



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2017 30 stp
Fakultet for realfag og teknologi

Minirensesanleggs egnethet for bruk på hytter: Reaktivering av biologisk rensetrinn etter tre måneders belastningsstopp

Use of package treatment plants in cabins:
Reactivation of biological treatment after a three
month starvation period

Kristin Skaar Tindlund
Vann- og miljøteknikk

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Fakultet for realfag og teknologi ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) våren 2017, og markerer min avslutning på det femårige studiet i Vann- og miljøteknikk. Hovedveileder av oppgaven har vært Arve Heistad (NMBU), og biveileder har vært Erik Johannessen (COWI AS). Masteroppgaven er finansiert av Avløp Norge, bransjeorganisasjonen for leverandører av minirensesanlegg i Norge, og jeg ønsker å takke for at jeg fikk muligheten til å være en del av deres prosjekt.

Jeg ønsker å rette en stor takk til Erik Johannessen og Arve Heistad for god oppfølging og veiledning gjennom hele dette året jeg har jobbet med oppgaven. Videre vil jeg takke Fasil Ejigu Eregno og Melesse Eshetu som stilte opp når jeg trengte hjelp med laboratorieforsøkene. En stor takk rettes også overingeniør Arne Svendsen på NMBUs verksted for enestående hjelp med utforming av laboratorieoppsettet. Sigrid Amundsen og Goro Tillerås Urset takkes hjerteligst for assistanse ved prøvetaking i felt og laboratoriearbeid. En stor takk må også sendes til Hanna Kavli Lodberg-Holm, ved NMBUs skrivesenter, for svært god hjelp med oppbygning og strukturering av oppgaven.

Minst like viktig som faglig og praktisk veiledning, er det med gode og omsorgsfulle mennesker rundt seg. Jeg ønsker derfor å takke hele familien for støtte, oppmuntring og kloke ord gjennom fem år med studier. Alle studievenner og medlemmer i Åsblæst'n har gjort studietiden ved NMBU til en fantastisk tid. Helt til slutt vil jeg takke Anders for god hjelp med oppgaven, og som mental støttespiller gjennom denne perioden. Tusen takk!

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 11. mai 2017

Kristin Skaar Tindlund

Sammendrag

Standarden på norske hytter har vært stigende de siste tiårene, og stadig flere hytteeiere ønsker innlagt vann på hyttene sine. Det er da påkrevd å rense avløpet som slippes ut slik at utløpskvaliteten tilfredsstillende kravene i forurensningsforskriftens §12. Disse kravene skal forhindre forurensning og eutrofiering i resipientene hvor utløpsvannet slippes ut. Mange hytteeiere ønsker å benytte kjemisk-biologiske minirensesanlegg til avløpsrensing på sine hytter. Dette er et omdiskutert tema, da ytelseevnen til minirensesanlegg som utsettes for varierende belastning ikke er tilfredsstillende dokumentert. Denne studiens hovedformål var å undersøke hvorvidt det biologiske trinnet i et minirensesanlegg tålte å stå i tre måneder uten å få tilført avløpsvann, uten at bakteriekulturen døde ut, og dermed om minirensesanlegg egnes for hyttebruk.

Studien er delt i to; en feltstudie og en laboratoriestudie. I feltstudien ble det tatt prøver av fire kjemisk-biologiske minirensesanlegg, installert på hytter i Skiptvedt kommune i Østfold, for å kartlegge renseseffekt og biologisk aktivitet i minirensesanlegg som ikke belastes kontinuerlig. I laboratoriestudien ble tre aktivslam-reaktorer og tre MBBR-reaktorer (Moving Bed Biofilm Reactors) studert gjennom en oppstartsperiode på én måned, for å se hvordan den biologiske aktiviteten var påvirket av en hvileperiode (sulteperiode) på tre måneder.

Minirensesanleggene fra feltstudien ga hovedsakelig en tilfredsstillende utslippskvalitet med hensyn til Tot-P og BOF₅, i forhold til kravene fastsatt i forurensningsforskriftens §12 (90% reduksjon av både Tot-P og BOF₅). *E. coli*-konsentrasjonene i utløpsvannet fra minirensesanleggene var i størrelsesorden 10¹-10³. Gjennom laboratoriestudien ble det bekreftet at den biologiske aktiviteten i bioreaktorene tok seg opp allerede to dager etter oppstart, etter en tre måneders hvileperiode. Biologisk aktivitet ble målt ved hjelp av SOUR (spesifikk oksygenopptaksrate), som økte betraktelig allerede to dager etter at første dose avløpsvann ble tilsatt reaktorene. Aktivslamreaktorene hadde signifikant (90% KI) høyere SOUR-verdier gjennom oppstartsperioden sammenliknet med MBBR-reaktorene (p= 0,083). Bioreaktorene i laboratoriestudien hadde en gjennomsnittlig reduksjon av KOF (filtrert) > 90% gjennom oppstartsperioden, og det var ingen signifikant forskjell mellom reaktortypene (p= 0,707) med hensyn til reduksjon av KOF. Med tanke på muligheten for å bruke minirensesanlegg på hytter var resultatene i denne studien positive.

At bioreaktorene evnet å bryte ned det tilførte organiske materialet allerede fra første dag i oppstartsperioden viste at bakteriene ikke hadde dødd ut i løpet av hvileperioden, noe som

indikerer at bakteriene er «klare» for å bryte ned organisk materiale også etter lange sulteperioder. Dette kom også tydelig frem av den raske økningen i SOUR. Mengden biomasse hadde avtatt gjennom hvileperioden, som følge av endogen respirasjon, men dette virket ikke å ha negativ effekt på reaktorenes evne til å bryte ned organisk materiale. Dette er positivt i et «minirensesanlegg-perspektiv»; fordi dette viser at utløpskvaliteten fra anleggene trolig ikke vil svekkes som følge av redusert biomasse etter lengre bruksopphold på hytter. Sett i lys av denne studien, antar vi at det ikke er problematisk å benytte minirensesanlegg som rensemetode for hytteavløp ved belastningsstopp opp til tre måneder. Studien kan derimot ikke si noe om hva som blir utfallet av belastningsstopp lengre enn tre måneder.

Abstract

The standard of Norwegian cabins has been increasing over the last decades, and many cabin-owners want to improve their cabins by installing indoor plumbing. It is then required to treat the wastewater from the cabins so that the effluent quality meets the limits given in the Norwegian law “Forurensningsforskriften” §12. These claims are meant to prevent pollution and eutrophication in recipients where wastewater is discharged. Many cabin-owners want to use chemical-biological package treatment plants to treat the wastewater from their cabins, but there is some disagreement about whether these treatment plants are suitable for cabin use. The treatment plants will not be continuously loaded with wastewater and the treatment efficiency for periodic loading is not satisfying documented. The main aim of this study was to examine whether the bacteria in the biological step in the package treatment plants could survive for a long period (three months) without receiving wastewater, as a measurement of the package treatment plant’s suitability for high loading variations.

This study has two parts; a field study and a laboratory study. In the field study, samples were taken from four package treatment plants installed in cabins in Skiptvet municipality in Norway, to examine the biological activity in the biomass and the effluent quality from non-continuously loaded treatment plants. In the laboratory study, the performance of three activated sludge reactors and three MBBR reactors (Moving Bed Biofilm Reactors) were examined through a startup-period of one month, after a starvation period of three months, to see how the biological activity was influenced by the starvation.

The package treatment plants in the field study showed a satisfying effluent quality for Tot-P and BOD₅, compared to the limits given in Forurensningsforskriftens §12 (90% reduction of both Tot-P and BOD₅). The concentrations of *E. coli* in the effluent from the package treatment plants ranged from 10¹ to 10³. The laboratory study confirmed the assumed quick reactivation of the biological activity. Already two days from the startup, the biological activity in the reactors was measurably higher than right after startup. The biological activity was measured by SOUR (specific oxygen uptake rate), which increased already two days after adding the first dose of wastewater. On a 90% confidence level, the activated sludge reactors had significantly higher SOUR-values compared with the MBBR-reactors (p= 0,083). The bioreactor’s average COD-reduction in the laboratory study (measured on filtrated COD) was > 90 %, and no significant difference in COD-reduction between the two reactor types was found (p= 0,707). Considering whether the package treatment plants are suitable for periodic loading from cabins, these results are positive.

The bioreactor's ability to degrade the supplied organic matter, already from the first day of the startup period, indicated that the bacteria did not die in the starvation period, but were "ready" to degrade organic matter even after a long starvation period. The quick increase in SOUR confirmed this finding. Through the starvation period, the biomass in all the reactors had been reduced, because of the endogenous respiration, but this did not influence the reactors' ability to degrade organic matter. These results showed that the effluent quality from the package treatment plants will most probably not be impaired, even if the treatment plant is left for long periods without fresh wastewater.

The main conclusion from the study is that the use of package treatment plants in cabins is not problematic if the cabins is left for up to three months. However, the study does not show what will be the case if the cabins are left for more than three months.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	V
1 Innledning.....	1
1.1 Rensing av avløpsvann på hytter	2
1.1.1 Utslippskrav fra hytteavløp	2
1.2 Minirenseanlegg	6
1.3 Bakgrunn- og målsetting for oppgaven	12
1.3.1 Uenighet om minirenseanleggenes egnethet i norsk fritidsbebyggelse	12
1.3.2 Problemstilling og mål for oppgaven	13
2 Hyttebruk og minirenseanlegg utsatt for varierende belastning.....	15
2.1 Hyttebruk i Norge	15
2.1.1 Hyttenes plassering og utbredelse	15
2.1.2 Vannkvalitet i noen av områdene med stor hyttetetthet	18
2.1.3 Bruksmønster	21
2.2 Reaktivering av biologiske avløpsrenseanlegg.....	23
2.2.1 Endogen respirasjon og reduksjon av biomasse.....	23
2.2.2 Reaktivering av biologiske avløpsrenseanlegg etter en hvileperiode	24
2.2.3 Minirenseanlegg testet for belastningsvariasjoner	25
3 Materiale og metode.....	29
3.1 Analysemetoder benyttet i studien	29
3.1.1 Oksygenopptaksrate	32
3.2 Studieområde	35
3.3 Forsøksreaktorer: oppsett og drift.....	36
3.4 Prøvetakning	39
3.5 Avløpsvann.....	40
3.5.1 Syntetisk avløpsvann.....	41
3.6 Forhold mellom biomasse og tilført avløpsvann	42
3.7 Reduksjon av KOF	43
3.8 Statistiske analyser	44
4 Resultater.....	45
4.1 Organisk materiale og suspendert stoff	45
4.1.1 Kjemisk oksygenforbruk	45
4.1.2 Suspendert stoff.....	46

4.2	Gjenoppretelse av biomasse i reaktorene	47
4.3	Slamalder	49
4.4	Respirasjon og F/M-forhold	49
4.4.1	F/M-forhold gjennom laboratoriestudien	49
4.4.2	Oksygen- og spesifikk oksygenopptaksrate	50
4.5	Temperatur og pH.....	55
4.6	Resultater fra feltstudien.....	56
4.6.1	E. coli	56
4.6.2	Fosfor	57
4.6.3	Suspendert stoff og organisk materiale	58
4.6.4	Respirasjon og F/M-forhold i feltstudien	59
4.6.5	Hyttebruk.....	60
4.7	Statistiske analyser	62
5	Diskusjon.....	65
5.1	Organisk materiale i klarvannsfasen i reaktorene.....	65
5.1.1	SS	65
5.1.2	Reduksjon av organisk materiale (KOF og BOF ₅).....	67
5.2	Gjenoppretelse av biomassen i reaktorene	69
5.3	Respirasjon	71
5.4	Fosfor og E. coli	74
5.5	Bruk av minirensesanlegg på hytter	75
5.5.1	Dokumentasjon av minirensesanlegg til hyttebruk.....	76
6	Videre arbeid og anbefalinger	79
7	Konklusjon	81
8	Litteratur.....	83
	Vedlegg A	i
	Vedlegg B.....	iii
	Vedlegg C.....	v
	Vedlegg D	ix
	Vedlegg E.....	x
	Vedlegg F	xi
	Vedlegg G	xii
	Vedlegg H	xx

1 Innledning

Rensing av avløpsvann er et økende fokusområde for å tilfredsstille kravene i EUs Vanddirektiv, og for å sikre et hygienisk trygt drikkevann. Med en stadig økende befolkning som har behov for rent, trygt drikkevann, er det viktig at vi forurenses drikkevannskildene våre så lite som mulig. Utslipp av behandlet avløpsvann kan skje til ulike typer resipienter. Resipientene kan være elver, bekker, innsjøer, grunnvann, eller hav, og kan klassifiseres som «følsom», «normal» og «mindre følsom» (Klima- og miljødepartementet 2004).

Utslipp av urensset avløpsvann kan gi uheldige konsekvenser for resipienten, og kan blant annet forårsake eutrofiering og oksygenmangel som følge av høyt innhold av næringsstoffer og organisk materiale i avløpsvannet. Næringsstoffene nitrogen (N) og fosfor (P) er begrensende for algevekst i henholdsvis saltvann og ferskvann (Smith et al. 1999). For store konsentrasjoner av disse stoffene kan blant annet medføre algeoppblomstring, oksygenmangel og økt dødelighet blant fisk og andre organismer i vannet (Schindler et al. 2016; Smith et al. 1999). Utslipp av store mengder organisk stoff til resipienten kan også medføre oksygenmangel i resipienten, som følge av at bakterier i vannet benytter oksygen for å bryte ned det organiske stoffet (Ødegaard 2014). En tredje viktig faktor er patogene mikroorganismer fra avløpsvannet, som kan være en trussel for resipienten og bruken av denne, for eksempel som drikkevannskilde. Disse faktorene er til sammen svært uheldig for vannforekomstene, og viser viktigheten av å behandle avløpsvann, uansett om det gjelder avløpsvann fra hytter eller helårsboliger.

Denne oppgaven tar for seg rensing av avløpsvann fra hytter ved hjelp av kjemisk-biologiske minirensesanlegg, med fokus på det biologiske trinnet. Mange hytter i Norge ligger i områder hvor resipientene klassifiseres som følsomme, dette kommer frem av Figur 1 og Figur 11. Hyttene har varierende bruksmønster gjennom året, som medfører at minirensesanleggene belastes uregelmessig, med intensiv drift i perioder, og lengre perioder med stillstand i løpet av et år. Det er usikkert hvordan dette påvirker utslippskvaliteten fra minirensesanleggene, og hovedmålet for denne studien har vært å undersøke hvordan det biologiske steget i minirensesanleggene påvirkes av hvileperioder (når hyttene står tomme). Renseeffekten i minirensesanlegg på et utvalg hytter i Østfold har derfor blitt undersøkt, og det har blitt utført et laboratorieforsøk med seks (opprinnelig åtte) bioreaktorer som har gjennomgått en hvile- og en oppstartsperiode, på henholdsvis tre måneder og én måned.

1.1 Rensing av avløpsvann på hytter

Alle hytter med innlagt vann, det vil si vann fra vannverk, brønn, cisterne etc. som føres inn i hytta (Miljøkommune.no u.å), er påkrevd å tilfredsstille utslippskravene som er fastsatt i forurensningsforskriftens §12 «Krav til utslipp av sanitært avløpsvann fra bolighus, hytter og lignende» (Klima- og miljødepartementet 2004). Kravene til utslippskvalitet avhenger av hvilken type resipient utslippet går til (Tabell 1 og Tabell 2).

Hvilke renseløsninger som benyttes på ulike steder avhenger av flere faktorer. Blant annet om det er mulig å tilknyttes kommunalt avløpsnett og hvilke løsmasser og arealer som er tilgjengelig i området for behandling av avløpsvann. Et annet viktig aspekt er at utslipp av rensset vann ikke skal ha negativ påvirkning på drikkevannskilder i nærheten.

For hytteavløp benyttes ofte de samme rensemetodene som ved spredt avløp for helårsboliger. Disse kan hovedsakelig deles inn i to grupper: naturbasert rensing og tekniske installasjoner. Naturbasert rensing innebærer infiltrasjon i stedlige løsmasser og konstruert våtmark, mens tekniske installasjoner innebærer biofilteranlegg for rensing av gråvann, med separat toalettløsning, eller kjemisk-biologiske minirensanlegg for blandet avløp (Hensel 2016b).

Mange hytteeiere ønsker å benytte minirensanlegg for behandling av avløpsvann på hyttene sine fordi dette er en kompakt løsning som ikke avhenger av lokale løsmasser. Dette er imidlertid et omdiskutert tema i Norge, da det hersker uenighet og usikkerhet om hvorvidt disse anleggene egner seg for uregelmessig belastning gjennom året (noe som er vanlig for hytter), fordi minirensanleggene er basert på biologisk rensing (i tillegg til kjemisk) (Hensel 2016a).

1.1.1 Utslippskrav fra hytteavløp

For å kunne si noe om utløpskvaliteten fra minirensanleggene i felt og forsøksreaktorene i laboratoriestudien, er det nødvendig å kjenne til det gjeldende regelverket på området. Tabell 1 og Tabell 2 gir en oversikt over hvilke krav som stilles til utslipp i ulike resipienttyper (følsom/normal og mindre følsom).

Tabell 1: Rensekrav ved utslipp av avløpsvann til resipienter klassifisert som følsomme eller normale. Det skilles mellom resipienter med brukerinteresser (for eksempel drikkevannskilder, badeplasser etc.), resipienter med fare for eutrofiering og resipienter som hverken har brukerinteresser eller står i fare for eutrofiering. Tabellen er tilpasset fra forurensningsforskriftens §12.

Parameter	Brukerinteresser knyttet til resipient	Fare for eutrofiering, ingen brukerinteresser	Ikke fare for eutrofiering eller brukerinteresser
Fosfor (P)	90% reduksjon	90% reduksjon	60% reduksjon
Biologisk oksygenforbruk over fem døgn (BOF₅)	90% reduksjon	70% reduksjon	70% reduksjon

Tabell 2: Rensekrav ved utslipp av avløpsvann til resipient klassifisert som mindre følsom. I mindre følsomme områder stilles kun krav til reduksjon av suspendert stoff (SS) i utløpet fra avløpsrenseanlegg. Tabellen er tilpasset fra forurensningsforskriftens §12.

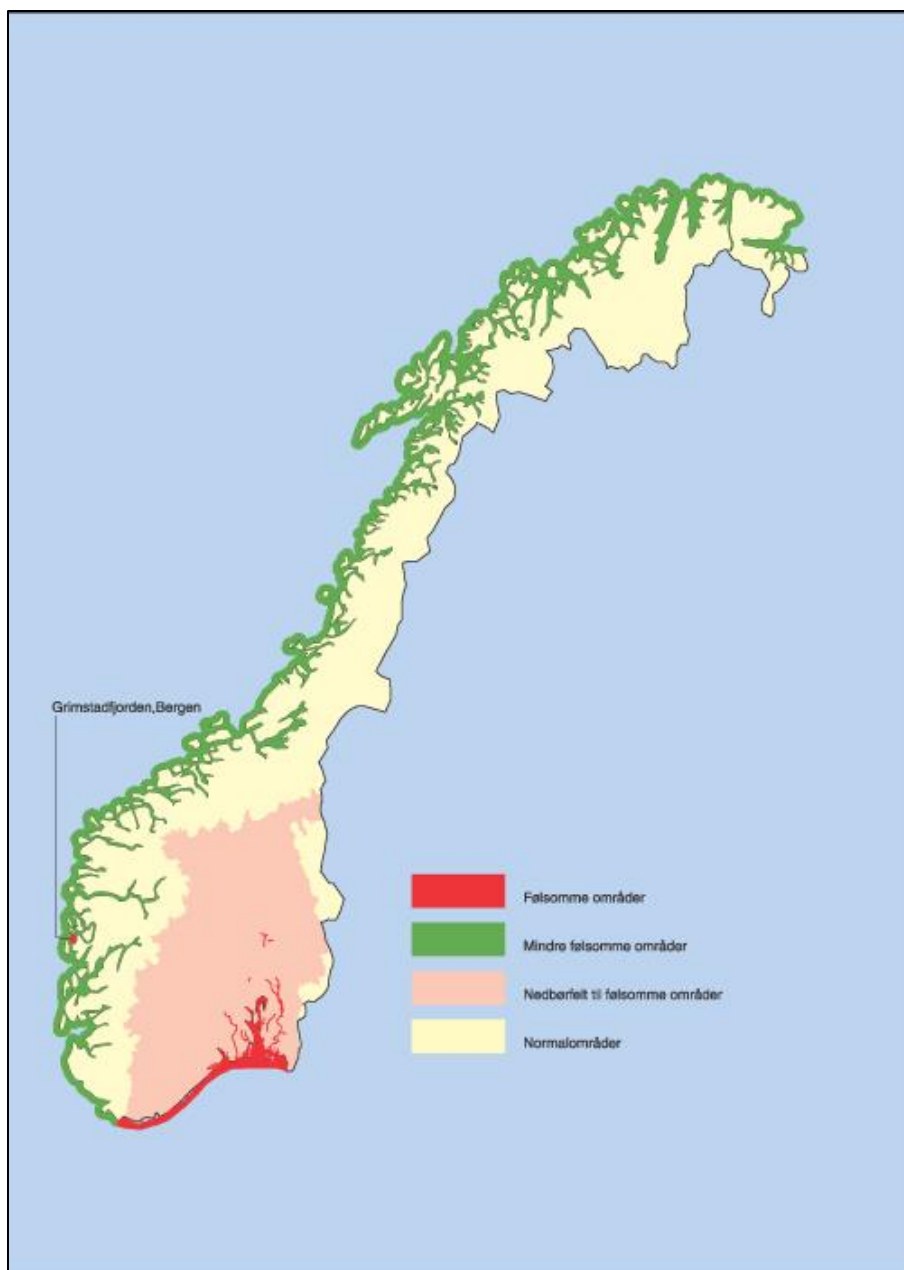
Parameter	Mindre følsomt område
Suspendert stoff (SS)	20% reduksjon av tilført SS beregnet som årlig tilført middelverdi ELLER 180 mgSS/L ved utslipp beregnet som årlig middelverdi

I tillegg til de kravene som stilles i forurensningsforskriften, er patogene mikroorganismer en viktig faktor for å sikre trygt drikkevann. I områder med liten grad av drikkevannsbehandling (for eksempel på hytter med brønn som drikkevannskilde) er det spesielt viktig at det ikke slippes ut store mengder patogene mikroorganismer som følge av dårlig rensing av avløpsvann. Indikatorbakterien *Escherichia coli* (*E. coli*) indikerer fersk fekal forurensning i vann, og gir en indikasjon på fersk avføring i vannet (Folkehelseinstituttet 2015). I kjemisk-biologiske renseanlegg kan det forventes en reduksjon av totale koliforme bakterier (bakterier som stammer fra tarmen), inkludert *E. coli*, på 99,5-99,9% etter endt rensesyklus (Bratli et al. 1995). Drikkevannsforskriftens Vedlegg 1 spesifiserer at grenseverdien for *E. coli* i drikkevann er 0/100 ml (Helse- og omsorgsdepartementet 2017). Det stilles imidlertid ikke spesifikke krav til patogene mikroorganismer i forurensningsforskriften (Klima- og miljødepartementet 2004).

Figur 1 viser en områdeinndeling av Norge med hensyn til resipienttypene følsomme- og mindre følsomme områder. Klassifiseringen av de ulike områdene er beskrevet under, gjengitt fra Vedlegg 1 i forurensningsforskriftens del 4 (Klima- og miljødepartementet 2004).

Følsomme områder er typisk naturlige innsjøer og andre forekomster slik som elvemunninger, fjorder og andre sjøområder som er eutrofe, eller som på kort tid kan bli eutrofe dersom det ikke gjøres beskyttende tiltak. Vannforekomster som er beregnet på uttak av drikkevann, og som kan få høy nitrogenkonsentrasjon regnes også som følsomme områder. Normalområder er de ferskvannsforekomstene i Norge som *ikke* er klassifisert som følsomme.

Mindre følsomme områder er de områdene hvor vannforekomsten, eller det marine området, ikke tar skade av utslipp av avløpsvann, som følge av områdets morfologi, hydrologi eller særskilte hydrauliske forhold.



Figur 1: Områdeinndeling for resipientklassifisering i Norge. Nedbørsfeltene i store deler av Midt-, Øst- og Sør-Norge gir avrenning til følsomme områder (lys rosa), mens kysten fra Svinesund til Lindesnes regnes som følsomt område (mørk rød). Kysten fra Lindesnes til Grense Jakobselv regnes som mindre følsomt område (mørk grønn), og resten av landet regnes som normalområder (lys beige), med unntak av Grimstadvfjorden i Bergen som regnes som følsomt område (mørk rød). Det må påregnes at det lokalt finnes følsomme områder, som ikke kommer frem på dette kartet.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra kapittel 11 i forurensningsforskriften.

En stor del av hyttene i Norge ligger enten på steder hvor resipienten er klassifisert som følsom, eller hyttene ligger i nedbørsfeltet til sårbare resipienter (Figur 1 og Figur 11). Disse hyttene må ha avløpsrensing som tilfredsstillende kravene i forurensningsforskriftens §12 (Tabell 1), og mange ønsker å benytte minirensanlegg til dette formålet. Det kjemiske trinnet i et slikt minirensanlegg vil ikke være nevneverdig påvirket av bruksopphold på hyttene, og det er

derfor interessant å undersøke hvordan det biologiske trinnet påvirkes av lengre hvileperioder uten tilførsel av avløpsvann.

1.2 Minirensesanlegg

Minirensesanlegg er en kompakt installasjon for behandling av avløpsvann fra enkelthus, hytter eller en samling av flere husholdninger, og kan typisk betjene 5-50 personekvivalenter (pe) (VA/miljø-blad 2016). En personekvivalent er definert som «mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk over fem døgn på 60 gram oksygen per døgn» (Miljødirektoratet 2005). Minirensesanlegg benyttes gjerne på steder med mangel på egnede lokale løsmasser for bruk i infiltrasjonsanlegg eller våtmark, og kan enten plasseres i kjeller, garasje eller graves ned – med eller uten overdekning (Hensel & Yri 2008).

