, er vist i figurene nedenfor.



Figur 21. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for Tot-P for leverandørens egne analyser.



Figur 22. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for BOF₅ for leverandørens egne analyser.

3.4 Resultater fra utvidet prøvetaking

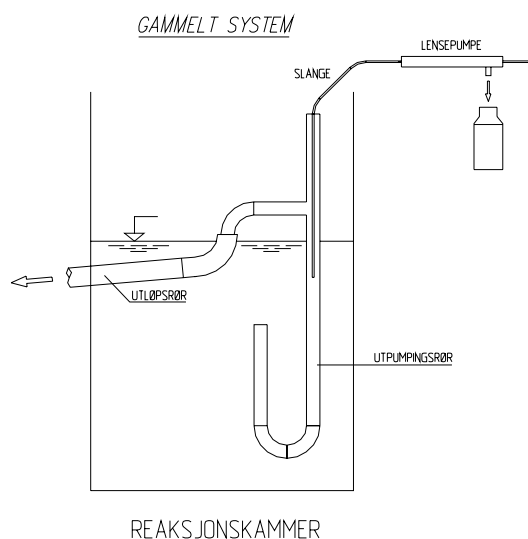
Som nevnt i kap. 2.2 er prøvetakingsmetodene gjennomgått med den enkelte leverandør. I prøvetakingsperioden oppstod det imidlertid behov for å få verifisert prøvetakingsmetodene for Biovac og Odin anleggene. Det ble således besluttet å gjennomføre tilleggsundersøkelser av disse anleggene. Metoder og resultater fra dette er beskrevet nedenfor.

3.4.1 Biovac

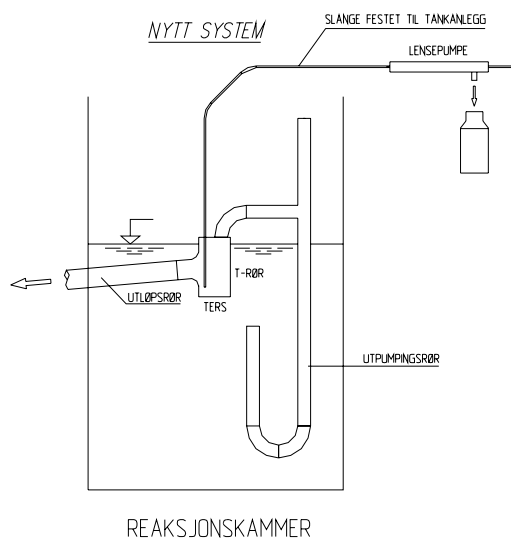
De innledende resultatene fra Biovac hadde høye konsentrasjoner av både SS og fosfor. Samtidig var ikke ny prøvetakingsinnretning (T-rør m/ters) installert på noen av anleggene før det ordinære prøvetakingsprogrammet var ferdig.

Anlegget er ikke spesielt godt tilrettelagt for å ta prøver. Opprinnelig metode var å stikke en fleksibel slange ned i utpumpingsrøret og suge ut med lensepumpe. Denne metoden innehar en risiko for at slam ville følge med. Årsaker er at slam faller ned i utpumpingsrøret pga. omrøring i reaksjonstanken, flyteslam kan produseres pga. denitrifikasjon i utpumpingsrøret, samt at slangen kan komme i kontakt med begroing på rørsidene.

Biovac var oppmerksom på problemstillingen og ville prøve ut en ny prøvetakingsordning. Dette bestod i å skifte ut eksisterende 90° bend på utløpsrøret med et T-rør som blindes i bunnen med en ters. I lokket tres en slange ned til en viss avstand fra bunnen, hvor prøvene suges fra. Denne slangen føres opp til mannelokk for enkel tilgang for prøvetaking. Se skisser nedenfor for forklaring av gammelt og nytt system.



Figur 23. Skisse for prøvetaking ved den "gamle" metoden for Biovac anlegg.



Figur 24. Skisse for prøvetaking ved den "nye" metoden for Biovac anlegg

Verifisering av Biovac anleggene ble utført på 5 anlegg. Ved 2 av anleggene (nr. 4 og 5) ble det tatt samtidige prøver i T-rør m/ters (heretter kalt "ters"), i utvæpingsrøret (dvs. som tidligere, heretter kalt "rør") og i utløp. Utløpsprøvene ble tatt i en kum nedstrøms anlegget ved anlegg nr. 5 og under utvæping ved anlegg nr. 4. I de øvrige anleggene ble det kun tatt samtidige prøver i ters og rør. Prøvetaking ble repetert for anlegg nr. 4, 5 og 28, med prøvetaking kun i ters og rør.

Resultatene fra de respektive prøvedatoene er vist i tabellene nedenfor:

Tabell 9. Resultater fra tilleggundersøkelse av Biovac anlegg.

Nr.	Anleggstype	Prøver tatt 15.01.08														
		Rør					Ters					Utløp				
		SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4
4	Biovac	17	45	0,53	3	0,11	58	90	1,36	6	0,083	13	40	0,5	2	0,11
5	Biovac	30	65	1,28	11	0,019	21	55	0,99	8	0,015	28	50	1,09	8	0,003
24	Biovac	54	90	0,98	14	0,004	58	90	0,96	7	0,01					
28	Biovac	23	65	1,4	10	0,47	22	70	1,2	10	0,41					
58	Biovac			0,49		0,002			1,69		0,023					
	Snitt	31,0	66,3	0,9	9,5	0,1	39,8	76,3	1,2	7,8	0,1	20,5	45,0	0,8	5,0	0,1

Nr.	Anleggstype	Prøver tatt 05.02.08									
		Rør					Ters				
		SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4
4	Biovac	22	55	0,79	6	0,26	47	80	1,37	6	0,057
5	Biovac	62	90	3,65	21	0,19	150	155	7,84	26	0,14
28	Biovac	32	65	1,28	7	0,39	15	65	0,85	6	0,26
	Snitt	38,7	70,0	1,9	11,3	0,3	70,7	100,0	3,4	12,7	0,2

Som tabellen ovenfor viser er det liten forskjell om man tar prøvene på "den gamle metoden" og med ny prøvetakingsordning med ters. Om det er noen forskjell antyder disse resultatene faktisk at de laveste verdiene tas med opprinnelig opplegg. Dette kan ha sammenheng med at slam kan sedimentere i "tersen", og blir med i prøven.

Rørverdiene som en andel av både ters- og utløpsverdiene er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 10. Rørverdier som en andel av ters- og utløpsverdier.

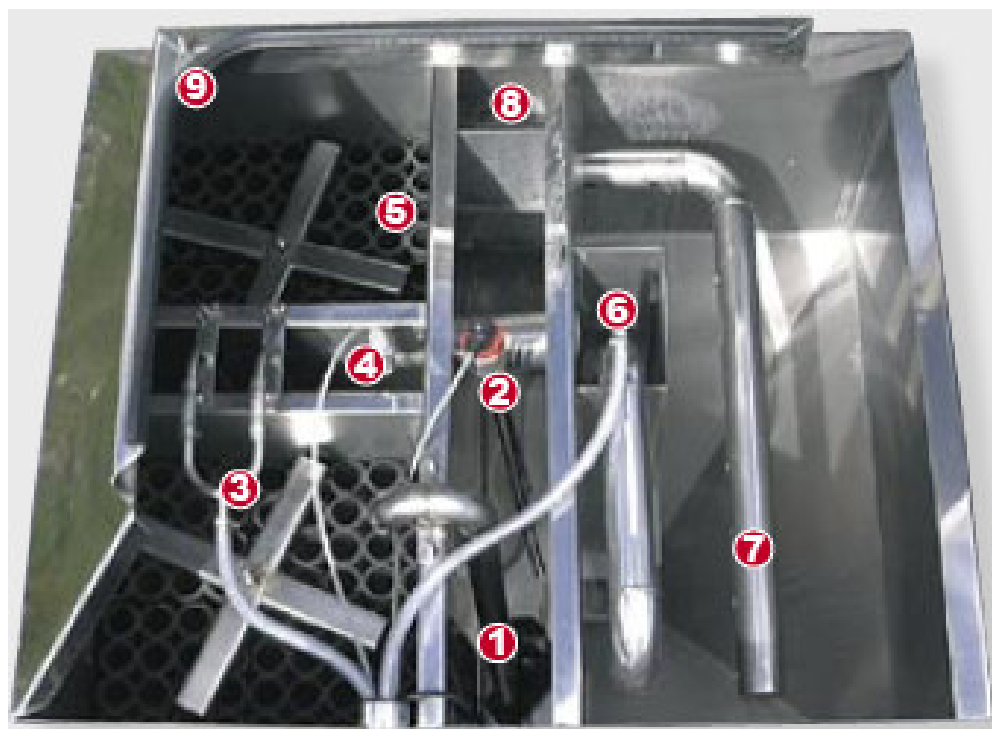
Nr.	Anleggstype	Tot-P		BOF5	
		Rør/ters	Rør/utløp	Rør/ters	Rør/utløp
4	Biovac	0,39	1,06	0,50	1,50
5	Biovac	1,29	1,17	1,38	1,38
24	Biovac	1,02		2,00	
28	Biovac	1,17		1,00	
58	Biovac	0,29			
4	Biovac	0,58		1,00	
5	Biovac	0,47		0,81	
28	Biovac	1,51		1,17	
Snitt		0,84	1,12	1,12	1,44

Resultatene i tabellen ovenfor bekrefter at det er liten forskjell i de ulike prøvepunktene, og bekrefter også da at prøvene tatt i undersøkelsen er representative.

3.4.2 Odin

De innledende resultatene fra Odin hadde høye konsentrasjoner av både SS og fosfor. Samtidig kom Odins egne resultater inn, med vesentlig lavere verdier. I tillegg, som beskrevet i kap 2.3, er to forskjellige prøvepunkter diskutert med Odin. Prøvene tatt i denne undersøkelsen inkluderer prøvetaking i begge prøvepunkter, men dessverre ble det ikke loggført hvor den enkelte prøven ble tatt. Dette førte til at man også ønsket en tilleggsvurdering av Odin anleggene.

De to prøvetakingspunktene er kort diskutert i forprosjektet, samt i kap. 2.2. For å illustrere disse er bildet nedenfor gjentatt i denne rapporten. Det ene punktet er i utløpskassen (pos. 8), som i utgangpunktet er konstruert for prøvetakingsformål. Dette prøvetakingspunktet er sårbart for begroing, og man må vise stor forsiktighet når man tar prøver her, for å ikke røre opp sedimentert slam eller begroing.



Figur 25. Oversiktsbilde av Odins minirensanlegg

Det andre prøvetakingspunktet er i sedimenteringsbasseng, ved siden av dykket utløpsrør (pos. 7). Også i dette prøvetakingspunktet må man være observant ved prøvetaling, da flytestoffer fort kan trekkes inn i prøveslangen.

I tilleggundersøkelsen ble det tatt én prøveserie på 3 anlegg. Det ble tatt samtidige prøver i sedimenteringsbasseng og i utløpskum. Resultatene er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 11. Resultater fra tilleggundersøkelse av Odin maskin anlegg.

Nr.	Anleggstype	Prøver tatt 14.02.08									
		Sedimentering					Kum				
		SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4
14	Odin Maskin	3	65	0,21	22	0,005	8	70	0,21	14	0,005
30	Odin Maskin	74	135	2,3	31	1,2	48	135	2,1	32	1,2
42	Odin Maskin	31	75	1,2	14	0,09	26	70	1	10	0,08
	Snitt	36,0	91,7	1,2	22,3	0,4	27,3	91,7	1,1	18,7	0,4

Som tabellen ovenfor viser er det liten forskjell om man tar prøvene i sedimenteringsbasseng eller i utløpskummen. Om det er noen forskjell antyder disse resultatene faktisk at de laveste verdiene tas i utløpskummen. Det understrekes at dette er få prøver, og forskjellen er meget liten, slik at dette sannsynligvis ikke kan tillegges vekt. Resultatene støtter imidlertid argumentet om at resultatene blir de samme i begge prøvetakingspunktene.

Resultater fra sedimenteringsbasseng som en andel av resultat fra utløpskummen er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 12. Resultat fra sedimenteringsbasseng som en andel av verdier målt i utløpskum.

Nr.	Anleggstype	Tot-P	BOF5
		Sed/kum	Sed/kum
14	Odin Maskin	1,00	1,57
30	Odin Maskin	1,10	0,97
42	Odin Maskin	1,20	1,40
Snitt		1,10	1,31

Resultatene i tabellen ovenfor bekrefter at det er liten forskjell i de ulike prøvepunktene, og bekrefter også da at prøvene tatt i undersøkelsen er representative.

3.5 Alle resultater samlet

Samtlige resultater, dvs. egne resultater, leverandørens resultater, samt resultater fra tilleggsundersøkelsen er vist detaljert i vedlegg. I tabellen nedenfor er gjennomsnitt, maks/min, standardavvik og median vist for samtlige parametere.

Tabell 13. Gjennomsnittlige, maks/min og std. avvik verdier for utløpskonsentrasjoner ved samtlige prøvetakinger.

Verdi	Utløpskonsentrasjoner (mg/l)						
	SS	KOF	Tot-P	BOF ₅	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NH ₄ -N
Gjennomsnitt	53,7	85,8	1,8	17,7	0,31	25,4	32,2
Maks	380,0	410,0	17,8	240,0	4,89	99,3	161,2
Min	0,6	30,0	0,01	2,0	0,002	0,0	0,5
Std. avvik	75,9	61,5	2,7	35,7	0,60	21,7	32,2
Median	24,0	70,0	0,9	6,0	0,11	25,7	20,2

Som tabellen viser oppnår anleggene i gjennomsnitt tilfredsstillende resultater når det gjelder reduksjon av organisk stoff. Når det gjelder totalfosfor er imidlertid resultatene ikke like gode. En gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 1,8 mg Tot-P/l er godt over kravet / målsetningen i Morsa.

Det er viktig å understreke at dette ikke betyr at anleggene ikke fungerer. Målsetningen til Morsa representerer et ønske om 90 % reduksjon, og avhengig av hvilket tall som benyttes for innløpskonsentrasjon (10 opp til 15 mg tot-P/l, jfr. kap. 3.2.2), representerer resultatene i gjennomsnitt en reduksjon av fosfor i størrelsesorden 82 - 88 %.

Ser man også på medianverdien som ligger på 0,9 mg tot-P/l betyr dette at 50 % av anleggene hadde lavere utløpskonsentrasjoner for tot-P enn dette. I tabellen nedenfor er det vist prosentvis andel av prøvene som ligger under visse utløpskonsentrasjoner for sentrale parametere. Tabellen viser at for eksempel 70 % av prøvene har lavere konsentrasjoner enn 1,5 mg tot-P/l.

Med utgangspunkt i Morsas kravsett på 1,0 mg tot-P/l og 25 mg BOF₅/l, viser datagrunnlaget at 55 % av prøvene er innenfor kravet mht. fosfor og 84 % av prøvene er innenfor kravet mhp. BOF₅. Dvs. at 45 % og 16 % av prøvene er over kravet til henholdsvis totalfosfor og BOF₅.

Tabell 14. Prosentvis andel prøver med lavere konsentrasjon enn angitte verdier

Andel prøver med konsentrasjon lavere enn	Tot-P (mg/l)	BOF ₅ (mg/l)
Median	0,9	6,0
60%-percentil	1,2	8,0
70%-percentil	1,5	11,0
80%-percentil	2,2	19,0
90%-percentil	4,7	42,0

I datagrunnlaget for tabellen ovenfor inngår 209 tot-P resultater og 203 BOF₅ resultater.

3.6 Resultater fordelt på anleggstype

I tabell 14 nedenfor vises gjennomsnittlige resultater for alle parametere, fordelt på den enkelte leverandør. Resultatene viser gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner fra årets undersøkelser utført av COWI/IVL, dvs. resultater fra 2006 og leverandørens egne resultater inngår ikke i denne tabellen.

Tabell 15. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for alle parametere fordelt på lev.

Leverandør	Konsentrasjon (mg/l)						
	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	NO3	NH4
Biovac	85,1	104,2	2,7	13,6	0,2	37,1	28,7
Klargester	53,7	76,0	1,7	5,1	0,4	25,7	14,6
WehoMini	25,2	73,6	1,0	15,2	0,4	15,9	44,0
Odin	88,2	121,7	2,2	25,6	0,4	6,5	65,9
Wallax	8,5	41,8	0,4	3,2	0,1	21,2	23,5
Zapf	61,6	89,3	2,0	52,3	0,3	47,7	57,6
Våtmark	8,5	62,5	0,2	35,3	0,05		

Dersom man inkluderer den enkelte leverandørs egne analyseresultater får man en oversikt som vist i tabellen nedenfor. (Våtmarksfilter inngår ikke her da prøver fra leverandører ikke er mottatt mhp. denne anleggstypen.)

Tabell 16. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for alle parametere fordelt på lev. hvor også leverandørens egne resultater inngår.

Leverandør	Konsentrasjon (mg/l)						
	SS	KOF	Tot-P	BOF	PO4	NO3	NH4
Biovac	73,5	104,2	2,4	13,7	0,2	37,1	28,7
Klargester	37,9	67,9	1,4	4,3	0,4	28,3	12,5
WehoMini	25,2	73,6	1,2	12,6	0,4	15,9	44,0
Odin	88,2	121,7	1,8	24,4	0,3	6,5	65,9
Wallax	8,5	41,8	0,5	17,8	0,2	21,2	23,5
Zapf	61,6	89,3	3,0	58,3	0,3	47,7	57,6

Som tidligere nevnt er det to parametere som skal etterprøves i forbindelse med utslippskontroll, Tot-P og BOF₅. Disse er noe mer inngående diskutert i etterfølgende avsnitt. Øvrige parametere for hver anleggstype er vist i foregående avsnitt.

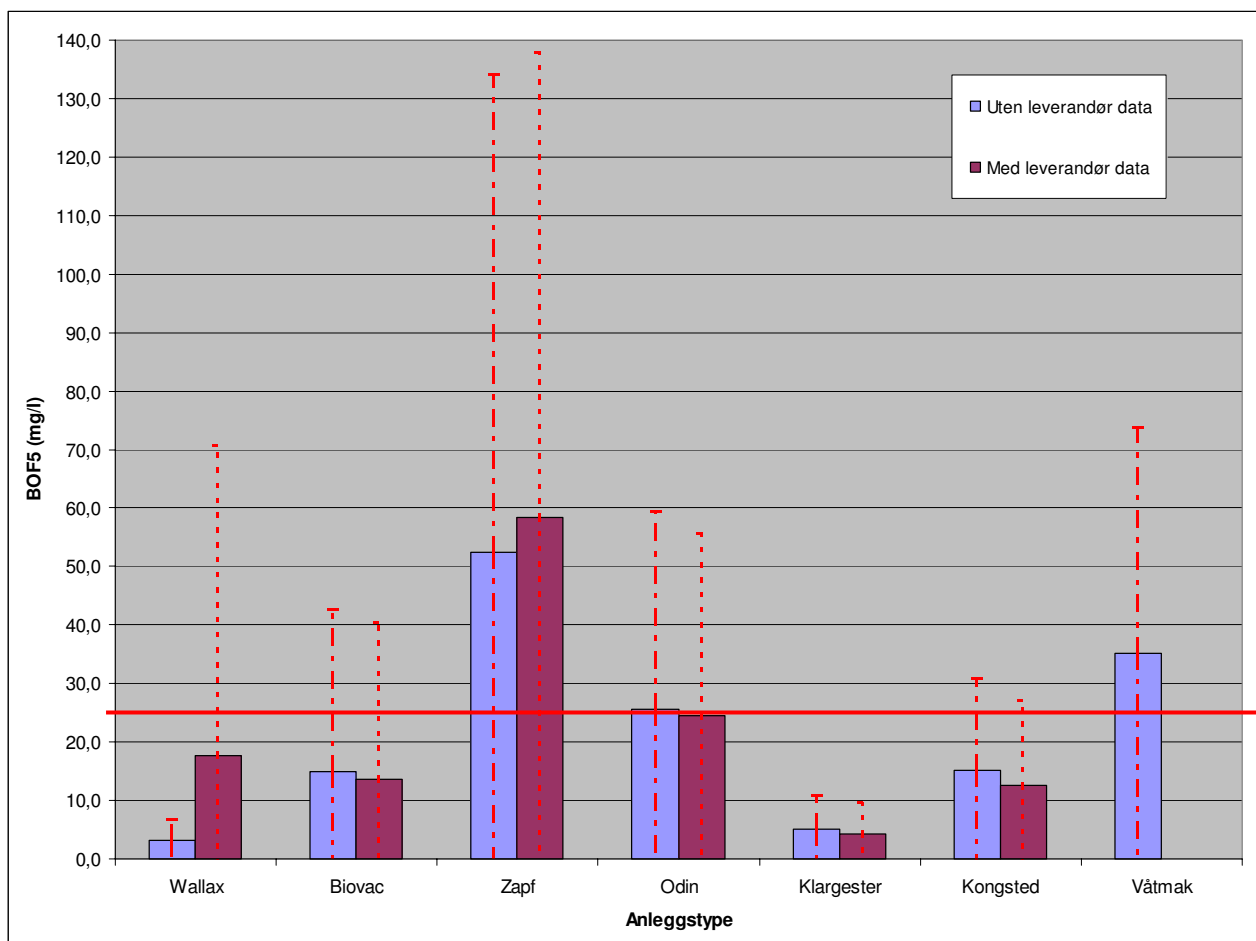
3.6.1 Organisk stoff (BOF₅)

I tabellen nedenfor vises gjennomsnittlig, maks/min og std. avvik for BOF₅ fordelt på de ulike anleggstypene. Gjennomsnittsverdier med std. avvik er vist i figuren under.

Tabell 17. Gjennomsnittlig, maks/min og std. avvik for utløpskonsentrasjoner av BOF₅ fordelt på de ulike anleggstypene, med og uten leverandørens egne data.

Anleggs- type	Ant. Prøver	Verdi	BOF (mg/l)	
			Uten leverandør data	Med leverandør data
Wallax	15	Snitt	3,2	17,8
		Maks	16,0	240,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	3,7	53,0
Biovac	41	Snitt	13,6	13,7
		Maks	180,0	180,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	28,0	26,7
Zapf	9	Snitt	52,3	58,3
		Maks	200,0	200,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	81,6	79,6
Odin	38	Snitt	25,6	24,4
		Maks	155,0	155,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	34,0	31,3
Klargester	35	Snitt	5,1	4,3
		Maks	31,0	31,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	5,9	5,2
Kongsted	16	Snitt	15,2	12,6
		Maks	47,0	47,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	15,8	14,5
Våtmark	4	Snitt	35,3	35,3
		Maks	72,0	72,0
		Min	2,0	2,0
		Std. Avvik	38,5	38,5

*Antall prøver når leverandørens data er inkludert er henholdsvis: Wallax = 23, Biovac = 50, Zapf = 13, Odin = 48, Klargester = 47 og Kongsted = WehoMini = 21 stk.



Figur 26. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner av BOD₅ fordelt på anleggstype (rød strek angir grenseverdi på 25,0 mg BOD₅/l) (*Kongsted = WehoMini).

Som både tabellen og figuren ovenfor illustrerer har de fleste anleggstypene utløpskonsentrasjoner godt under forventet nivå. Anleggstypen Odin maskin ligger imidlertid i grenseland i forhold til kravet i lokal forskrift (<25 mg BOD₅/l), med midlere konsentrasjoner på henholdsvis ca. 26 mg BOD₅/l, ca. 24 mg BOD₅/l når leverandørenes egne tall er medtatt.

Når det gjelder anleggstypen Zapf er det ett enkeltanlegg hvor det tydeligvis var problemer med det biologiske trinnet. I dette anlegget var utløpskonsentrasjonen i området 200 mgBOD₅/l. Uten dette anlegget hadde Zapf-anleggene en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 11,6 mg BOD₅/l.

Det som muligens er mer overraskende er at våtmarksfilter har for høy utløpskonsentrasjon på gjennomsnittlig ca. 35 mg BOD₅/l. Av de to anleggene som inngikk i undersøkelsen var det ene anlegget bra med gjennomsnitt på 2,0 mg/l, mens det andre anlegget fungerte mindre bra med gjennomsnittlig BOD₅ konsentrasjon i utløpet på ca 68 mg/l. På grunn av det beskjedne datagrunnlaget for denne anleggstypen, er således ikke mulig å si at denne gjennomsnittsverdien er representativ og heller ikke så meningsfull.

3.6.2 Fosfor

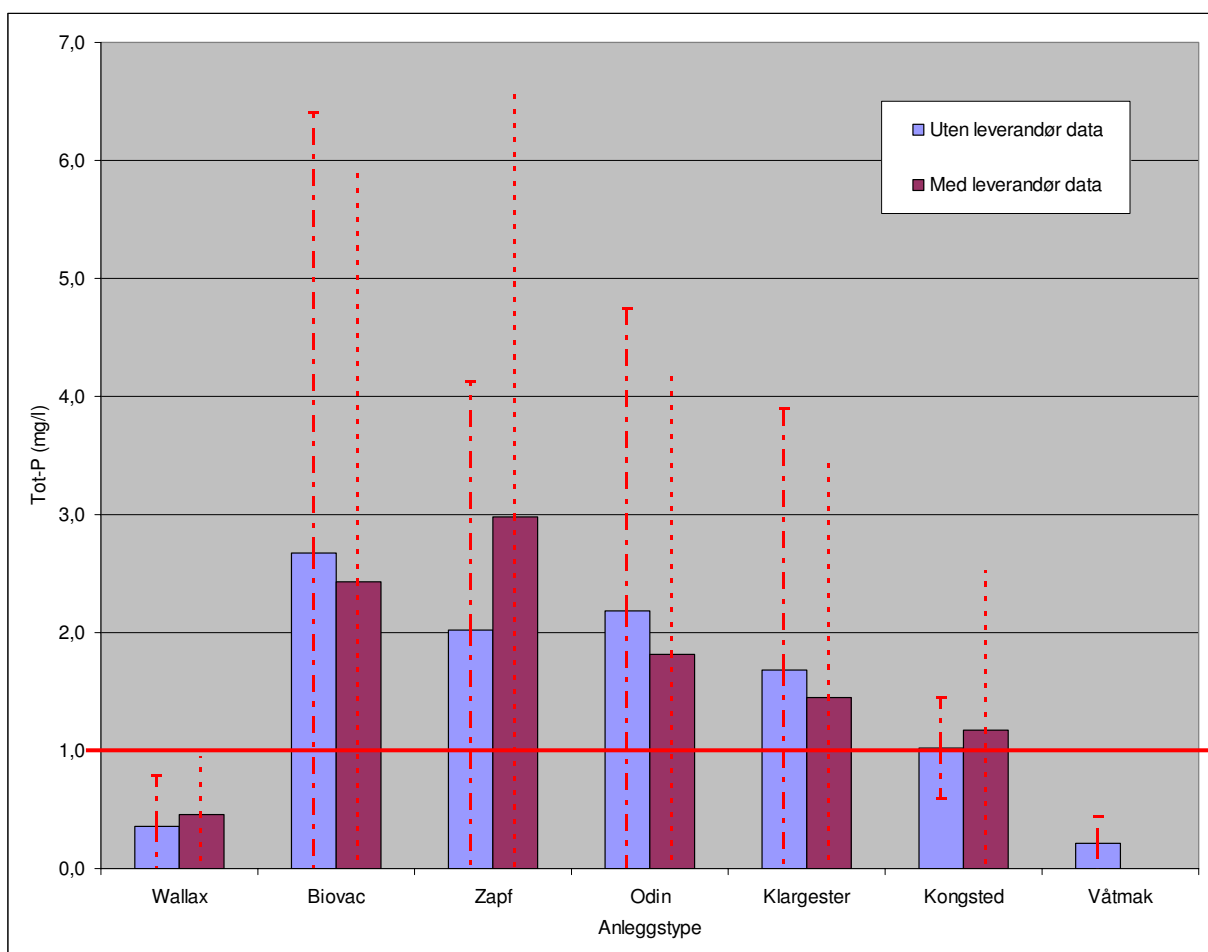
I tabellen nedenfor vises gjennomsnittlig, maks/min og std. avvik for Tot-P fordelt på de ulike anleggstypene. Gjennomsnittsverdier med std. avvik er vist i figuren under.

Tabell 18. Gjennomsnittlig, maks/min og std. avvik for utløpskonsentrasjoner av Tot-P fordelt på de ulike anleggstypene, med og uten leverandørens data.

Anleggs- type	Ant. Prøver	Verdi	Tot-P (mg/l)	
			Uten leverandør data	Med leverandør data
Wallax	13	Snitt	0,4	0,5
		Maks	1,5	1,5
		Min	0,0	0,0
		Std. Avvik	0,4	0,5
Biovac	46	Snitt	2,7	2,4
		Maks	17,8	17,8
		Min	0,3	0,1
		Std. Avvik	3,7	3,5
Zapf	10	Snitt	2,0	3,0
		Maks	6,0	13,2
		Min	0,2	0,2
		Std. Avvik	2,1	3,6
Odin	37	Snitt	2,2	1,8
		Maks	11,8	11,8
		Min	0,2	0,2
		Std. Avvik	2,6	2,4
Klargester	34	Snitt	1,7	1,4
		Maks	11,3	11,3
		Min	0,1	0,1
		Std. Avvik	2,2	2,0
Kongsted	17	Snitt	1,0	1,2
		Maks	2,2	2,2
		Min	0,4	0,1
		Std. Avvik	0,4	1,3
Våtmark	4	Snitt	0,2	0,2
		Maks	0,4	0,4
		Min	0,0	0,0
		Std. Avvik	0,2	0,2

*Antall prøver når leverandørens data er inkludert er henholdsvis: Wallax = 21, Biovac = 55, Zapf = 14, Odin = 47, Klargester = 46 og Kongsted = WehoMini = 23 stk.

Både tabell 15 og figur 27 viser tydelig at det kun er anleggstypene Wallax og våtmarksfilter som med god margin tilfredsstillende utslippskravene slik de er definert i forurensningsforskriften og i lokal forskrift, med gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner på henholdsvis 0,5 og 0,2 mg tot-P/l. WehoMini og til dels Klargester ligger ikke langt over kravet med henholdsvis 1,2 og 1,4 mg tot-P/l, når leverandørens egne data er inkludert. De øvrige anleggene ligger relativt langt over kravet.



Figur 27. Gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner av Tot-P fordelt på anleggstype (rød strek angir grenseverdi på 1,0 mg tot-P/l) (*Kongsted = WehoMini).

Fordelt på anleggstype viser tabellen nedenfor hvor mange av minirensanleggene som overholdt kravet til 1,0 mg tot-P/l, når leverandørens prøver inkluderes. Tabellen korresponderer med tilsvarende tabell i kap. 3.2.2. Det understrekes imidlertid at antallet prøveserier fra den enkelte leverandør var 1-2, mens COWI/IVL's data er gjennomsnittsverdier fra 2-6 prøveserier.

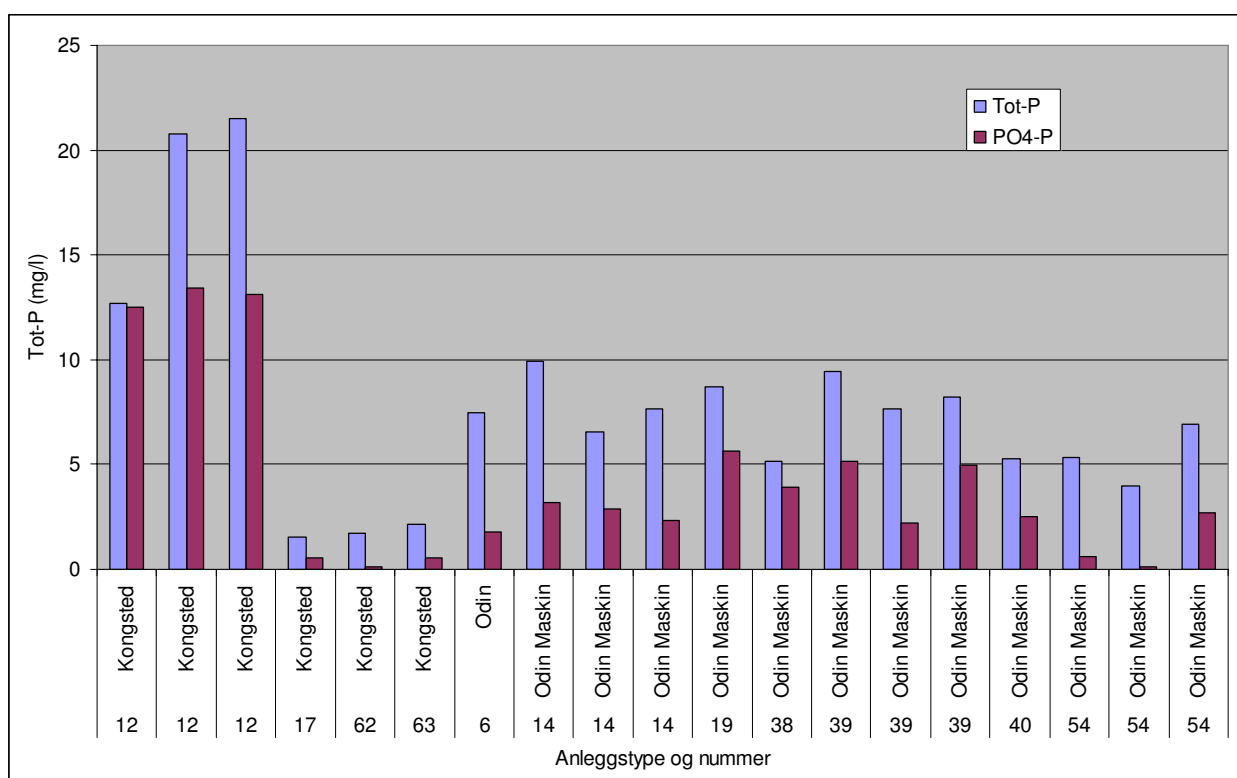
Tabell 19. Antall anlegg pr. leverandør med anlegg som i gjennomsnitt har 1,0 mg tot-P/l eller mindre i utløpskonsentrasjon.

Leverandør	Ant. anlegg m/<1,0 mg tot-P/l	Ant. anlegg
Biovac	7	22
Klargester	14	21
WehoMini	7	11
Odin	11	18
Wallax	7	8
Zapf	3	10

3.7 Fosfor i slamavskiller

En av hypotesene i forbindelse med den stedvis relativt dårlige reduksjonen av fosfor funnet i forprosjektet, var mulig utlekking av fosfor fra slam i slamavskilleren. Det er kjent at fosfor kan frigjøres fra slam under anaerobe forhold.

I et utvalg anlegg ble det derfor tatt prøve i slamavskilleren, for analyse av Tot-P og PO₄-P. Av praktiske årsaker er det anleggstypene Odin og WehoMini som var best egnet for å ta slike prøver. Resultatene er vist i figuren nedenfor.



Figur 28. Fosforkonsentrasjoner for prøver tatt i slamavskilleren(*Kongsted = WehoMini).

Odin minirensanlegg pumper utfelt kjemisk slam fra sedimenteringsbasseng tilbake til slamavskiller. Dvs. at slammet i slamavskilleren består av både forsedimentert slam og kjemisk slam. Tallene viser en jevn distribusjon av fosfor i Odin anleggene hvor Tot-P verdiene varierte mellom ca. 5 og 10 mg/l. Disse dataene gir ingen indikasjon på utlekking av fosfor fra sedimentert slam. Variasjonen er imidlertid større for PO₄-P, hvor verdiene varierte fra 0,15 til 5,65 mg/l.

WehoMini minirensanlegg pumper også utfelt slam tilbake til slamavskilleren, men til forskjell fra Odin tilsettes fellingskjemikaliene direkte på slamrøret. Avhengig av hvor effektiv innblandingen er i røret, og hvor mye vann som kommer inn til slamavskilleren, vil man derfor også kunne oppnå en forfellingeffekt. I slike tilfeller vil man kunne forvente forholdsvis lave fosforverdier i vannprøvene. Resultatene for WehoMini er interessante i så måte, hvor man for anleggene nr. 17, 62 og 63 tydelig kan se en slik effekt med gjennomsnittlig konsentrasjoner for Tot-P og PO₄-P på henholdsvis ca. 1,8 og 0,4 mg/l i vannfasen.

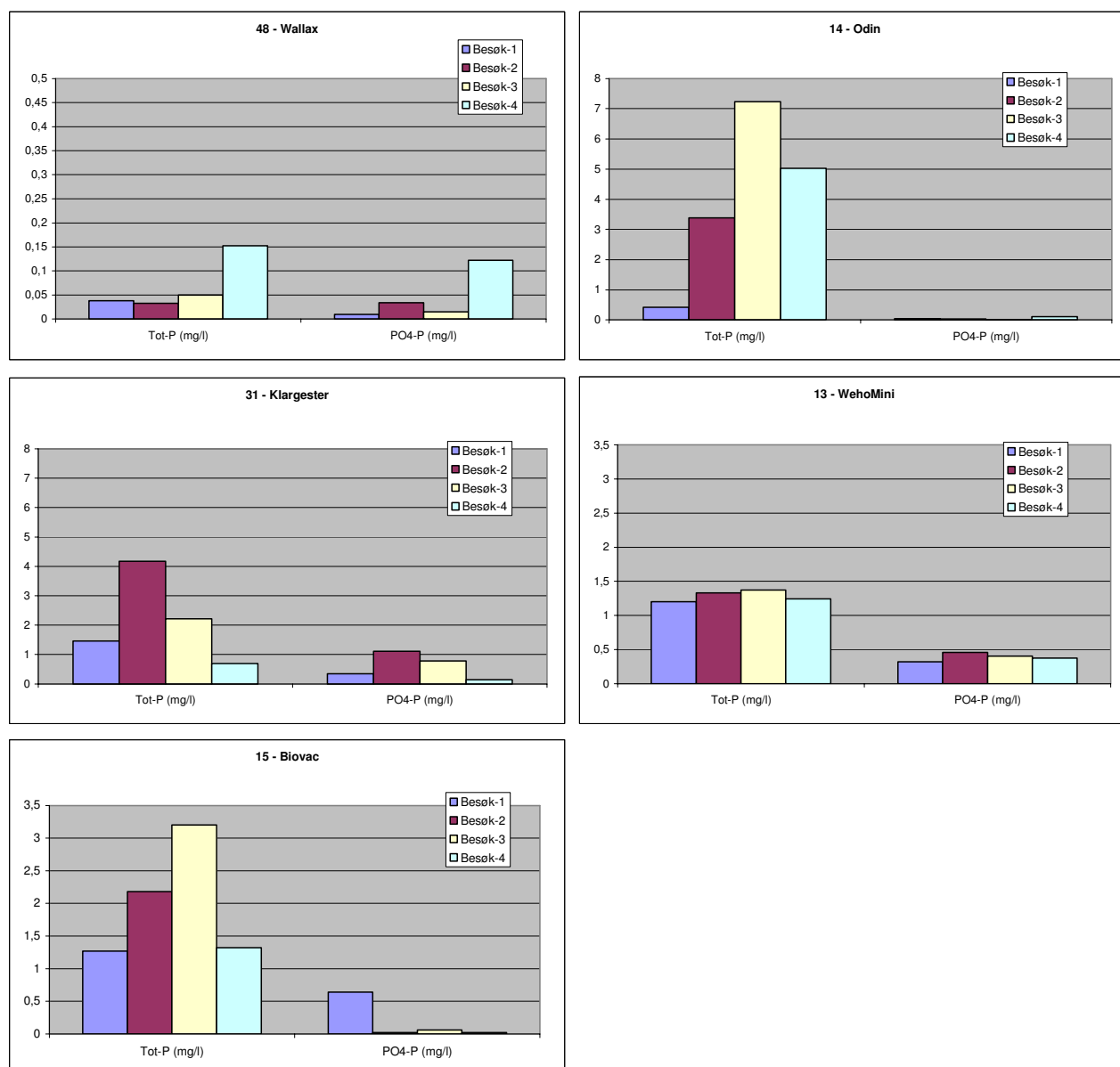
Ved anlegg nr. 12 er fosforverdiene høyere enn hva man skulle forvente i innløpet til anlegget. En skal også være klar over at prøven er tatt i vannfasen, dvs. at fosfor som er bundet til partikulært materiale og har sedimentert ikke er med i prøven. Ved dette anlegget fungerte imidlertid ikke fosforfellingene, da man kunne se tilsvarende konsentrasjoner i utløpsvannet. Fosfor vil kunne omdannes fra bunden form (partikulært eller organisk) til ortofosfat i det biologiske behandlingstrinnet, eller at det foregår en viss utlekking av fosfor fra sedimentene. Undersøkelsene som er utført gir imidlertid ikke grunnlag for å konkludere hvilke mekanismer som forårsaker dette.

Tallgrunnlaget er lite, og det er viktig å understreke at videre studier av dette er viktig for å få en forståelse for omfanget, og hvordan dette virker inn på renseanleggenes drift forøvrig. Når denne kunnskapen finnes vil man kunne ta hensyn til dette ved driftsoptimalisering.

3.8 Variasjon i renseresultater

Siden vi har gjennomført opp til 6 repeterende besøk på de ulike anleggene, var det også interessant å se om anleggene oppførte seg stabilt eller om de varierte i ytelse. For å vurdere dette er det gjort et tilfeldig utvalg blant de anleggene som har hatt minimum 4 anleggsbesøk.