Alle kjemisk-biologiske minirensesanlegg består av 4 steg: slamseparasjon, nedbrytning av organisk materiale, utfelling av fosfor ved hjelp av kjemikalier, og sedimentasjon. Første trinn er slamseparasjon, hvor avløpsavfall, fett og andre flytstoffer skilles fra vannet, som fraktes videre i rense-prosessen. Videre brytes organisk stoff ned i det biologiske trinnet, hovedsakelig ved hjelp av heterotrofe bakterier. Trykkluft tilføres det biologiske trinnet, og er en viktig komponent for den biologiske nedbrytningen, fordi bakteriene er avhengig av oksygen for å drive denne. Kjemisk felling av fosfor kan gjøres før eller etter det biologiske trinnet, såkalt for- og etterfelling. Tilsetning av kjemikaliene skjer enten rett i det biologiske reaksjonskammeret, eller i overgangen mellom dette kammeret og sedimenteringskammeret (VA/miljø-blad 2016). Utfellingen gjøres ved hjelp av aluminiumbaserte kjemikalier, der PAC (pre-polymerisert aluminiumklorid) er mest vanlig å bruke, men ALS (aluminiumsulfat) benyttes også (VA/miljø-blad 2016). Sedimentasjon er det siste steget i minirensesanlegget, hvor større partikler (slam) separeres fra det rensede vannet. Herfra føres ferdig rensed vann ut i resipienten.

Utvalget av minirensesanlegg er stort, og det er mange leverandører på markedet (Tabell 3, og Figur 2 til Figur 10). Hovedforskjellen mellom de ulike typene minirensesanlegg er om de har suspendert eller fastsittende bakteriekultur for nedbrytning av organisk materiale, henholdsvis aktivslamanlegg og biofilmanlegg, og om anlegget er et gjennomstrømningsanlegg eller om det er av typen sequencing batch reactor (SBR). Et SBR-anlegg behandler kun et visst volum av gangen, slik at avløpsvannet blir behandlet i sykluser, mens et gjennomstrømningsanlegg har en kontinuerlig avløpsstrøm gjennom anlegget. Tabell 3 viser en oversikt over ulike prosesskombinasjoner for minirensesanlegg med teknisk godkjenning fra SINTEF pr. juli 2016,

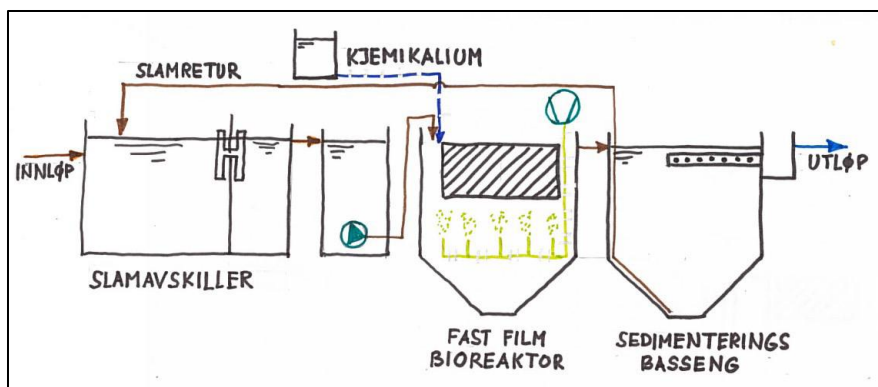
og Figur 2 til Figur 10 viser skisser av disse anleggene. Minirensanlegg kan være rent biologiske, men for å imøtekomme kravene for utslipp av fosfor (jfr. forurensningsforskriften §12) er norske anlegg som oftest kjemisk-biologiske, med fjerning av fosfor ved kjemisk felling.

Tabell 3: Oversikt over mangfoldet av minirensanleggstyper- og leverandører. Gjengitt fra høringsutkast for VA-miljøblad nr.52 (VA/miljø-blad 2016). Listen er ikke uttømmende over minirensanleggleverandører som leverer anlegg til det norske markedet, men representerer de prosesskombinasjonene som er tilgjengelig.

Prosesskombinasjon	Leverandør *
Biofilmreaktor (med fastsittende biofilm) med etterfelling	Odin Miljø AS, Ipec Miljø AS
Biofilmreaktor (med fastsittende biofilm) med forfelling	Ecobio Norge AS (WehoMini)
Forfelling med etterfølgende sirkulasjonsfilter	Wallax AS
Satsvis bioreaktor (SBR - sequencing batch reactor)	Biovac Environmental Technology AS, Klaro Rensanlegg Norge AS, Ecobio Norge AS (WehoPuts, Uponor Clean)
Biorotor med etterfelling	Kingspan Miljø AS (Biodisc)
Aktivslam med etterfelling	August Norge AS, Biorens Skandinavia AS
Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) med etterfelling	Kingspan Miljø AS (Biosafe)
Forfelling med etterfølgende biobed	Fann VA-teknik AB, Vestfold Plastindustri AS
Forfelling med etterfølgende rislefilter	Green Rock AS

*Leverandører med flere anleggstyper er angitt i parentes

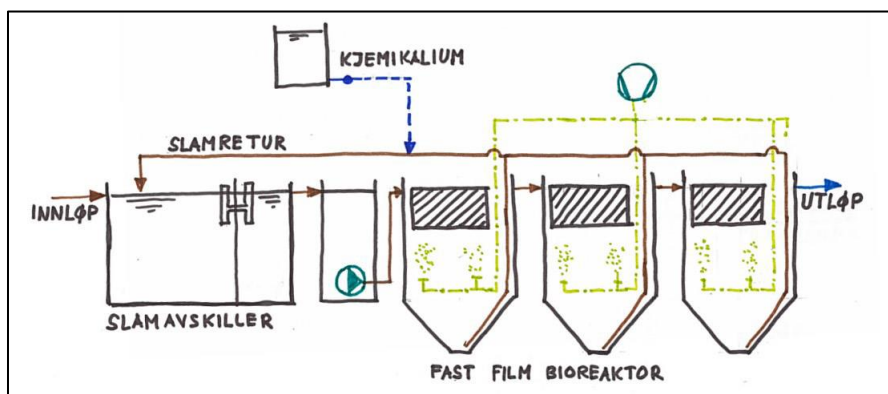
Figur 2 viser en prosesskombinasjon hvor det biologiske trinnet består av en fastsittende bioreaktor, det vil si at bakteriene som driver nedbrytning av organisk stoff hovedsakelig er fastsittende på såkalte biofilmbærere, altså er dette et biofilmanlegg. Denne prosesskombinasjonen har etterfelling, hvor fellingskjemikaliet tilsettes rett i det biologiske trinnet.



Figur 2: Minirensesanlegg med biofilmreaktor med fastsittende bakteriekultur og etterfelling.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr. 52

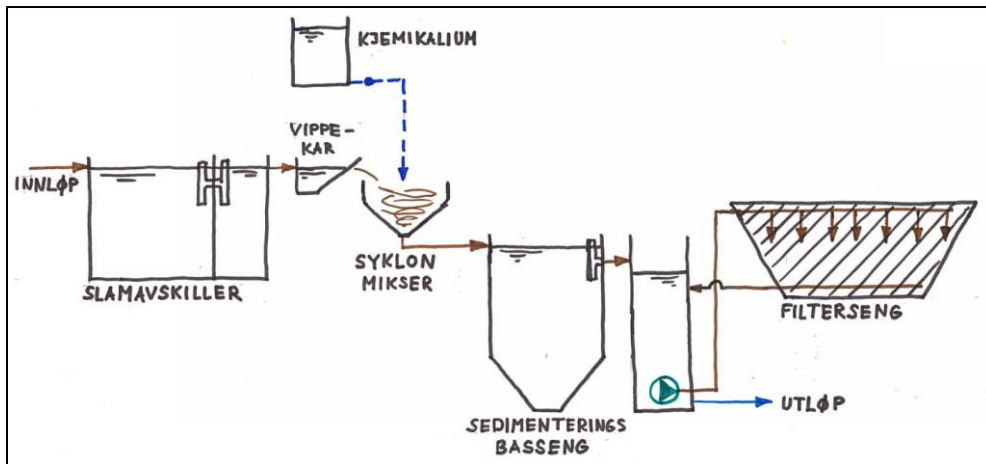
Figur 3 skisserer et minirensesanlegg av samme prinsipp som Figur 2, men med forfelling (kjemikalie tilsettes i det biologiske trinnet), og flere bioreaktorer etter hverandre.



Figur 3: Minirensesanlegg med biofilmreaktor med fastsittende bakteriekultur og forfelling.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr. 52

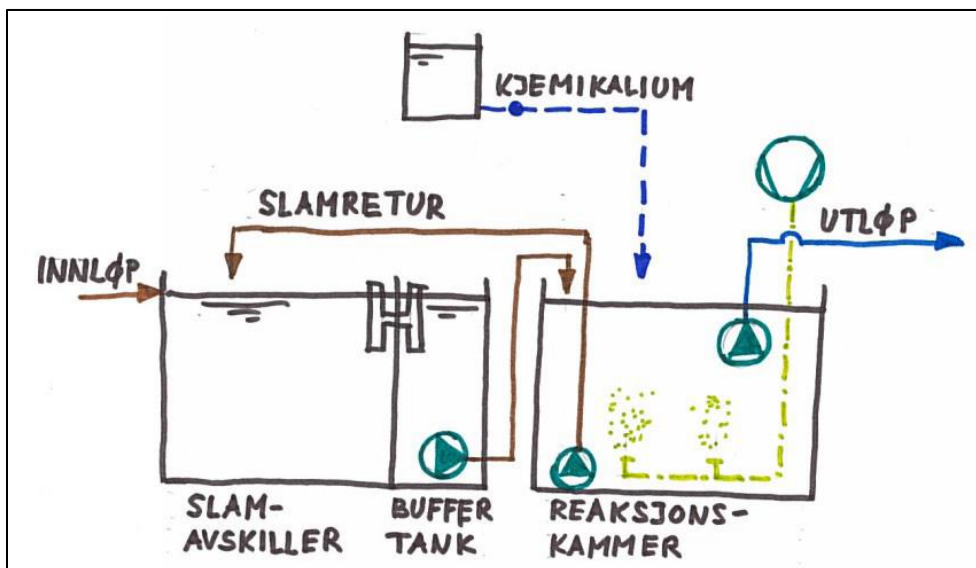
Minirensesanlegget som skisseres i Figur 4 er et aktivslamanlegg med simultanfelling. Når vippekaret etter slamavskilleren er fullt (Figur 4) tilsettes fellingskjemikaliet som blandes inn ved hjelp av en sykklonmikser. Etter minirensesanlegget er det etterpolering i en «pukkseng» hvor vannet sirkulerer i 23 timer ved hjelp av en pumpe (Figur 4). Etter 23 timers sirkulering slippes vannet ut i resipienten.



Figur 4: Minirensesanlegg basert på forfelling med etterfølgende biologisk sirkulasjonsfilter.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr. 52

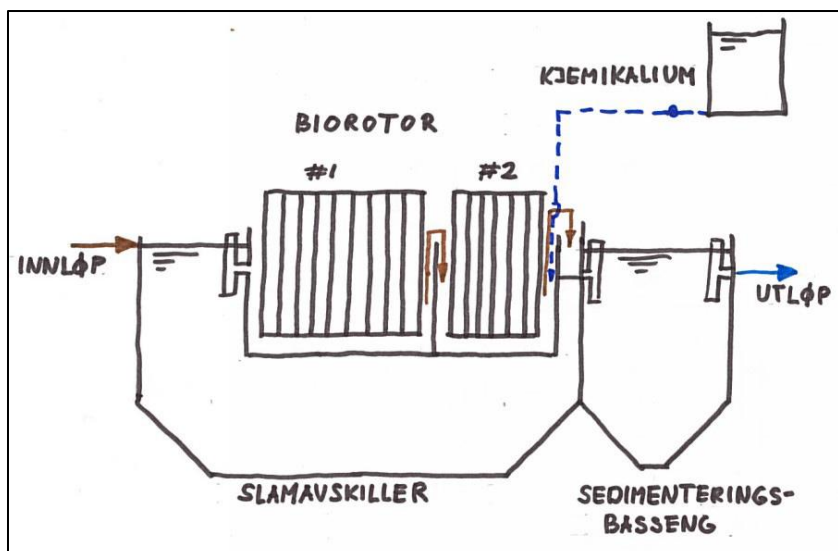
Figur 5 skisserer et minirensesanlegg av typen SBR med aktivslam i det biologiske trinnet, og kjemisk etterfelling. Denne prosesskombinasjonen har ikke et separat sedimentasjonskammer, da sedimentasjonen foregår i reaksjonskammeret etter endt syklus for de biologiske og kjemiske trinnene.



Figur 5: Minirensesanlegg basert på satsvis bioreaktor (SBR) med aktivslam.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse, fra høringsutkast for VA-miljøblad nr. 52

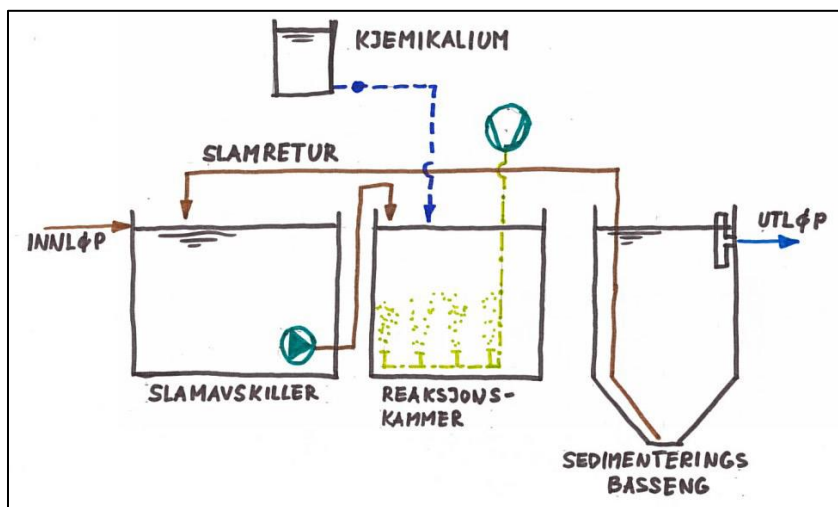
Figur 6 viser et minirensesanlegg basert på biofilm i det biologiske trinnet, og kjemisk etterfelling. Biofilmen roterer, slik at biofilmen vekselvis er i fri luft og vekselvis er dykket under vann. Prosesskombinasjonen er derfor ikke avhengig av å få tilført trykkluft. Fellingskjemikaliet tilsettes ved innløpet til sedimentasjonskammeret.



Figur 6: Minirensesanlegg basert på biorotor med kjemisk etterfelling.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr. 52

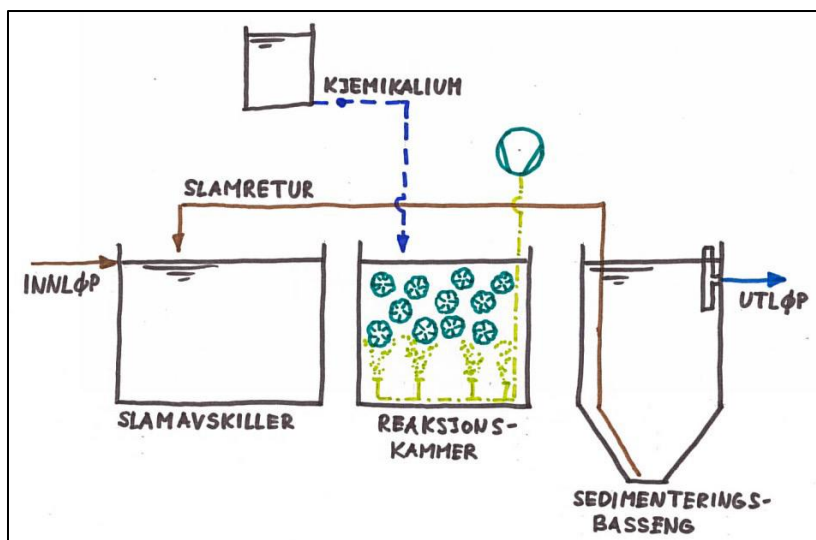
Figur 7 skisserer et minirensesanlegg med aktivslam i det biologiske trinnet, kjemisk etterfelling og separat sedimentasjonsbasseng. Dette er et gjennomstrømningsanlegg, til forskjell fra figur 4 som er et SBR-anlegg med aktivslam.



Figur 7: Minirensesanlegg basert på aktivslam og kjemisk etterfelling.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr.52

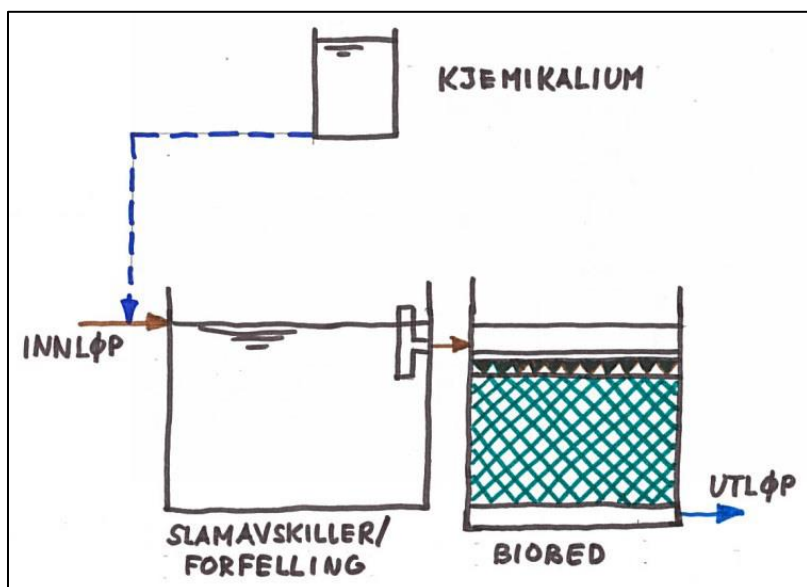
I Figur 8 skisseres et minirensesanlegg med MBBR, det vil si et biofilmanlegg hvor såkalte biofilmbærere (små plastbrikker) sirkulerer fritt i vannmassen ved hjelp av trykkluft som blåses inn i bunn av reaksjonskammeret. Anlegget har kjemisk etterfelling med tilsetning av kjemikalie rett i reaksjonskammeret.



Figur 8: Minirensesanlegg med Moving Bed Biofilm Reaktor (MBBR) og kjemisk etterfelling.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr.52

I Figur 9 vises et minirensesanlegg med kjemisk forfelling hvor kjemikalie blir tilført i innløpet til slamavskilleren. Det biologiske steget består av en «bioseng»; et sandfilter som fjerner organisk stoff fra avløpsvannet (FANN u.å).

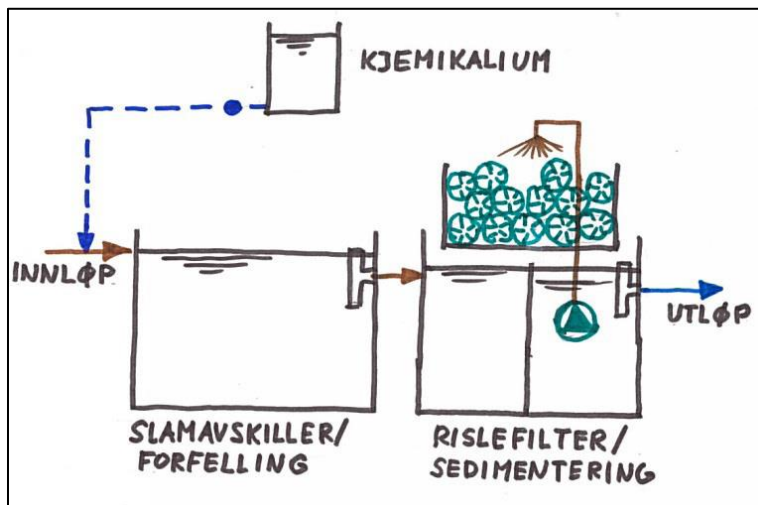


Figur 9: Minirensesanlegg med forfelling med etterfølgende «bioseng» (sandfilter).

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr.52

Figur 10 viser prinsippskisse for minirensesanlegg basert på rislefilter og forfelling. Et rislefilter er en type biofilmanlegg hvor biofilmen ikke er neddykket i vann, men hvor avløpsvannet spres over den fastsittende biofilmen ved hjelp av et dysesystem (Ødegaard 2014). Etter slamavskilleren med forfelling samles vannet i en kombinert tank for sedimentasjon og

rislefilter. Vannet spyles over rislefilteret, for biologisk nedbrytning. Deretter separeres slam fra vannfasen ved hjelp av sedimentasjon.



Figur 10: Minirensesanlegg basert på forfelling med etterfølgende rislefilter (biofilter).

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra høringsutkast for VA-miljøblad nr.52

Forurensningsforskriften (Klima- og miljødepartementet 2004) spesifiserer at minirensesanlegg som benyttes i Norge skal tilfredsstille standarden NS-EN-12566-3:2016, eller tilsvarende, med hensyn til rensegrad, lufttemperatur og slamproduksjon. NS-EN-12566-3:2016 er en standard for å teste minirensesanlegg for helårsboliger i en periode på 38 uker med varierende belastning (Hensel 2016a). I Norge er det SINTEF som er godkjenningssinstans for minirensesanlegg. Siden 2015 har det blitt gjort et omfattende arbeid med å revidere gjeldende godkjenninger for minirensesanlegg (Hensel 2016a). Revisjonen tydeliggjør at testprosedyren som ligger til grunn for godkjenning ifølge NS-EN-12566-3:2016 *ikke* er egnet for å dokumentere renseeffekt ved betydelig sesongvariasjoner i belastning av anlegget (Hensel 2016a). Dette omfattende revisjonsarbeidet tydeliggjør at dokumentasjonen for bruk av minirensesanlegg i fritidsbebyggelse er mangelfull. Denne dokumentasjonen bør derfor framskaffes for enten å kunne bekrefte eller avkrefte at minirensesanlegg egner seg for bruk i bebyggelse med betydelig sesongvariasjon i belastning av anlegget.

1.3 Bakgrunn- og målsetting for oppgaven

1.3.1 Unighet om minirensesanleggenes egnethet i norsk fritidsbebyggelse

Det er generelt en skepsis mot minirensesanlegg med tanke på rensekvalitet etter en lengre oppholdsperiode (Hensel 2016a), da bakteriene i det biologiske trinnet går i hvilemodus når anleggene ikke tilføres avløpsvann over en lengre periode (Van Loosdrecht & Henze 1999). Det biologiske rensetrinnet har en avgjørende rolle når det gjelder utslippskvalitet fordi dette

trinnet hovedsakelig bryter ned organisk materiale, som er viktig for å unngå oksygenmangel i resipienten. Det er derfor viktig å kunne dokumentere at dette rensetrinnet ikke settes ut av spill som følge av lengre bruksopphold på hytter som har slike anlegg.

Det foreligger lite dokumentasjon for bruk av minirensanlegg i fritidsbebyggelse med belastningsmessige sesongvariasjoner, og derfor har enkelte instanser innenfor fagmiljøet i Norge anbefalt å ikke benytte denne type anlegg før det foreligger god dokumentasjon for renseseffekt ved bruk i fritidsboliger (Hensel 2016a). Denne anbefalingen begrunnes av Mæhlum og Hensel (2016) som følger:

1. Hyttebruk i Norge innebærer ofte lange opphold uten belastning (3-6 måneder), kaldt vinterklima krever spesiell tilpasning. Mange hytter ligger i sårbare områder i forhold til forurensing av overflatevann og grunnvann som benyttes til drikkevann.
2. NS-EN 12566-3, som grunnlag for SINTEF Teknisk Godkjenning (TG) av minirensanlegg dekker ikke lang hvileperiode i forhold til undersøkelse av renseseffekt for organisk stoff etter oppstart
3. Små aktivslamanlegg er generelt sårbare for store belastningsvariasjoner
4. NIBIO kjenner ikke til hvilke anleggstekniske tilpasninger som er foretatt for hyttebruk
5. Miljømyndigheter i blant annet USA, Storbritannia og Australia hevder visse typer biologiske minirensanlegg ikke er egnet for bruk som innebærer sesongvariasjoner.

Avløp Norge, som er bransjeforeningen for minirensanleggleverandører med teknisk godkjenning, mener at spesifikk godkjenning for hytteanlegg ikke er nødvendig (Mæhlum & Hensel 2016). De begrunner dette med at tilgjengelige data viser at minirensanleggenes oppstartsperiode kun vil være noen dager, og at dette ikke vil utgjøre en miljømessig belastning over tid (Mæhlum & Hensel 2016).

1.3.2 Problemstilling og mål for oppgaven

Som følge av at det foreligger lite dokumentasjon for bruk av minirensanlegg i fritidsbebyggelse, er hovedmålet med denne oppgaven å finne ut hvor lang tid det tar for det biologiske trinnet å reaktiveres etter en lengre hvileperiode, det vil si ingen tilføring av avløpsvann. Hovedfokuset er på det biologiske trinnet i minirensanleggene, fordi det kjemiske trinnet påvirkes lite av lengre hvileperioder.

I arbeidet mot å finne svar på hovedproblemstillingen har jeg arbeidet med flere del-problemstillinger:

- 1) Utslippskvaliteten, med hensyn til organisk stoff, er innenfor kravene for utslipp (jfr. forurensningsforskriftens §12) innen én uke etter oppstart av bioreaktoren.
- 2) Aktivslamanlegg viser en raskere stabilisering av utslippskvalitet enn biofilmanlegg
- 3) Bioreaktorene kan gi en tilfredsstillende utslippskvalitet (jfr. forurensningsforskriftens §12) selv med biomasse under 3000 mg/L.
- 4) Den spesifikke oksygenopptaksraten (specific oxygen uptake rate, SOUR) i biomassen tar seg raskt opp etter en hvileperiode, som følge av at biomassen i bioreaktoren har en høy tilpasnings- og gjenopprettelsesevne.

2 Hyttebruk og minirenseanlegg utsatt for varierende belastning

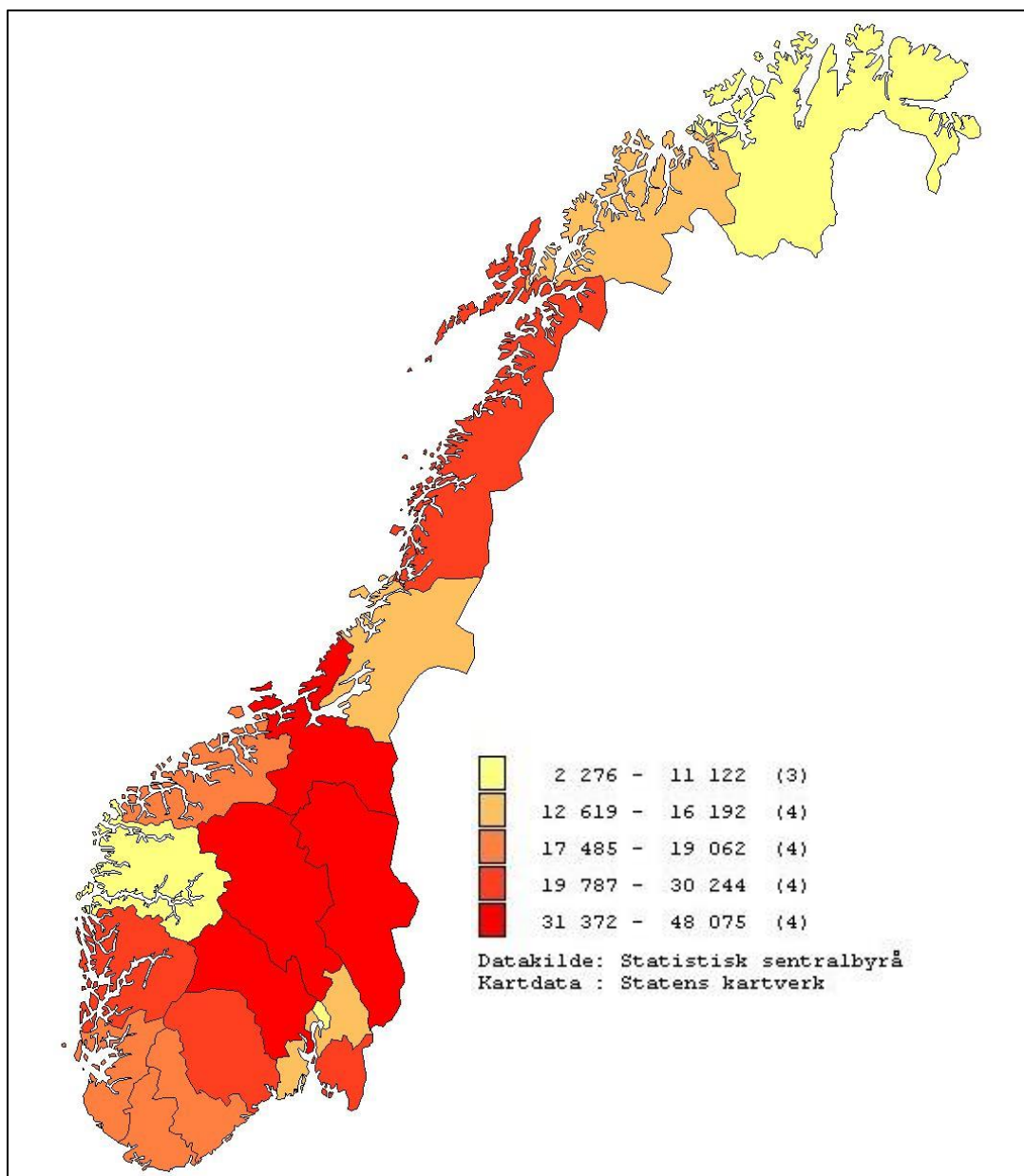
2.1 Hyttebruk i Norge

For å kunne si noe om minirenseanleggenes egnethet i fritidsbebyggelse er det nødvendig med kunnskap om hvilke områder i Norge man finner hovedtyngden av hytter, dessuten tettheten av hytter, hvor mye disse brukes og hvilke miljømessige utfordringer hytteavløp medfører.

2.1.1 Hyttenes plassering og utbredelse

I 2015 var det 450 000 fritidsboliger i Norge (Statistisk sentralbyrå 2016b). Av disse lå ca. 53% spredt (færre enn 5 hytter i et område) og 47% i tettere fritidsbyggområder (flere enn 5 hytter i et område) (Statistisk sentralbyrå 2016b). Ifølge Statistisk sentralbyrå (2016b) var mesteparten av veksten i hyttebygg fra 2013-2015 innenfor de store fritidsbyggområdene i den sørlige delen av Norge.

Hovedtyngden av fritidsboliger og hytter i Norge ligger hovedsakelig i fylkene Oppland og Buskerud (Figur 11), og disse fylkene har også de største hyttefeltene (konsentrert fritidsbebyggelse). Eksempelvis Sjusjøen (Oppland), Beitostølen (Oppland) (Rosenborg 2011). Det er også store hytteområder på blant annet Tempelseter (Buskerud), og Geilo (Buskerud). Antallet hytter og fritidsboliger er også høyt i fylkene Hedmark, Telemark, Hordaland, Sør-Trøndelag og Nordland (Figur 11).

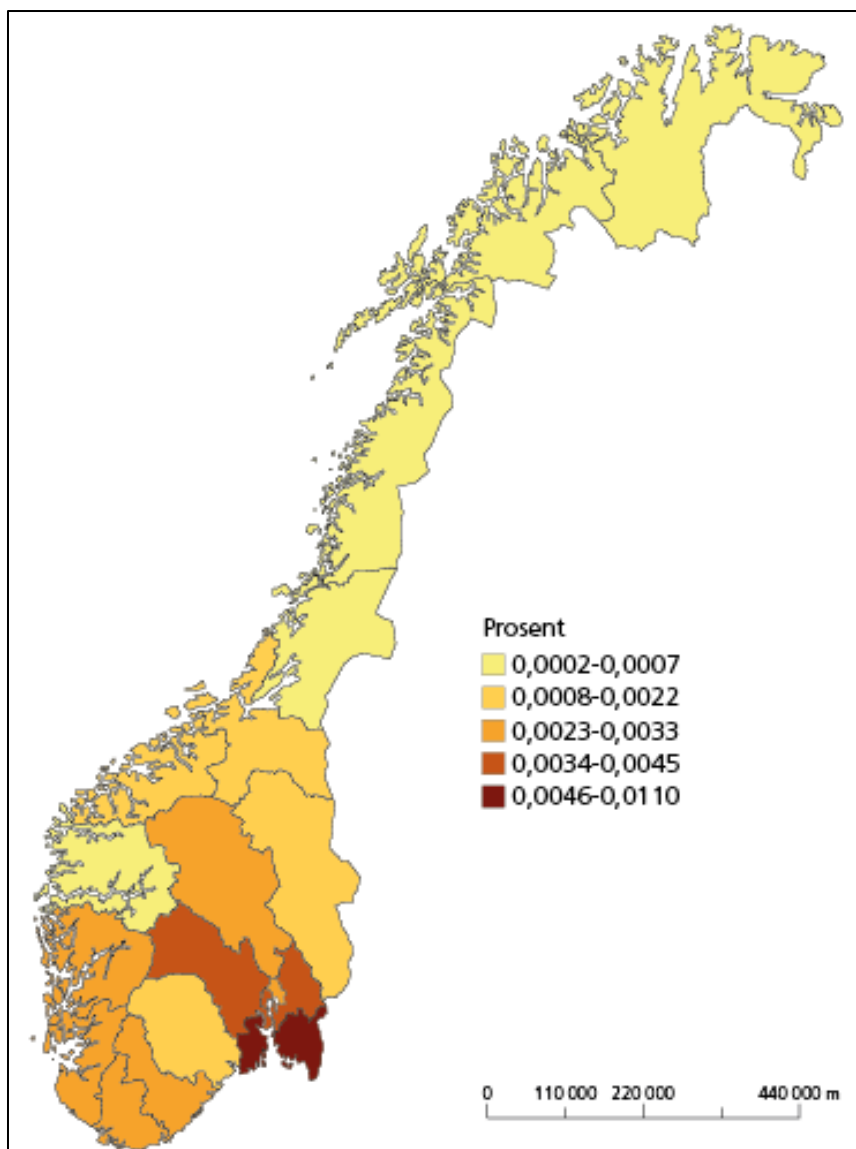


Figur 11: Oversikt over antall hytter og sommerhus i Norge registrert pr. 2016.

Kilde: Statistisk sentralbyrå (SSB), basert på kartdata som er levert av Kartverket.

I tillegg til hytter og sommerhus, som vist i Figur 11, kommer helårsboliger og våningshus som benyttes som fritidsboliger, men disse utgjør en liten del av fritidsboligene hvorav Nordland har det største antallet av slike boliger (ca. 7000) (Statistisk sentralbyrå 2016a).

Innlandsfylker som Oppland og Buskerud, med flere, har størst antall av hytter totalt sett (Figur 11), men kystfylker på Sør- og Østlandet har en høy tetthet av hytter i forhold til fylkenes areal (Figur 12), der Østfold og Telemark har den høyeste fritidsbyggtettheten i Norge (Statistisk sentralbyrå 2014).



Figur 12: Andelen hytter i hvert fylke gitt som prosent av fylkets totale areal. Kartet er basert på data fra 2011.

Kilde: SSB, basert på kartdata som er levert av Kartverket

SSB skiller generelt mellom to typer hytte/fritidsbebyggelse:

Konsentrert fritidsbebyggelse: SSB definerer konsentrert fritidsbebyggelse slik: «En samling med minst 5 fritidsbygg, der avstanden mellom byggene ikke overstiger 75 meter. Dette er intensivt utnyttede områder, som oftest er sterkt preget av mye utbygging og omfattende naturinngrep. Områdene har gjerne relativt god adkomst og infrastruktur, med ulike servicetilbud til beboerne innen rimelig rekkevidde» (Statistisk sentralbyrå 2016c).

Større sammenhengende fritidsbyggområder: SSB definerer større sammenhengende fritidsbyggområder slik: «En samling med minst 5 fritidsbygg, der avstanden mellom byggene ikke overstiger 500 meter. Et spredt fritidsbyggområde er et større bygningspåvirket område med flere spredte fritidsbygg over store områder, men hvor fritidsbyggene er mindre synlige i

terrenget og for naboen. Friluftslivsutøvelsen er en vesentlig del av arealbruken, og områdene blir ofte bli betegnet som «flerbruksområder» » (Statistisk sentralbyrå 2016d).

Det er tydelig at det på store deler av Østlandet finnes mange større og mindre hytteområder. Aktiviteten i disse områdene kan medføre uheldige konsekvenser for miljø og vannkvaliteten i områdene dersom man ikke tar hensyn til spørsmål som avløpsrensing.

2.1.2 Vannkvalitet i noen av områdene med stor hyttetetthet

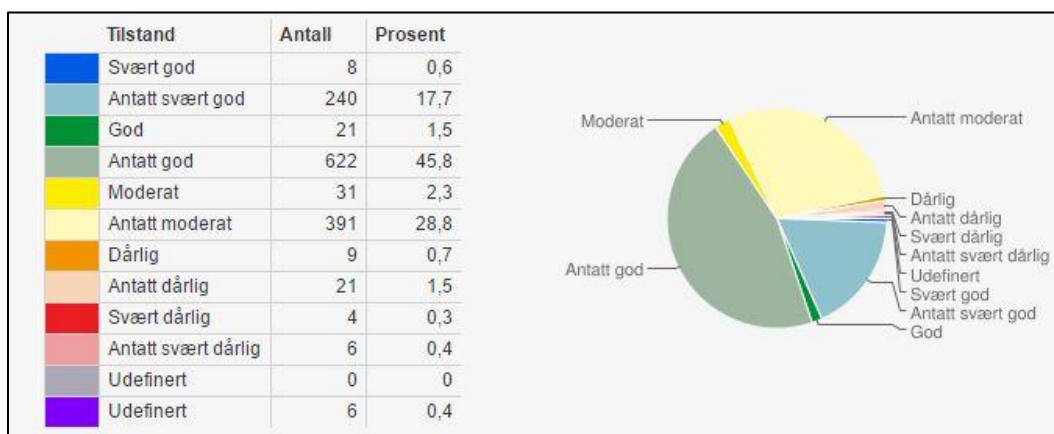
Den økologiske tilstanden i overvannsforkomster varierer i fylkene Oppland, Buskerud, Østfold, og Vestfold (Figur 13 til Figur 16). Disse fylkene har både flest hytter, og størst tetthet av disse (Figur 11 og Figur 12), og det er derfor interessant å få kunnskap om hytteavløp kan ha en negativ påvirkning på vannforekomster i disse områdene.

Gjennom EUs vanndirektiv, og Vannforskriften, er Norge pålagt et ansvar om å «sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene» (Klima- og miljødepartementet 2006). Vannforskriftens hovedmål er å klassifisere alle vannforekomster (overflatevann) som «god» eller «svært god» med hensyn til økologisk og kjemisk tilstand for overflatevann (Miljødirektoratet 2013). Grunnvann vurderes etter kvantitativ og kjemisk tilstand. Kvantitativ tilstand går ut på at det ikke skal tas ut så mye grunnvann at grunnvannsspeilet synker over tid, at det ikke skal trenge inn salt- eller ellevann, og at grunnvannsuttaget ikke skal medføre negativ påvirkning på økosystemer (Miljødirektoratet 2013). I denne oppgaven fokuseres det på faktorer som kan påvirke den økologiske tilstanden i vannforekomster, for eksempel organisk stoff, fosfor og nitrogen, og det fokuseres derfor på informasjon om økologisk tilstand i overflatevannforekomstene. I tillegg er det stor usikkerhet knyttet til den kjemiske tilstanden i vannforekomstene i Norge (Stalsberg 2017), og det er derfor lite hensiktsmessig å presentere informasjon om kjemisk tilstand.

Vannforekomstene klassifiseres i fem kategorier: svært god (referansetilstand), moderat, god, dårlig, og svært dårlig, der de ulike kategoriene bestemmes på grunnlag av avvik fra referansetilstanden med hensyn til målbare parametere. Disse parameterne måler økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomstene. Eksempler på parameterne er: organisk belastning, temperatur, oksygeninnhold, abundans hos fisk, eutrofiering og konduktivitet (Miljødirektoratet 2013). Full oversikt over parametere for klassifiseringen finnes i veilederen «Klassifisering av miljøtilstand i vann» utgitt av Miljødirektoratet (2013). Innsamlet data for de ulike parameterne danner grunnlaget for klassifisering av vannforekomstene, og

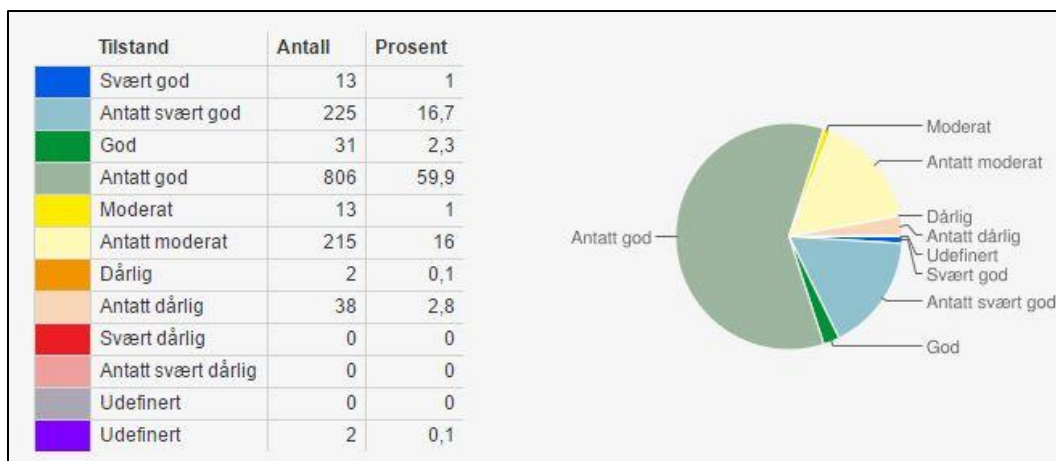
klassifiseringen gjøres på grunnlag av «det kvalitetselementet som angir den dårligste klassen» (Miljødirektoratet 2013).

Klassifiseringens pålitelighet deles inn i tre grupper: «høy pålitelighet» innebærer at klassifiseringen er gjort på grunnlag av «overvåkningsdata for minst ett biologisk kvalitetselement og noen støtteparametere» (Miljødirektoratet 2013). I klassen «middels pålitelighet» er «klassifiseringen basert på solide overvåkningsdata for minst ett biologisk element, og alle unntatt ett av kriteriene som kreves for høy pålitelighet er innfridd» (Miljødirektoratet 2013). Ved store usikkerheter rundt klassifiseringen av en vannforekomst benyttes pålitelighetsgraden «lav pålitelighet». Klassifiseringen er da gjort uten overvåkningsdata, men «basert på ekspertvurderinger eller sparsomme data» (Miljødirektoratet 2013). Ved «lav pålitelighet» er ingen av kravene som stilles for «høy pålitelighet» innfridd (Miljødirektoratet 2013). De vannforekomstene som har med «antatt» i sin klassifisering, har pålitelighetsgrad «middels» eller «lav» (Stalsberg 2017).



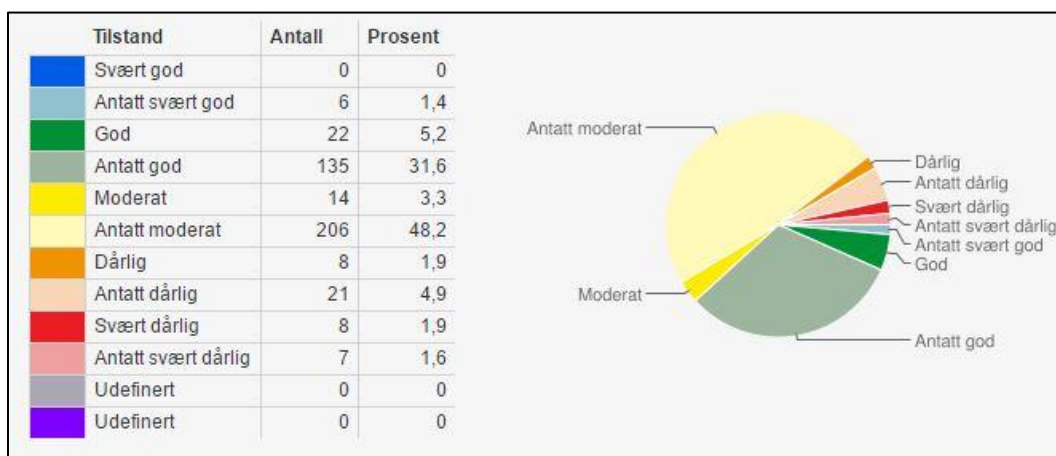
Figur 13: Økologisk tilstand i alle overflatevannforekomster i Buskerud fylke, herunder både elver, innsjøer og kystvann. 45,8% av forekomstene antas å ha «god økologisk tilstand», mens 28,8% av overflatevannforekomstene antas å ha «moderat økologisk tilstand». Kun 1,5% av overflatevannforekomstene i Buskerud har «god økologisk tilstand», mens 2,3% har «moderat økologisk tilstand». I Buskerud er det 0,4% av overflatevannforekomstene som er klassifisert som «antatt svært dårlig økologisk tilstand».

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra nettportalen www.vann-nett.no (15.04.2017)



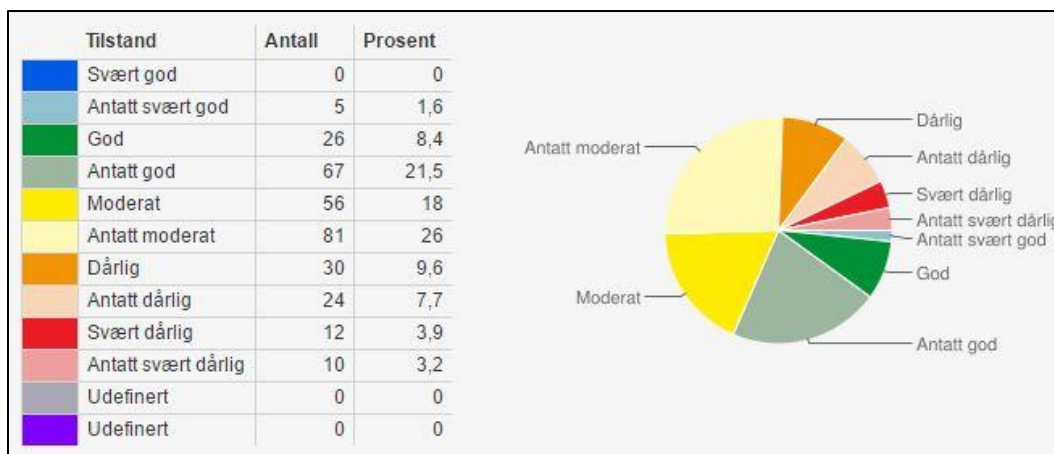
Figur 14: Økologisk tilstand i alle overflatevannforekomster i Oppland fylke, herunder både elver og innsjøer. 16,7% av forekomstene antas å ha «svært god økologisk tilstand» (tilsvarende referansetilstand), 59,9% av forekomstene antas å ha «god økologisk tilstand», og 2,3% av forekomstene har «god økologisk tilstand». 16% av overflatevannforekomstene antas å ha «moderat økologisk tilstand», mens 1% av forekomstene har «moderat økologisk tilstand».

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra nettportalen www.vann-nett.no (15.04.2017)



Figur 15: Økologisk tilstand i alle overflatevannforekomster i Vestfold fylke, herunder både elver, innsjøer og kystvann. 48,2% av overflatevannforekomstene antas å ha «moderat økologisk tilstand», mens 3,3% har «moderat økologisk tilstand». 31,6% av forekomstene antas å ha «god økologisk tilstand», mens 5,2% har «god økologisk tilstand». I Vestfold er det 1,6% av overflatevannforekomstene som er klassifisert som «antatt svært dårlig økologisk tilstand».

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra nettportalen www.vann-nett.no (15.04.2017)



Figur 16: Økologisk tilstand i alle overflatevannforekomster i Østfold fylke, herunder både elver, innsjøer og kystvann. 26% av overflatevannforekomstene antas å ha «moderat økologisk tilstand», mens 18% har «moderat økologisk tilstand». 21,5% av forekomstene antas å ha «god økologisk tilstand», mens 8,4% av forekomstene har «god økologisk tilstand». Hele 9,6% av overflateforekomstene i Østfold har «dårlig økologisk tilstand», og 3,9% har «svært dårlig økologisk tilstand».

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra nettportalen www.vann-net.no (15.04.2017)

Mange av overflatevannforekomstene i Buskerud, Oppland, Østfold og Vestfold er ikke klassifisert som «god» eller «antatt god» økologisk tilstand (Figur 13 til Figur 16). Et viktig arbeid for å oppnå målet i Vanddirektivet om «minst god økologisk tilstand» (Klima- og miljødepartementet 2006) er å undersøke hvor stor andel av forurensningen i vannforekomstene som skyldes avløp fra spredt bebyggelse, deriblant avløp fra hytter. For å kunne si noe om hvor stor andel forurensning fra hytter har å si på den samlede økologiske tilstanden i vannforekomster er det interessant å se på hvor ofte hyttene benyttes, og om minirensaneanlegg kan forventes å tilfredsstille utslippskravene spesifisert i forurensningsforskriftens §12 dersom anleggene belastes uregelmessig.

2.1.3 Bruksmønster

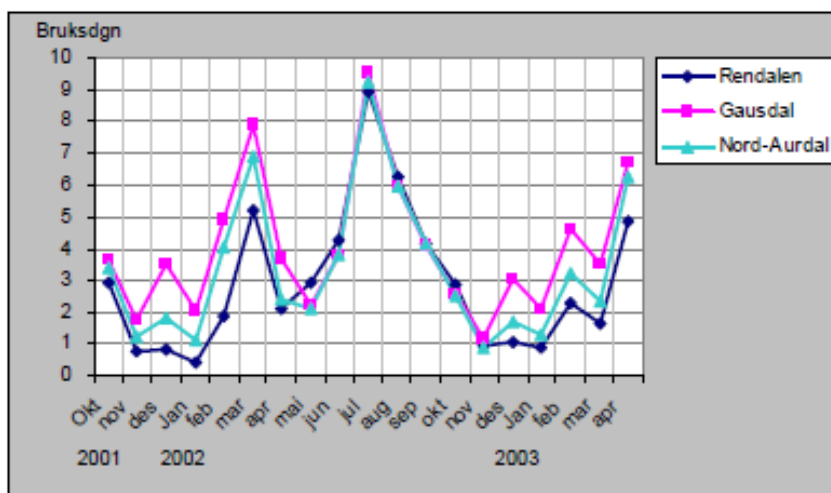
Typisk bruksmønster på mange hytter i Norge *antas* å være preget av lange oppholdsperioder hvor hytta ikke er i bruk, og at dette er problematisk ved bruk av biologisk rensing (Mæhlum & Hensel 2016). I de følgende avsnittene presenteres studier gjort på bruk av hytter og fritidsbygg, som viser at når standarden på hyttene øker, øker også bruken av hyttene. Det kan altså se ut til at de som ønsker en høy standard på hytta si, også ønsker å bruke denne jevnt gjennom året.