I figurene nedenfor vises variasjon i utløpskonsentrasjon for 5 stk enkeltanlegg av ulike fabrikat. Figurene er fordelt på parameterne fosfor, organisk stoff (BOF₅) og nitrogen.

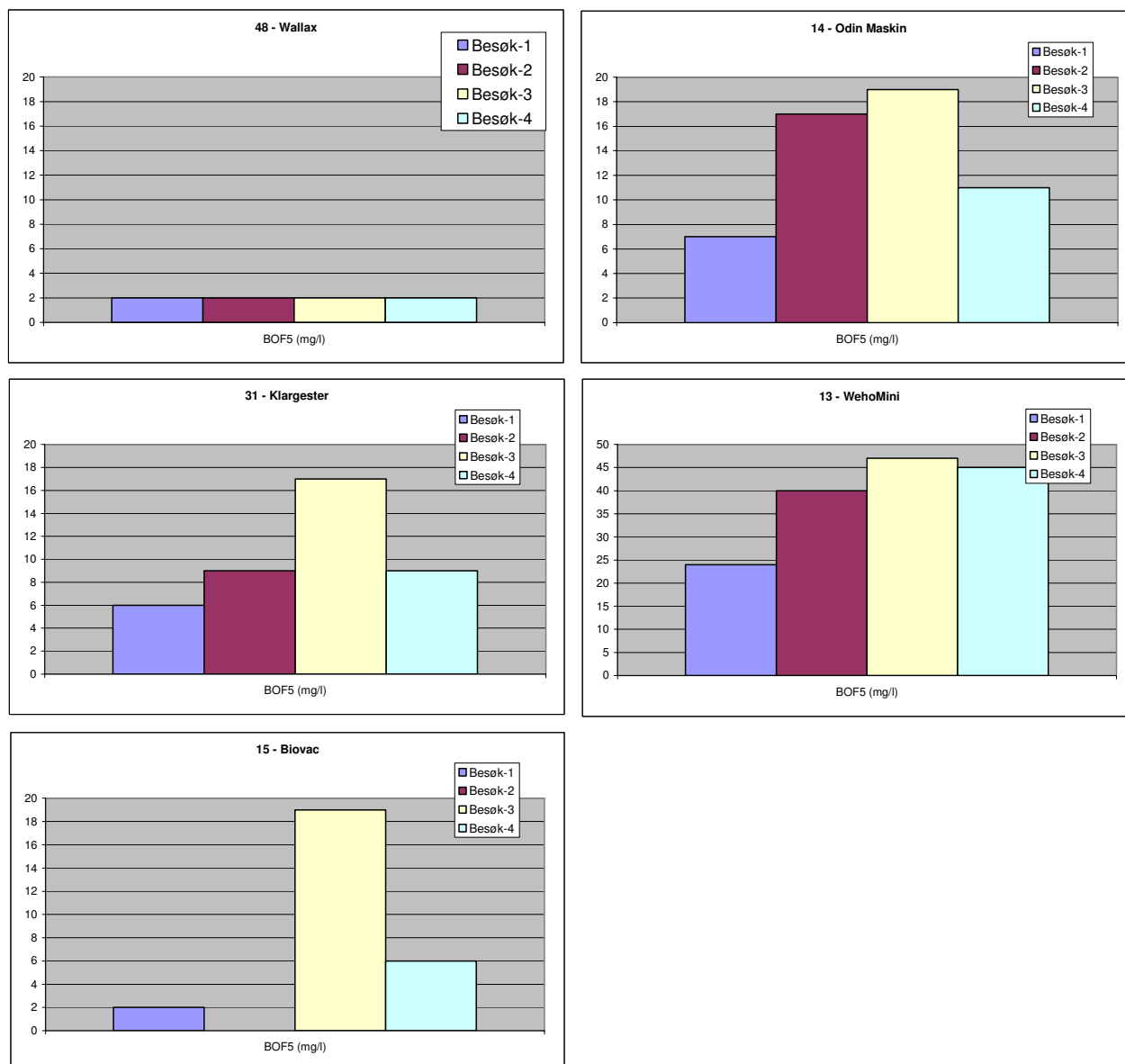


Figur 29. Variasjon av fosfor i behandlet vann fra ett anlegg fra 5 ulike anleggstyper (NB: Variierende skala).

Figuren ovenfor viser variasjon i utløpskonsentrasjon for fosfor for 5 ulike anleggstyper, og viser tydelig at denne kan variere forholdsvis mye spesielt når det gjelder Tot-P. Tilsvarende variasjon ser man ikke for PO₄-P, noe som indikerer at utfelling av løst fosfor var noenlunde stabil for disse anleggene. De høye Tot-P verdiene sammenfaller med høye SS og KOF verdier (grafer ikke vist her). Dette er nærmere beskrevet i kap. 4.2.2.

Et interessant observasjon er imidlertid i diagrammene for 31-Klargester og 15-Biovac, hvor man ser at også PO₄-P kan variere forholdsvis mye. For disse konkrete anleggene varierte PO₄-P i området 0,15-1,11 og 0,02-0,64 for henholdsvis 31-Klargester og 15-Biovac. Dette skyldes antageligvis belastningsvariasjon i tilfellet 31-Klargester, mens i tilfellet 15-Biovac kan doseringsmengden også ha blitt justert.

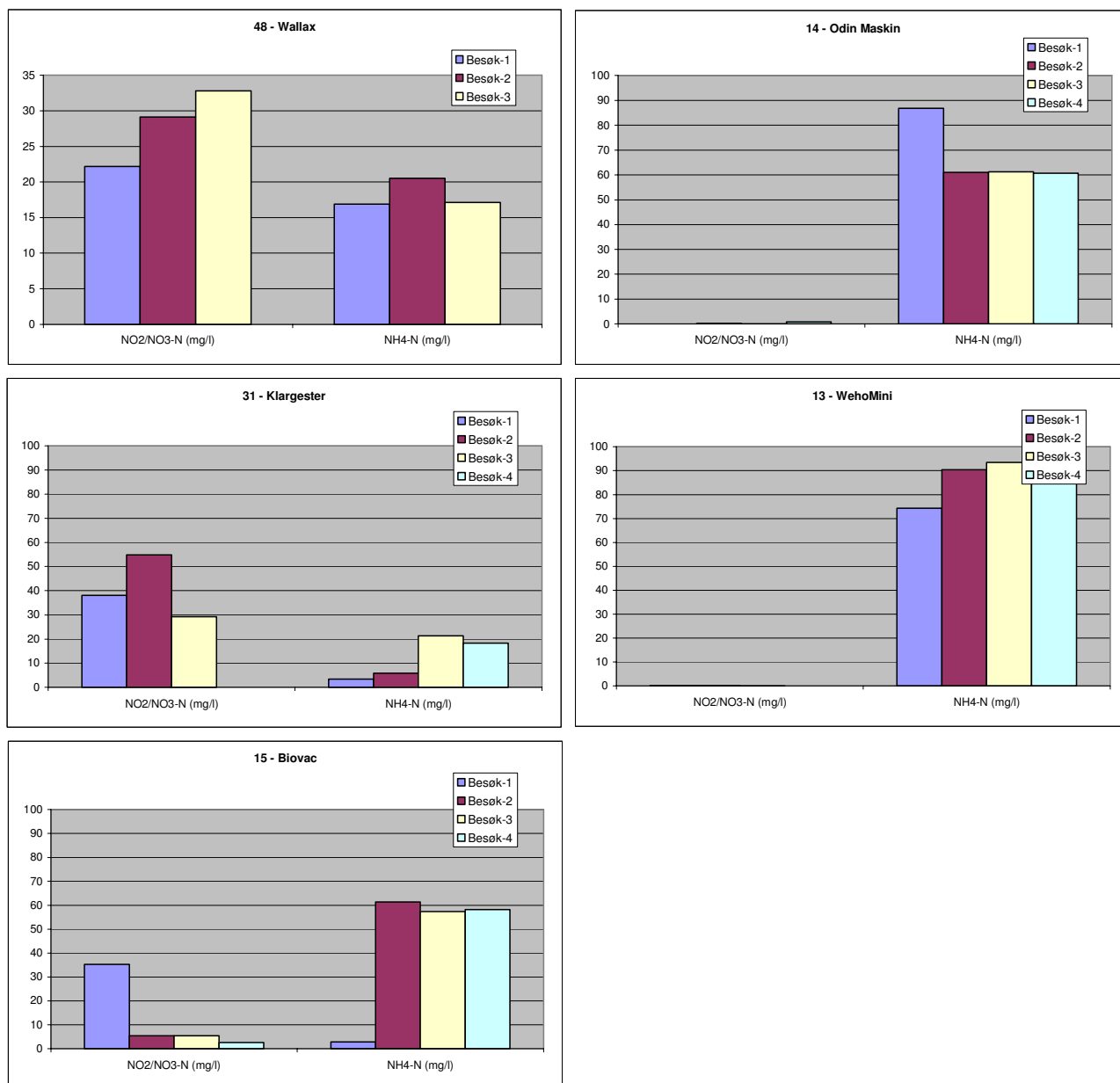
I tilfellet 15-Biovac ser man også et omvendt forhold mellom Tot-P og PO₄-P, dvs. i første prøveserie var fosfatandelen ca. 50 %, mens den i de 3 påfølgende prøveseriene lå i området 1-2 %. Dersom reduksjonen i PO₄-P var et resultat av økt dosering, kan dette ha medført høyere slamproduksjon med påfølgende redusert avskillingsgrad. Dette er nærmere vurdert i kap. 4.



Figur 30. Variasjon av organisk stoff (BOF₅) i behandlet vann fra ett anlegg fra 5 ulike anleggstyper (ikke data for prøveserie 2, for anlegg 15-Biovac). (NB: Varierende skala)

Figurene ovenfor viser forholdsvis beskjeden variasjon mht. utløpskonsentrasjoner for BOF₅. Dette viser dermed at anleggene er tilsynelatende godt dimensjonerte for reduksjon av organisk stoff, noe de øvrige data også bekrefter (jfr. kap. 3.2.1, 3.3 og 3.6.1).

Utløpskonsentrasjonene er også jevnt over forholdsvis lave, unntatt for 13-WehoMini, noe som indikerer at dette anlegget er høyere belastet enn de øvrige.



Figur 31. Variasjon av nitrogen i behandlet vann fra ulike anleggstyper (NB: Varierende skala).

Diagrammene ovenfor bekrefter at anlegg 13-WehoMini er forholdsvis høyt belastet, da det vises ingen tegn til nitrifikasjon. Svært høye NH₄-N konsentrasjoner kombinert med lave NO₂/NO₃-N konsentrasjoner i området 0,1-0,2 mg/l bekrefter dette.

Anleggene 48-Wallax og 31-Klargester viser stabil nitrifikasjon i anleggene. Anlegg 14-Odin viser ikke noe tegn til nitrifikasjon, noe som indikerer at anlegget er høyt belastet eller at nitrifikasjonen er hemmet.

En interessant observasjon ligger i diagrammene for 15-Biovac, hvor man ser at fra å ha stor grad av nitrifikasjon i prøveserie 1 til nesten ingen nitrifikasjon prøveserie 2, med fortsatt liten grad av nitrifikasjon i prøveserie 3 og 4. Dette viser at å vende fra høy til lav nitrifikasjonsgrad kan skje raskt. Bakteriene som står for nitrifikasjonen vokser langsommere, og vil bli utkonkurrert i et system hvor organisk stoff er lett tilgjengelig, som i et høyt belastet anlegg. Dette korresponderer med diagrammet for BOF₅ ovenfor hvor man også observerer høyere verdier i prøveserie 3 og 4 (mangler data for prøveserie 2), dvs. en endring i belastning.

Det som også er interessant med dette anlegget er at lav nitrifikasjonsgrad korrelerer meget godt med lave PO₄-P konsentrasjoner i figur 29. Trekker man i tillegg inn pH verdiene målt i de ulike prøveseriene (4,2 – 7,0 – 7,1 – 6,8), ser man at den relativt høye PO₄-P konsentrasjonen i prøveserie 1 kan skyldes at nitrifikasjon medvirket til at man ikke hadde optimal pH.

3.9 Multivariat analyse

3.9.1 Metode

Multivariat analysen er utført med metoden ”prinsipalkomponentanalyse” (PCA – Principal Component Analysis), som er en standardmetode i multivariat statistikk og er et verktøy for å visualisere mønster i data.

Metoden PCA baseres på at data plasseres i et multidimensjonelt datarom med en variabel per akse/dimensjon. En regresjonslinje (trendlinje) dras i den retning som datarommet har størst utstrekning. Linjen kalles prinsipalkomponent 1 (PC1). PC2 dras deretter på samme måte, vinkelrett mot PC1, i det resterende datarommet, osv. På denne måten forenkles (approksimeres) data med et færre antall dimensjoner/variabler. Disse er kombinasjoner av de opprinnelige variablene og kalles prinsipalkomponenter. Det antall prinsipalkomponenter som er nødvendig for å forklare den systematiske variasjonen i dataene tilsvarer antallet uavhengige variasjonskilder i dataene.

Når PCA benyttes for visualisere mønster i data anvendes normalt to typer diagram. I et av diagrammene (observasjonsdiagram = Score plot) projiseres de ulike observasjonene i to dimensjoner, tilsvarende PC1 og PC2. Observasjoner med tilsvarende variabelmønster havner nære hverandre i grafen. I den andre typen diagram (variabeldiagram = Loading plot) kan variablenes beliggenhet synliggjøres i forhold til de to prinsipalkomponenter. Variable (analyserte parametere) som havner nære hverandre i diagrammet samvarierer, mens variable som havner i motsatt ende av diagrammet er negativt korrelerte.

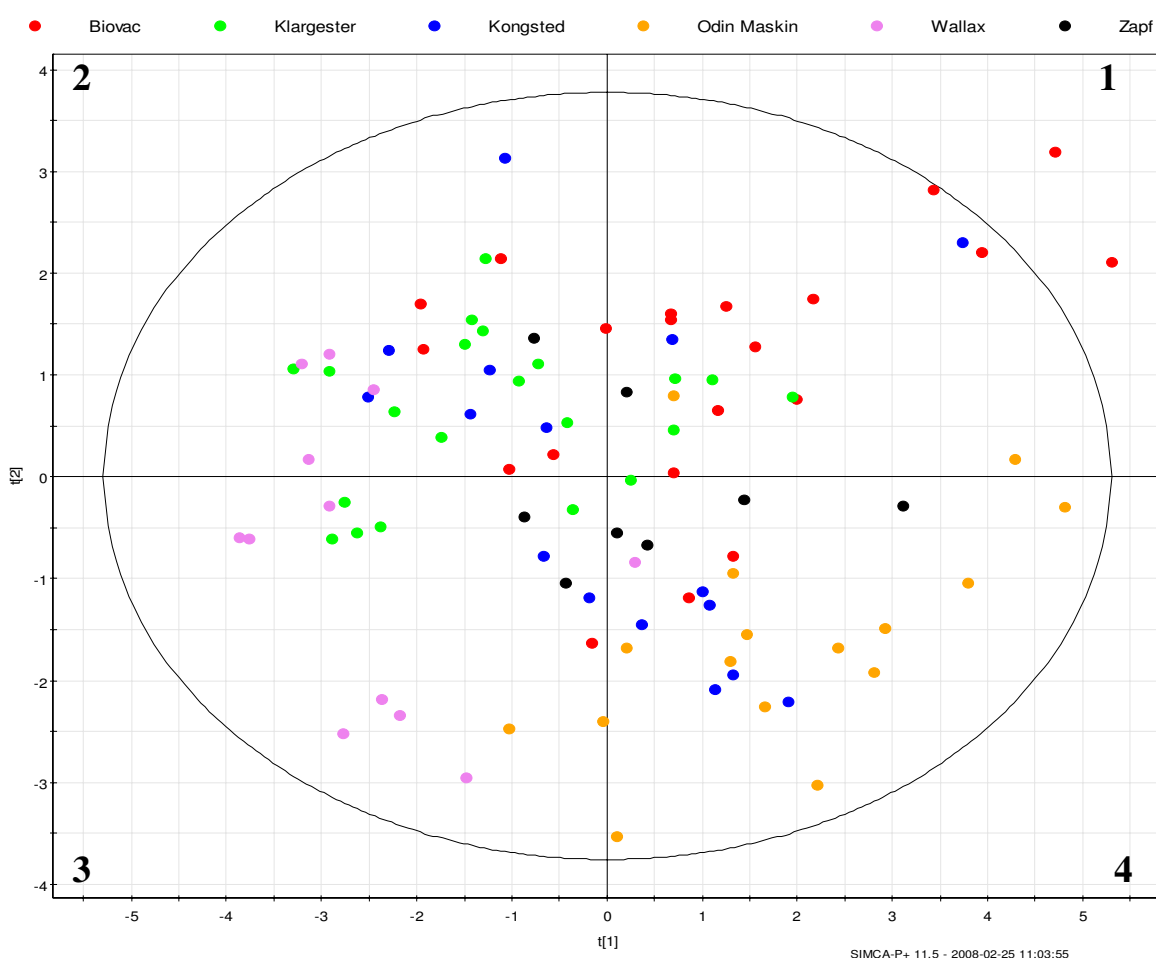
Ved å tolke begge diagrammene fra en modell samtidig får man ytterligere informasjon. En observasjon med høy relativ konsentrasjon av en bestemt parameter havner i samme del av observasjonsdiagrammet (Score plot) som den aktuelle parameteren i variabeldiagrammet (Loading plot). En observasjon med lav relativ konsentrasjon for denne parameteren havner i diagonalt motsatt ende av diagrammet.

Som basis for modelleringen, dvs. i forkant av analysen, er data sentrert og skalert til lik varians for alle variabler, noe som medfører at samtlige variable får like stor på-

virkning på modellen. Utover dette har alle variable, utenom pH og temperatur, blitt logaritmisert, ettersom fordelingen for disse variablene ikke er normalfordelt, noe som er en forutsetning for multivariat analyse.

3.9.2 Resultater - MVA

Forklaringsgraden for den produserte PCA modellen er 64 %, noe som er et akseptabelt nivå. Figuren nedenfor viser det såkalte observasjonsdiagrammet (Score-plot), altså hvor de ulike observasjonene havner når man projiserer de på det plan som spredde mest.



Figur 32. Observasjonsdiagram (Score plot) for alle observasjoner.

Figuren viser at de ulike prøvene viser et meget variert og sammensatt bilde mht. alle variable, da punktene er spredd over hele diagrammet. Den viser også at data for hvert fabrikk varierer over en stor flate og at flatene i stor grad sammenfaller. Dette betyr at samme type anlegg har forskjeller mellom ulike steder og prøvetakinger (f.eks. pga. belastningsvariasjon), samtidig som det er vanskelig å entydig si at den ene anleggstypen er bedre enn den andre.

En del mønster ser man dog:

Biovac har meget stor spredning i observasjonene, og havner i stor utstrekning i 1. kvadrant, med flere observasjoner langt fra origo.

Klargester har forholdsvis liten spredning i observasjonene, og har tyngdepunkt av observasjoner i 2. kvadrant, relativt nær origo.

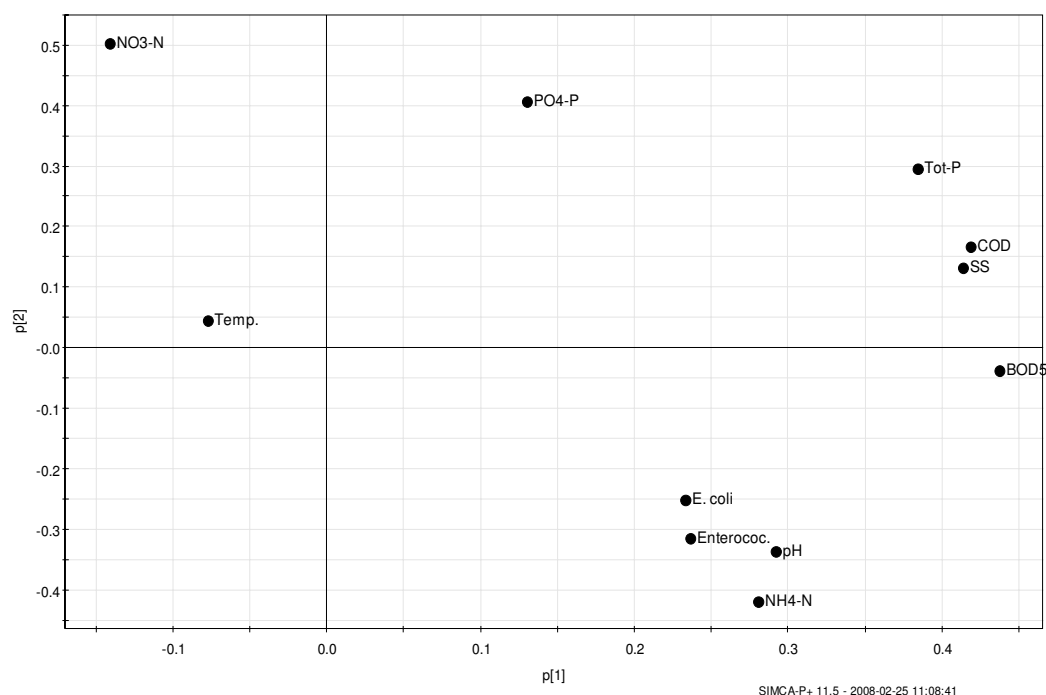
WehoMini (Kongsted) ser ut til å ligge i et område som går diagonalt gjennom 2. og 4. kvadrant.