I undersøkelser om hyttebruk i Norge har det kommet frem at standard og tilgjengelighet på fritidsboligen avgjør når og hvor mye hytta brukes, og at høy standard og tilgjengelighet medførte at fritidsboligene ble brukt relativt mye og jevnt gjennom året (Ericsson & Grefsrud 2005; Farstad & Dybedal 2008; Overvåg & Ericsson 2016). Hyttebruken var generelt knyttet

til skoleferier og helger, og sommerbruken av fritidsboligene var stor, også på utpregede «vinterdestinasjoner» (Figur 17) (Overvåg & Ericsson 2016). Av dette er det grunn til å anta at liknende bruksmønstre for fritidsboliger er å finne de fleste steder i landet, altså at det er en sammenheng mellom bruksmønstre, standard og tilgjengelighet.

I fjellområdene Øystre Slidre, Øyer, Ringsaker, Gausdal og Trysil har mange hytteeiere (10-15%) en eller flere hytter i andre kommuner, i tillegg til ei hytte på fjellet (Overvåg & Ericsson 2016). De som eier flere hytter eier gjerne hytter i «komplementære» områder, slik som fjell og sjø, og det viser seg at de som er i denne situasjonen benytter fjellhytta noe mer om vinteren enn om sommeren, enn de som kun eier en fjellhytte (Overvåg & Ericsson 2016).

En studie gjennomført av Østlandsforskning på begynnelsen av 2000-tallet viste at i de tre kommunene undersøkelsen omfattet (Rendalen, Gausdal og Nord-Aurdal) var det ingen av fritidsboligene som hadde flere besøk om vinteren enn om sommeren (Figur 17) (Ericsson & Grefsrud 2005). Dette kan indikere at fjellhytter ikke nødvendigvis står tomme over lengre perioder i sommerhalvåret, men at de benyttes jevnt gjennom året.



Figur 17: Bruksmønstre for fritidsboliger i kommunene Rendalen, Gausdal og Nord-Aurdal i en 1,5 års periode fra 2001-2003.

Kilde: Figuren er gjengitt med tillatelse fra rapporten «Fritidshus i innlandet: Bruk og lokaløkonomiske effekter» av B.Ericsson og R.Grefsrud (2005).

Fritidsboligundersøkelsen i 2008 (Farstad & Dybedal 2008) viste at antall netter i fritidsboliger ved kysten var noe høyere enn både på fjellet og i lavlandet, med henholdsvis 47,8; 38,3 og 33,7 besøksnetter. Det viste seg også at antall besøk (ikke netter) var noe høyere for hytter langs kysten enn for hytter på fjellet og i innlandet (Farstad & Dybedal 2008).

Funn fra disse undersøkelsene viser grovt sett at nordmenn bruker hyttene sine gjennom hele året. Dette gjelder både fjell- og kysthytter, og at antall bruksdøgn øker med en økende standard på hytta. Det kan dermed se ut til at de veldig lange bruksoppholdene som er «skissert» av Mæhlum og Hensel (2016) er et avtagende «problem», noe som er positivt med hensyn til diskusjonen angående bruk av minirensesanlegg i fritidsboliger.

2.2 Reaktivering av biologiske avløpsrensaneanlegg

Dette kapitlet presenterer funn fra studier som omhandler hvileperioder (perioder uten tilførsel av avløpsvann) i biologiske rensaneanlegg, og hvilken effekt dette har på anleggenes renseseffekt når de tas i bruk igjen.

2.2.1 Endogen respirasjon og reduksjon av biomasse

Ved lengre perioder uten tilførsel av avløpsvann i et biologisk avløpsrensaneanlegg vil bakteriene i anlegget gå inn i en endogen fase hvor nedbrytning av bakteriene selv driver respirasjonen (Davies 2005; Keesman & Spanjers 2000; Van Loosdrecht & Henze 1999). En vanlig oppfatning av bakterienes endogene fase er at bakteriene dør i denne fasen, dette begrunnes i at det observeres reduksjon i kimtall og biomassens vekt (Van Loosdrecht & Henze 1999). Ifølge Van Loosdrecht og Henze (1999) er dette imidlertid en feiltolkning, og studier har vist at de fleste bakteriene mest sannsynlig ikke dør, men «sover» (Kaprelyants et al. 1993; Kaprelyants et al. 1994; Kaprelyants & Kell 1996). Når bakteriene sulte-føres vil respirasjonsraten derfor være lavere enn vanlig, både som følge av bakterienes «sovefase» og at antallet bakterier reduseres på grunn av død. I følge Roszak og Colwell (1987) vil lav respirasjon i den endogene fasen være med på å øke bakterienes overlevelse. Det kan derfor være en fordel at temperaturen i minirensaneanleggenes biomasse er lav gjennom lengre hvileperioder, fordi bakterienes aktivitet (vekst og formering) reduseres når temperaturen synker (Ødegaard 2014).

Keesman og Spanjers (2000) utførte en studie for å se på endogen respirasjon i et aktivslamanlegg over en periode på 10 uker. Reaktorene hadde vært i kontinuerlig drift frem til hvileperioden. Keesman og Spanjers så hovedsakelig på utviklingen av oksygenopptaksraten (oxygen uptake rate, OUR), mixed liquor suspended solids (MLSS), og mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) gjennom de 10 ukene. Studien viste at respirasjonsraten avtok kraftig de første 17 dagene, men så forble den tilnærmet konstant. Ved oppstart av eksperimentet var respirasjonsraten ca. 6 mgO₂/L/t, mens etter 17 dager og utover var den ca. 1-2 mgO₂/L/t (Keesman & Spanjers 2000). I løpet av de 10 ukene fant Keesman og Spanjers (2000) også at både MLSS og MLVSS ble redusert med ca. 1000 mg/L. Denne vektreduksjonen

skjer som følge av at bakteriene hverken vokser eller formerer seg i den endogene fasen (Davies 2005). For denne studien er det interessant å studere hvor lang tid det tar før den biologiske aktiviteten gjenopprettes etter en endogen fase. Dette er interessant fordi minirensesanleggenes biomasse vil være i den endogene fasen når hyttene har stått tomme lenge, og deretter tas i bruk. Hvis reaktivering av den biologiske aktiviteten tar veldig lang tid, kan minirensesanlegg være en uegnet renseløsning på hytter som benyttes uregelmessig.

2.2.2 Reaktivering av biologiske avløpsrenseanlegg etter en hvileperiode

Ifølge Davies (2005) vil det «biologiske maskineriet» raskt reaktiveres når bakterier i en endogen livsfase tilføres substrat. De kommende avsnittene viser flere eksempler på nettopp dette.

Etter en 6 ukers hvileperiode viste Yilmaz et al. (2007) at et aktivslamanlegg gjenopptok renseseffekten med hensyn til reduksjon av P, kjemisk oksygenforbruk (KOF) og N (henholdsvis 95%, 95% og 98%) etter bare fire dagers drift. Det tok imidlertid 30 dager å gjenopprette mengden aktivslam i reaktoren, til nivået som var før hvileperioden (Yilmaz et al. 2007). Gjennom hvileperioden i studien til Yilmaz et al. ble bioreaktoren drevet vekselvis aerob og anaerob, med en syklus på totalt seks timer, hvorav 15 minutter i syklusen innebar lufting (Yilmaz et al. 2007). Konklusjonen i studien til Yilmaz et al. (2007) var at når bioreaktoren ble drevet vekselvis anaerob og aerob i en hvileperiode, var aktivslammets evne til nitrifikasjon, fosforfjerning og KOF-reduksjon opprettholdt i seks uker, og reaktiveringstiden til biomassen var bare fire dager.

I likhet med studien gjennomført av Yilmaz et al. (2007), viste en studie gjennomført av Akunna og Jefferies (2000) at aktivslamanlegg var svært tilpasningsdyktig med hensyn til varierende organisk belastning. I studien ble to biologiske anlegg testet: ett SBR-anlegg (basert på aktivslam) og ett biofilmanlegg. Ved vanlig drift av anleggene var den gjennomsnittlige utløpskvaliteten med hensyn til biologisk oksygenforbruk i løpet av fem døgn (BOF₅) og SS på henholdsvis < 20 mg/L og < 30 mg/L, for begge anleggstypene. Dette er innenfor norske krav (jfr. forurensningsforskriftens §12). Gjennom de fire månedene studien pågikk ble det gjennomført to «spesialtilfeller»; ett døgn med kraftig overbelastning med hensyn til BOF₅-belastning (2310 mg/L) og 52 timer hvor anlegget ikke ble belastet (Akunna & Jefferies 2000). Etter belastningsstoppen viste biofilmanlegget en noe dårligere evne til gjenoppretting av utløpskvalitet, sammenliknet med aktivslamanlegget. Biofilmanlegget brukte ca. fire dager, mot ca. to dager for aktivslamanlegget (Akunna & Jefferies 2000). Responsen på den organiske overbelastningen var best i SBR-anlegget, og noe dårligere i biofilmanlegget. Det tok ca. seks

dager før SBR-anlegget viste god utløpskvalitet etter overbelastnings-forsøket, mens biofilm-anlegget fremdeles viste lite tilfredsstillende utslippskvalitet etter seks dager (Akunna & Jefferies 2000). Utløpskvalitet fra aktivslamanlegget viste lave konsentrasjoner av SS og BOF₅ (henholdsvis 20 mg/L og 15 mg/L) ved en MLSS-konsentrasjon på kun 780 mg/L, mens de tilsvarende konsentrasjonene for biofilmreaktoren var 30 mgSS/L og 50 mgBOF₅/L (Akunna & Jefferies 2000). Akunna og Jefferies fant at biofilmanlegget hadde en lengre responstid, både ved oppstart og ved endrede bruksmønstre, dessuten en noe dårligere utslippskvalitet, sammenliknet med aktivslamanlegget.

Fernandes et al. (2013) har undersøkt hvordan et SBR-anlegg responderte på lav organisk belastning; med en gjennomsnittlig $\frac{F}{M} = 0,02 \text{ gKOF/gVSS}$, mot 0,05 gKOF/gVSS som er vanlig i Brasil, hvor studien ble gjennomført (Fernandes et al. 2013). SBR-anlegget som ble testet i studien til Fernandes et al. (2013) ble driftet med lavt innhold av løst oksygen (ca. 0,3 mg/L), men viste likevel følgende renseevner for henholdsvis SKOF (løst KOF), N-NH₄⁺ og SS: 83%, 60%, 70%. Disse konsentrasjonene er noe under kravene som stilles i Norge, men det viser likevel noe om tilpasningsevnen til slike anlegg. Denne tilpasningsevnen, som disse studiene har vist, er viktig å ha med seg når man skal vurdere hvordan kjemisk-biologiske minirensesanlegg egner seg for bruk på hytter med varierende avløpsvannbelastning.

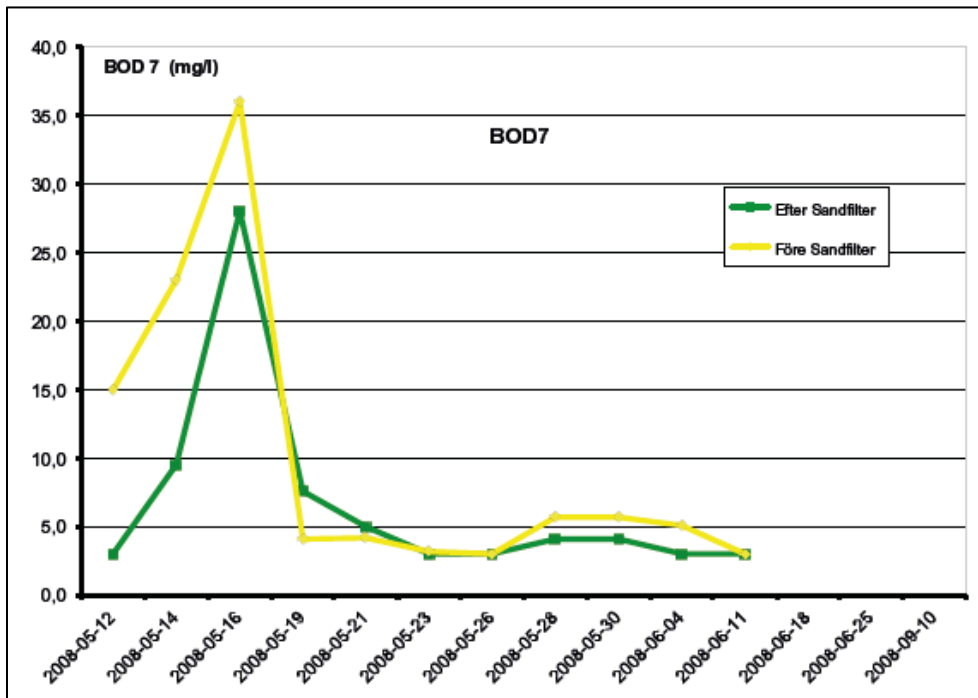
2.2.3 Minirensesanlegg testet for belastningsvariasjoner

Usikkerheten rundt minirensesanleggenes egnethet i fritidsbebyggelse har medført at flere minirensesanleggleverandører har gjennomført tester av sine produkter, hvor anleggene har blitt testet for varierende belastning, og belastningsstopp, gjennom flere uker. I dette kapitlet presenteres et utvalg slike tester fra norske leverandører. Det presenteres også studier fra nabolandene Sverige og Finland som har undersøkt samme tema.

Uponor Nordic IE i Finland har testet oppstartsperioden av et minirensesanlegg av typen Upoclean 15 etter en hvileperiode på to og en halv måned i forbindelse med sommerferie (Tast 2004). Minirensesanlegget var tilknyttet en barneskole med ca. 40 personer. Resultatene fra denne studien viste at anleggets gjennomsnittlige renseevne de første tre ukene etter oppstart var 98%, 99% og 63% for henholdsvis biologisk oksygenforbruk over syv døgn (BOF₇), P og N (Tast 2004).

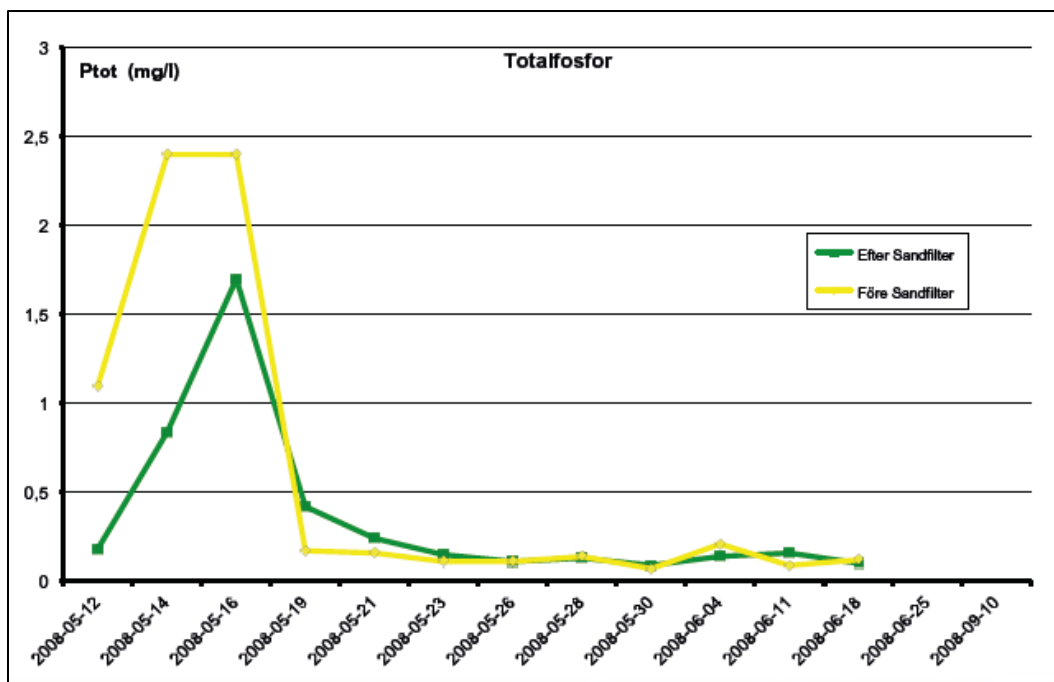
En liknende studie ble gjennomført av Topas Vatten i 2008, hvor de testet et kjemisk-biologisk minirensesanlegg (TPS8) i en fritidsbolig. Etter et vinteropphold på seks måneder ble utløpsvannet fra minirensesanlegget analysert i én måned, fra og med to dager etter at

fritidsboligen ble tatt i bruk om våren (Topas vatten 2008). Etter seks måneders bruksopphold var det tydelig aktivitet i biomassen i anlegget, da BOF_7 og total fosfor (Tot-P) ble kraftig redusert allerede fra dag 3-4 (Figur 18 og Figur 19) (Topas vatten 2008). Det tok ca. 6 dager før konsentrasjonene for Tot-P og BOF_7 nådde mål for god utslippskvalitet (Tot-P < 1 mg/L og BOF_7 < 10 mg/L) (jfr. forurensningsforskriftens §12) (Topas vatten 2008).



Figur 18: Resultater fra BOF_7 -analyser av avløpsvannet behandlet i et TPS8 minirensanlegg fra TOPAS (gul kurve), og deretter et sandfilter (grønn kurve). Minirensanlegget hadde ikke vært belastet på et halvt år da analyseperioden startet. Analysene av utløpsvannet startet to dager etter at fritidsboligen ble tatt i bruk på våren.

Kilde: Figuren er gjengitt fra rapporten «Förmåga att rena avloppsvatten efter ett 6 månaders belastningsuppehåll» utarbeidet av Topas vatten (2008).



Figur 19: Resultater fra målinger av Tot-P i avløpsvann som ble behandlet i et TPS8 minirensanlegg fra TOPAS (gul kurve), og deretter i et sandfilter (grønn kurve). Minirensanlegget hadde ikke vært belastet på et halvt år da analyseperioden startet. Analysene av utløpsvannet startet to dager etter at fritidsboligen ble tatt i bruk på våren.

Kilde: Figuren er hentet fra rapporten «Förmåga att rena avloppsvatten efter ett 6 månaders belastningsuppehåll» utarbeidet av Topas vatten (2008)

Flere leverandører som leverer minirensanlegg til det norske markedet har gjennomført tester av sine anlegg for å simulere sesongvariasjoner som er typisk ved bruk av hytter. De leverandørene dette gjelder er Kingspan Miljø AS (Kingspan), Biovac Environmental Technology AS (Biovac), Klaro Renseanlegg Norge AS (Klaro), og August Norge AS (August). Anleggene fra Kingspan, Biovac og Klaro ble testet ved Prüfinstitut für Abwassertechnik (PIA) i Tyskland (Lancé 2015; Lancé 2017a; Lancé 2017b), mens Augusts anlegg ble testet ved Aquaseco-laboratoriet i Slovakia (Chupíková 2015). Selv om de fleste anleggene ble testet ved samme senter, gjennomførte de ulike leverandørene testene sine forskjellig. Leverandørene Biovac, Kingspan og August testet sine anlegg for total belastningsstopp i henholdsvis 28, 27 og 8 uker (Chupíková 2015; Lancé 2017a; Lancé 2017b), mens leverandøren Klaro testet sitt anlegg for et varierende bruksmønster over 12 uker (med enkelte oppholdsperioder) (Lancé 2015). Anleggene som ble testet var Klargest BioDisc BA (Kingspan), Biovac FD5N PEH (Biovac), Klaro E (Klaro), og AT6 (August) (Chupíková 2015; Lancé 2015; Lancé 2017a; Lancé 2017b).

Testene ble gjennomført ved lufttemperaturer som varierte mellom -11 og +25 °C (Chupíková 2015; Lancé 2015; Lancé 2017a; Lancé 2017b), og felles for alle testene var at

minirensesanleggene, som alle var kjemisk-biologiske, viste over 90% reduksjon av både BOF_5 og Tot-P (se Tabell 20 til Tabell 23 i Vedlegg A). Dette er svært gode resultater, og viser at anleggene, ved de gitte test-forholdene, tilfredsstillende kravene gitt for følsomme områder i forurensningsforskriftens §12 (se Tabell 1).

3 Materiale og metode

Dette kapittelet beskriver materialene og metodene brukt for å fremskaffe dokumentasjon for minirensanleggenes påvirkning av en lengre hvileperiode. Studien omfattet både innhenting av data fra minirensanlegg i drift på hytter, og et laboratorieforsøk med en kontrollert hvile- og oppstartsperiode for seks (opprinnelig åtte) forsøks-bioreaktorer.

Foruten målinger gjort i felt ved anleggsbesøk, ble alle analysene gjort ved NMBUs laboratorier. Forsøksreaktorene i laboratorieforsøket ble plassert på kjølerom med mulighet for temperaturregulering. Prøvetakingen ble utført av undertegnede, med noe assistanse fra Anders Slangsvold Eikum, Erik Johannessen (bi-veileder), og Arve Heistad (hovedveileder).

3.1 Analysemetoder benyttet i studien

Alle analysene ble gjort på ufiltrerte prøver, bortsett fra KOF- analysene som ble gjort på filtrerte prøver. Analysene av KOF og SS i laboratoriestudien ble gjort på prøver fra klarvannsfasen i reaktorene. Disse prøvene ble tatt ut etter én times sedimentasjon i reaktorene.

BOF₅ ble målt med analyseutstyret OxiTop ® Control OC 100. Prøvene ble tilsatt nitrifikasjonsinhibitor og NaOH-kapsler for å fange opp karbondioksid som ble dannet som følge av at organisk materiale ble brutt ned. Oksygenforbruket over fem dager ble beregnet ut ifra trykkreduksjonen som oppstår når oksygen omdannes til karbondioksid. Dette ble gjort automatisk i analyseutstyret. OxiTop® Control OC100 målesystemet kan måle oksygenforbruk fra 0-4000 mg/L (*BOD self check.* u.å). Prøvene ble inkubert ved 20 °C i fem døgn, med konstant omrøring av magnetomrører.

Et annet mål på nedbrytning av organisk materiale er KOF, som måler mengden oksygen som benyttes til kjemisk nedbrytning av organisk materiale. KOF ble målt fra filtrerte klarvannsfaseprøver fra reaktorene i laboratoriestudien med analysesettet Hach Lange LCK 314 og LCK 514. Det syntetiske avløpsvannet som ble benyttet i studien ble også analysert med hensyn til filtrert KOF. Prøvene ble analysert for KOF i stedet for BOF₅ av praktiske hensyn.

Tot-P (målt som mgP/L) ble målt ved hjelp av analysesettet LCK 349 fra Hach Lange. Enkelte av prøvene ble fortynnet til forhold 1/10 eller 1/100. Fortynningene ble gjort ved hjelp av avionisert vann.

Temperatur ble målt både i felt og i laboratoriet. Ved måling av temperatur i felt ble det brukt et termometer med nøyaktighet på 0,1 °C. Temperatur i laboratoriet ble målt ved hjelp av

temperatursensor på enten pH-meteret WTW – pH 3110, konduktivitetmåleren WTW – COND 3210, eller termometeret TES 1300.

Utløpsprøver fra hytteanleggene i feltstudien ble analysert for *E. coli* og koliforme bakterier, for å se på mengden fekal forurensning (fersk) i utløpsvannet. Analysen ble gjennomført ved hjelp av analysemetoden Colilert- 18® fra IDEXX Laboratories. Denne metoden gikk ut på å tilsette en næringsløsning (den patenterte IDEXX DST) til prøvene som ble analysert. Næringsløsningen ble tilsatt til 100 ml fortynnet prøve (fortynninger: 1/10 og 1/1000), før den totale løsningen ble overført til analysebrettet der det ble inkubert ved 37 °C i ca. 22 timer. Analysebrettet besto av 48 små og 49 større kamre, og var av typen Quanti-Tray®/2000.

Næringsløsningen ble så forbrukt i metabolismen til de koliforme- og *E. coli*-bakteriene (IDEXX Laboratories 2015). Når de koliforme bakteriene benyttet seg av næringsløsningen i metabolismen ble løsningen gul, mens når *E. coli*-bakteriene forbrukte næringsløsningen, ble løsningen i tillegg ultrafiolett når det ble ført UV-lys over prøvebrettet.

Mengden *E. coli* og koliforme bakterier ble beregnet ved å telle opp hvor mange kamre på analysebrettet som var gule og/eller ultrafiolette. Ut i fra forholdet mellom store og små kamre med fargeendring ble det beregnet en konsentrasjon for MPN/100ml (Most Probable Number/100ml), altså det mest sannsynlige antall totale koliforme bakterier eller *E. coli* pr. 100 ml. Dette tallet ble deretter multiplisert med fortynningsfaktoren, 1/10 eller 1/1000, for å få det reelle tallet for antall bakterier pr. 100 ml. Fortynning av prøvene ble gjort ved hjelp av avionisert vann. Prøvene ble helt over på egne prøveflasker så fort jeg kom tilbake til laboratoriet etter prøveuttak, for å unngå kontaminasjon av prøvene. I resultatdelen er *E. coli*-konsentrasjonene presentert som gjennomsnittet av fortynningene 1/10 og 1/1000.

SS ble målt ved å filtrere prøvene, ved hjelp av ei vakuum-pumpe, gjennom et glassfiberfilter med poreåpning på 1,2 µm og diameter 47 mm (Whatman GF/C CAT No. 1822-047). Før filtrering ble de rene filterene tørket i en aluminiumskål ved 105 °C i ca. 45 min for å fordampe eventuell fuktighet i filteret, for å minimere denne feilkilden. Deretter ble det tørre filteret og aluminiumskålen veid (*vekt før* i likning (1)). Prøvene ble deretter filtrert og satt til tørk ved 105 °C i ca. 20 timer, for deretter å bli veid igjen (*vekt etter* i likning (1)). Volumet som ble filtrert varierte. Som regel var det mellom 50 og 100 ml for utløps- og klarvannsfase-prøvene, mens for biomasseprøvene varierte volumet mellom 10 og 50 ml. Filtrert volum var avhengig av partikkelmengden i prøven.

Mengden SS ble beregnet med likning (1).

$$SS = \frac{(Vekt\ etter - vekt\ før) * 1000\ mg}{Filtrert\ volum(L)} \left[\frac{mg}{L} \right] \quad (1)$$

Mengden MLSS i aktivslamanleggene ble målt på samme måte som mengden SS – altså ved likning (1). MLSS er den blandede fraksjonen i et aktivslam-anlegg, det vil si både slam og ubehandlet avløpsvann, og er et mål på den totale mengden løst stoff i bioreaktoren.