Odin Maskin ligger først og fremst i 4 kvadrant og ganske langt fra origo.

Wallax ligger i hovedsak forholdsvis langt fra origo, og først og fremst i 2. og 3. kvadrant.

Zapf er spredd over alle kvadranter og ligger generelt nær origo.

Hva betyr så dette? Hvor skal punktene ligge for å indikere en god funksjon? En del av svaret får vi ved å sammenligne figuren ovenfor med variabeldiagrammet (Loading plot) i figuren nedenfor.



Figur 33. Variabeldiagram (Loading plot) for alle observasjoner, dvs. variabelenes beliggenhet planprojisert.

Vi ser at BOD₅ ligger langt til høyre, nær x-aksen. Det betyr at prøver med høy BOD₅ havner langt til høyre også i observasjonsdiagrammet (Score-plot, figur 32). Ettersom vi ønsker lav BOD₅ er det altså bra om observasjonen i figur 32 havner langt til venstre, i 2. eller 3. kvadrant. Så enkelt hadde det vært om man kun hadde vært interessert i BOD₅. I virkeligheten vil observasjonenes beliggenhet i figur 32 påvirkes av verdien

på alle variablene (parameterne) i prøven. Dersom prøven f.eks. hadde både en lav BOF_5 og $\text{NO}_3\text{-N}$ verdi ville punktet snarere ligge i 3. eller 4. kvadrant.

Nå er vi imidlertid så heldige at de viktigste parameterne som vi er interessert i, nemlig BOF_5 , SS, KOF og Tot-P, ligger forholdsvis godt samlet langt ut til høyre. De ligger også med en svak draging oppover i 1. kvadrant, hvilket innebærer at det for oss er best om observasjonene ligger langt til venstre i 3. kvadrant, forholdsvis nære x-aksen. Der er det imidlertid ikke mange punkter totalt sett, men de som ligger der tilhører Klargesten og Wallax anleggene.

Dersom vi også tar hensyn til at det er positivt med lavt innhold av levende tarmbakterier og høyt innhold av nitrat, så kan man si at "gode" anlegg dras opp mot venstre del av 2. kvadrant. Der finner vi foruten flere Wallax og Klargesten, også en del WehoMini anlegg.

Dvs. at der hvor man vil at observasjonene skal ligge er avhengig av hvordan man prioriterer de ulike variablene i forhold til hverandre. Som det er utført i denne modellen, vil alle variable innvirke like mye på punktenes plassering. Det er derfor viktig å notere at både temperatur og pH vil forflytte punktene, selv om vi ikke er primært interessert i en viss pH eller temperatur på vannet.

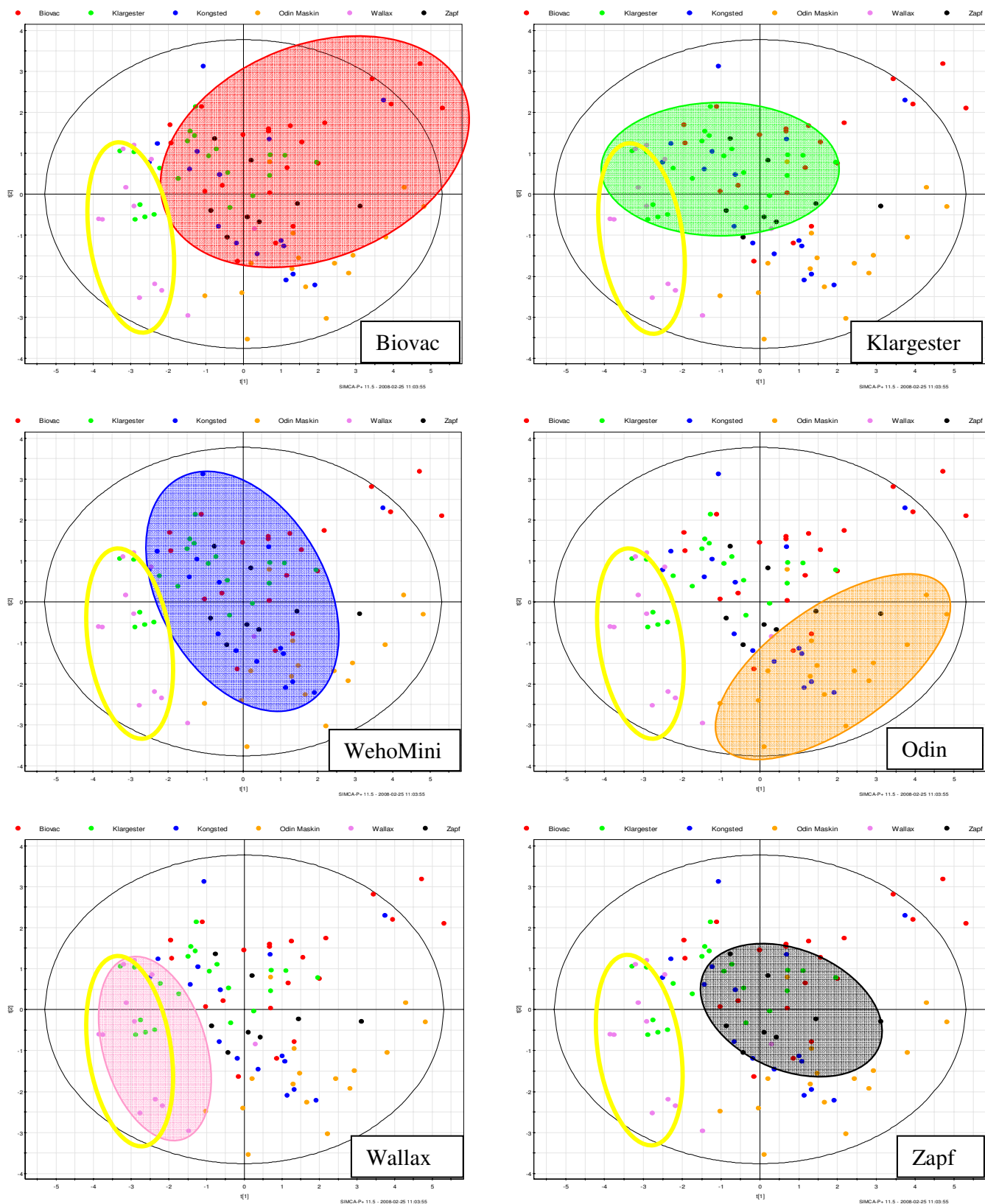
Disse variablene er med på figur 33 for at vi skal kunne se sammenhengen mellom ulike variable. At temperaturen ligger nære origo og langt fra de øvrige variablene, betyr at den ikke påvirker de andre noe særlig. For pH er forholdet annerledes. pH ligger nære både $\text{NH}_4\text{-N}$ og de to typene tarmbakterier. Det betyr at på en eller annen måte hører høy verdi av disse parameterne sammen.

Det er flere mulige årsaker til nettopp dette. Nitrifikasjon, altså en økning av nitrat og reduksjon av ammonium, gir en senkning av pH. Dette forklarer trolig at høyt innhold av $\text{NO}_3\text{-N}$ nesten sammenfaller med lav pH. For pH og bakterieinnholdet er det mest sannsynlig at lav pH gir dårligere levestandarder for tarmbakteriene.

Andre sammenhenger som man ser er mer selvsagte. At BOF_5 og KOF ligger i samme område er naturlig da begge er mål på organisk stoff. KOF ligger nærmere SS, ettersom alt det organiske materialet i SS gir utslag som KOF, mens dette måles i mindre grad som BOF_5 . På samme måte ser man at Tot-P er mye sterkere knyttet til SS enn hva tilfellet er for $\text{PO}_4\text{-P}$ som ikke kan sies å ha noen sammenheng med SS overhodet.

Dersom pH og temperatur tas bort fra analysen blir resultatet i prinsipp det samme, og både observasjons- og variabeldiagrammet vil se omtrent likt ut. Dette fordi temperaturen ligger nære origo og langt fra øvrige parametere, samt den tette sammenhengen mellom pH og $\text{NH}_4\text{-N}$.

Figur 34 viser hvordan ulike prøvetakinger på samme anleggstype varierer, og de ulike fabrikanter plassering tydeligere enn i figur 32. Det ideelle området er også markert med gul ring.



Figur 34 Observasjonenes plassering for de ulike anleggstypene. (Gul ring markerer målområde).

4 Diskusjon

4.1 Generelt

I kapittel 3 er de ulike resultatene presentert. I dette kapitlet blir disse resultatene diskutert mer inngående, hvor det er forsøkt å analysere betydningen av og årsaken til funnene. I denne forbindelse er det naturlig å fokusere på de funn som er knyttet til myndighetenes nåværende eller trolig kommende krav, dvs. fosfor og organisk stoff i Norge/Sverige, og nitrogen og bakterier i Sverige.

Det har ikke vært denne undersøkelsens hensikt å rangere de ulike anleggstypene. Fra bransjen er det imidlertid et uttrykt ønske om få sammenlignet de enkelte anleggstypenes ytelse. Dette er således også diskutert i dette avsnittet.

I vurderingen av datagrunnlaget har en brukt utvalgs-kriterier. Disse utvalgs-kriteriene er basert på at resultater som med stor sannsynlighet er feil, enten prøvetakingsfeil eller analysefeil, er strøket fra datagrunnlaget. I denne sammenhengen er det særlig parameterne SS og tot-P som kan være påvirket.

Leverandørforeningen for godkjente minirensesanlegg (LfM) har engasjert Aquateam for å vurdere både datagrunnlaget, og hvordan dette er bearbeidet. I denne forbindelse har Aquateam foreslått en grenseverdi på 500 mg/l for SS, hvor de sier at prøver med høyere verdier enn dette må inneholde slampartikler som følger med under prøvetaking. Grensen er basert på den beregnede innløpskonsentrasjonen på ca. 330 mg SS/l (fra pilotprosjektet), og at ingen anlegg over tid vil kunne levere utløpsvann med en kvalitet som er dårligere enn innløpsvannets. Tilsvarende vurdering i forbindelse med totalfosfor gir en grenseverdi på 20 mg tot-P/l. Vårt utgangspunkt var likt med Aquateam's, men vi hadde ikke strøket 2 prøveserier hvor utløpskonsentrasjonene for SS var på henholdsvis 564 og 590 mg SS/l, samt en prøveserie hvor totalfosfor var på 21,2 mg tot-P/l. Dvs. kun 3 prøveserier, og omtrent samme nivå på grenseverdier, slik at konklusjonen er at det ikke foreligger noen faglig uenighet om utvalgs-kriteriene. I vurderingen av datagrunnlaget er Aquateam's grenseverdier benyttet, dvs. ovennevnte prøveserier (3 stk) er strøket.

Aquateam foreslår videre å forkaste 4 datasett basert på sammenhengen mellom partikulær fosfor og SS, da disse prøvene avviker for mye fra den "teoretiske" sammenhengen, illustrert ved en lineær trendlinje i et plott av SS mot partikulær P (tot-P minus orto-P). Ett av disse datasettene er sammenfallende med prøven nevnt ovenfor hvor totalfosfor hadde en konsentrasjon på 21,2 mg tot-P/l, og serien er strøket med bakgrunn i ovennevnte utvalgs-kriterier. Den ene prøveserien har en partikulær P konsentrasjon på 0,05 mg/l samtidig med 180 mg SS/l. Dette virker ikke sannsynlig, og datapunktet er strøket. Dvs. det gjenstår 2 aktuelle datasett å diskutere. Aquateam sier videre i sin rapport at slam fra biologisk/kjemiske renseanlegg normalt inneholder 3 % fosfor som prosent av SS. Dette tallet er kjent for større sentrale renseanlegg, men vi kjenner ikke til tilsvarende tallgrunnlag for minirensesanlegg. I tillegg vil variasjonen være større for minirensesanlegg, slik at det er ikke et faglig grunnlag for å bruke det generelle forholdet på 3 % for denne typen anlegg. Aquateams beregning viser at partikulær fosfor er om lag 4 % av SS (jfr. den "teoretiske" sammenhengen ovenfor) De 2 datasettene Aquateam foreslår å stryke varierer fra 2,3 til 6,8 % (part. P som %

av SS). Etter vår oppfattelse er dette ikke store statistiske avvik, og med de usikkerheter som er knyttet til slike sammenhenger, finner vi det for vilkårlig å stryke disse datasettene. Datasettene er derfor beholdt i vurderingene.

Til slutt har Aquateam foreslått å fjerne samtlige tot-P resultater hvor ikke den enkelte prøven samtidig er analysert for SS. Dette betyr at samtlige prøver som kun er analysert for tot-P og BOF₅ skal strykes. Med tanke på at man ovenfor allerede har definert en grense på 20 mg tot-P/l, samt at dette ville betydd at nærmere 50 % av prøvene skulle strykes, er en slik fremgangsmåte funnet faglig ubegrunnet og uakseptabel, og ikke tatt til følge.

Feil på utstyr og manglende kjemikalier er knyttet til drift og vedlikehold av anleggene. Denne undersøkelsen har avdekket anlegg hvor driftsforstyrrelser av denne art har medført høye utløpskonsentrasjoner av fosfor. Dette gjelder 1 stk anlegg som ikke hadde doseringsutrustning montert (Biovac), samt 2 stk anlegg hvor doseringen åpenbart ikke fungerte (1 stk Biovac og 1 stk WehoMini). Ingen resultater fra disse anleggene er tatt med i datagrunnlaget som er diskutert, da disse er vurdert som ikke representative anlegg, samt at de ville ha hatt stor innvirkning på gjennomsnittsverdiene for hele undersøkelsen. I tillegg er en serie fra ett Zapf anlegg strøket da styringssystemet hadde funksjonsfeil ved prøveuttak.

Odin har rapportert at 2 av anleggene deres har hatt driftsforstyrrelser i perioden hvor prøvetaking fant sted, og har foreslått at disse anleggene skulle strykes i sin helhet. I vurderingen av datagrunnlaget er 2 stk prøveserier slettet iht. utvalgsriterier som diskutert i ovenfor. Det er ikke funnet andre vektige argumenter i datagrunnlaget for å fjerne ytterligere datasett fra denne leverandøren. Et bærende prinsipp i utvelgelsen av data har vært at samtlige anlegg og prøver inngår, utenom i de tilfellene hvor feil i prøvetaking eller analysefeil er tydelige. Deretter medtas ikke prøver fra anlegg som åpenbart ikke fungerer overhodet for beregning av gjennomsnittsverdier, ettersom det ville påvirket middelverdiene for mye. Man ville da ikke få noen god oppfattelse om hvor bra anlegget normalt fungerer.

Basert på ovenstående betraktninger er det som beskrevet i kap 3.2 identifisert usikkerhet ved totalt 23 prøver, hvorav 10 skyldes usikkerhet ved prøvetaking/analyse, 3 stk skyldes analysefeil og 10 stk skyldes forhold ved anleggene som gjør resultatet ikke representativt. I de tilfellene hvor det er usikkerhet ved prøvetaking/analyse og forhold ved anlegget er hele prøveserien (dvs. alle parametere i samme prøve) strøket. Der hvor det er mistanke om analysefeil er kun den enkelte parameter strøket.

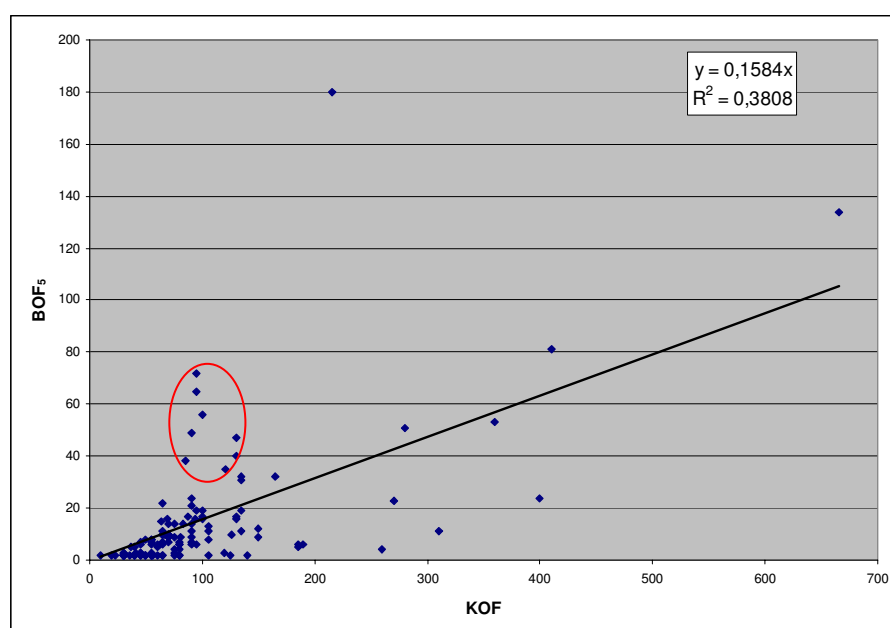
Som nevnt i kapittel 2.4 anses ikke driftsforstyrrelser og evt. manglende slamtømming som feilkilder i denne sammenhengen, men som driftsmessige årsaker til anleggenes ytelse. Som beskrevet i forprosjektet kan dette ha flere årsaker og ved god oppfølging av anleggene bør dette oppdages og rettes opp.

4.2 Organisk stoff

Som vist i kapittel 3.2, 3.5 og 3.6 leverer samtlige anleggstyper tilfredsstillende resultater mht. reduksjon av organisk stoff. Dette bekrefter dermed resultatene fra forprosjektet, og viser at anleggene fungerer bra mht. de biologiske renseprosessene.

I forurensningsforskriften er det stilt krav til reduksjon av organisk stoff, målt som BOF_5 . Dette er en forholdsvis kostbar, og ikke minst en tidkrevende analyse. Det kan derfor være av interesse å se om andre parametere kan erstatte BOF_5 . Forurensningsforskriften gir åpning for dette, men dette krever eventuelt et godt datagrunnlag. I denne undersøkelsen er derfor innhold av organisk stoff også analysert som KOF, for å se hvor godt disse parameterne korrelerer i utløpsvannet.

Figuren nedenfor viser en forenklet korrelasjon mellom KOF og BOF_5 . Forenklingen består i at det forutsettes at forholdet er lineært, og at trendkurven er valgt å gå gjennom origo. Årsaken er at det forenkler en evt. bruk av KOF som surrogatparameter for BOF_5 ved etterprøving av reduksjon av organisk stoff.



Figur 35. Korrelasjon mellom KOF og BOF_5 i utløpsvann.

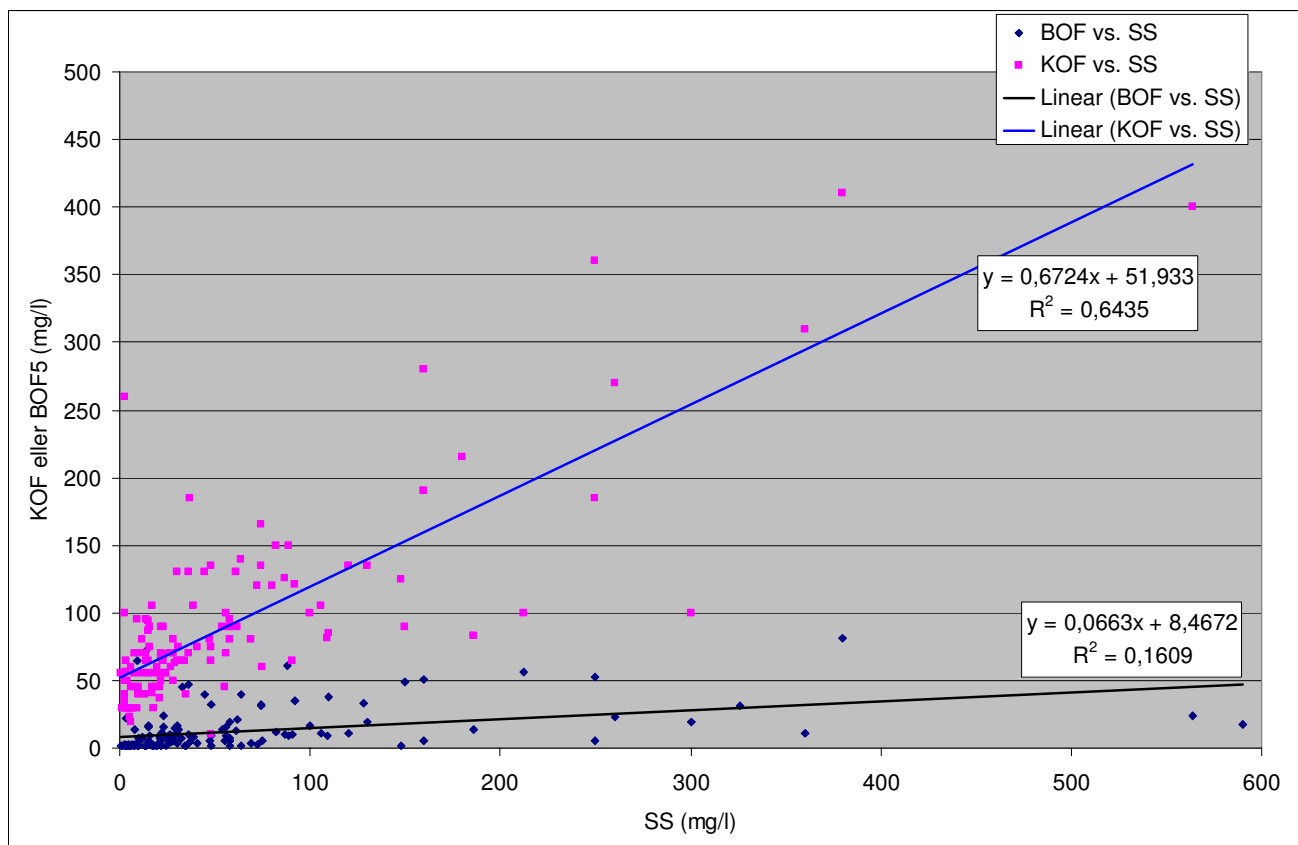
Som nevnt i kapittel 3.2.1 er det relativt stor forskjell for denne forenklete modellen om utløpskonsentrasjonen er over eller under 80 mg KOF/l. Dette skyldes i første omgang en del forholdsvis høye BOF_5 verdier i området 80 – 150 mg BOF_5 /l, markert med rød sirkel på figuren ovenfor. Utløpskonsentrasjonene av organisk stoff er generelt lave. Av samtlige prøver var ca. 60 % lavere enn 80 mg KOF/l.

Datagrunnlaget i denne undersøkelsen gjør det ikke mulig å endelig tallfeste en bestemt korrelasjon mellom BOF_5 og KOF, men det antyder at forholdet ved godt rensset vann kan uttrykkes lineært med følgende formel:

$$BOF_5(\text{mgO/l}) = A \cdot n(\text{mgKOF/l}) - B(\text{mgKOF/l}),$$

hvor n = målt KOF konsentrasjon
 A = 0,1 til 0,15
 B = 10 til 50

Innholdet av organisk stoff i utløpsvann er også vurdert i sammenheng med parametre som pH og SS. Forholdet mellom innhold av KOF/BOF₅ og SS er vist i figuren nedenfor.



Figur 36. Forholdet mellom SS og organisk stoff (KOF/BOF₅)

Figuren ovenfor viser at innholdet av organisk stoff analysert som KOF i utløpsvann er påvirket av innholdet av SS. Dette er ikke noe nytt, og kan sies å være et forventet resultat.

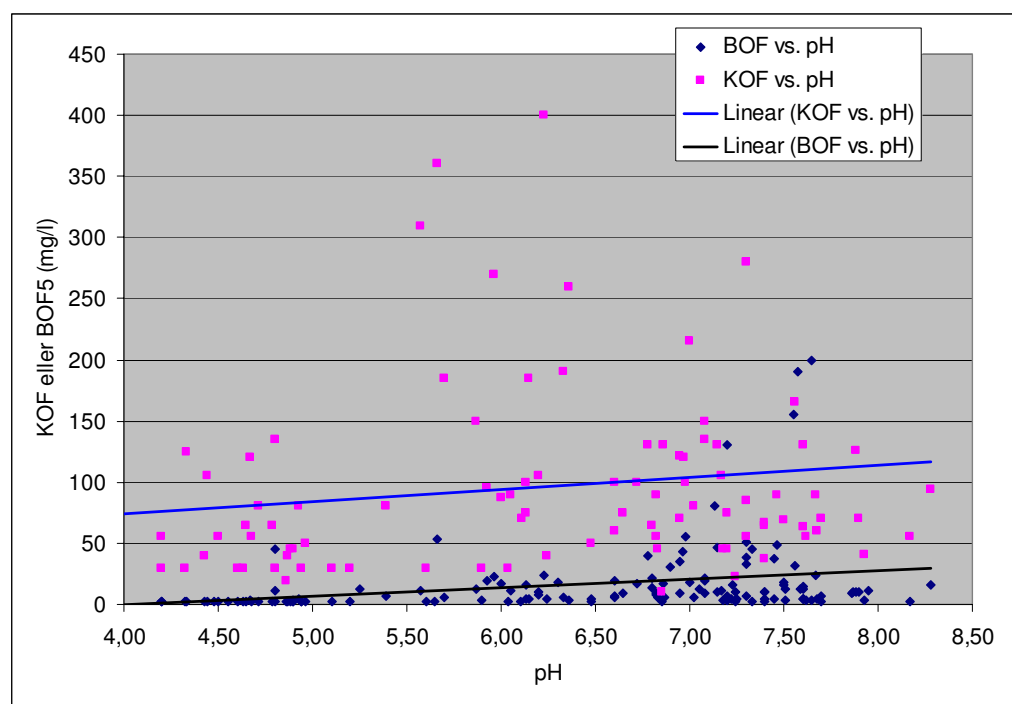
Trendkurvene i diagrammet ovenfor antyder også nivået for den løste fraksjonen av organisk stoff i utløpet, med ca. 50 mg KOF/l og ca. 8,5 mg BOF₅/l, når innholdet av suspendert stoff er på 0 mgSS/l.

Det som også er interessant ved figuren er at den antyder at KOF er mye sterkere knyttet til SS enn hva er tilfellet for BOF₅. Dette betyr på at en stor andel av det organiske materialet som unnslipper med det suspenderte stoffet ikke er lett biologisk nedbrytbart.

Ved å måle både KOF og SS ville man sannsynligvis kunne estimere BOF₅ med større sikkerhet. Det vil dog ikke gi så stor gevinst annet enn i tid, ettersom SS ikke heller er lett å analysere i felt. En mulighet kan være å direkte på plass med hjelp av et engangsfiltre med sprøyte filtrere en liten mengde (ca. 5 ml) av det behandlede vannet. Av det filtrerte vannet (SS 0 mg/l) pipetteres en del til et KOF testrør. Oppvarming og avlesning av løst KOF kan dermed gjøres senere på dagen for alle innsamlede prø-

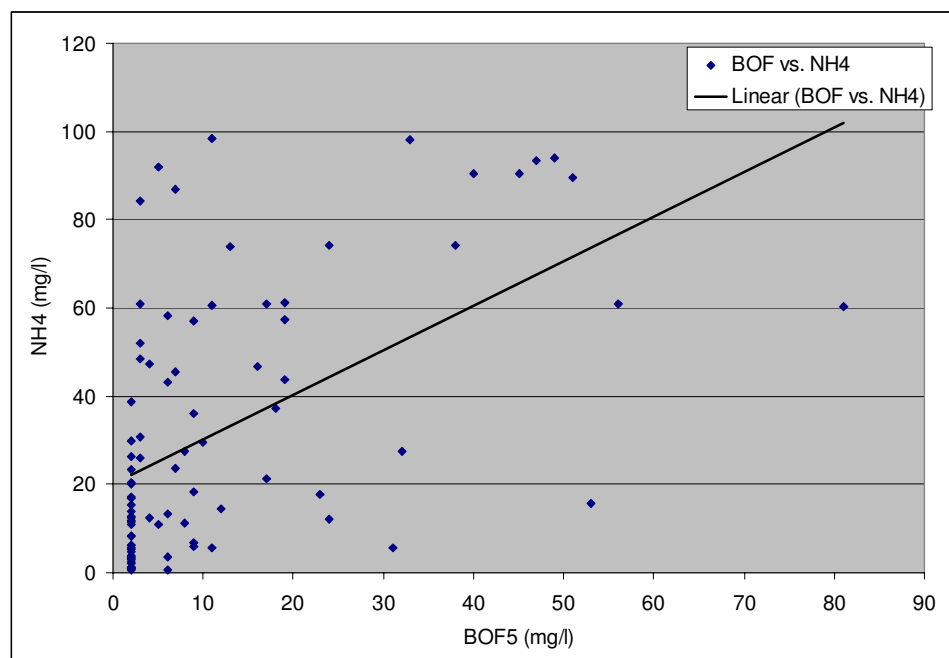
ver. Her skulle man sikkert finne sammenheng som er tilstrekkelig sikre for å estimere BOF_5 . Sammenhengen skulle dog være forskjellig i ulike områder, avhengig av mengden humus i det benyttede råvannet.

Utløpskonsentrasjon av organisk materiale som en funksjon av pH er vist i figuren nedenfor.



Figur 37. Utløpskonsentrasjon av KOF og BOF_5 ved ulike pH verdier

Figuren antyder en høyere reduksjon av organisk stoff ved lavere pH verdier i utløpsvannet. Dette kan tolkes som en indikasjon på at lavt belastede anlegg i undersøkelsen har en høy grad av nitrifikasjon, som bidrar til å redusere pH. Dette bekreftes av figuren nedenfor som viser at BOF_5 i utløpsvannet avtar med lavere innhold av NH_4-N .



Figur 38. Utløpskonsentrasjon av BOF_5 sammenlignet med NH_4-N .

Anleggstypen Klargester har særlig lav pH i utløpsvannet, med gjennomsnittlig pH på ca. 5,1. Data i tabell 12 (kap. 3.6) viser at Klargester har klart lavest utløpskonsentrasjon av BOF_5 , og samtidig lavest konsentrasjon av NH_4-N . Nitrifikanter (autotrofe bakterier som omsetter NH_4-N til NO_2/NO_3-N) har lavere vekstrate enn heterotrofe organismer, og i de aller fleste tilfeller inntreffer nitrifikasjon i lavt belastede anlegg, med samtidig høygradig omsetning av organisk stoff (utført av heterotrofe bakterier). Dette betyr dermed at pH påvirkes av nitrifikasjon, og antyder at råvannet har lav bufferkapasitet.

4.3 Fosfor

Resultatene fra denne undersøkelsen viser at reduksjonen av fosfor i gjennomsnitt i de undersøkte anleggene ikke tilfredsstillende de krav som er satt av myndighetene. Dette gjelder både det prosentvise kravet satt i forurensningsforskriften, og konsentrasjonskravet satt i forslag til ny lokal forskrift i Morsa.

Det er viktig å understreke at dette ikke er ensbetydende med at anleggene ikke fungerer. Ser man på medianverdien av samtlige prøver (kap. 3.5) er andelen prøver under grenseverdien på 1,0 mg tot-P/l ca. 55 %. Dvs. over halvparten av prøvene overholder kravet. Dersom innløpskonsentrasjonen er 15,0 mg totP/l viser resultatene at over 70 % av prøvene har mer enn 90 % reduksjon av tot-P (90 % renseseffekt). Dette er en klar forbedring i forhold til resultatene fra pilotprosjektet hvor kun 10 av 24 prøver (42 %) kunne vise til samme reduksjon.

Avhengig av hva som defineres som innløpskonsentrasjon for fosfor oppnår anleggene i gjennomsnitt en renseseffekt på om lag **82-88 %** (jfr. kap. 3.2.2).

I forprosjektet ble det trukket frem følgende potensielle årsaker til problemer med full oppnåelse av definert renskrav:

- Ikke optimal fellings-pH
- For lav doseringsmengde
- Ikke tilfredsstillende innblanding av kjemikalier
- Ikke tilfredsstillende koagulering/flokkulering/sedimentering
- Frigjøring av fosfor fra slamavskiller
- Feil på utstyr
- Manglende kjemikalier

Som nevnt i kapittel 4.1. har denne undersøkelsen avdekket anlegg hvor driftsforstyrrelser (feil på utstyr / manglende kjemikalier) har medført høye utløpskonsentrasjoner av fosfor. Resultatene fra disse anleggene er ikke medtatt i det tallgrunnlaget. Det er imidlertid interessante observasjoner, og dersom disse resultatene hadde vært inkludert ville gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for Tot-P for Biovac og WehoMini vært henholdsvis 3,7 og 3,4 mg Tot-P/l, og tilsvarende tall for PO₄-P henholdsvis 1,5 og 3,3 mg PO₄-P/l. Legges disse data til det totale datagrunnlaget ville dette ha gitt gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner på 2,3 mg tot-P/l og 0,9 mg PO₄-P/l.

Som nevnt er det valgt å betrakte disse anleggene som ikke representative. Det er imidlertid viktig å merke seg at slike hendelser gir store utslag, og dersom mange anlegg har slike driftsforstyrrelser, vil det ha betydelig innvirkning på et forurensningsregnskap.

De øvrige mulige årsakene til manglende oppnåelse av fosforkrav er prosessrelaterte og er punktvis diskutert nedenfor.

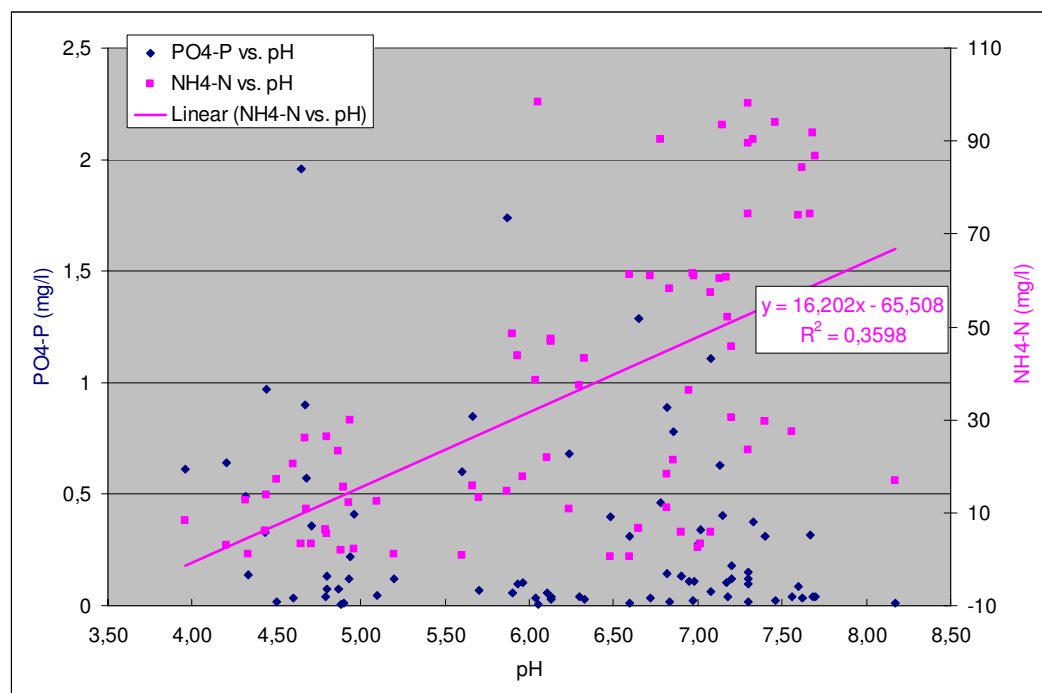
4.3.1 Ikke optimal fellings-pH

Som vist i kap. 3.2.5 opererer kun ca. 30 % av anleggene innenfor optimal fellings-pH. Dette kan skyldes overdosering av fellingskjemikalier, redusert pH pga. nitrifikasjon eller naturlig lav pH i råvannet. Sistnevnte årsak anses som lite sannsynlig da råvann enten er kommunalt vann hvor pH kontrolleres, eller fra grunnvannsbrønn som normalt har relativt høy pH.

I figuren nedenfor er innhold av PO₄-P og NH₄-N plottet som funksjon av pH. Innhold av NH₄-N kan brukes som et mål på grad av nitrifikasjon. I innløpsvannet er det forventet at en stor andel av nitrogenet foreligger som NH₄-N. Lave konsentrasjoner av NH₄-N i utløpsvannet kan derfor tolkes som høy grad av nitrifikasjon. Nitrifikasjon er en prosess som forbruker alkalitet, og dersom vannet har lav bufferkapasitet vil pH synke, illustrert ved følgende forenklede reaksjon for nitrifikasjon:



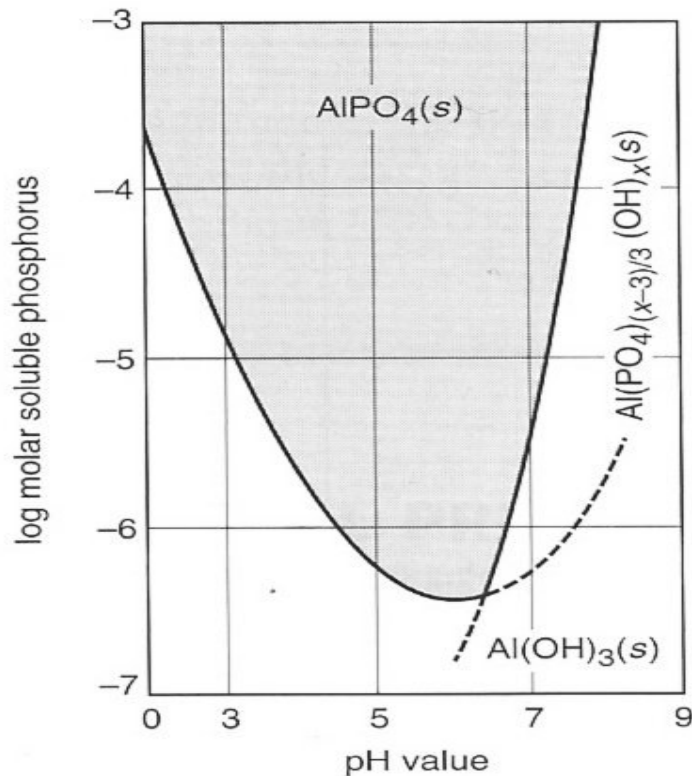
Crites og Tchobanoglous (1998) viste at om lag 7 g alkalitet (som CaCO₃) ble fjernet for hvert g ammonium nitrogen (som N) som ble oksidert.



Figur 39. PO₄-P og NH₄-N som funksjon av pH.

Figuren ovenfor bekrefter at NH₄-N konsentrasjonene er høyere med høyere pH, en indikasjon på at lavere NH₄-N verdier er et resultat av nitrifikasjon i anleggene. Samtidig ser man en del relativt høye PO₄-P verdier ved lav pH verdi. Dette kan tolkes som at anleggenes koaguleringsprosess er negativt påvirket av pH som er redusert pga. nitrifikasjon. PO₄-P varierer imidlertid sterkt uansett pH verdi, slik at det er ikke mulig å konkludere med bakgrunn i datagrunnlaget.

Det som er noe overraskende med figuren ovenfor er de relativt lave PO₄-P verdiene ved så lav pH verdi som 4 – 5. Selv om det er oppgitt fra leverandøren (Kemira) at det optimale pH området er mellom 6 og 7, er det ikke slik at all utfelling opphører som følge av at man er utenfor dette pH området. Som tidligere nevnt benyttes aluminiumsbaserte produkter som fellingskjemikalie. Konsentrasjonen av AlPO₄ i likevekt med løst fosfor (PO₄-P) er vist i diagrammet nedenfor.

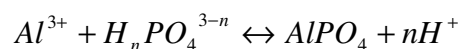


Figur 40. $AlPO_4$ -likevekt mot PO_4 -P som funksjon av pH (Tchobanoglous et. al. 2003).

Figuren viser at både løst fosfor (PO_4 -P) og løst aluminium er høyere ved lave pH verdier. Det som er verdt å merke seg er at selv om pH faller ned mot 5 og nærmere 4,5 vil fortsatt en stor del av fosforen være bundet som $AlPO_4$ (og andre aluminium/fosfor/hydroksid forbindelser).