Mengden SS på biofilmbærerne i MBBR-reaktorene ble målt og beregnet på følgende måte, etter standard fra Krüger Kaldnes (Johannessen 2016b):

- 1) Tok ut 10 biofilmbærere og skylte disse i utløpsvann fra de respektive forsøksreaktorene
- 2) Veide aluminiumskålene før de ble fylt med 2-5 biofilmbærere, og satt skålene med biofilmbærere til tørk ved 70 °C i ca. et døgn.
- 3) Skålene med biofilmbærere ble tatt ut fra tørkeskapet og avkjølt. Vekten av hver skål ble registrert først én gang, deretter ble skålene og biofilmbærerne satt til tørk ytterligere en time for å undersøke om det ble noen forskjell i vekt. Dette siste tørkettrinnet ble *ikke* gjennomført hver gang, da dette viste ubetydelig forskjell i vekt.
- 4) Biofilmbærerne ble vasket i klor over natten for å fjerne biofilmen. Resultatet var rene biofilmbærere.
- 5) Aluminiumskålene ble veid på nytt før de ble fylt med biofilmbærerne og tørket ytterligere ca. et døgn ved 70 °C.
- 6) Skålene med biofilmbærerne veides
- 7) SS (g/l) ble beregnet ved hjelp av likningene (2) til (5)

Ved gjennomføringen av laboratoriestudien ble det brukt en standard vekt for rene biofilmbærere («tare-vekt»), basert på gjennomsnittet av vekten av 40 rene biofilmbærere. Altså ble ikke punkt 4, 5 og 6 gjennomført ved alle målingene av SS på biofilmbærerne.

$$\begin{aligned} & \text{vekt tørre, rene medier u. skål} \\ & = (\text{vekt tørre, rene medier med skål}) - (\text{vekt skål}) \end{aligned} \quad (2)$$

$$\begin{aligned} SS & = (\text{vekt etter tørk m. skål} - \text{vekt skål}) \\ & \quad - \text{vekt tørre, rene medier u. skål} \end{aligned} \quad (3)$$

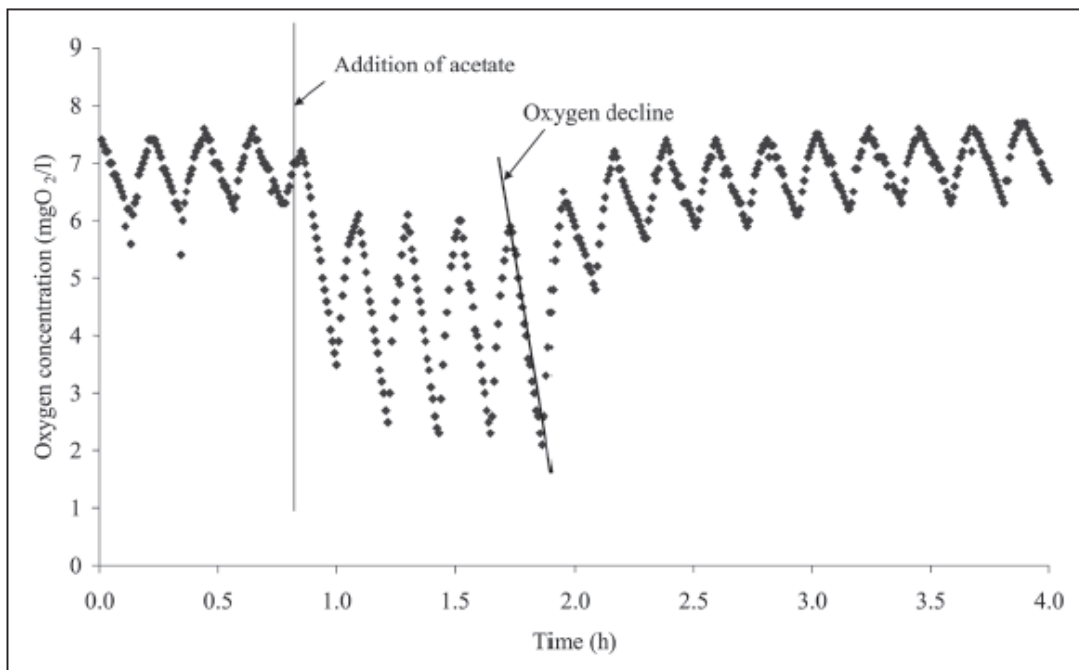
$$\frac{gSS}{g \text{ medier}} = \frac{SS}{\text{vekt tørre, rene medier u. skål}} \quad (4)$$

$$\frac{gSS}{L} = \frac{gSS}{g \text{ medier}} * \frac{\text{antall biofilmbærere}}{\text{antall liter}} \quad (5)$$

I tillegg til SS på biofilmbærerne, ble SS i væskefasen av biomassen beregnet ved hjelp av likning (1). Summen av likningene (1) og (5) ga den totale mengden SS i MBBR-reaktorene. Heretter refereres både mengden SS i MBBR-reaktorene og MLSS i aktivslam-reaktorene som «biomasse».

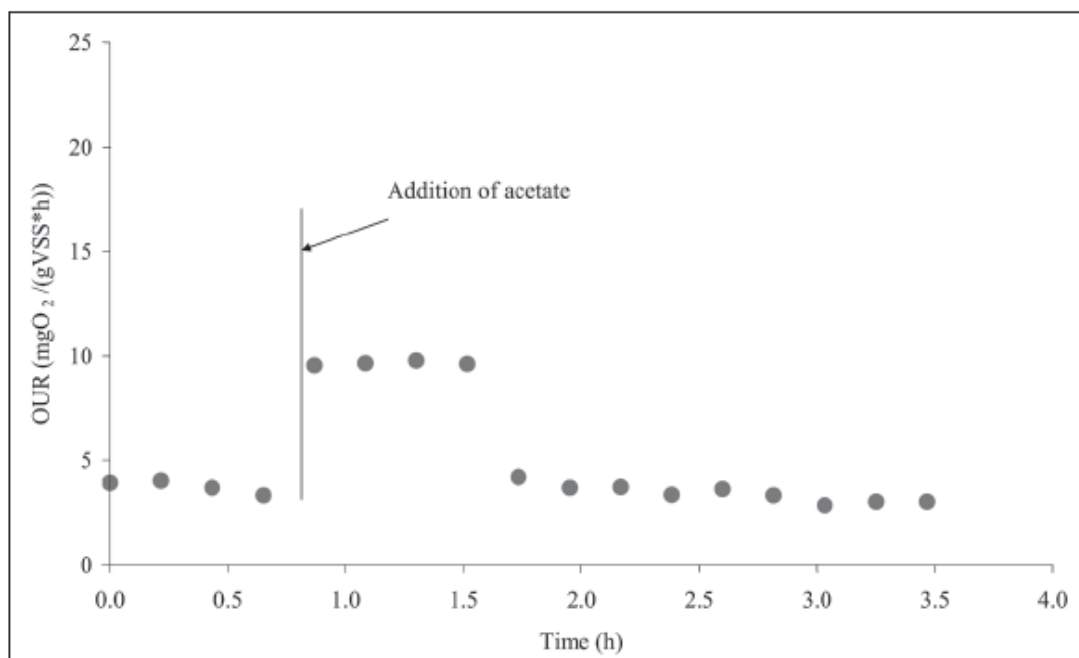
3.1.1 Oksygenopptaksrate

Oksygenkonsentrasjonen i væskefasen ble målt over en tidsperiode (10-15 minutter) for å måle biologisk aktiviteten i biomassen som ble tatt ut fra anleggene i felt og fra forsøksreaktorene. Mesteparten av det organiske materialet i avløpsvann brytes ned under aerobe forhold i en bioreaktor (Hagman & La Cour Jansen 2007). OUR (oksygenopptaksrate) er et mål på respirasjonen til bakteriene i den aerobe fasen i en bioreaktor (se Figur 21) (Hagman & La Cour Jansen 2007), og bestemmes på grunnlag av stigningstallet til respirasjonskurven i reaktoren (Figur 20 viser et eksempel på dette). En respirasjonskurve viser reduksjonen av oksygen i biomassen over en tidsperiode, mens OUR er gitt av stigningstallet på respirasjonskurven (Hagman & La Cour Jansen 2007). Den endogene respirasjonen gir en lavere OUR enn hva respirasjonen ved tilstedeværelse av substrat (her: acetat) gir (Figur 20 og Figur 21).



Figur 20: Eksempel på respirasjonskurve som viser hvordan oksygeninnholdet i aktivslam reduseres ved endogen respirasjon (0,0-0,8 h) og respirasjon etter tilsetning av substrat (acetat) (0,8-2,0 h). Etter hvert som substratet er «spist opp» avtar oksygenforbruket, og stabiliserer seg ved endogen respirasjon.

Kilde: Figuren er gjengitt fra artikkelen «Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants» av Hagman & La Cour Jansen (2007), publisert i tidsskriftet Vatten.



Figur 21: OUR (oksygenopptaksrate) beregnet ut fra respirasjonskurvene i figur 20. OUR stiger når bioreaktoren tilsettes substrat (acetat) (0,8-1,7 h), og reduseres ned mot endogen respirasjon (0,0-0,8 h og 1,7-3,5 h).

Kilde: Figuren er gjengitt fra artikkelen «Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants» av Hagman & La Cour Jansen (2007), publisert i tidsskriftet Vatten.

Ved hjelp av DO-proben (Dissolved Oxygen) HQ 30d flexi ble innholdet av oksygen målt over en 10-15 minutters periode, med hovedmål om å oppnå en reduksjon på minst 1 mgO₂/L over måleperioden, som beskrevet av Wooley (1981). For å unngå å måle oksygenforbruk som følge av nitrifikasjon ble det tilsatt 7-9 dråper nitrifikasjonsinhibitor av typen NTH600 Nitrification inhibitor (konsentrasjon: 5 g/l allylthiourea) (*NTH 600 Nitrification...* u.å). Ved dosering av nitrifikasjonsinhibitor ble det tatt utgangspunkt i doseringen som ble benyttet til ca. samme volum når det ble gjennomført BOF₅-analyser, da samme nitrifikasjonsinhibitor ble benyttet i begge analysene.

Målingene ble gjennomført ved å plassere DO-proben i et 1 liters målebeger av glass, sammen med biomassen og avløpsvannet som benyttes som substrat. Målebegeret med DO-proben var ikke forseglet, et oppsett tilsvarende det Hagman og La Cour Jansen (2007) benyttet i sin studie. For å oppnå konstant omrøring ble målebegeret plassert på en magnetomrører, med fokus på at det ikke skulle suges luft inn i prøven som følge av virveldannelse.

Det ble gjennomført to-tre måleserier pr. prøve. Før igangsetting av hver måleserie ble prøvene ristet ett minutt i prøveflasken for å tilføre luft. Dette resulterte i en oksygenmetning på ca. 7-8 mgO₂/L ved oppstart av hver måleserie. Ifølge U.S Environmental Protection Agency (2001) er dette tilfredsstillende oksygenmetning.

Nitrifikasjonsinhibitoren ble tilsatt før første serie av hver prøve ble igangsatt, og ble ikke tilsatt på nytt før de resterende prøveseriene, etter tolkning av innholdet i Hagman og La Cour Jansen (2007).

OUR på biomasse fra feltanlegg: Det ble gjennomført tre måleserier: én serie for endogen respirasjon (respirasjon som følge av at bakteriene i biomassen spiser hverandre), og to måleserier etter at det ble tilført avløpsvann. Etter at substratet (avløpsvannet) ble tilsatt biomassen, ble prøven blandet i 15 minutter ved hjelp av magnetomrører før prøveserie to ble igangsatt. Det ble ikke tilsatt mer avløpsvann før prøveserie tre, men prøven ble luftet med vanlig prosedyre mellom alle prøveseriene. Mengden biomasse som ble benyttet for analysen varierte mellom 200 og 500 ml.

OUR på biomasse fra forsøksreaktorer: Det ble gjennomført to måleserier pr. prøve. Avløpsvann ble tilsatt forsøksreaktorene ca. én time (+/- 20 min) før uttak av prøvene. Tilsettingen av avløpsvann ble gjort under luftteperioden, og prøvene ble tatt ut mens reaktorene var under omrøring/lufting. Det ble ikke gjennomført måleserie for endogen respirasjon for laboratorieprøvene, men den endogene respirasjonen etter tre måneders dvalemodus ble målt

før forsøksreaktorene ble fôret med avløpsvann første gang. OUR på biomassen fra laboratoriestudien ble gjennomført på samme måte som ved feltstudien, bortsett fra et litt annerledes måleserie-regime (to måleserier i stedet for tre). Mengden biomasse som ble benyttet for analyse var 250 ml, i tillegg kom 10 biofilmbærere ved OUR-analyse av MBBR-reaktorene.

OUR og SOUR ble beregnet ved hjelp av likningene (6) til (8). Disse er hentet fra Wooley (1981).

Stigningstallet ($\Delta mgO_2/L/min$) til respirasjonskurvene ble beregnet med likning (6)

$$\Delta S = \frac{\frac{mgO_2}{L}(1) - \frac{mgO_2}{L}(2)}{t(2) - t(1)} \quad (6)$$

$t(1)$ og $t(2)$ er tid gitt i minutter ved henholdsvis tidspunkt 1 og 2, og mgO_2/L (1) og (2) er mengden løst oksygen pr liter (i vannet/biomassen) ved tidspunkt 1 og 2.

OUR ble beregnet med likning (7)

$$OUR = \frac{\Delta mgO_2}{L * min} * \frac{60min}{t} = \frac{mgO_2}{L * t} \quad (7)$$

SOUR, oksygenopptaksraten relativ til biomassen i reaktoren, ble beregnet med likning (8)

$$SOUR = \frac{OUR * 1000}{MLSS} = \frac{mgO_2}{L * t * gBiomasse} \quad (8)$$

3.2 Studieområde

Data til feltstudien ble innhentet fra fire minirensesanlegg på hytter i Skiptvedt kommune i Østfold. Minirensesanleggene var fra leverandørene Biovac og Klaro.

Skiptvedt kommune ligger på vestsiden av Glomma, og er en typisk land- og skogbrukskommune (Store Norske Leksikon 2016). Kommunen har flere mindre hyttefelt og

spredt hyttebebyggelse langs Glomma og i skogsområder. To av hyttene i denne studien ligger i et hyttefelt, mens de to andre ligger i henholdsvis et skogsområde og i et felt med både fritids- og helårsboliger.

Heretter omtales de fire hyttene i studien som hytte 1, hytte 2, hytte 3 og hytte 4. Bruksmønsteret for hyttene ble registrert gjennom vinterhalvåret 2016/2017. Det ble registrert når hyttene var i bruk, og antall besøkende på hyttene. Hytte 1 og 2 hadde Biovac-anlegg, hvorav hytte 2 hadde et anlegg som betjente to hytter, mens hytte 3 og 4 hadde Klaro-anlegg. Både Klaro-anleggene og Biovac-anleggene var kjemisk-biologiske SBR- anlegg for behandling av samlet avløpsvann (svart- og gråvann).

Klaro-anleggene har separat slamavskiller, bioreaktor, og beholder for utløpsvann (Figur 5). Den totale anleggsstørrelsen er ca. $4,5 \text{ m}^3$ (KLARO u.å-a). I bioreaktoren foregikk både biologisk og kjemisk rensing, med etterfelling (se Figur 5). I denne anleggstypen varer luftingen i det biologiske trinnet i 240 minutter (Stiansen 2017), deretter tilsettes fellingskjemikaliet. Sedimentasjonstiden i anlegget var 90 minutter (KLARO u.å-b), og deretter ble utløpsvannet pumpet ut til nærliggende resipient. Klaros anlegg sirkulerer avløpsvannet i minirensenanlegget ved lav belastning over lengre tid, slik at bakteriene i det biologiske steget holdes i live (KLARO 2014).

To ulike anleggsstørrelser fra Biovac var med i studien: FD 5N GRP for én boenhet, og FD 10N GRP for to boenheter. Anleggstypen for én boenhet har et totalvolum på $5,2 \text{ m}^3$, mens anleggstypen for to boenheter har et totalvolum på $7,7 \text{ m}^3$ (BIOVAC u.å-a; BIOVAC u.å-b). Begge anleggstypene har tre kamre: kombinert mottakskammer og slamlager, pumpekammer og reaksjonskammer med simultanfelling (Figur 5). Den totale kapasiteten for én boenhet er 1000 liter avløpsvann pr. døgn, mens for to boenheter er den totale kapasiteten på 2000 liter avløpsvann pr. døgn (BIOVAC u.å-a; BIOVAC u.å-b). Den biologiske reaksjonstiden (lufteperioden) varer i 120 minutter, deretter tilsettes fellingskjemikaliet, før 90 minutter sedimentering (Halvorsrød 2017). Til slutt pumpes ferdig behandlet vann ut fra anlegget, til nærmeste resipient.

3.3 Forsøksreaktorer: oppsett og drift

I laboratoriestudien ble det brukt åtte forsøksreaktorer for å gjennomføre en kontrollert simulering av hvile- og oppstartsperioden for det biologiske trinnet i minirensenanlegg. Av de åtte reaktorene (Figur 22) ble fire av de drevet som aktivslam-reaktorer, og de resterende fire

ble drevet som MBBR-reaktorer med Kaldnes™ K3 biofilmbærere fra Krüger Kaldnes (*Bærere* u.å). Alle reaktorene ble driftet som aerobe SBR-reaktorer.

Innholdet i MBBR-reaktorene, heretter omtalt som BF1, BF2, BF3 og BF4, ble hentet fra Mysen renseanlegg i Eidsberg kommune, og innholdet i aktivslam-reaktorene, heretter referert til som AS1, AS2, AS3 og AS4, ble hentet fra Bjørnerødsvannet private renseanlegg. Mer utfyllende informasjon om uthenting av innhold til reaktorene er presentert i kapittel 3.4.

Reaktorene (Figur 22) var laget i plexiglass, og hadde et totalt volum var på $0,0175\text{m}^3$ (høyde= 1 m, diameter= 0,145 m). Aktivslam-reaktorene var fylt med ca. 7 liter væske, mens MBBR-reaktorene var fylt med ca. 7 liter væske og biofilmbærere til sammen. Fyllingsgraden i MBBR-reaktorene var ca. 35%, med ca. 2,25 liter biofilmbærere og 4 liter væske. Tilførselen av luft skjedde gjennom rør av rustfritt stål, med indre diameter på 1 cm. Rørene ble sveiset igjen i bunn, og nedre del av rørene var perforert med ca. 10 hull slik at de virket som diffusorer (Figur 23). Alle åtte lufterørene var koblet til en manifold laget av 32 mm pvc-rør, som igjen var koblet til en kompressor av typen *Medo airblower 80B*. Kompressoren ga 80 L/min fordelt på de åtte reaktorene, altså ca. 10 L/min til hver reaktor. Kompressoren sørget for fullstendig omrøring i forsøksreaktorene under lufting. For å oppnå full omrøring i alle forsøksreaktorene ble enkelte av tilførselslangene for luft strupet ved hjelp av klemmer og ventiler. Luftfordeleren i MBBR-reaktorene var utstyrt med ei perforert plate i bunn for å fordele luften ytterligere (Figur 23).



Figur 22: Forsøksreaktorene; fire aktivslam-reaktorer (i midten) og fire MBBR-reaktorer (to på hver side). Luft ble ført inn gjennom slanger i toppen av reaktorene, og videre gjennom diffusoren som tilførte luft til reaktorene fra bunn og opp. Reaktorene hadde tappekraner i bunn, men prøvene ble tatt ut fra toppen på grunn av praktiske hensyn. Foto: Kristin S. Tindlund.



Figur 23: Luftdiffusor for luftfordeling i reaktorene. I MBBR-reaktorene var diffusoren tilpasset med en perforert plate i bunn, slik at luften ble bedre fordelt for å sikre god omrøring. For aktivslam-reaktorene så luftdiffusoren lik ut som den på bildet, med unntak av den perforerte platen. Foto: Kristin S. Tindlund.

Reaktorene var utstyrt med tappekraner i bunnen (se Figur 22) slik at det var mulig å ta ut prøver fra forsøksreaktorene underveis i studien. Tappekranene ble laget av 32 mm kuleventiler i pvc, og bend for innvendig avløp. Reaktorene var lukket med lokk for å hindre fordampning. For å kompensere for fordampningen som likevel oppsto ble reaktorene regelmessig etterfylt med avionisert vann slik at forholdet mellom væske og tørrstoff ble opprettholdt gjennom hvileperioden.

Hvileperioden (uten tilførsel av avløpsvann) varte i tre måneder (fra 03.11.2016 til 06.02.2017). Gjennom de tre månedene med hvileperiode ble reaktorene luftet med følgende syklus: én time lufting og fem timer uten lufting, som tilsvarte Biovacs luftesyklus for hvileperioder (Halvorsrød 2016). Kompressoren ble styrt med et digitalt timer-relé. I hvileperioden var temperaturen i kjølerommet, hvor reaktorene var plassert, mellom 2 og 7 °C. Etter tre måneders hvile ble luftingen omprogrammert til en syklus tilnærmet slik minirensesanlegg driftes ved normal belastning; tre timer med lufting, og én times sedimentering.

I én måned (heretter kalt oppstartsperioden) fikk seks av forsøksreaktorene (AS2, AS3, AS4 og BF2, BF3, BF4) tilsatt syntetisk avløpsvann tre ganger i uken: mandag, onsdag og fredag. Av praktiske årsaker fikk ikke reaktorene tilsatt avløpsvann hver dag. For å holde reaktorvolumet konstant gjennom studien var mengden klarvannsfaseprøve og mengden tilsatt avløpsvann den samme. Reaktorene AS1 og BF1 fikk ikke tilsatt avløpsvann, eller avionisert vann, gjennom oppstartsperioden og er derfor ikke mer omtalt. I oppstartsperioden varierte temperaturen mellom 11 og 17 °C i rommet hvor forsøksreaktorene var plassert.

I oppstartsperioden ble OUR målt to ganger den første uken av oppstartsperioden, deretter én gang i uken. Det ble tatt ut 250 ml slam (biomasse) fra reaktorene hver gang OUR-analysene ble gjennomført, og dette var det eneste overskuddsslammet som ble tatt ut fra reaktorene underveis i studien. Fra MBBR-reaktorene ble det i tillegg til 250 ml biomasse, tatt ut 10 biofilmbærere, som ble erstattet av 10 rene biofilmbærere. Dette ble også gjort for å få ut overskuddsslam fra reaktorene. Slamalderen (SA) ble beregnet med likning (9), som er tilpasset fra Ødegaard (2014).

$$SA = \frac{Biomasse \left(\frac{mg}{L} \right) * V_R}{(V_{UB}(L) * Biomasse \left(\frac{mg}{L} \right) + V_{UK} * SS \left(\frac{mg}{L} \right)) * \frac{1}{7d}} [d] \quad (9)$$

V_R er reaktorvolumet

V_{UB} er mengden biomasse/omrørt prøve som ble tatt ut fra reaktorene hver uke

V_{UK} er mengden klarvannsfase som ble tatt ut fra reaktorene hver uke

SS er suspendert stoff i klarvannsfasen, og d er døgn

3.4 Prøvetakning

Det ble gjennomført totalt fem besøk på hytteanleggene som var inkludert i feltstudien. Besøkene ble gjennomført følgende datoer: 30.09.2016, 02.10.2016, 04.11.2016, 06.11.2016, og 11.01.2017. De fire første besøkene var fredager og søndager, mens siste besøk var en onsdag. De første besøkene ble gjort i helger for å prøve å fange opp endringer i biomassen og utløpsvannet gjennom helgen, med håp om at hyttene var i bruk disse helgene, mens siste besøk ble gjort for å dokumentere renseeffekt i vinterhalvåret.

Hytte 1-, 3- og 4 var i bruk helgen 30.09-02.10.2016, hvorav hytte 1 var besøkt av én voksen person, og hytte 3 og 4 var besøkt av to voksne personer. Helgen 04.11-06.11.2016 var hytte 1 og 4 i bruk, hvorav hytte 1 hadde én besøkende voksen i ett døgn, og hytte 4 hadde to voksne besøkende hele helgen. Bruken av hyttene ble registrert gjennom vinterhalvåret 2016-2017.

Ved prøvetaking av hytteanleggene ble det brukt prøveflasker på 500-1000 ml (plast) og to typer prøvetakere; en pumpe for utløpsvann og en prøvetaker med langt skaft og et målebeger i enden av skaftet for prøvetaking av biomassen. I og med at samme prøvetakeren ble benyttet for å ta utløpsprøver i alle fire anleggene ble denne skylt med stedsriktig utløpsvann et par ganger før prøven ble tatt, for å hindre kontaminering av prøvene.

Aktivslam til bruk i forsøksreaktorene AS1, AS2, AS3 og AS4 ble tatt ut fra Bjørnerødsvannet renseanlegg i Våler kommune. Dette er et privat kjemisk-biologisk renseanlegg fra Biovac for < 50 pe. Ved oppstart av forsøksreaktorene ble det tatt ut 40 liter aktivslam fra Bjørnerødsvannet renseanlegg, som ble tilsatt forsøksreaktorene. Aktivslammet ble oppbevart et døgn ved ca. 6 °C, før det ble fordelt på de fire forsøksreaktorene. Ved påfylling av væske til forsøksreaktorene ble det tilført 1 liter til hver reaktor av gangen, slik at eventuelle variasjoner i de ulike kannene ble fordelt jevnt på de fire forsøksreaktorene. Ved oppstart var det totalt 7 liter aktivslam på hver av de fire forsøksreaktorene.