At nitrifikasjonsprosessen er sterkt pH avhengig er et kjent faktum i forbindelse med avløpsrensing. I litteraturen kommer det ofte frem at nitrifikasjonsprosessens optimale pH er i det nøytrale til litt basiske område, dvs. pH mellom 7 og 8, og at nitrifikasjonen inhiberes kraftig av lav pH. F.eks. i den anerkjente læreboken *Metcalf & Eddy: Wastewater Engineering* sier man at ved pH under 5,8 – 6,0 er nitrifikasjonsratene 10-20 % av hva den er ved pH på 7 (Tchobanoglous et. al. 2003). Det skulle derfor tilsi at det er lite sannsynlig at det virkelig er nitrifikasjon som driver pH ned så langt som er observert her. Ved IVL Svenska Miljøinstituttet har man imidlertid under kontrollerte betingelser sett at nitrifikasjon kan drive pH så langt ned som til 5,3 (Gannholm 2005). Senere forskning har også vist at nitrifikasjon kan foregå med forholdsvis høye rater også ved lavere pH (Tarre et. al. 2004, de Boer & Kowalchuk 2001, Gieseke et. al. 2006 og Tarre & Green 2004). Her rapporteres høy grad av nitrifikasjon ved så lav pH som under 4, og den dominerende hypotesen er at det er spesielle acidofile ("syre-elskende") bakterier i *Nitrospira* og/eller *Nitrosomonas* familien som hovedsakelig står for nitrifikasjonen under slike forhold.

Dosering av fellingskemikalier senker pH ved de enkle formlene:



En overdosering av fellingskjemikalie kan derfor relativt enkelt drive pH under det optimale området.

Dette gjør at overdosering også kan være en sannsynlig årsak for senking av pH så langt ned som mellom 4 og 5, og at det er en medvirkende årsak til de noe høyere fosforverdiene i dette området.

At man oppnår relativt lav PO₄-P konsentrasjon, selv i dette området, og samtidig har lave NH₄-N verdier (dvs. tydelig tegn på nitrifikasjon) kan skyldes at pH svinger opp og ned med intermittert dosering, og at en større andel fosfor som allerede bundet som AlPO₄ fortsatt er i likevekt med løst fosfor som vist på figuren ovenfor. Samtidig, dersom doseringen skjer uavhengig av biotrinnet (som er tilfelle for Klargester og WehoMini), vil ikke nitrifikasjonen bli påvirket. Som nevnt ovenfor forbruker i tillegg nitrifikasjonsprosessen alkalitet, og dersom kjemikalier tilsettes vann med lav alkalitet (dvs. nitrifisert vann) vil man få en situasjon hvor pH faller relativt drastisk.

En samlet vurdering gjør dermed at det trolig er en **kombinasjon av høy dosering og nitrifikasjon** som gjør at pH faller under optimalt område.

4.3.2 For lav doseringsmengde

Dette punktet ble inngående analysert i forprosjektet. Der ble det konkludert at doseringsmengdene var lavere enn hva man normalt benytter på større sentrale renseanlegg.

I de samtaler som er gjennomført med de ulike leverandørene i forbindelse med denne undersøkelsen har flere leverandører informert om at de har økt doseringsmengdene.

Dette samsvarer med den markante nedgangen i utløpskonsentrasjon for PO₄-P. I forprosjektet lå dette på 2,71 mg PO₄-P/l og i denne undersøkelsen er dette redusert til 0,30 mg PO₄-P/l.

Det er ikke oppgitt hva nye doseringsmengder er justert til, men etter PO₄-P konsentrasjonene å dømme, doseres det langt høyere nå enn tidligere. Som antydnet ovenfor er trolig situasjonen nå at det doseres høyere mengder enn ønskelig i enkelte anlegg. Konsekvensene av dette er diskutert i kap. 4.3.1 og 4.3.4.

4.3.3 Ikke tilfredsstillende innblanding av kjemikalier

I forprosjektet ble det satt spørsmålstegn ved hvor effektiv innblandingen av fellingskjemikalier er. Flere leverandører har justert tilsetningspunkt, med forventning om mer effektiv innblanding.

Utover å ha observert de tiltakene leverandørene har gjort, samt å observere hvilken effekt dette har hatt på $\text{PO}_4\text{-P}$ konsentrasjonen (jfr. kap. 4.3.2 ovenfor), har ikke dette punktet blitt gransket nærmere i denne undersøkelsen.

For å få en bedre forståelse for hvor effektiv innblanding av kjemikalier er i de ulike anleggstypene, vil det være nødvendig og se nærmere på dannelse av $\text{Al}(\text{OH})_3$ samt eventuelt måling av restaluminium. Slike vurderinger har ikke vært forutsatt i denne undersøkelsen.

Samlet sett er det imidlertid grunn til å tro at optimaliseringstiltak mht. doseringspunkt har hatt positiv effekt på renseresultatene.

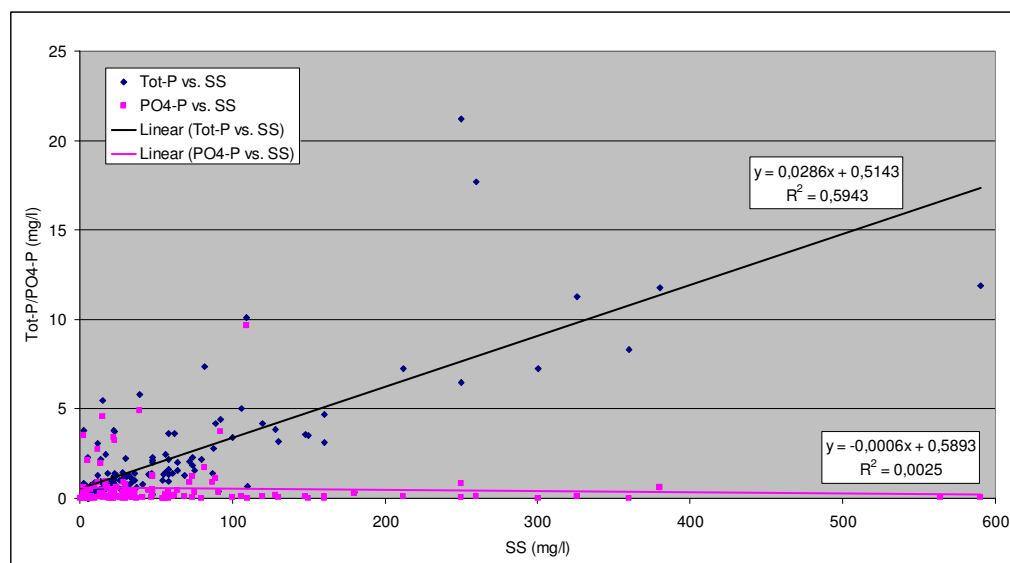
4.3.4 Ikke tilfredsstillende koagulering/flokkulering/sedimentering

Den fysisk/kjemiske enhetsprosessen som forenklet kalles "kjemisk felling" består av delfasene koagulering, flokkulering og sedimentering.

I koaguleringsfasen foregår den kjemiske prosessen, hvor målsetningen er at så stor andel av fellingskjemikaliene som mulig skal reagere med fosfor og danne AlPO_4 (jfr. kap. 4.3.1). Effektiviteten av denne prosessen er imidlertid sterkt påvirket av konkurrerende prosesser, f.eks. dannelse av $\text{Al}(\text{OH})_3$ og kompleksdannelse av aluminium og partikulært materiale (dvs. Al binder seg til negativt ladde partikler).

Flokkuleringsfasen har som hensikt at små partikler skal kollidere med andre partikler for så å danne større partikler (fnokker) som kan sedimentere. I sedimenteringsfasen synker fnokkene til bunnen i bassenget som slam. Avskillingsgraden ved sedimentering er avhengig av partiklenes størrelse og mengde, vannføring, samt hvor stor overflate sedimenteringsbassenget har og fysisk utforming av bassenget.

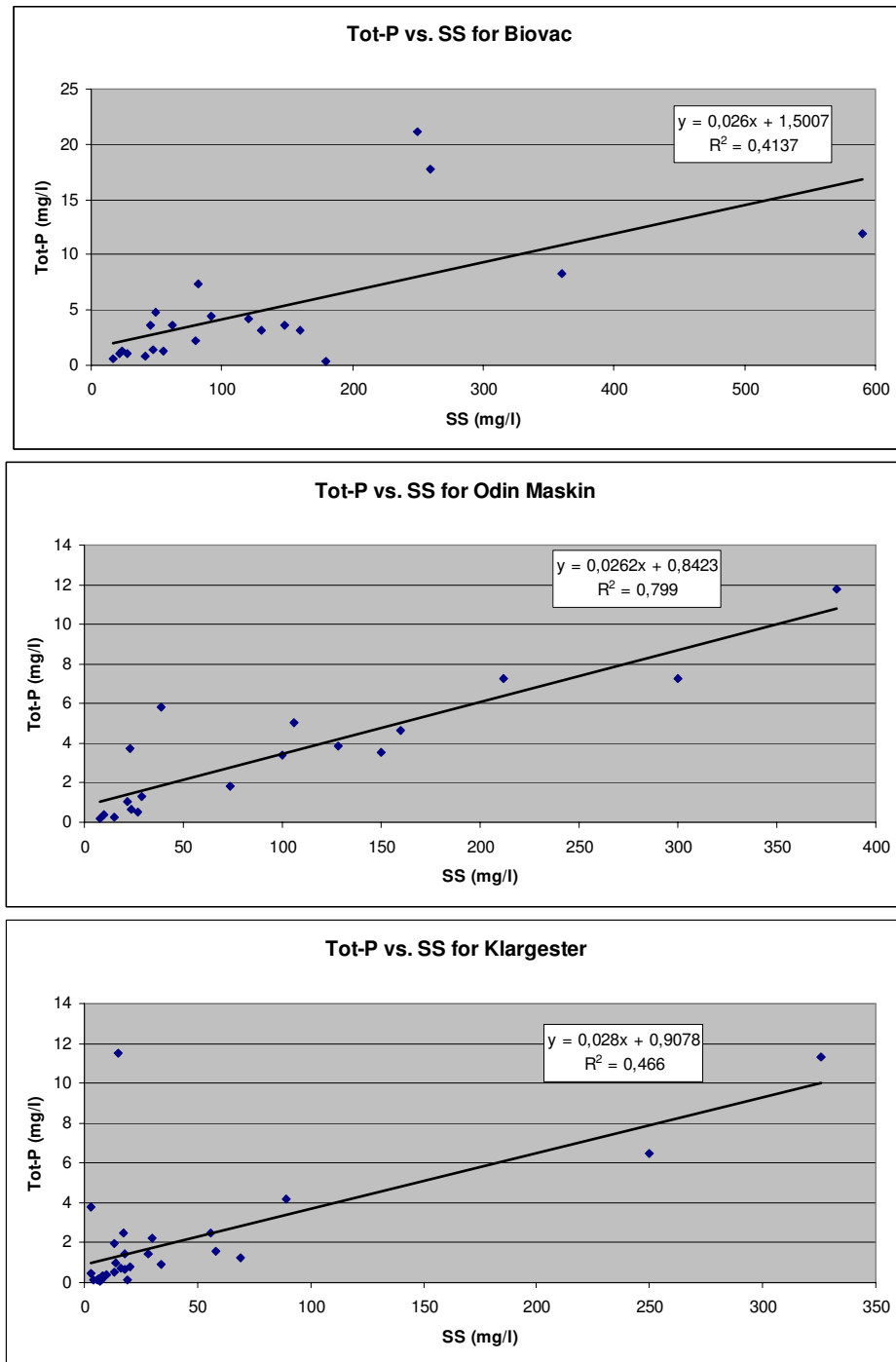
Økt dosering, som beskrevet i foregående avsnitt, gir også økt slamproduksjon. Dette er ikke gunstig både mht. slamtømmingsfrekvens og fare for slamflukt. Økt slamproduksjon vil gi negativ effekt på avskillingsgraden, med fare for økt antall partikler i vannfasen. Dette kan være en årsak til at flere av anleggene ikke oppfyller kravet mht. reduksjon av Tot-P. I figuren nedenfor er både Tot-P og $\text{PO}_4\text{-P}$ vist som en funksjon av innhold av SS i utløpsvannet.



Figur 41. Sammenheng mellom SS og Tot-P/PO₄-P i utløpsvann.

Figuren viser at innhold av Tot-P er relativt sterkt knyttet til SS mens PO₄-P er uavhengig av SS konsentrasjonen i utløpsvannet. Dette er ikke overraskende, og viser at det aller meste av fosfor i utløpsvannet er knyttet til partikler. Dette betyr at selve fellingen av fosfat generelt fungerer bra, men at avskillingen av slam er dårligere. Det kan være biomasse med bundet fosfor, men normal biomasse inneholder ikke 3 % fosfor som SS gjør her, uten snarere 1,5 %. Dette tyder på at SS i utløpet er en blanding av inert (ikke omsettelig) materiale, biomasse, aluminiumfosfat og aluminiumhydroksyd.

Utløpskonsentrasjon for Tot-P som en funksjon av SS for anleggstypene Biovac, Odin og Klargester er vist i diagrammene nedenfor. Her ser man en klar sammenheng mellom SS i behandlet vann og Tot-P. For de øvrige anleggene var dette mindre tydelig. Antallet data fra disse anleggene er også en del færre, noe som kan forklare at korrelasjonen ikke er like tydelig her.



Figur 42. Sammenheng mellom SS og Tot-P/PO₄-P i utløpsvann for anleggstypene Biovac, Odin og Klargester.

Resultatene fra årets undersøkelse, sammenlignet med fjorårets resultater, indikerer relativt sett både høyere innhold av SS og høyere andel partikulært fosfor i utløpsvannet. Dette kan, som nevnt ovenfor, skyldes økt slamproduksjon. Imidlertid vil dette kun gi utslag i de tilfeller hvor sedimenteringskapasiteten ved de ulike anleggene overskrides. I denne forbindelse er det gjort en vurdering av avskillingseffektivitet,

samt hvilke faktorer som påvirker dette, for de forskjellige anleggstypene (unntatt Wallax som hadde gjennomgående lave verdier).

Det understrekes at dette er avhengig av hvilken belastning det enkelte anlegg har, samt for aktivslamanlegg hvilken slamkonsentrasjon anlegget opereres med. Dette er data som ikke er innhentet i prosjektet, men vurderingene gir allikevel en pekepinn på anleggenes muligheter for å takle økte slammengder og belastningsvariasjoner. Vurderingene nedenfor belyser også enkelte problemstillinger knyttet til prøvetaking.

Odin maskin:

Et Odin maskin anlegg dimensjonert for 5 pe har følgende dimensjoner og kapasiteter:

- Netto overflateareal (sedimentering) $0,55 \text{ m}^2$
- Netto tankvolum (sedimentering) $0,5 \text{ m}^3$
- Pumpekapasitet ca. $6 \text{ m}^3/\text{t}$

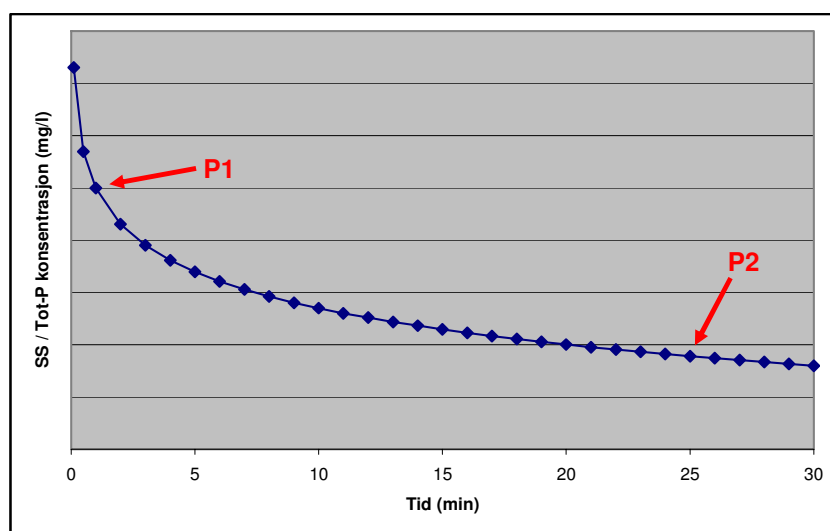
Med en maksimal overflatebelastning på $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (SFT TA-525's anbefaling for ettersedimentering ved Q_{dim}) har Odin anleggene en kapasitet som tilsier $0,44 \text{ m}^3/\text{h}$. Med et forventet vannforbruk på $150 \text{ l/pe} \cdot \text{d}$, får man et daglig forbruk på 750 l/d for et hus med 5 pe. Dvs. Odin anleggene kan ta unna hele døgnforbruket på mindre enn 2 timer, forutsatt av avløpsvannet er jevnt fordelt.

Nå blir imidlertid ikke vannet jevnt fordelt over døgnet, og til sedimenteringstrinnet kommer det heller ikke i porsjoner av $0,44 \text{ m}^3/\text{h}$. Avløpsvann fra slamavskilleren renner med selvføll til et pumpekammer plassert mellom sedimenteringsbassenget og biotrinnet. Pumpen sørger for å løfte vannet til biotrinnet, og avløpsvannet renner med selvføll fra biotrinnet til sedimenteringsbassenget og i utløp. Start/stopp av pumpen er styrt på nivå ved konduktive staver. Gangtid på pumpene er stilt inn slik at pumpen pumper ca. 50 liter pr. gang, dvs. ca. 0,5 min gangtid.

Dette vil i praksis si at under hver pumpesekvens, og en viss tid etter pumpestoppet, vil den reelle overflatebelastningen i sedimenteringstrinnet være langt høyere. Nå er det en viss utjevningseffekt i biotrinnet, men dersom man ser bort fra dette er den reelle overflatebelastningen i sedimenteringsbassenget under pumpesekvensen over $10 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Mellom hver pumpesekvens vil det dermed være henstand, dvs. tilsvarende en batchvis reaktor. Dette fører til følgende problemstillinger i forhold til renseteknikk og prøvetaking:

- Dersom vannfasen i biotrinnet inneholder mye partikler (høy SS-konsentrasjon) vil mye SS, pga. den høye vannhastigheten gå i utløp, dvs. slamflukt. Dette kan forklare de relativt høye SS verdiene for Odin, og den klare korrelasjonen mellom SS og Tot-P denne anleggstypen har.
- Ved høy SS i utløpsvannet vil også mye slam sedimentere i utløpskummen. Dette vanskeliggjør prøvetaking.

- Prøvetaking i sedimenteringsbassenget vil gi ulikt resultat, avhengig av tiden fra siden siste pumpesekvens. Dersom prøven tas umiddelbart etter pumpen har gått, eller ved slutten av pumpesekvensen, vil man registrere høyere SS og Tot-P verdier, enn om prøven ble tatt rett før pumpen begynner å gå. Dette skyldes ganske enkelt at i sistnevnte tilfelle vil slammet ha rukket å sedimentere, og man får med seg mindre suspendert materiale i prøven. Dette er illustrert i figuren nedenfor, hvor man tydelig kan se at det vil være stor forskjell i resultat om prøven er tatt 1 minutt (P1), eller 25 minutter (P2) etter siste pumpesekvens.



Figur 43. Forventet utvikling av SS / Tot-P konsentrasjon i vannfasen i øvre del av sedimenteringsbassenget i Odin anlegg, i tid fra siste pumpesekvens.

Ovennevnte betraktninger gjør at prøvetaking ved Odin anleggene, kan gi svært forskjellige resultater, uansett prøvetakingsmetode. Som nevnt ovenfor er det kun ved pumping (og en periode etter dette pga. utjevning) at man i realiteten har utløp, slik at ideelt sett burde prøver tas samtidig med pumping. Dette kan man gjøre ved at man tvangskjører pumpen ved å holde et målebeger fylt med vann oppunder den konduktive staven som sørger for start av pumpen. Prøver burde deretter tas i utløpskummen umiddelbart etter oppstart, midt i pumpesekvensen og umiddelbart etter at pumpen har stoppet. Deretter burde prøvene blandes før analyser foretas.

Biovac / Zapf:

Anleggstypene Biovac og Zapf omtales i denne sammenhengen sammen da begge er basert på samme renseprinsipp, SBR. En viktig forskjell er det dog, nemlig en vesentlig forskjell i reaksjonsvolum. Anlegg dimensjonert for 5 pe har følgende dimensjoner:

- Volum reaktorkammer, Biovac: $\sim 1,2 \text{ m}^3$
- Overflate reaktorkammer, Biovac: $\sim 1,0 \text{ m}^2$
- Volum reaktorkammer, Zapf: $\sim 3,3 \text{ m}^3$
- Overflate reaktorkammer, Zapf: $\sim 2,2 \text{ m}^2$

Reaktorvolumet i et SBR anlegg dimensjoneres etter belastning, syklustider og ønsket slamkonsentrasjon (dvs. aktivslamkonsentrasjon). Hvilke parametere den enkelte leverandøren har benyttet for å bestemme reaktorvolumet er ikke tilgjengelig (en av leverandørene har oppgitt at dette er forretningshemmelighet). Dette er imidlertid underordnet i denne vurderingen, bl.a. siden anleggene tilsynelatende begge er tilfredsstillende dimensjonert for reduksjon av organisk stoff, samt at fokus i denne konkrete vurderingen er sedimenteringskapasitet.

Det er kjent at sedimenteringskapasitet bl.a. er en funksjon av areal. Dette gjelder også for SBR anlegg, men i dette tilfellet kan ikke konvensjonelle formler basert på slamoverflatebelastning benyttes da i disse tilfellene er Q lik 0 (l/s). Imidlertid er forskjellen på utforming av de to anleggene slående, hvor Zapf anleggene har ca. dobbelt så stor overflate som Biovac. Under ellers like betingelser, dvs. lik sedimenteringstid og samme slamegenskaper skulle man forvente en bedre avskillingsgrad i Zapf anleggene. Nå er det imidlertid slik at vi er avskåret fra å kommentere syklustider, noe som også er avgjørende for avskillingen i et SBR anlegg.

I disse anleggene er det imidlertid også helt andre mekanismer som kan forklare dårlig sedimentering. Et ofte forekommende problem i aktivslamanlegg er såkalt slamsvelling (eller "bulking sludge" i internasjonal terminologi). Det er mange potensielle årsaker til dette problemet, og i litteraturen er det ofte rapportert motstridende årsaker til problemet (Hossain, 2004 og Jenkins et. al. 1993). Dette skyldes trolig i hovedsak at det er svært mange og ulike typer mikroorganismer som er ansvarlige for fenomenet, samt at problemene er systemspesifikke dvs. en løsning som fungerer et sted bør nødvendigvis ikke fungere like godt på et annet anlegg. Følgende forhold er ofte rapportert som årsaker til slamsvelling:

- Variasjoner i vannbelastning
- Variasjoner i avløpsvannets karakteristikk (pH, temp., næring, etc.)
- Lavt oksygeninnhold
- Lav pH
- Lavt innhold av næringssalter (N og P)
- Septisitet (anaerobe forhold med høyt innhold av svovel)

I forbindelse med innhenting av prøver fra Biovac, hendte det flere ganger at man dro slam inn med vakuumpumpen (jfr. kap. 3.4.1). Dette slammet ble tatt vare på i prøveflasken for å vurdere sedimenterbarheten, og ved enkelte anlegg viste slammet liten til ingen evne til sedimentering. I tillegg var det tilfelle ved et Zapf anlegg, hvor slammet ikke hadde sedimentert merkbart selv i slutten av sedimenteringsfasen. Begge er typiske tegn på at slamsvelling var et problem for flere av anleggene som inngikk i undersøkelsen. Det understrekes at dette var tilfeldige observasjoner, og at mer inngående kartlegging er nødvendig for å vurdere omfanget av dette problemet.

Av årsakene som er nevnt ovenfor er variasjon i både vannmengde og avløpsvannets sammensetning mulige årsaker til dette. Avløpskarakteristikk er jo direkte knyttet til forbruksmønsteret inne i huset, og vil variere sterkt over døgnet og fra dag til dag, og kan være en potensiell årsak til evt. slamsvelling.

Lavt oksygeninnhold er ikke observert. Likeledes er det ikke rimelig å forvente lavt innhold av næringssalter i anleggene. Disse driftsbetingelsene er derfor trolig ikke årsak til slamsvelling i disse anleggene.

Ved samtlige Zapf anlegg lå pH rundt det nøytrale området (fra ca. 6 til ca. 8) og dette er trolig ikke årsaken til evt. slamsvelling i våre observasjoner. Det samme gjelder i hovedsak også for Biovac, men her er det også observert anlegg med pH nærmere 4, noe som kan forklare slamsvelling i de anleggene.

Septiske forhold kan også være et problem, da vann pumpes fra slamavskiller eller utjevningstank til reaktorkammer. I begge anlegg er det ikke lufting av disse slik at septiske forhold kan forekomme.

Et annet mulig årsaksforhold kan være at enkelte anlegg i undersøkelsen var svært lavt belastet. Biovac har rapportert om at flere av sine anlegg var svært lavt belastet. En mulig konsekvens av svært lav belastning er dannelse av såkalte "pin-flocs". Dette er frittsvevende bakterier forbundet med høy slamalder (lav belastning), og som vil kunne bli dominerende i lavt belastede anlegg. Slam fra anlegg hvor pin-floc bakterier er dominante har svært dårlige sedimenteringsegenskaper, og er dermed en potensiell årsak til høye SS og Tot-P verdier i utløpsvannet.

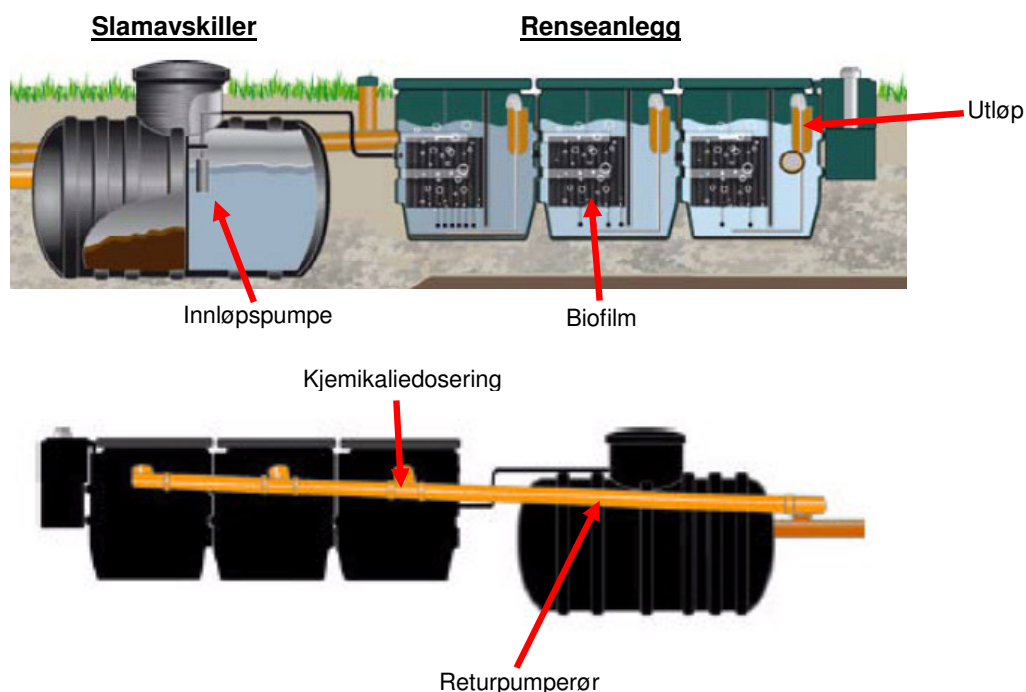
WehoMini:

WehoMini anleggene benytter seg av intermittert innpumping, slik som Odin anleggene gjør. Dvs. at de samme hydrauliske betingelser gjelder for denne anleggstypen, med høy overflatebelastning under pumpesekvensen. Ved et anleggsbesøk medførte dette tydelig slamflukt, se figur 44.

WehoMini anlegget er imidlertid bygget opp med et annet prinsipp for kjemisk felling, illustrert i figuren 45.



Figur 44. Slamflukt under pumpesekvens for et WehoMini anlegg.



Figur 45. Prinsippskisse av WehoMini anlegg med ulike funksjoner.

Det spesielle med WehoMinis løsning er måten kjemikalier tilsettes. Slam pumpes i retur til slamavskilleren fra bunnen av hver av reaktorene i rensanlegget. Kjemikalier tilsettes (under returpumping) til slamreturavgangen nærmest slamavskilleren, som vist i figuren ovenfor. Avhengig av hvor god innblandingen er, vil derfor den kjemiske reaksjonen delvis skje i slamavskilleren. Problemet er imidlertid at doseringen

skjer med faste tidsintervaller, og ikke mengdeproporsjonalt i forhold til innkommende vannmengde til slamavskilleren.

Resultatet blir som indikert ovenfor en form for *forfelling i slamavskilleren*. Da man ikke har kontroll på innkommende vannmengde vil det ikke være mulig å tallfeste overflatebelastningen i slamavskilleren. Den totale avskillingseffektiviteten (definert som koagulering, flokkulering og sedimentering) for WehoMini-anleggene avhenger av flere forhold:

- Innkommende vannmengde til slamavskiller
- Innpumping fra slamavskiller til renseanlegg kombinert med effektiv overflate
- Returpumpingsmengde kombinert med effektiv overflate i slamavskilleren

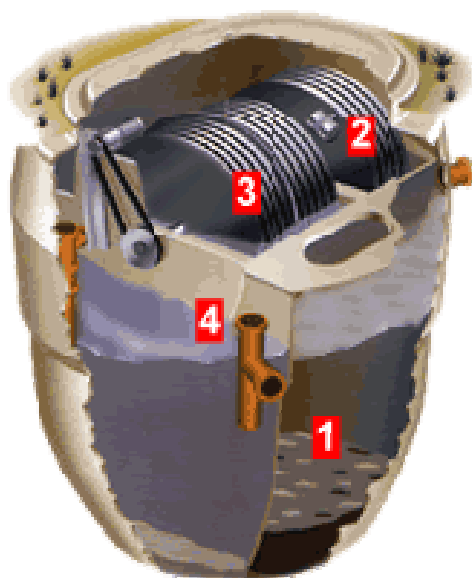
Overflatebelastningen i renseanlegget som en funksjon av innpumping fra slamavskilleren og effektiv overflate i renseanlegget blir dermed ikke like viktig som for Odin anleggene, men under uheldige omstendigheter vil man få slamflukt som vist i figuren ovenfor.

Man skal imidlertid være oppmerksom på at det slammet som evt. følger med under en slik slamflukt er *biologisk slam*. Biologisk slam har en langt lavere fosforkonsentrasjon enn *kjemisk slam*, slik at slamflukt i et WehoMini anlegg mest sannsynlig ikke har like negative konsekvenser mht. fosfor som de øvrige anleggene.

De sammensatte delprosessene som er avgjørende for effektiviteten av kjemikalidoseringsen, og deres relative uavhengigheter, gjør imidlertid at man kan forvente at utgående fosfor konsentrasjon kan variere en del. Som for Odin anleggene, vil man derfor kunne oppnå forskjellige resultater avhengig av når prøven(e) tas i forhold til sykluser med innpumping og returpumping, i sammenheng med mengden innkommende vann.

Klargester:

Klargester benytter seg av ettersedimentering hvor kjemikaliene tilsettes ved utgangen fra andre biokammer (pos. 3 i figuren nedenfor). Innløpsvann fordrøyes i slamavskilleren (pos 1) og transporteres gjennom biotrinnene (pos 2 og 3) til ettersedimentering ved hjelp av doseringskopper. Dette fører til at vannstrømmen gjennom anlegget er utjevnet og varierer ikke så drastisk som for de fleste andre anleggstypene. Doseringskoppenes fyllingsgrad påvirkes imidlertid av vannivået i slamavskilleren, hvilket gir noe variasjon.



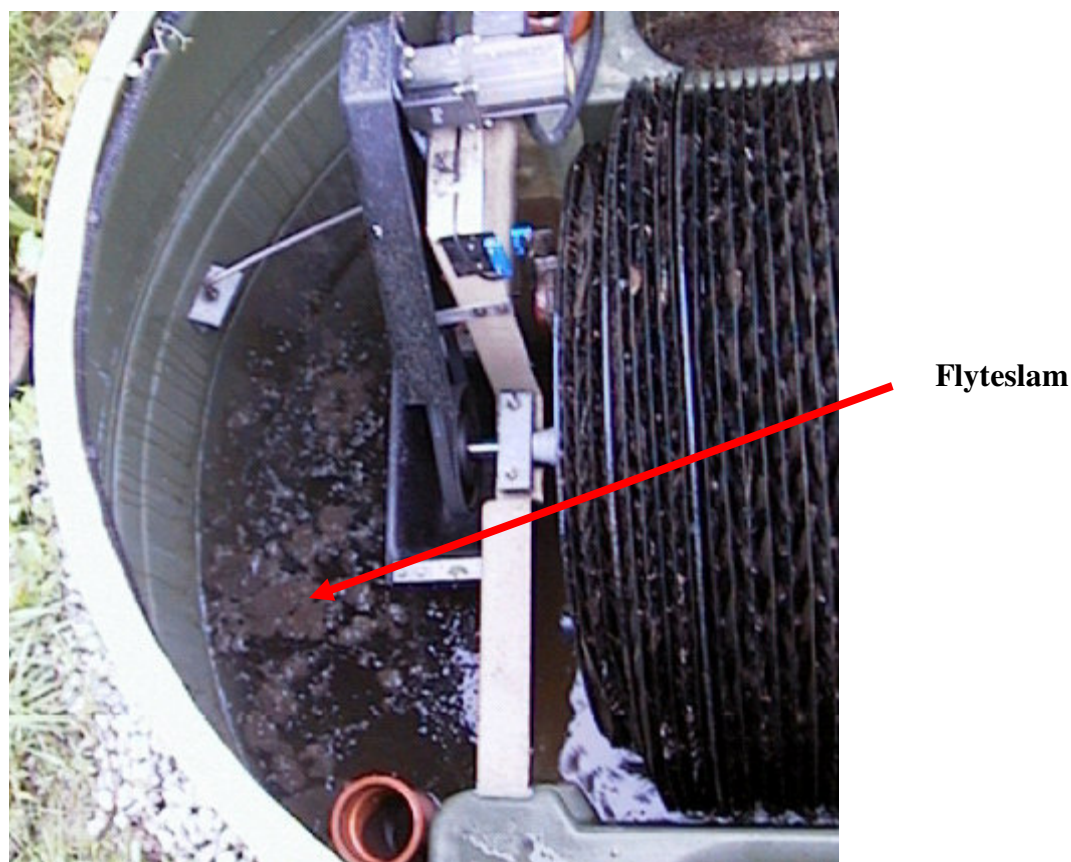
Figur 46. Klargester minirensesanlegg.

Leverandøren oppgir $0,15 \text{ m}^3/\text{h}$ i maks. kapasitet, noe som tilsvarer ca. $1,25 \text{ l/kopp}$, for et enkelthusanlegg. Med et areal på ca. $0,5 \text{ m}^2$ i ettersedimenteringen gir dette en overflatebelastning på $0,3 \text{ m}^3/\text{h}$. Dette er en relativt lav overflatebelastning, noe som burde gjøre denne anleggstypen godt rustet selv ved økning i slamproduksjonen. Dette betinger selvsagt at økt slamproduksjon følges opp av økt frekvens for slamtømming.

Et annet problem som potensielt kan være større for Klargester anleggene enn de øvrige er denitrifikasjon i ettersedimenteringstrinnet. I våre undersøkelser fant vi klare tegn på at dette kan forekomme i disse anleggene, jfr. figur 8 og tabell 4 i kap. 3.2.3.

I forbindelse med slamavskilling vil denitrifikasjon kunne være et problem pga. flyteslam. Denitrifikasjon er en anoksisk prosess som omdanner nitrat til nitrogengass. Dersom denitrifikasjonen finner sted i det sedimenterte slammet, vil nitrogengassen danne små bobler som vil stige mot overflaten. På sin vei vil disse gassboblene dra med seg slam, og man får ofte relativt store slamkaker som flyter på overflaten i ettersedimenteringstrinnet. Dette skjer over hele overflaten, og kan dermed også stige rett opp i utløpsdykkerten. Slammet som trekkes med er kjemisk slam, som igjen vil ha relativt høye fosforkonsentrasjoner.

På figuren nedenfor ser man et eksempel på flyteslam i ettersedimenteringen, sannsynligvis forårsaket av denitrifikasjon i sedimentert slam.



Figur 47. Flyteslam i ettersedimentering i et Klargester anlegg.

4.3.5 Frigjøring av fosfor fra slamavskiller

En mulig årsak til at flere av anleggene ikke oppnår renskravene er utlekking av løste fosforforbindelser fra sedimentert slam i slamavskilleren. Dersom dette skjer vil man ved normale doseringsmengder ikke dosere tilstrekkelig for å oppnå en komplett utfelling av løst fosfor i etterfølgende prosesstrinn.

Sannsynligvis er dette en prosess som foregår i varierende grad. Det er kjent at prosessen foregår under anaerobe forhold, og det forventes at den er påvirket av hvor lenge siden anlegget er tømt for slam.

Totalt 11 anlegg av typene Odin og Klargester er undersøkt nærmere. Ved samtlige anlegg unntatt ett, var det ikke tegn til at løst fosfor hadde lekket ut fra sedimentene.

Det siste anlegget som viste tegn på dette hadde imidlertid meget høye konsentrasjoner. Faktisk var konsentrasjonene av løst fosfor for dette anlegget nesten 3 ganger så høye som det man antar kommer med innløpsvannet, med konsentrasjoner på ca. 13 mg PO₄-P/l.

Fosfor vil kunne omdannes fra bunden form (partikulært eller organisk) til ortofosfat i det biologiske behandlingstrinnet, eller at det foregår en viss utlekking av fosfor fra sedimentene. Undersøkelsene som er utført gir imidlertid ikke grunnlag for å konkludere hvilke mekanismer som forårsaker dette, og nærmere undersøkelser er påkrevd.

4.3.6 Slamtømming

Rutiner for slamtømming og organisering av selve slamtømmingsordningen i de ulike kommunene var gjenstand for diskusjon i pilotprosjektet. I de aller fleste kommuner er dette en aktivitet som settes ut på anbud, slik at private firmaer står for selve slamtømmingen. Slamtømmeordningen har dermed 3 vitale parter, nemlig; kommunen, slamtømmefirmaet og leverandørene.

Slamtømming er en vital del av anleggenes drift, og det er meget viktig at slamtømming skjer til rett tid. Dersom man venter for lenge mellom hver slamtømming, vil slamlagerne fylles opp med økt risiko for at innholdet av SS og tot-P øker i utløpsvannet. Dette kan være en medvirkende årsak til noen av de forholdsvis høye tot-P verdiene i denne undersøkelsen. LfM rapporterer også at dette har vært tilfelle for enkelte anlegg.

Dette problemet vil selvsagt forsterkes dersom økt slamproduksjon, som effekt av økt kjemikaliedosering, også må følges opp av hyppigere slamtømming. Det er ikke denne rapportens hensikt å fordele ansvar i denne sammenhengen, men det påpekes imidlertid at det er viktig at de 3 nevnte partene kommuniserer og samarbeider, samt at alle har en felles forståelse for at dette er en meget viktig driftsparameter. Vi kjenner ikke til at noen av kommunene har blitt varslet om at anleggene skal endre slamtømmingsfrekvens, som et resultat av økt slamproduksjon. Ut i fra denne undersøkelsen er det derfor ting som tyder på at det er et forbedringspotensiale i dette samarbeidet.

4.4 Nitrogen

Nitrifikasjonen i de ulike anleggene er diskutert i avsnitt 3.2.3. Det ser ut til å være forskjeller mellom de ulike fabrikatene, men det kan ikke utelukkes at det er mer avhengig av belastningen på det biologiske trinnet. Klart synes imidlertid at nitrifikasjon ofte gir kraftig senkning av pH i disse anleggene.

Det er ingen tilsynelatende effekt av vanntemperatur i datagrunnlaget. Dette skyldes trolig at temperaturintervallet i prøveperioden var ganske lite, da alle prøvene ble tatt i en begrenset periode på høsten og vinteren.

Noen positive effekter av fastsittende biofilm ser man heller ikke av figur 9 i kap. 3.2.3. Odin maskin er den eneste av disse typene anlegg med gjennomgående liten grad av nitrifikasjon, mens de andre anleggene varierer over hele skalaen. Dette er selvsagt påvirket av den aktuelle belastningen, og en del av variasjonen kan skyldes når i syklusen man har tatt prøven. Dette gjelder særlig Wallax som har en satsvis biologisk etterbehandling i 24 timer. Nitratinnholdet vil selvsagt øke under hele denne perioden.

Den eneste variabel som ser ut til å ha en sammenheng med nitrifikasjon er faktisk pH. Figur 10 og 11 antyder dette, tydeligst for Biovac og Wallax, men også for Odin. Dette går klarere frem av multivariabelanalysen, der lav pH ligger på nesten samme plass som høy nitritt/nitratverdi (og lav ammoniumverdi) i planprosjeksjonen. Dette antyder ganske enkelt at nitrifikasjon senker pH, og ikke motsatt at en lav pH er positivt for nitrifikasjon. Ved pH 5 er nitrifikasjon meget langsom.