Biofilmbærere (Kaldnes™ K3) med tilhørende væskefase til MBBR-forsøksreaktorene BF1, BF2, BF3 og BF4 ble tatt ut fra Mysen renseanlegg i Eidsberg kommune, et kjemisk-biologisk renseanlegg. Det ble tatt ut ca. 20 liter biofilmbærere og ca. 20 liter vannfase fra bioreaktoren på renseanlegget. Dette ble oppbevart et døgn ved ca. 6° C, før det ble fordelt på de fire forsøksreaktorene. Biofilmbærerne ble oppbevart sammen med vannfase, slik at de ikke tørket ut under oppbevaring. De fire MBBR-forsøksreaktorene ble fylt med ca. 2,25 liter biofilmbærere og ca. 4 liter vannfase. Påfyllingen ble gjennomført på samme måte som ved aktivslam; 1 liter ble fylt på av gangen, helt til alle reaktorene var fylt opp med riktig mengde biofilmbærere og vannfase.

I laboratoriestudien ble det tatt prøver fra klarvannsfasen fra hver reaktor tre ganger i uken, i totalt fire uker. Prøvene fra klarvannsfasen ble tatt ut på slutten av sedimentasjonsperioden i anleggene (én time sedimentasjon), før det ble tilsatt nytt avløpsvann. Én gang hver uke ble det også tatt ut biomasse fra hver reaktor, til bruk i OUR-analysene. Biomassen ble tatt ut når reaktorene var under omrøring (lufting), slik at prøvene var fullstendig omrørte. Biomassen som ble tatt ut ble ikke ført tilbake i reaktorene, fordi dette var overskuddsslam.

3.5 Avløpsvann

Det ble benyttet kildeseparert avløpsvann (svart- og gråvann) ved gjennomføringen av OUR-analyse på aktivslam fra hytteanleggene med tilsetning av substrat (avløpsvann). Avløpsblandingen som ble benyttet i analysen var blandet til forholdet 95% gråvann og 5% svartvann, en representativ sammensetning av husholdningsavløp ifølge Todt et al. (2015). Forventet konsentrasjon av BOD₅ i avløpsblandingen med dette blandingsforholdet var ca. 450 mg/L (Tabell 4). Øvrig sammensetning i svart- og gråvann fra Kaja studentboliger er presentert i Tabell 4; herunder total nitrogen (Tot-N), KOF, SS og Tot-P.

Tabell 4: Forventede konsentrasjoner i kildeseparert avløpsvann fra Kaja studentboliger på Ås. Tabellen er gjengitt fra Todt et al. (2015).

Avløpsfraksjon	BOF ₅ [mg/L]	Tot-N [mg/L]	KOF [mg/L]	SS [mg/L]	Tot-P [mgP/l]
Gråvann	140-160	16-19	250-300	400-500	1,3-1,6
Svartvann	3000-3800	1400-1700	9000-1150	7600-8500	150-198

3.5.1 Syntetisk avløpsvann

Etter forsøksreaktorenes tre måneders hvileperiode, ble det tilsatt syntetisk avløpsvann i oppstartsperioden (Tabell 5). Mengden biomasse i MBBR-reaktorene var ca. 3,33 ganger større enn i aktivslam-reaktorene ved igangsettingen av hvileperioden (se Tabell 29 i Vedlegg D). Som følge av dette fikk MBBR-reaktorene tilført syntetisk avløpsvann som var konsentrert med en faktor 3,33 i forhold til avløpsvannet aktivslam-reaktorene fikk tilført (Tabell 5). Syntetisk avløpsvann ble benyttet for å kunne kontrollere mengden BOF₅, KOF, Tot-P og Tot-N som ble tilført reaktorene (Tabell 6). Avløpsvannet ble blandet til svært høye konsentrasjoner (10x forventet sammensetning av husholdningsavløp) for å redusere nødvendig volum, for å oppnå ønskede forhold mellom substrat (avløpsvann) og biomasse (se kapittel 3.6).

Tabell 5: Oppskrift for syntetisk avløpsvann. AS-avløpsvann er avløpsvannet som ble blandet for, og tilført, aktivslam-reaktorene, mens BF-avløpsvann ble blandet for, og tilført, MBBR-reaktorene.

Innhold	AS-avløpsvann (mg/L)	BF-avløpsvann (mg/L)
Tørrmelk (hølmelkbasert)	3830	12754
Potetmel	766	2551
K ₂ HPO ₄	830	2764
NH ₄ Cl	2600	8658
NaHCO ₃	4000	13320
Humussyrer	100	333

Tabell 6: Forventet karakteristikk av syntetisk avløpsvann. AS-avløpsvann er avløpsvannet som ble blandet for, og tilført, aktivslam-reaktorene. BF-avløpsvann er avløpsvannet som ble blandet for, og tilført, MBBR-reaktorene. KOF-konsentrasjonene som er oppgitt i tabellen er filtrert KOF, ikke total KOF.

Egenskap	Forventet konsentrasjon/verdi (ufortynnet AS-avløpsvann)	Forventet konsentrasjon/verdi (ufortynnet BF-avløpsvann)
BOF ₅	3900 mg/L	12987 mg/L
KOF	6700 mg/L	22311 mg/L
pH	8,5	8,0
Turbiditet	3035 FNU	10107 FNU
SS	1580 mg/L	5261 mg/L
Tot-P	150 mg/L	500 mg/L
Tot-N	700 mg/L	2330 mg/L

Det syntetiske avløpsvannet ble blandet på 10-literskanner, og sto lagret ved ca. 15 °C i to uker. Det ble blandet totalt to runder av begge typene avløpsvann (aktivslam-avløpsvann og BF-avløpsvann), fordi det var behov for mer enn 10 liter avløpsvann i løpet av studien.

Innenfor de to reaktortypene, fikk de ulike reaktorene tilført samme mengde avløpsvann; 5,8 dl avløpsvann til aktivslam-reaktorene og 6,7 dl avløpsvann til MBBR-reaktorene. Avløpsvannets konsentrasjon var imidlertid forskjellig, for å oppnå ulike «Food to microorganisms»-forhold (F/M). For å oppnå ulike konsentrasjoner av avløpsvannet ble dette fortynnet med springvann.

3.6 Forhold mellom biomasse og tilført avløpsvann

For å bestemme forholdet mellom substrat (avløpsvann) og biomasse i OUR-målingene på biomasse fra feltstudien og i forsøksreaktorene, ble forholdet «food to microorganisms» ($\frac{F}{M}$) beregnet. Dette forholdet er gitt av likning (10).

$$\frac{F}{M} = \frac{BOF_5 \left(\frac{mg}{L}\right) * Q(L)}{biomasse \left(\frac{mg}{L}\right) * V(L)} \quad (10)$$

I likning (10) står Q for mengden substrat tilsatt i OUR-målingene, eller i forsøksreaktorene, mens V står for det totale reaktorvolumet (biomasse + avløpsvann).

Ved forsøk på biomasse fra hytteanleggene var hovedformålet å oppnå $\frac{F}{M} = 0,03$, basert på erfaringer om BOF_5 i avløpsvann fra spredt bebyggelse (ca. 400 mg/L), et typisk reaktorvolum på 2 m³, og en forventet MLSS på 3000 mg/L i et minirensanlegg (Johannessen 2016a). I laboratorieforsøket ble det benyttet ulike $\frac{F}{M}$ -forhold (Tabell 7) for å simulere ulik organisk belastning på anleggene.

Tabell 7: Planlagte F/M -forhold (mg BOF_5 /mgBiomasse) i forsøksreaktorene AS1, AS2, AS3 og AS4 (aktivslam), og BF1, BF2, BF3 og BF4 (MBBR) underveis i laboratoriestudien. Det ble benyttet syntetisk avløpsvann, med ulik grad av fortynning, for å oppnå de ønskede forholdene.

Forsøksreaktor	$\frac{F}{M}$ [mg BOF_5 /mgBiomasse]	Forsøksreaktor	$\frac{F}{M}$ [mg BOF_5 /mgBiomasse]
AS1	0,00	BF1	0,00
AS2	0,10	BF2	0,10
AS3	0,05	BF3	0,05
AS4	0,02	BF4	0,02

3.7 Reduksjon av KOF

Reduksjonen av KOF i forsøksreaktorene ble beregnet med likning (11).

$$\text{Reduksjon} = \left(1 - \left(100 * \frac{\text{KOF}_{U2} - \text{KOF}_{U1}}{\text{Tilført KOF}_1}\right)\right) \quad (11)$$

KOF_{U1} representerer KOF (mg) målt i klarvannsfasen fra reaktorene på dag 1

KOF_{U2} representerer KOF (mg) målt i klarvannsfasen fra reaktorene på dag 2

Tilført KOF_1 representerer mengden KOF (mg) tilført reaktorene ved dag 1

Dag 1 og dag 2 var relative størrelser gjennom oppstartsperioden; for eksempel ved beregning av KOF-reduksjon i reaktorene fra dag 10 til dag 11 i oppstartsperioden, representerte dag 1 dag 10, og dag 2 representerte dag 11 osv. Beregningen av KOF-reduksjonene ble gjort med utgangspunkt i filtrert KOF i avløpsvannet som ble tilført, og filtrert KOF i klarvannsfasen fra reaktorene.

3.8 Statistiske analyser

Alle statistiske analyser ble gjennomført i programmet Minitab 17 (Minitab Inc.). Testene ble gjort med 95% konfidensintervall, som ga signifikans ved p -verdi = 0,05. Pearson korrelasjonskoeffisient ble benyttet for å finne den lineære sammenhengen mellom faktorene «SOUR», «F/M», «Biomasse», og «KOF-reduksjon». Lineær korrelasjon ble analysert ved hjelp av data fra både feltstudien og laboratoriestudien (bortsett fra faktoren KOF-reduksjon, som kun ble målt i laboratoriestudien). I ANOVA-testene var det kun data fra laboratoriestudien som la grunnlaget for analysene, da ANOVA-testene ble gjennomført spesifikt for å se på forskjellen mellom reaktortypene aktivslam og MBBR, og det kun var aktivslam-anlegg i feltstudien.

Det ble gjennomført to Nested ANOVA-tester, for å se om det var noen forskjell mellom de to reaktortypene aktivslam og MBBR, med hensyn til variablene (responsene) SOUR og reduksjon av KOF. Forklaringsvariabelene i begge de Nested ANOVA-testene var «Reaktortype» (aktivslam og MBBR), og «Reaktornummer» (som henviser til de tre ulike reaktorene med ulikt F/M-forhold innenfor hver reaktortype). ANOVA-testene ble gjennomført med et «fully nested design», for å kunne analysere de to kategoriene «aktivslam» og «MBBR» med selvstendige undergrupper (reaktorene 2, 3 og 4 for begge kategoriene). Dette designet gjorde det mulig å se på undergruppene 2, 3 og 4 som unike for begge reaktortypene, altså at det ikke er noen sammenheng mellom undergruppene fra de ulike reaktortypene (Montgomery 2013). Det ble også gjennomført en enveis ANOVA-test med forklaringsvariabelen «Reaktortype» (aktivslam og MBBR) og «SS i klarvannsfasen» som respons, for å se om det var signifikant forskjell mellom mengden SS i klarvannsfasen fra de to reaktortypene.

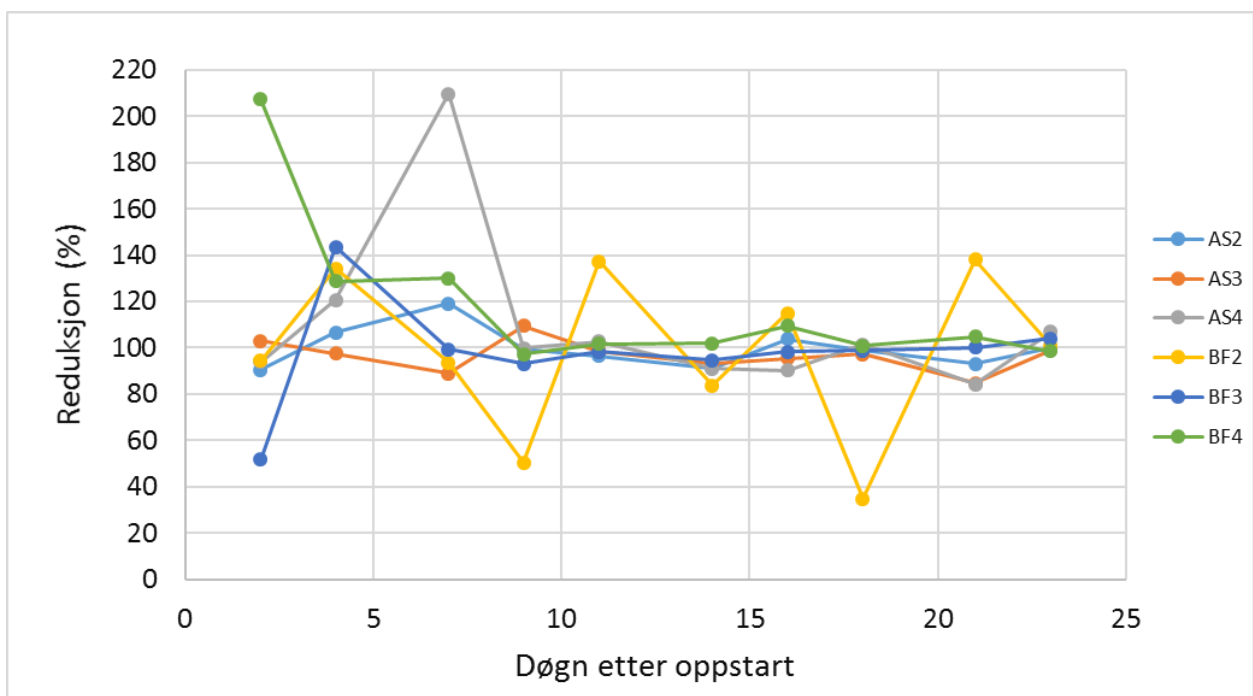
4 Resultater

I kapittel 4.1 til 4.5 presenteres resultater fra laboratoriestudien, i kapittel 4.6 presenteres resultater fra feltstudien og i kapittel 4.7 presenteres resultater fra de statistiske analysene som ble utført.

4.1 Organisk materiale og suspendert stoff

4.1.1 Kjemisk oksygenforbruk

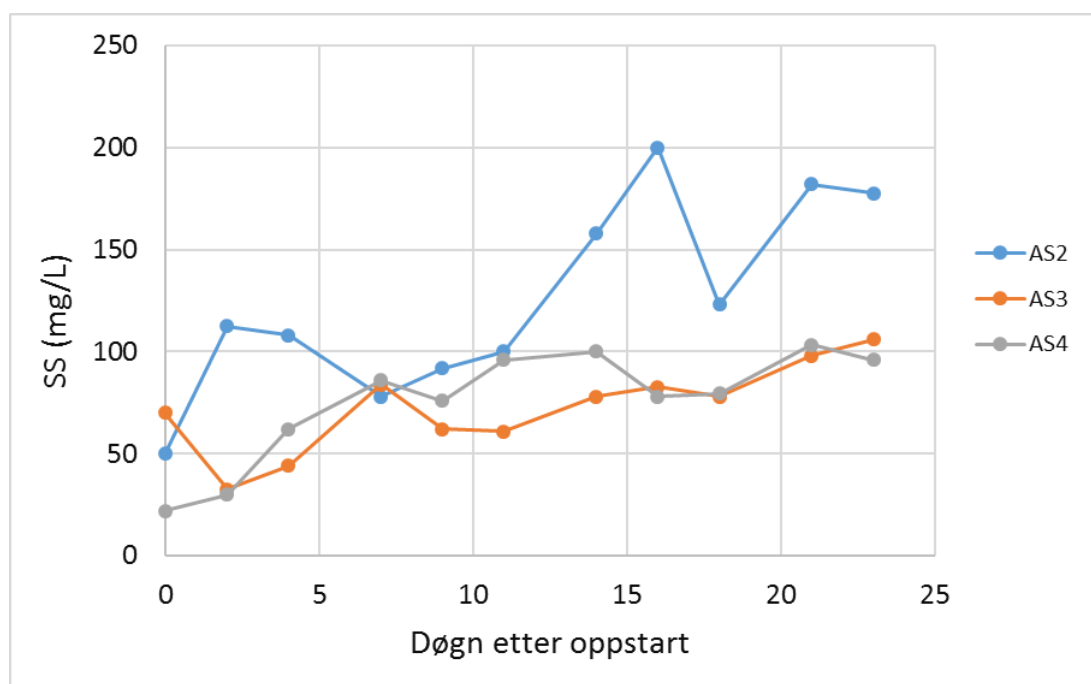
Gjennom oppstartsperioden, sett over ett, viste alle reaktorene (AS2, AS3, AS4, BF2, BF3 og BF4) en gjennomsnittlig KOF-reduksjon på over 90% (Figur 24). De første dagene av oppstartsperioden varierte KOF-reduksjonen en del fra reaktor til reaktor, men ved døgn 9 etter oppstart stabiliserte de fleste reaktorene seg rundt 90-100% reduksjon av KOF (Figur 24). Unntaket var reaktor BF2 som hadde store variasjoner av KOF-reduksjon, også etter døgn 9 (Figur 24). Flere av målingene i Figur 24 viser en reduksjon av KOF > 100%, dette forklares og diskuteres i kapittel 5.1.2. Oversikt over KOF-konsentrasjonen i avløpsvannet som ble tilført reaktorene, og den målte KOF-konsentrasjonen i klarvannsprøvene kan sees i Tabell 24 og Tabell 25 i Vedlegg B.



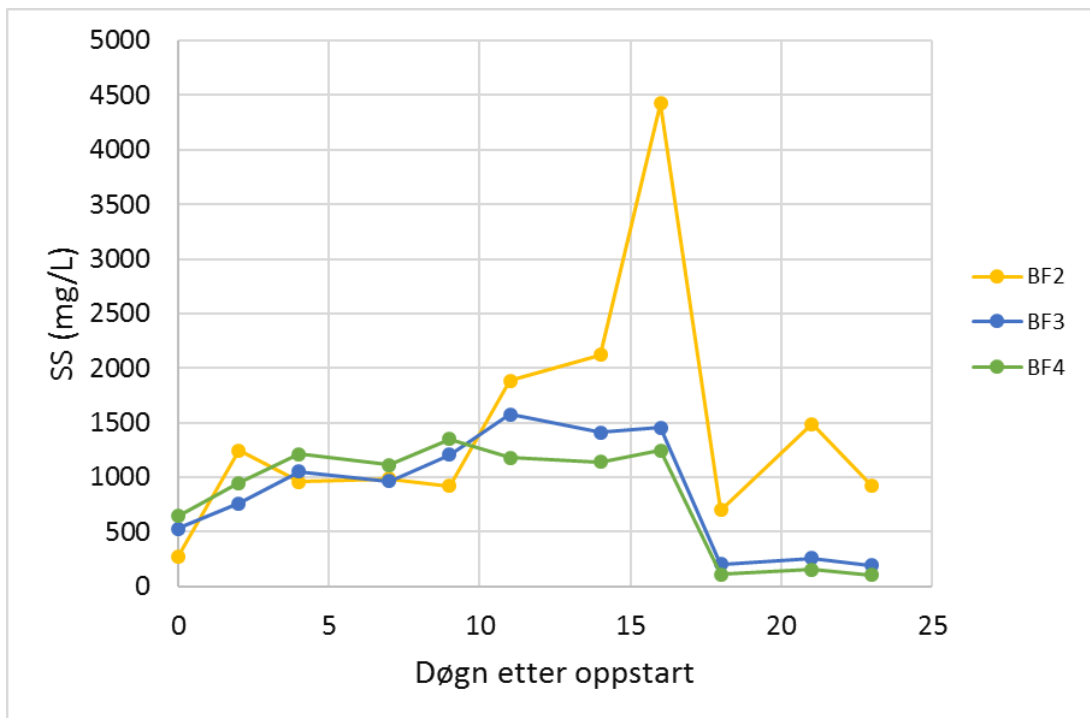
Figur 24: Prosentvis reduksjon av KOF i de seks forsøksreaktorene, mellom hver gang reaktorene fikk tilsatt avløpsvann, gjennom oppstartsperioden på fire uker. AS står for aktivslam-reaktorer, og BF står for MBBR-reaktorer. Første måling av KOF ble gjort to døgn etter at reaktorene ble tilført første runde med avløpsvann, deretter hver 2. dag, bortsett fra i helgen.

4.1.2 Suspensert stoff

SS i klarvannsfasen fra sedimenterte prøver lå under 100 mg/L fra reaktor AS3 og AS4 med unntak av én måling som var noe høyere i begge reaktorene (106 mg/L for AS3 og 103 mg/L for AS4). For reaktoren AS2 ble det målt konsentrasjoner helt opp til 200 mg/L (Figur 25). I MBBR-reaktorene ble det målt svært høye SS-konsentrasjoner; helt opp til 4425 mg/L (reaktor BF2, døgn 16 etter oppstart) (Figur 26). Fra og med døgn 18 til og med døgn 23 etter oppstart ble klarvannsfasen fra alle MBBR-reaktorene sedimentert i ytterligere ca. én time etter uttak fra reaktorene, noe som ga betydelig reduksjon av SS i klarvannsfasen (Figur 26). Samtlige aktivslam-reaktorer viste en økende tendens for SS-konsentrasjon gjennom oppstarts-perioden, og det samme gjorde MBBR-reaktorene (dersom man ser bort ifra de tre siste målingene) (Figur 25 og Figur 26). Fullstendig oversikt over konsentrasjon av SS i avløpsvannet og i klarvannsfasen fra reaktorene kan sees i Tabell 26 og Tabell 27 i Vedlegg B.



Figur 25: SS (mg/L) i klarvannsfasen fra sedimenterte prøver fra aktivslam-reaktorene AS2, AS3 og AS4 gjennom oppstarts-perioden (4 uker). Utløpsprøvene ble tatt før tilsetning av avløpsvann ved hver måling, og målingen på dag 0 representerer SS-innholdet i reaktorene etter en tre måneders hvileperiode. Fullstendig oversikt over mengder SS tilsatt og mengden SS i klarvannsfasen er vist i Vedlegg B.

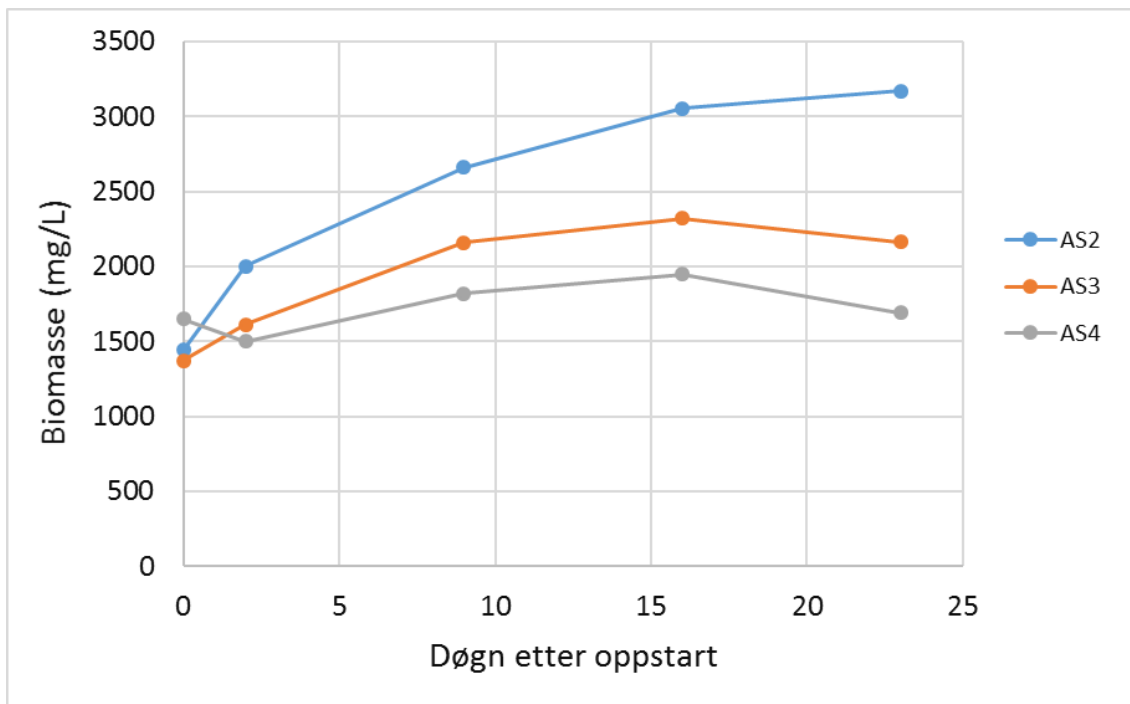


Figur 26: SS (mg/L) i klarvannsfasen fra sedimenterte prøver fra MBBR-reaktorene BF2, BF3 og BF4 gjennom oppstartsperioden (4 uker). Utløpsprøvene ble tatt før tilsetning av avløpsvann ved hver måling, og målingen på dag 0 representerer SS-innholdet i reaktorene etter en tre måneders hvileperiode. De tre siste målingene (døgn 18, 21 og 23) ble gjort på prøver som ble sedimentert i ca. to timer i stedet for én time. Fullstendig oversikt over mengder SS tilsatt og mengder SS i klarvannsfasen er vist i Vedlegg B.