En lav andel nitrat er ikke ensbetydende med at ikke nitrifikasjon foregår. Det kan også være slik at også denitrifikasjon foregår, både tilsiktet og utilsiktet. Det er vanskelig å sammenligne summen av $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_2/\text{NO}_3\text{-N}$ i det behandlede vannet fra de ulike anleggene, så lenge det ikke foreligger tall om den aktuelle nitrogenbelastningen. Om man tross alt gjør det, ser man en variasjon i middelvei fra ca. 40 mg/l for Klargester, WehoMini og Wallax, opp til ca. 100 mg/l for Zapf. Dette kan som sagt være et resultat av ulik belastning, men spesielt for Wallax kan man tenke seg en denitrifikasjon når nytt ubehandlet avløpsvann blandes med behandlet vann i filteret med begrenset lufting. WehoMini anleggene har også en viss tilbakeføring av behandlet vann med slam fra de biologiske trinn til slamavskilleren, og i det minste noen steder var det tydelig at deler av trinn 1 var anoksisk. For Klargester-anleggene foregår det trolig denitrifikasjon i det sedimenterte slammet.

Selv om nitrifikasjon er fordelaktig ut i fra et miljøsynspunkt, kan det også bli krav om denitrifikasjon (nitrogenfjerning) i enkelte områder. I noen anleggstyper kan man delvis fremtvinge dette med rundpumping og en innledende anoksisk sone (enten i slamavskiller eller i første biologiske trinn). En slik rundpumping skulle gjøre at pH ikke sank så drastisk. I Biovac og Zapf kan man få en viss denitrifikasjon ved at ha en lengre periode uten lufting etter innpumping av nytt vann. Det er også mulig at man allerede har en viss denitrifikasjon i enkelte anlegg, men det kan man ikke tallfeste pga. den ukjente belastningen.

Et alternativ til rundpumping og fordenitrifikasjon er at man i stedet legger til et avsluttende anoksisk steg, men det ville kreve en ekstern karbonkilde og blir vanskelig å styre/regulere. En altfor lav pH ville også medføre problemer i en slik konfigurasjon.

4.5 Bakterier

Lavt innhold av indikatorbakteriene synes å ha sammenheng med nitrifikasjon og lav pH. Det er også interessant å konstatere at bakterieinnholdet ikke har noen tilsynelatende sammenheng med SS i behandlet vann. De aktuelle bakteriene bygges altså ikke inn i fnokkene. Det er imidlertid ikke sikkert at alle patogener og andre bakterier som man ønsker å unngå spredning av oppfører seg på samme måte.

Vårt datagrunnlag viser en sammenheng mellom lav pH og lavt innhold av tarmbakterier. Det er ikke rimelig å tenke seg at nærvær av tarmbakterier skulle høyne pH. Det er mer trolig at årsakssammenhengen er i den motsatte retningen, nemlig at lav pH har en negativ innvirkning på bakteriene. Man kan sammenligne dette med dannelsen av melkesyre som er en effektiv konserveringsmetode.

Multivariatanalysen viste en klar sammenheng mellom høy pH og høyt bakterieinnhold. Samtidig var sammenhengen mellom lavt bakterieinnhold og høyt nitritt/nitratinnhold tydelig. Det er mulig at det også finnes en direkte årsakssammenheng slik at høy nitratkonsentrasjon skulle skade disse bakteriene, men det kan man ikke avgjøre ut i fra datagrunnlaget.

Datagrunnlaget i denne undersøkelsen antyder at Klargester og Wallax gir minst utslipp av tarmbakterier. Forklaringen kan være det lave pH nivået man får i disse anleggene. En annen mulig forklaring er at lav belastning delvis er gunstig for nitrifikasjon, som gir lav pH, og delvis er gunstig for reduksjon av tarmbakteriene i konkurranse med de aktive bakteriene i renselanlegget.

En komplettering av anleggene for også å oppnå denitrifikasjon vil sannsynligvis redusere den hygieniserende effekten (dersom den er påvirket av pH), ettersom pH da ikke ville bli tilsvarende lav.

4.6 Anleggstyper

Denne undersøkelsen har hatt som formål å stadfeste 7 forskjellige anleggstypers ytelse sett i sammenheng med eksisterende og forventede krav. I tillegg har man forsøkt å avdekke eventuelle drifts- og prosessmessige utfordringer knyttet til oppnåelse av myndighetskravene, for om mulig å kunne forbedre disse.

Det understrekes at undersøkelsen har ikke til hensikt å rangere anleggstypene, og det er viktig å forstå at samtlige anleggstyper har vist at de er i stand til å oppnå ønskelige rensresultater.

I undersøkelsen inngikk 2 stk våtmarksfilter. Begge anlegg viste svært god reduksjon av fosfor med et snitt på 0,2 mg Tot-P/l. Det ene anlegget fungerte imidlertid ikke like godt mht. reduksjon av organisk stoff, med et gjennomsnitt på 68 mg BOF₅/l. Dette anlegget hadde også markant høyere utløpskonsentrasjon av fosfor med et snitt på 0,4 mg tot-P/l. Det som er interessant i denne sammenhengen er at det anlegget som har best resultater både mht. fosfor og org. stoff er et anlegg som er svært lavt belastet og kun vært i drift i 2 år. Anlegget med høyere utløpskonsentrasjoner er både høyere belastet og vært i drift i ca. 5 år. Dette gir et bilde av at også denne typen anlegg er påvirket av belastningen. I tillegg kan anleggets alder ha en viss innvirkning. På lenger sikt må fosfor som bindes i filteret og evt. planter som vokser i/på filteret fjernes for at ikke våtmarksfilteret skal mettes.

Multivariatanalysen (MVA) gir en god oversikt over hvordan den enkelte anleggstypen fungerer i forhold til de ulike parameterne. Sett med norske øyne er det ønskelig med så lave utløpskonsentrasjoner for tot-P og BOF₅ som mulig. Sammen med parameteren SS og KOF ligger også disse godt samlet i "loading-plotten". I figur 34 (kap. 3.9.2) vises spredningen for de ulike anleggene sammen med et målområde markert med gul sirkel. Målområdet henspiller seg til lave verdier av org. stoff (KOF og BOF₅), SS og Tot-P. MVA indikerer at Wallax treffer best mht. målområde, noe som bekreftes av utløpskonsentrasjonene for parameterne Tot-P og BOF₅.

Når det gjelder parameteren fosfor skiller minirenselanleggstypene Wallax og WehoMini seg ut med bedre resultater enn de øvrige. Wallax er et sekundærfellingsanlegg (fosedimentering + etterfelling). WehoMini har også en form for forfelling i og med at de tilsetter kjemikalier på slamreturen. Dette antyder at man oppnår bedre fosforreduksjon ved bruk av forfelling enn ved etterfelling. Prinsipielt burde det ikke ha noen betydning om kjemikalier tilsettes før eller etter biotrinnet. Trolig er det systemspesifikke betingelser som gjør dette utslaget, snarere enn hvor kjemikalier tilsettes.

Uansett, videre utvikling for enkelte leverandører kan være av interesse hvor forsøk med tilsetning av fellingskjemikalie på forskjellige steder inngår.

Som det kommer frem av diskusjoner ovenfor er den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen av PO₄-P lavere i årets undersøkelse, sammenlignet med resultatene fra forprosjektet. Dette tyder på at de grep leverandørene har gjort mht. doseringsmengde og doseringspunkt overveiende må tolkes som grep i riktig retning. Det er imidlertid variasjoner også her, og interessant nok har f.eks. WehoMini-anleggene i gjennomsnitt høyere, eller like høye konsentrasjoner av, PO₄-P som anleggstyper som har i snitt høyere tot-P konsentrasjon. Dette tyder på at avskillingseffektiviteten for denne anleggstypen er effektiv. I tabellen nedenfor vises gjennomsnittlige konsentrasjoner for tot-P og PO₄-P for prøver hvor det er analysert for begge parametere samtidig (dvs. ikke den totale datamengden).

Tabell 20. Utløpskonsentrasjoner av tot-P og PO₄-P, og PO₄-P som andel av tot-P i prøver hvor det er samtidige resultater for begge parametere (kun COWI/IVL data).

Anleggstype	Tot-P	PO ₄ -P	PO ₄ -P andel av Tot-P (%)*
Biovac	2,7	0,2	14
Klargester	2,1	0,4	28
WehoMini	1,1	0,4	40
Odin	2,8	0,4	19
Wallax	0,4	0,1	54
Zapf	1,2	0,3	26

*Gjennomsnittstall av PO₄-P andel av Tot-P i alle enkeltserier hvor man hadde både tot-P og PO₄-P, dvs. ikke andel av gjennomsnittstallene i foregående kolonner.

Tallene ovenfor viser at selv om WehoMini har lavere tot-P ut av rensanlegget er andelen PO₄-P høyere, noe som indikerer at denne anleggstypen er mindre utsatt for negative konsekvenser av en eventuell økt doseringsmengde. Dette kan igjen henspilles til betraktningene ovenfor om forfelling.

5 KONKLUSJONER

Basert på det arbeidet som er utført kan det trekkes følgende hovedkonklusjoner:

- *Minirensesanlegg er funksjonsdyktige anlegg mht. reduksjon av både organisk stoff og fosfor. Denne undersøkelsen viser at samtlige anleggstyper ved riktig driftsoppfølging er i stand til å møte myndighetenes krav for begge parametere.*
- *Årets resultater viser en klar forbedring i forhold til resultatene fra pilotprosjektet i 2006. Forbedringen må ses på som en effekt av pilotprosjektet, og er et direkte resultat av tiltak utført av leverandørene.*
- *Det er fortsatt behov for økt kunnskap vedrørende bruk av minirensesanlegg i spredt bebyggelse, og det anbefales at videre undersøkelser og utvikling gjennomføres.*

En av hensiktene med dette arbeidet har vært å finne prosessmessige elementer som forklarer de ulike anleggenes ytelse. I så måte er datagrunnlaget analysert og vurdert med mange innfallsvinkler. Fra denne vurderingen er det truffet følgende delkonklusjoner:

1. Minirensesanleggene har gjennomgående god renseevne mhp. organisk stoff. . Gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon og medianverdi for organisk stoff målt som BOF₅ var henholdsvis ca. 18 mg/l og 6,0 mg/l. Dette er ikke overraskende da anleggene i utgangspunktet er konstruert for nettopp dette.
2. Reduksjon av fosfor er forbedret siden forprosjektet, men fortsatt ikke fullt ut tilfredsstillende. Når man inkluderer resultater fra leverandørens egen prøvetaking hadde ca. 50 av 91 anlegg tilfredsstillende renseseffekt. Ca. 55 % av alle prøver hadde utløpskonsentrasjoner lavere enn 1,0 mg tot-P/l. Gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon og medianverdi for samtlige prøver var henholdsvis 1,8 mg tot-P/l og 0,9 mg tot-P/l, og avhengig av innløpskonsentrasjon er gjennomsnittlig renseseffekt ca. 82-88 %.
3. Utfelling av PO₄-P er langt bedre enn tidligere, med en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på 0,3 mg PO₄-P/l. Dette er et direkte resultat av tiltak gjort av leverandørene, hvor doseringsmengder er økt, samt at enkelte leverandører har endret doseringspunkt.
4. Økt dosering medfører økt slamproduksjon, og dette gir utslag i økte SS konsentrasjoner for de anleggstypene som har begrensninger i avskillingskapasiteten. Dette antas å være den primære årsaken til enkelte relativt høye tot-P konsentrasjoner. I tillegg vil økt slamproduksjon gi behov for økt frekvens for slamtømming, noe resultatene antyder at ikke har skjedd.
5. Det er relativt store variasjoner mellom enkeltanlegg av samme type, og ved repeterende prøver på samme enkeltanlegg. Dette tyder på at anleggenes ytelse i stor grad påvirkes av belastningsvariasjoner og øvrige driftsmessige forhold (manglende slamtømming, feil ved kjemikaliedosering etc), men kan også være påvirket av prøvetakingsmetode.

6. Anlegg basert på forfelling synes å oppnå lavere utløpskonsentrasjoner mht. tot-P.
7. Denne undersøkelsen inkluderer ikke en vurdering av den reelle belastningen på det enkelte anlegg. Fastsettelse av innløpskonsentrasjoner er derfor ønskelig i fremtidige vurderinger av disse rensanleggene.
8. På enkelte anlegg er det ikke tilrettelagt for prøvetaking. Det er derfor en utfordring å ta representative utløpsprøver.
9. Anleggene opereres utenfor optimalt pH område, noe som skyldes en kombinasjon av nitrifikasjon og høy dosering av fellingskjemikalier.
10. Multivariatanalyse er et effektivt verktøy for å vurdere resultater og synliggjøre dem i et samlet bilde.
11. Undersøkelsen viser at lav pH synes å gi redusert bakterieinnhold i utløpet.
12. Manglende slamtømming kan være en potensiell årsak til høye SS og Tot-P konsentrasjoner i utløpsvannet.

6 FORSLAG TIL VIDERE ARBEID

Denne undersøkelsen viser at det er behov for ytterligere FOU-virksomhet innenfor fagfeltet. På dette feltet vil det være svært mye hente på at gjennomføres som et internasjonalt samarbeid. Følgende tiltak foreslås:

A. Utvikling av metoder for prøvetaking av inn- og utløp på spredt bebyggelse anlegg

I forbindelse med utarbeidelse av denne rapporten og vurdering av datagrunnlaget, er prøvetakingsmetode debattert inngående. Alle metoder for prøvetaking har sine usikkerheter, og det er ikke entydig faglig enighet om optimal prøvetakingsmetode for disse anleggstypene. I forbindelse med innføring av nytt tilsyns- og kontrollregime, ved innføring av ny lokal forskrift Morsa, bør det derfor igangsettes et forprosjekt med mål om å få etablert validerte prøvetakingsmetoder for den enkelte anleggstypen. I Danmark og Nederland har samarbeidet om utviklingen av en ny prøvetakings/målemetode for næringsalter (og andre parametere), basert på passive prøvetagere. Teknologien er i utgangspunktet utviklet for overvåking av vassdrag og innsjøer. En evaluering/utvikling av denne typen prøvetakere, parallelt med validering av mer konvensjonelle metoder, bør være en del av et slikt forprosjekt.

B. Utvikling av parametere for styring/overvåking av anlegg i spredt bebyggelse

Ny teknologi for styring- og overvåking av små renseanlegg er i svært liten grad tatt i bruk både nasjonalt og internasjonalt. Noe av årsaken er mangel på effektive styringsparametere. Enkelte land har allerede arbeid i gang på dette området. Potensialet for utvikling av nye produkter på dette området er stort, også for nordiske IKT-bedrifter. Bruk av surrogatparametere f.eks. turbiditet, kan være aktuelt å se nærmere på. Arbeid på dette området, i form av et forprosjekt, burde settes i gang i løpet av 2008/09.

C. Etablering av et regionalt kunnskapssenter for spredt bebyggelse – forprosjekt

Kunnskap om renseprosesser, praktisk bruk av anleggene, drift og vedlikehold hos alle berørte parter er en absolutt forutsetning for å få spredt bebyggelsesløsninger til å fungere i praksis. Enkelte land har løst dette ved å etablere regionale kunnskapssentre som ivaretar kunnskaps- og informasjonsbehovet hos planleggere, anleggseiere, drift – og servicepersonell og kommuner/fylker. USA har allerede etablert 20 slike sentre. Sverige har pekt på behovet for en tilsvarende løsning og har foreslått et mulig samarbeid med Norge. Det foreslås at det opprettes et forprosjekt i 2008/09 som ser på ulike organisasjonsformer, faglig innhold, lokalisering, internasjonalt samarbeid etc.

D. Etablere bedre kunnskap om belastninger

Det er nødvendig å etablere bedre kunnskap om de belastninger som tilføres renseanlegg i spredt bebyggelse. I denne sammenhengen vil det være aktuelt å utrede nærmere reelle innløpskonsentrasjoner for vitale parametere. Det er ikke mulig å ta repre-

sentative innløpsprøver på denne typen renseanlegg, og man er derfor avhengig av å estimere innløpskonsentrasjoner basert på sjablonverdier for spesifikk belastning (f.eks. $gP/pe \cdot d$). Det stilles spørsmålsteget ved korrektheten de sjablonverdiene som benyttes i dag, pga. endringer i forbruksmønster i hjemmene både mht. kosthold, vannforbruk og andre husholdningsaktiviteter som skaper avløpsvann. Det anbefales dermed at det iverksettes en mer inngående studie av avløpskarakteristikken (inkl. vannforbruk) for denne typen renseanlegg.

E. Vurdering av omfang av og mekanismer for frigjøring av fosfor fra sedimentert slam i slamavskillere

Denne undersøkelsen tyder på reduksjon av fosfor fra renseanlegg i spredt bebyggelse ikke er tilfredsstillende i om lag 50 % av anleggene. En av årsakene kan være frigjøring av fosfor fra blandet primær- og kjemisk slam i slamavskilleren. Studien har vist at enhetsprosessene er avhengige av hverandre, og at det dermed er viktig å få kunnskap om hvordan en evt. utlekking av fosfor i slamavskilleren påvirker den overordnede ytelsen for anleggene. I denne forbindelse anbefales det å iverksette et forskningsprogram, for å finne ut både omfang av og mekanismer for dette.

F. Prosessoptimalisering / drift av anlegg

Denne studien indikerer at forfellingsanlegg oppnår bedre rensegrader mht. fosfor. De enkelte anleggsleverandørene burde derfor gjennomføre utviklingsprosjekter hvor alternative doseringspunkter utredes nærmere. Det anbefales at man går sammen om et felles program, hvor erfaringsutveksling er et sentralt element. Et viktig element i både dette tiltaket, og tiltak E, vil være slamtømmingsfrekvens. Vanskeligheter med å klare kravene til utslipp av tot-P er tap av slam med høyt fosforinnhold. Forsøk med utjevning av vannstrømmen for å minske belastningen på sedimenteringstrinnet kan derfor også være aktuelt.

G. Oppfølging av ny lokal forskrift

Ny lokal forskrift vil bli vedtatt i Morsa kommunene i løpet av 2008. Hovedhensikten med forskriften er å øke anleggsytelsen for det enkelte anlegg gjennom styrket regulering av bl.a. driftsoppfølging og tilsyn. I denne forbindelse anbefales det å etablere systemer for oppfølging av forskriften mht. å kunne evaluere effekten av innføringen av forskriften både mht. drift og anleggenes ytelse.

H. Komplettering til nitrogenfjerning

Det kan komme krav til nitrogenfjerning i særlig sensitive områder. Både flere av de anleggene som er undersøkt i denne vurdering og andre løsninger kan relativt enkelt modifiseres til nitrogenfjerning. Modifiseringen vil sannsynligvis utføres av anleggsleverandørene, men uttesting og oppfølging bør gjøres i et felles prosjekt.

LITTERATUR

- Crites & Tchobanoglous, *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*. McGraw-Hill, 1998.
- De Boer & Kowalchuk, *Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms*. *Soil Biol. Biochem.*, Vol. 33, No. 7-8, pp. 853-866, 2001.
- Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*. FOR 2004-06-01 nr 931, SFT, 2004.
- Gannholm, C., *Utvärdering av anaerob behandling av hushållsspillvatten og tekniker for efterbehandling*. Eksamensarbeide ved Uppsala Universitet, 2005.
- Gieseke et. al., *Nitrification in a Biofilm at Low pH Values: Role of In Situ Microenvironments and Acid Tolerance*. *Appl. and Environ. Microbiol.*, Vol. 72, No.6, pp. 4283-4292, 2006.
- Green & Tarre. *High rate Nitrification at Low pH in Suspended- and Attached-Biomass Reactors*. *Appl. and Environ. Microbiol*, Vol. 70, No.11, pp.6481-6487, 2004.
- Hellström et. al., *Bra små avlopp, Slutrapport, Utvärdering av 15 enskilda avloppsanleggninger*. Stockholm Vatten, 2003.
- Hossain, F., *Activated Sludge Bulking: A Review of Causes and Control Strategies*. *IE(I) Journal - EN*, Vol. 85, Sept., 2004.
- Jenkins et. al., *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*, 2nd. Ed.. Lewis Publishers, 1993.
- Johannessen et. al., *Optimal organisering og funksjonskontroll av rensanlegg i spredt bebyggelse*. COWI rapport for Morsa, 2007.
- Lokal forskrift om utslipp til Vansjø- og Hobølvassdraget (Morsa) fra mindre avløpsanlegg i NN kommune*. Vannområdeutvalget Morsa, høringsutkast, 2008.
- Retningslinjer for dimensjonering av avløpsanlegg*, SFT, TA-525, 1983.
- Tarre et. al., *High nitrification rate at low pH in a fluidized bed reactor with chalk as the biofilm carrier*. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 49, No. 11-12, pp. 99-105, 2004.
- Tchobanoglous et.al., *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse – 4th ed.*. Metcalf & Eddy, 2003
- Ødegaard, H., *Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann*. TAPIR-forlag, 1992.

VEDLEGG 1

VEDLEGG 2