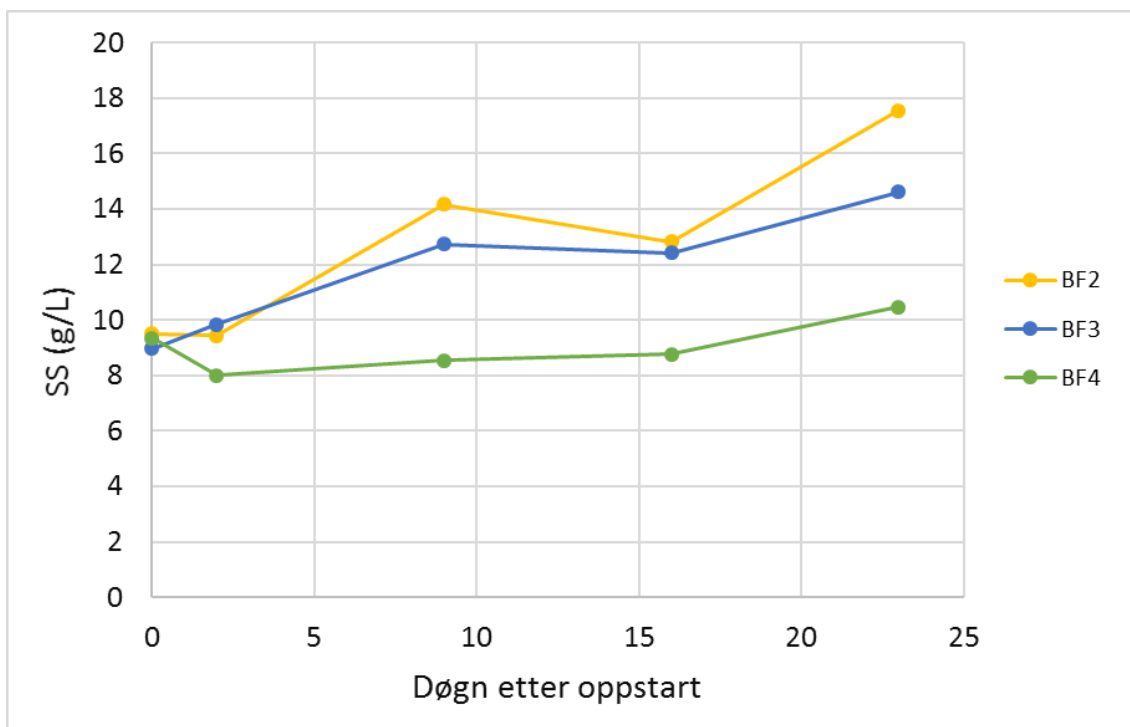
4.2 Gjenoppretting av biomasse i reaktorene

Ved oppstart av hvileperioden var mengden biomasse i aktivslam- og MBBR-reaktorene henholdsvis 3000 mg/L og 10700 mg/L (se Tabell 29 i Vedlegg D). Gjennom hvileperioden på tre måneder ble mengden biomasse i forsøksreaktorene redusert med ca. 1000-2000 mg/L (litt variasjon fra reaktor til reaktor) (se Tabell 29 i Vedlegg D). Alle de seks forsøksreaktorene hadde en økning i mengden biomasse gjennom oppstartsperioden, hvorav reaktorene AS2, BF2, BF3 og BF4 oppnådde samme, eller høyere, biomasse-konsentrasjon som før hvileperioden startet (Figur 27 og Figur 28).

Reaktorene AS4, BF3 og BF4 hadde en nedgang i biomasse fra oppstart (dag 0) til dag 2, og deretter var det hovedsakelig økning i biomassen gjennom hele perioden (Figur 27 og Figur 28). Reaktor BF4 hadde i tillegg en nedgang i biomasse mellom døgn 9 og døgn 16, på 1,34 g/L, og AS3 hadde en liten nedgang i biomasse på 155 mg/L mellom døgn 16 og døgn 23 (Figur 27 og Figur 28).



Figur 27: Utvikling av biomasse (mg/L) i aktivslam-reaktorene (AS2, AS3 og AS4) gjennom oppstartsperioden på fire uker. Mengden biomasse ble målt én gang hver uke, på samme biomasse som ble benyttet i OUR-analysene. Da reaktorene ble satt i hvilemodus (03.11.2016) var mengden biomasse ca. 3000 mg/L for aktivslam-reaktorene. Oppstartsperioden begynte 06.02.2017.



Figur 28: Utvikling av biomasse (g/L) i MBBR-reaktorene (BF2, BF3 og BF4) gjennom oppstartsperioden på fire uker. Mengden biomasse ble målt én gang hver uke, på samme biomasse som ble benyttet i OUR-analysene. Da reaktorene ble satt i hvilemodus (03.11.2016) var mengden biomasse i MBBR-reaktorene ca. 10,7 g/L. Oppstartsperioden begynte 06.02.2017.

4.3 Slamalder

Den gjennomsnittlige slamalderen i de seks forsøksreaktorene (AS2, AS3, AS4, BF2, BF3, og BF4) varierte mellom 111 og 147 døgn, og totalt hadde aktivslam-reaktorene den høyeste gjennomsnittlige slamalderen sammenliknet med MBBR-reaktorene (Tabell 8). Reaktorene AS4 og BF4 utpekte seg med stor variasjon for slamalderen, med standardavvik på henholdsvis 53,7 og 33,5.

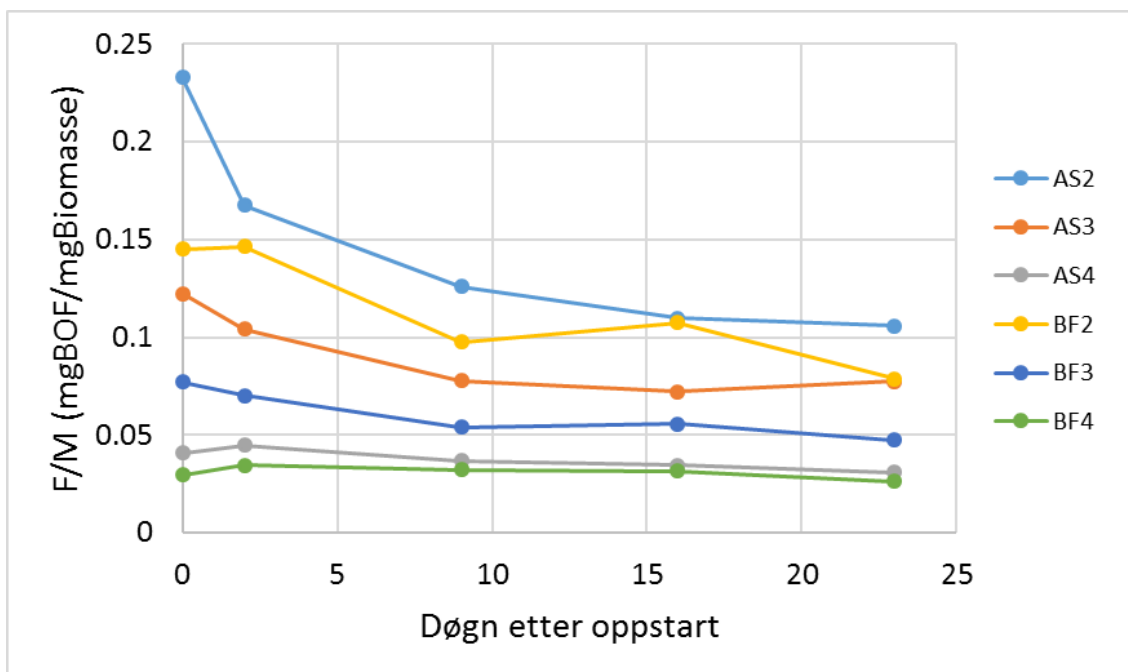
Tabell 8: Gjennomsnittlig slamalder i reaktorene AS2, AS3 og AS4 (aktivslam) og BF2, BF3 og BF4 (MBBR) gjennom oppstartsperioden på fire uker. Gjennomsnittet er beregnet ut fra fem verdier for hver reaktor.

Reaktor	Gjennomsnittlig slamalder (SA) [d]	Standardavvik
AS2	147	10,8
AS3	156	5,6
AS4	151	57,6
BF2	111	18,1
BF3	122	16,6
BF4	122	33,5

4.4 Respirasjon og F/M-forhold

4.4.1 F/M-forhold gjennom laboratoriestudien

F/M-forholdene i alle forsøksreaktorene avtok gjennom perioden, nedadgående mot de planlagte forholdene på henholdsvis 0,10 (AS2 og BF2), 0,05 (AS3 og BF3) og 0,02 (AS4 og BF4) (Figur 29). Reaktor AS3 nådde ikke ned til det planlagte forholdet på 0,05, mens reaktor BF2 sank helt ned til 0,08 (mot 0,10 som var planlagt F/M-forhold) (Figur 29).



Figur 29: F/M-forhold i reaktorene AS2, AS3 og AS4 (aktivslam) og BF2, BF3 og BF4 (MBBR) gjennom oppstartsperioden på fire uker. F/M er beregnet ut fra mengden BOF₅ (mg) som ble tilsatt hver reaktor, og mengden biomasse (mg) i den respektive reaktoren. Mengden BOF₅ i hver reaktor ble holdt konstant mens biomassen i reaktorene økte underveis i studien, dermed endret F/M-forholdene i reaktorene seg underveis i studien. Det ble hverken tilsatt avløpsvann eller gjort analyser av klarvannsfasen i helgene.

4.4.2 Oksygen- og spesifikk oksygenopptaksrate

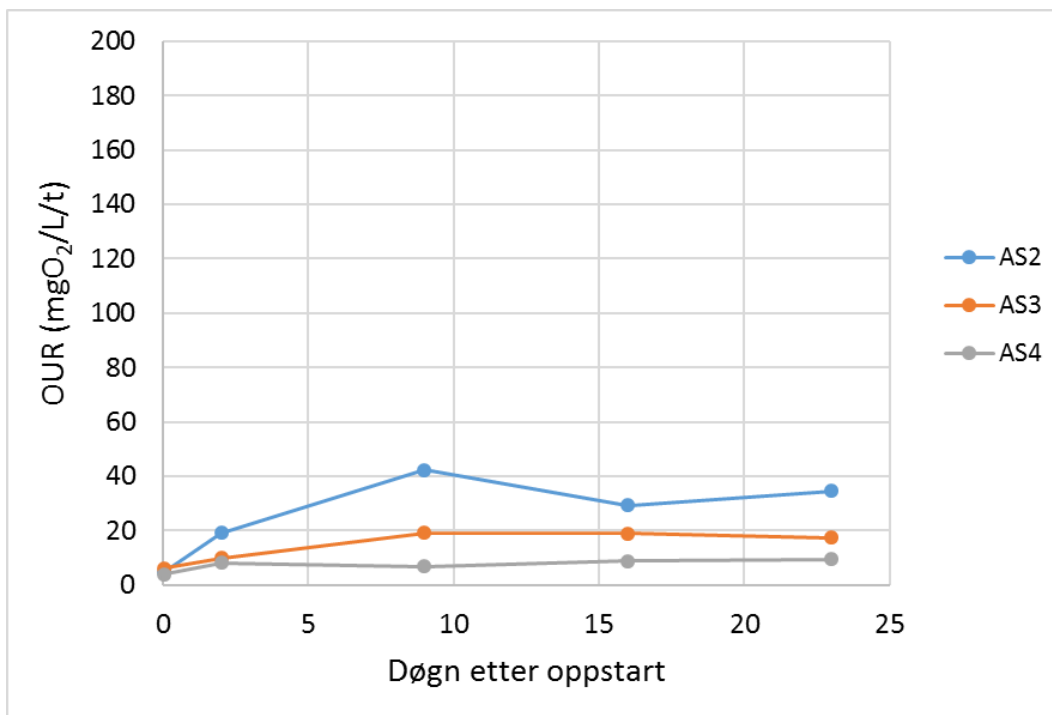
Både OUR og SOUR var vesentlig høyere i aktivslam-reaktorene ved igangsetting av hvileperioden sammenliknet med MBBR-reaktorene (Tabell 9). Ved igangsetting av hvile-perioden hadde MBBR-reaktorene en SOUR-verdi på 2 mgO₂/L/t/gBiomasse, mens aktivslam-reaktorene hadde en SOUR-verdi på 19 mgO₂/L/t/gBiomasse (Tabell 9).

Tabell 9: OUR og SOUR for de to reaktortypene (aktivslam og MBBR) ved igangsetting av hvileperioden til forsøksreaktorene. Hvileperioden varte fra 03.11.2016 til 06.02.2017.

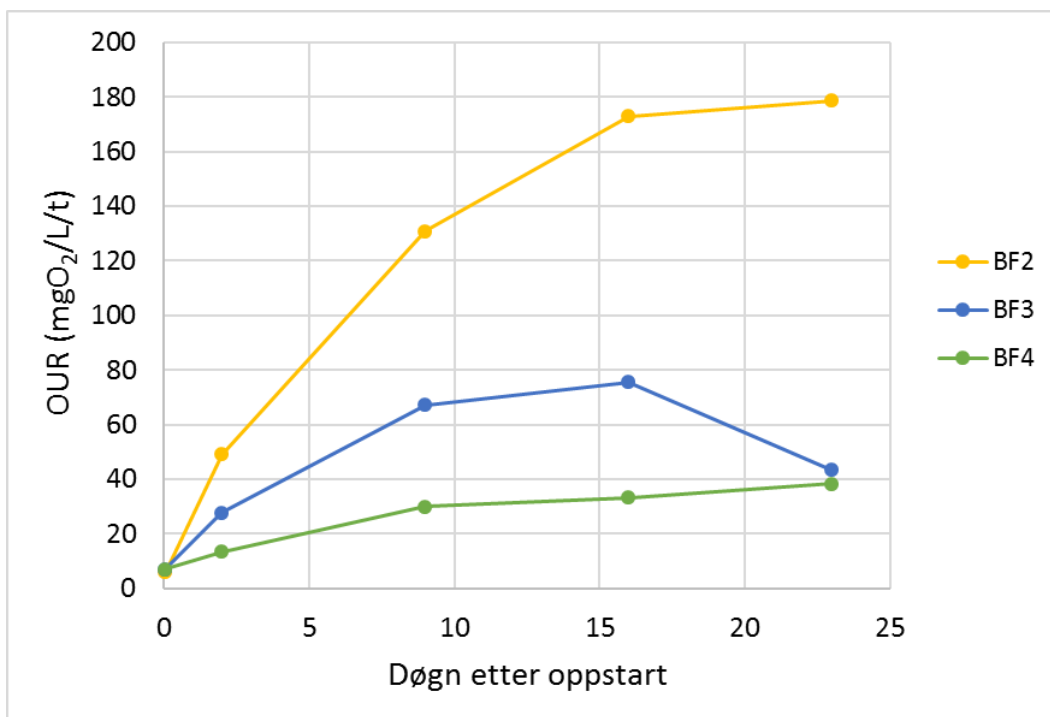
Reaktor	OUR [mgO ₂ /L/t]	SOUR [mgO ₂ /L/t/gBiomasse]
MBBR (*)	21	2
Aktivslam (**)	58	19

Det var tydelig at biomassen responderte på tilsetningen av avløpsvannet allerede to døgn etter første tilsetning, ved at OUR økte (Figur 30 og Figur 31); se også respirasjonskurver for alle

reaktorene i Figur 42-Figur 47 i Vedlegg C. Reaktoren BF2 skilte seg ut med et svært høyt oksygenforbruk gjennom hele perioden, og på døgn 23 etter oppstart (siste måling) hadde BF2 en OUR-verdi på 178,7 mgO₂/L/t (Figur 31). Videre viser Figur 31 at oksygenopptaksraten i reaktoren BF3 var relativt høy (mellom 27 mgO₂/L/t og 76 mgO₂/L/t) mellom døgn 2 og døgn 16 etter oppstart, men ble redusert med 32,4 mgO₂/L/t fra døgn 16 til døgn 23 etter oppstart. Reaktor BF4 hadde en stabil økning av OUR gjennom hele perioden (endte på 38,4 mgO₂/L/t) og for reaktorene AS3 og AS4 var OUR ganske stabil rundt henholdsvis 18 mgO₂/L/t og 8 mgO₂/L/t fra og med henholdsvis 2 døgn etter oppstart (AS4) og 9 døgn etter oppstart (AS3) (Figur 30 og Figur 31). AS2 hadde en stabil økning i OUR fra døgn 0 til døgn 9 etter oppstart (fra 4,8 mgO₂/L/t til 42,2 mgO₂/L/t), før oksygenopptaksraten avtok med 13 mgO₂/L/t fra døgn 9 til døgn 16 etter oppstart, og endte på 34,6 mgO₂/L/t ved døgn 23 etter oppstart (Figur 30). Ingen av aktivslam-reaktorene nådde OUR tilsvarende verdien aktivslam-reaktoren viste oppstart av hvileperioden, men både BF2 og BF3 hadde OUR-verdier høyere enn OUR-verdien i MBBR-reaktoren ved oppstart av hvileperioden (Figur 30 og Figur 31, og Tabell 9).

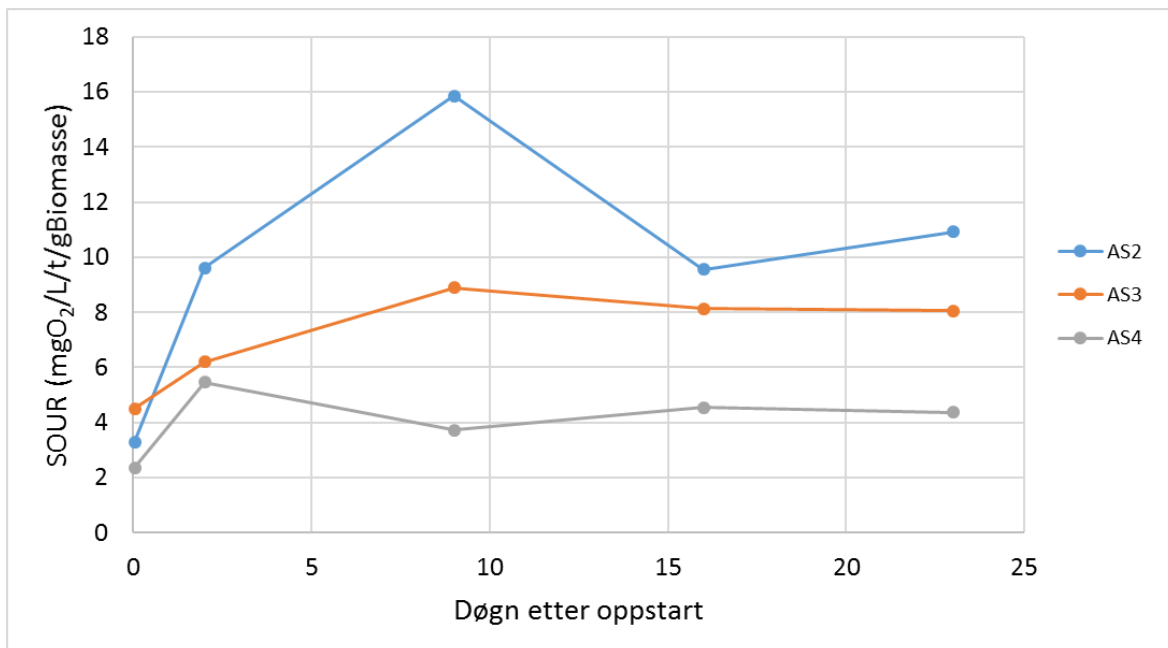


Figur 30: Utvikling av OUR i aktivslam-reaktorene (AS2, AS3 og AS4) som fikk tilsatt avløpsvann gjennom oppstartsperioden på fire uker. OUR ble beregnet på grunnlag av stigningstallet til respirasjonskurvene (Vedlegg C) til hver enkelt reaktor, og ble målt én-to ganger hver uke (to ganger første uken i oppstartsperioden). Alle respirasjonskurvene ble utarbeidet ved samme temperatur. Første måling ble gjort 2-4 timer etter at reaktorene fikk tilsatt første dose med avløpsvann.

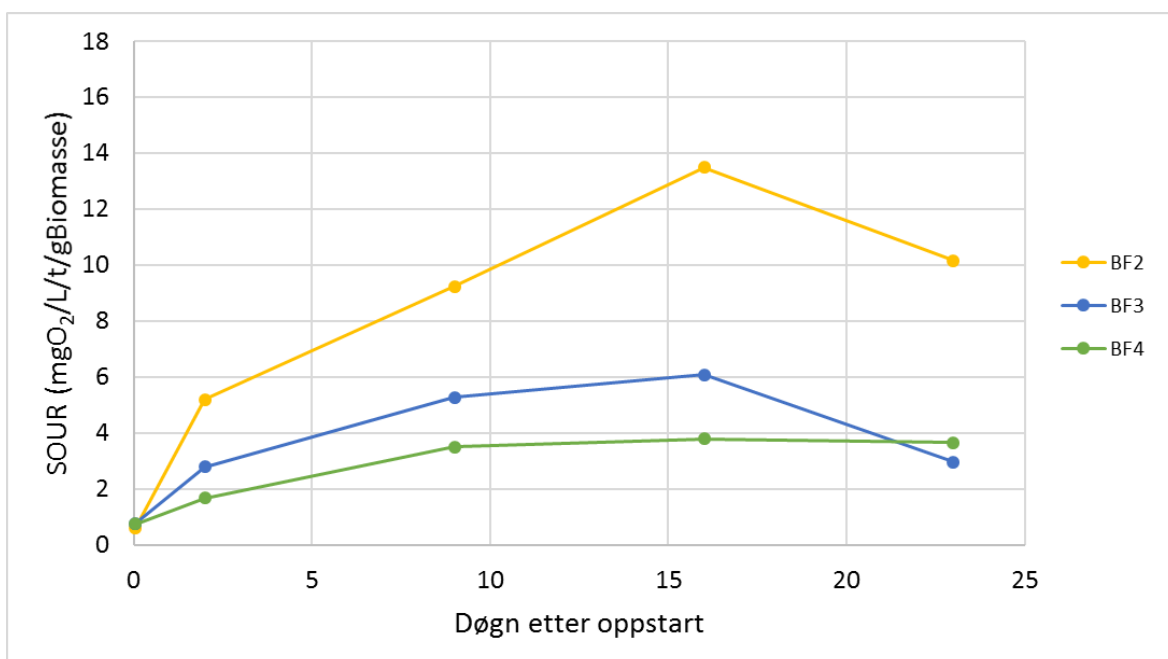


Figur 31: Utvikling av OUR i MBBR-reaktorene (BF2, BF3 og BF4) som fikk tilsatt avløpsvann gjennom oppstartsperioden på fire uker. OUR ble beregnet på grunnlag av stigningstallet til respirasjonskurvene (Vedlegg C) til hver enkelt reaktor, og ble målt én-to ganger hver uke (to ganger første uken i oppstartsperioden). Alle respirasjonskurvene ble utarbeidet ved samme temperatur. Første måling ble gjort 2-4 timer etter at reaktorene fikk tilsatt første dose med avløpsvann.

Alle reaktorene hadde en markant økning i SOUR gjennom oppstartsperioden, allerede fra dag 2, og AS2 og BF2 hadde størst stigning i SOUR i perioden (økning på henholdsvis 7,6 mgO₂/L/t/gBiomasse og 9,6 mgO₂/L/t/gBiomasse). Gjennomsnittlig SOUR for MBBR-reaktorene ved dag 2 var 3,2 mgO₂/L/t/gBiomasse, mens for aktivslam-reaktorene var gjennomsnittlig SOUR 7,1 mgO₂/L/t/gBiomasse. AS2 hadde høyest SOUR gjennom mesteparten av oppstartsperioden (BF2 hadde høyere SOUR enn AS2 ved døgn 16 etter oppstart) (Figur 32 og Figur 33). Den største stigningen i SOUR i samtlige reaktorer ble observert enten mellom døgn 0 og 2 etter oppstart (AS2, AS4 og BF2), eller mellom døgn 2 og 9 etter oppstart (AS3, BF3 og BF4) (Figur 32 og Figur 33). Samtlige reaktorer hadde en nedgang i SOUR på enkelte målepunkter gjennom oppstartsperioden, hvorav AS2, BF2 og BF3 hadde de mest markante reduksjonene (Figur 32 og Figur 33). Reduksjonen i disse reaktorene var henholdsvis 38% (AS2, mellom dag 9 og 16), 25% (BF2, mellom dag 16 og 23) og 51% (BF3, mellom dag 16 og 23).



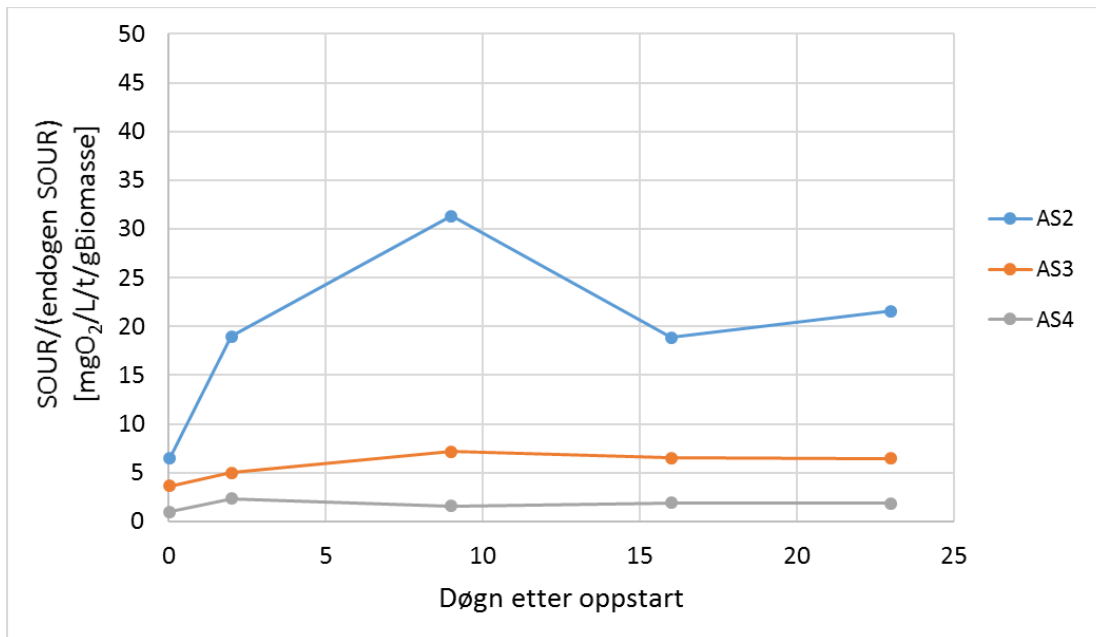
Figur 32: Utvikling av SOUR i aktivslam-reaktorene, AS2, AS3 og AS4, som fikk tilsatt avløpsvann gjennom oppstartsperioden på fire uker. Reaktorene fikk tilsatt avløpsvann tre dager i uken, og oksygenopptaksraten ble målt én-to ganger i uken (to ganger første uken). SOUR er oksygenopptaksraten relativ til mengden biomasse i reaktoren.



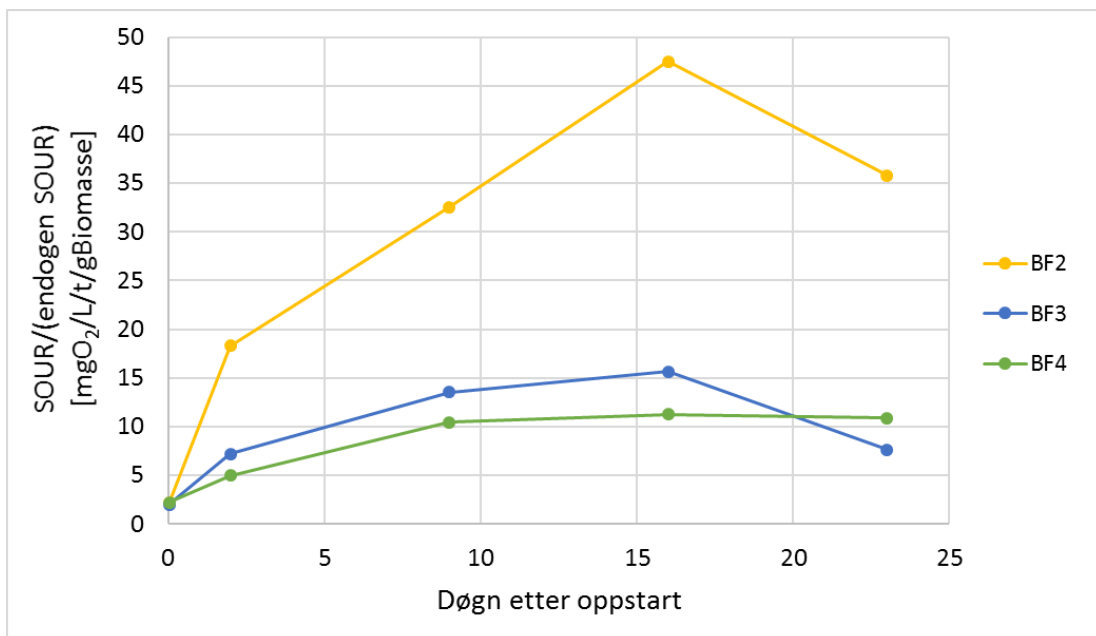
Figur 33: Utvikling av SOUR i MBBR-reaktorene, BF2, BF3 og BF4, som fikk tilsatt avløpsvann gjennom oppstartsperioden på fire uker. Reaktorene fikk tilsatt avløpsvann tre dager i uken, og oksygenopptaksraten ble målt én-to ganger i uken (to ganger første uken). SOUR er oksygenopptaksraten relativ til mengden biomasse i reaktoren.

Forholdet mellom endogen SOUR målt på slutten av hvileperioden (Tabell 28 i Vedlegg C) og SOUR gjennom oppstartsperioden (Figur 32 og Figur 33) økte markant allerede to dager etter første tilsetting av avløpsvann for alle reaktorene (Figur 34 og Figur 35). Det var særlig reaktorene AS2 og BF2 som hadde en betydelig økning i SOUR i forhold til den endogene

SOUR målt på slutten av hvileperioden. Allerede to dager etter første tilsetning av avløpsvann hadde SOUR økt med henholdsvis 19 (AS2) og 18 (BF2) ganger sammenliknet med den endogene respirasjonen (Figur 34 og Figur 35).



Figur 34: Forholdet mellom endogen SOUR og SOUR etter tilsetning av avløpsvann gjennom oppstartsperioden for aktivslam-reaktorene AS2, AS3 og AS4. Gjennom oppstartsperioden på fire uker fikk alle tre reaktorene tilført avløpsvann, med ulike F/M-forhold for de tre reaktorene.

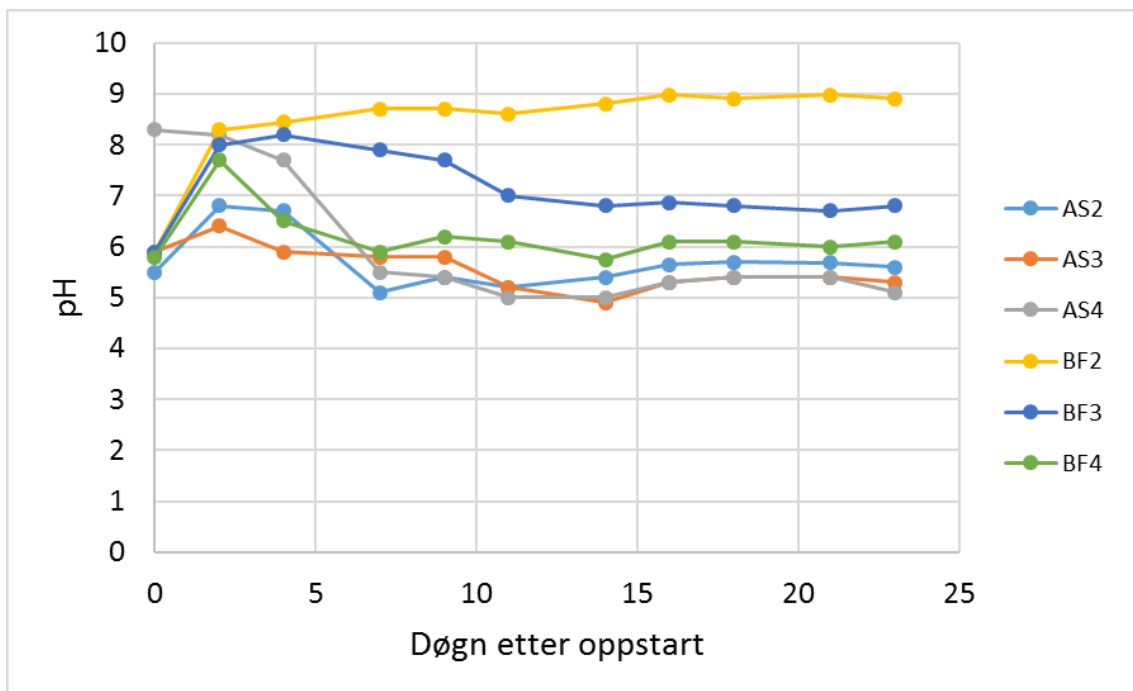


Figur 35: Forholdet mellom endogen SOUR og SOUR etter tilsetning av avløpsvann gjennom oppstartsperioden for MBBR-reaktorene BF2, BF3 og BF4. Gjennom oppstartsperioden på fire uker fikk alle tre reaktorene tilført avløpsvann, med ulike F/M-forhold for de tre reaktorene.

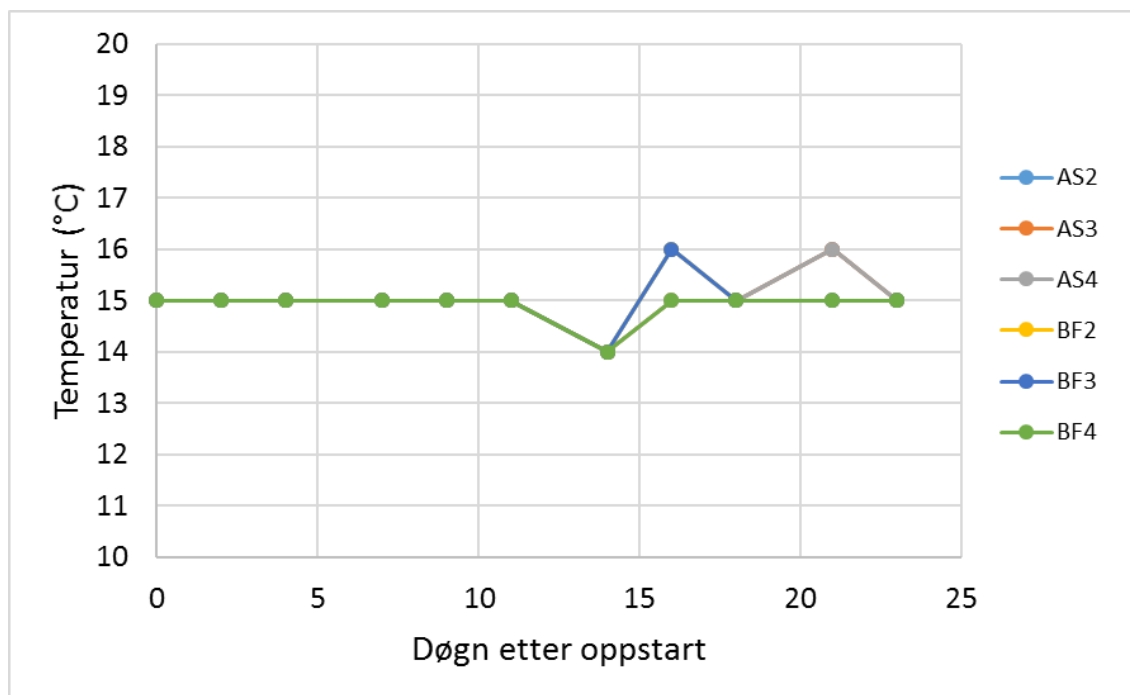
4.5 Temperatur og pH

Fra og med døgn 14 etter oppstart var pH-verdiene i klarvannsfasen fra de sedimenterte prøvene ganske stabile (Figur 36). Totalt 67% av klarvannsprøvene lå mellom pH 5 og 6 fra og med 14 døgn etter oppstart, mens prøvene fra reaktoren BF 2 og BF3 lå på pH mellom 5,9 og 9,0 i samme tidsperiode (Figur 36).

Temperaturen i rommet hvor forsøksreaktorene var plassert lå mellom 2 og 7 °C gjennom hvileperioden. I oppstartsperioden lå temperaturen i klarvannsfasen fra reaktorene stabilt på 15 °C, med unntak av målingen gjort 14 døgn etter oppstart, hvor alle klarvannsprøvene hadde en temperatur på 14 °C (Figur 37). I tillegg ble det målt 16 °C i klarvannsfasen fra BF3 16 døgn etter oppstart, og 16 °C i klarvannsfasen fra AS4 ved døgn 12 etter oppstart. Temperatur og pH i avløpsvannet som ble tilsatt reaktorene kan sees i Figur 48, og i tekstform, i Vedlegg E.



Figur 36: pH målt i klarvannsprøvene fra reaktorene AS2, AS3 og AS4 (aktivslam) og BF2, BF3 og BF4 (MBBR) gjennom oppstartsperioden (4 uker) da reaktorene fikk tilsatt avløpsvann. Det ble tatt klarvannsprøver fra de seks reaktorene tre ganger hver uke, og disse ble tatt før det ble tilsatt nytt avløpsvann til reaktorene. pH ble målt i prøveflaskene.



Figur 37: Temperaturen målt i klarvannsprøvene fra reaktorene AS2, AS3 og AS4 (aktivslam) og BF2, BF3 og BF4 (MBBR) gjennom oppstartsperioden da reaktorene fikk tilsatt avløpsvann (4 uker). Temperaturen ble målt rett etter at prøvene ble tatt ut fra reaktorene. Ved de aller fleste målingene var temperaturen i de ulike prøvene den samme, og derfor synes kun én farge i grafen.

4.6 Resultater fra feltstudien

Resultater fra prøver tatt i minirensesanleggene på hytte 1, 2, 3 og 4. Temperaturen i utløpsvannet, og i biomassen, fra minirensesanleggene i felt varierte mellom 3 og 15 °C (se Tabell 31 og Tabell 32 i Vedlegg F).

4.6.1 *E. coli*

Konsentrasjonen av totale koliforme bakterier varierte mellom 10^1 - 10^4 i samtlige prøver som ble tatt i rett kammer. Det er kun resultatene for *E. coli* konsentrasjonene som presenteres mer inngående. De representative utløpsprøvene viste *E. coli* konsentrasjoner i størrelsesorden 10^1 - 10^3 (Tabell 10), og hytte 3 viste de gjennomsnittlig laveste *E. coli* konsentrasjonene ($1,2 \cdot 10^1$). Hytte 4, som var i bruk begge helgene det ble tatt analyser, viste *E. coli* konsentrasjoner i størrelsesorden 10^3 ved alle prøvetakinger. Det ble observert færre *E. coli*-bakterier på hytte 3 den 02.10.2016 enn det ble målt 30.09.2016 ($5,7 \cdot 10^2$ mot $5,2 \cdot 10^3$) til tross for at hytta var i bruk denne helgen. Det samme ble observert på hytte 4 samme helg (*E. coli*-konsentrasjoner på $1,3 \cdot 10^3$ mot $8,4 \cdot 10^3$). Konsentrasjonene av *E. coli* var relativt lave på hytte 1-, 2- og 3 ved målingen som ble gjort 11.01.2017, da var også hyttene tomme. For hytte 4 var *E. coli* konsentrasjonen fremdeles i størrelsesorden 10^3 den 11.01.2017.

Tabell 10: Målte konsentrasjoner av *E. coli* i utløpsvann fra de fire hytteanleggene, gitt som gjennomsnittet av fortynningsseriene 1/10 og 1/1000. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensesanlegg, mens hytte 3 og 4 hadde Klaro minirensesanlegg.

Utløpsprøvene fra hytte 1 og 2 ble tatt i feil kammer på datoene 02.10.2016, 04.11.2016 og 06.11.2016 (markert med grått i tabellen). Resultatene fra hytte 1 og 2 disse datoene representerer derfor analyser gjort på avløpsvann fra buffertank (etter slamavskiller) i minirensesanlegget, og ikke utløpsvann.

Dato	Hytte 1 [MPN/100ml]	Hytte 2 [MPN/100ml]	Hytte 3 [MPN/100ml]	Hytte 4 [MPN/100ml]
30.09.2016	< 1,0*10 ¹	1,9*10 ²	5,2*10 ³	8,4*10 ³
02.10.2016	2,6*10 ⁴	7,8*10 ⁴	5,7*10 ²	1,3*10 ³
04.11.2016	6,4*10 ⁴	2,7*10 ³	3,0*10 ¹	2,7*10 ³
06.11.2016	5,6*10 ⁴	7,5*10 ²	< 1,0*10 ¹	1,8*10 ³
11.01.2017	3,0*10 ²	2,0*10 ¹	1,0*10 ¹	5,2*10 ³

4.6.2 Fosfor

Hytte 3 og 4 viste svært gode resultater for fosforfjerning, der samtlige målinger på hytte 4 lå under 1 mgP/L, og tre av fem av målingene (04.11.2016, 06.11.2016 og 11.01.2017) på hytte 3 lå under 1 mgP/L (Tabell 11). Resultatene fra 11.01.2017 viste lave konsentrasjoner for hytte 2-, 3- og 4 (henholdsvis 1,2; 0,28 og 0,02 mgP/L), mens hytte 1 fremdeles hadde høyt fosforinnhold i utløpet denne datoen (4,70 mgP/L) (Tabell 11). Enkelte konsentrasjoner er oppgitt som >1,5 mgP/l, som følge av at prøvene ikke ble fortynnet, og fosformengden i disse prøvene var over måleområdet for analysesettet.

Tabell 11: Fosforinnhold (målt som mgP/L) i utløpsvannet fra minirensesanleggene i feltstudien. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensesanlegg, mens hytte 3 og 4 hadde Klaro minirensesanlegg. Utløpsprøvene fra hytte 1 og 2 ble tatt i feil kammer på datoene 02.10.2016, 04.11.2016 og 06.11.2016 (markert med grått i tabellen). Resultatene fra disse datoene representerer derfor analyser gjort på avløpsvann fra buffertank (etter slamavskiller) i minirensesanlegget, og ikke utløpsvann.

Dato	Hytte 1 [mgP/L]	Hytte 2 [mgP/L]	Hytte 3 [mgP/L]	Hytte 4 [mgP/L]
30.09.2016	3,80	>1,50	>1,50	0,15
02.10.2016	4,75	27,1	1,35	0,14
04.11.2016	>1,50	>1,50	0,54	0,20
06.11.2016	5,40	28,9	0,27	0,12
11.01.2017	4,70	1,20	0,28	0,02

4.6.3 Suspendert stoff og organisk materiale

Hytte 4 hadde de beste resultatene med hensyn til SS i utløpsvannet, og alle målingene bortsett fra én (30.09.2016) lå under 10 mgSS/L (Tabell 12). Målingen fra 30.09.2016 på hytte 3 (8864 mgSS/L) er lite representativ, da sannsynligvis hadde kommet en del slam i utløpsvannet ved prøvetakingen. SS-konsentrasjonen fra anlegget på hytte 2 var markant høyere enn de representative målingene fra de andre hyttene ved alle målinger, med en maksimumsverdi på 144,4 mgSS/L, selv når utløpsprøvene ble tatt i rett kammer (30.09.2016 og 11.01.2017) (Tabell 12).

Tabell 12: SS (mg/L) i utløpet fra minirenseanleggene i feltstudien. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirenseanlegg, og hytte 3 og 4 hadde Klaro minirenseanlegg. Utløpsprøvene fra hytte 1 og 2 ble tatt i feil kammer på datoene 02.10.2016, 04.11.2016 og 06.11.2016 (markert med grått i tabellen). Resultatene fra disse datoene representerer derfor analyser gjort på avløpsvann fra buffertank (etter slamavskiller) i minirenseanlegget, og ikke utløpsvann. Målingen fra 30.09.2016 på hytte 3 er lite representativ, og den høye konsentrasjonen skyldes trolig slam i utløpsprøven.

Dato	Hytte 1 [mg/L]	Hytte 2 [mg/L]	Hytte 3 [mg/L]	Hytte 4 [mg/L]
30.09.2016	5,3	56,4	8864,0	21,6
02.10.2016	36,0	100,0	4,3	5,0
04.11.2016	18,0	82,0	16,0	8,0
06.11.2016	14,0	88,0	11,0	6,0
11.01.2017	6,7	144,4	49,3	2,7

Det var lave konsentrasjoner av BOF₅ i utløpsvannet fra minirenseanleggene (< 8,1 mg/L) ved de målingene hvor prøvetakingen ble gjort i rett kammer (Tabell 13). Resultatene fra 30.09.2016 viser oksygenforbruket i 30 minutter på grunn av feil innstilling på analyseflaskene. Resultatet «under måleevne» antas å bety en BOF₅-konsentrasjon mellom 0 og 1 mg/L (Melesse Eshetu pers medd.). Det mangler måling fra hytte 2 den 06.11.2016 fordi det var mangel på måleutstyr, og det ble antatt at BOF₅-konsentrasjonen var lite endret fra 04.11.2016, fordi det ikke ble registrert bruk av hytta denne helgen.

Tabell 13: BOF₅ (mg/L) målt på hytte 1, 2, 3 og 4. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensanlegg, og hytte 3 og 4 hadde Klaro minirensanlegg. Den 30.09.2016 ble oksygenforbruket målt i 30 minutter på grunn av feil innstilling på analyseflaskene. Utløpsprøvene fra hytte 1 og 2 ble tatt i feil kammer på datoene 02.10.2016, 04.11.2016 og 06.11.2016 (markert med grått i tabellen). Resultatene fra disse datoene representerer derfor analyser gjort på avløpsvann fra buffertank (etter slamavskiller) i minirensanlegget, og ikke utløpsvann. Målingene med resultat «under måleevne» antas å være mellom 0 og 1 mg/L BOF₅, selv om manualen til analyseflaskene tilsier at måleevnen er helt ned til 0 mg/L. Det ble ikke gjennomført BOF₅-analyse på utløpet fra hytte 2 den 06.11.2016 på grunn av manglende utstyr, og antakelse om lite endringer fra resultatene 04.11.2016, da hytta ikke var i bruk denne helga.

Dato	Hytte 1 [mg/L]	Hytte 2 [mg/L]	Hytte 3 [mg/L]	Hytte 4 [mg/L]
30.09.2016	0,3	1,7	1,4	1,1
02.10.2016	33,1	27,1	8,1	1,1
04.11.2016	>40	>40	Under måleevne	Under måleevne
06.11.2016	>40	Mangler måling	Under måleevne	Under måleevne
11.01.2017	Under måleevne	Under måleevne	Under måleevne	Under måleevne

4.6.4 Respirasjon og F/M-forhold i feltstudien

OUR lå mellom 1,20 og 7,20 mgO₂/L/t for alle hyttene, alle datoer (Tabell 14). SOUR lå mellom 1,10 og 6,86 mgO₂/L/t/gBiomasse, med unntak av resultatene for hytte 2 på datoene 04.11.2016 og 06.11.2016, da SOUR-verdiene var svært høye sammenliknet med de andre SOUR-verdiene (henholdsvis 23,8 og 23,4 mgO₂/L/t/gBiomasse) (Tabell 15). F/M-forholdene varierte mellom 0,018 (hytte 4, 06.11.2016) og 0,56 (hytte 2, 06.11.2016), og hytte 2 hadde de gjennomsnittlig høyeste F/M-forholdene (Tabell 16). Informasjon om biomassekonsentrasjonen i feltanleggene kan sees i Tabell 30 i Vedlegg D. Det mangler målinger fra de to første dagene i felt (30.09.2016 og 02.10.2016) på grunn av en misforståelse av måleutstyret.

Tabell 14: OUR (mgO₂/L/t) fra feltundersøkelse på hytte 1, 2, 3 og 4, målt etter tilsetning av avløpsvann. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensanlegg, mens hytte 3 og 4 hadde Klaro minirensanlegg. Ved de første hyttebesøkene (30.09.2016 og 02.10.2016) ble det ikke gjort målinger på grunn av misforståelse av måleutstyret.

Dato	Hytte 1 [mgO ₂ /L/t]	Hytte 2 [mgO ₂ /L/t]	Hytte 3 [mgO ₂ /L/t]	Hytte 4 [mgO ₂ /L/t]
30.09.2016	-	-	-	-
02.10.2016	-	-	-	-
04.11.2016	3,82	3,24	2,58	5,85
06.11.2016	1,88	1,78	2,16	3,56
11.01.2017	5,31	7,20	1,20	5,97

Tabell 15: SOUR (mgO₂/L/t/gBiomasse) fra feltundersøkelser på hytte 1, 2, 3 og 4, basert på målinger gjort etter tilsetting av avløpsvann. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensanlegg, mens hytte 3 og 4 representerer Klaro hadde. Ved de første hyttebesøkene (30.09.2016 og 02.10.2016) ble det ikke gjort målinger på grunn av misforståelse av måleutstyret.

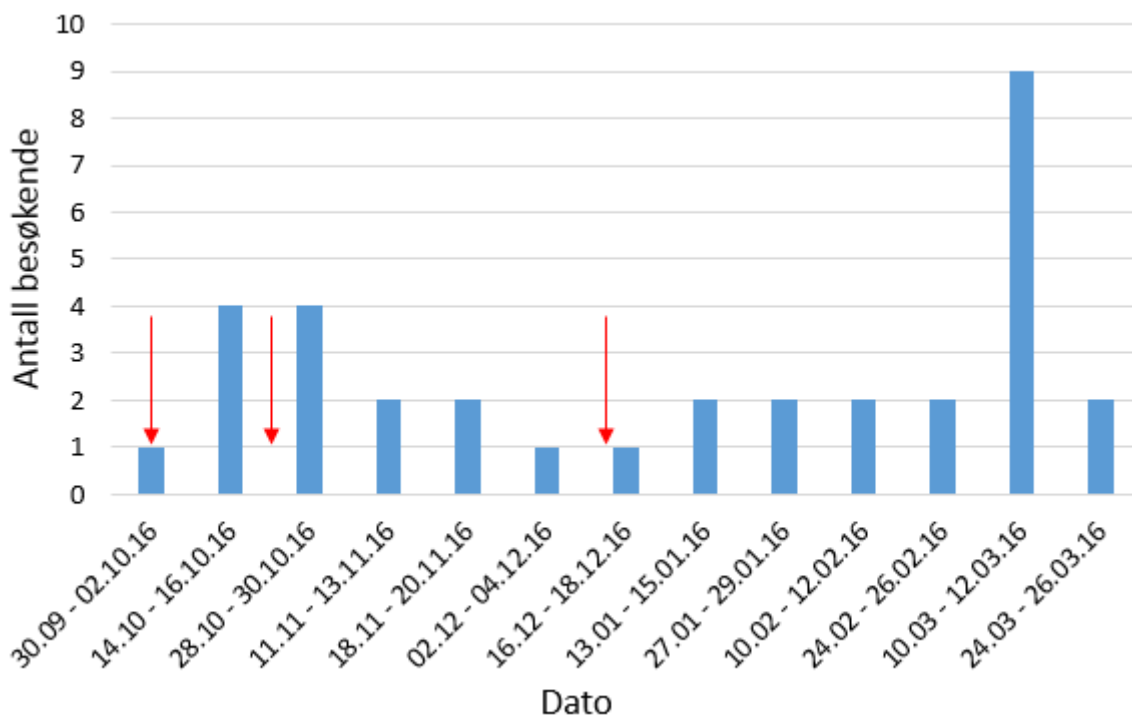
Dato	Hytte 1 [mgO ₂ /L/ t/gBiomasse]	Hytte 2 [mgO ₂ /L/ t/gBiomasse]	Hytte 3 [mgO ₂ /L/ t/gBiomasse]	Hytte 4 [mgO ₂ /L/ t/gBiomasse]
30.09.2016	-	-	-	-
02.10.2016	-	-	-	-
04.11.2016	2,46	23,8	1,67	2,62
06.11.2016	4,70	23,42	1,10	1,50
11.01.2017	6,86	3,10	1,65	3,14

Tabell 16: F/M-forhold (mgBOF₅/mgBiomasse) ved OUR- og SOUR-analyser på biomassen fra hytte 1, 2, 3 og 4. Hytte 1 og 2 hadde Biovac minirensanlegg, mens hytte 2 og 3 hadde Klaro minirensanlegg. Ved de to første målingene, 30.09.2016 og 02.10.2016, ble det ikke registrert F/M-forhold, da det ikke ble gjennomført OUR-analyser disse datoene.

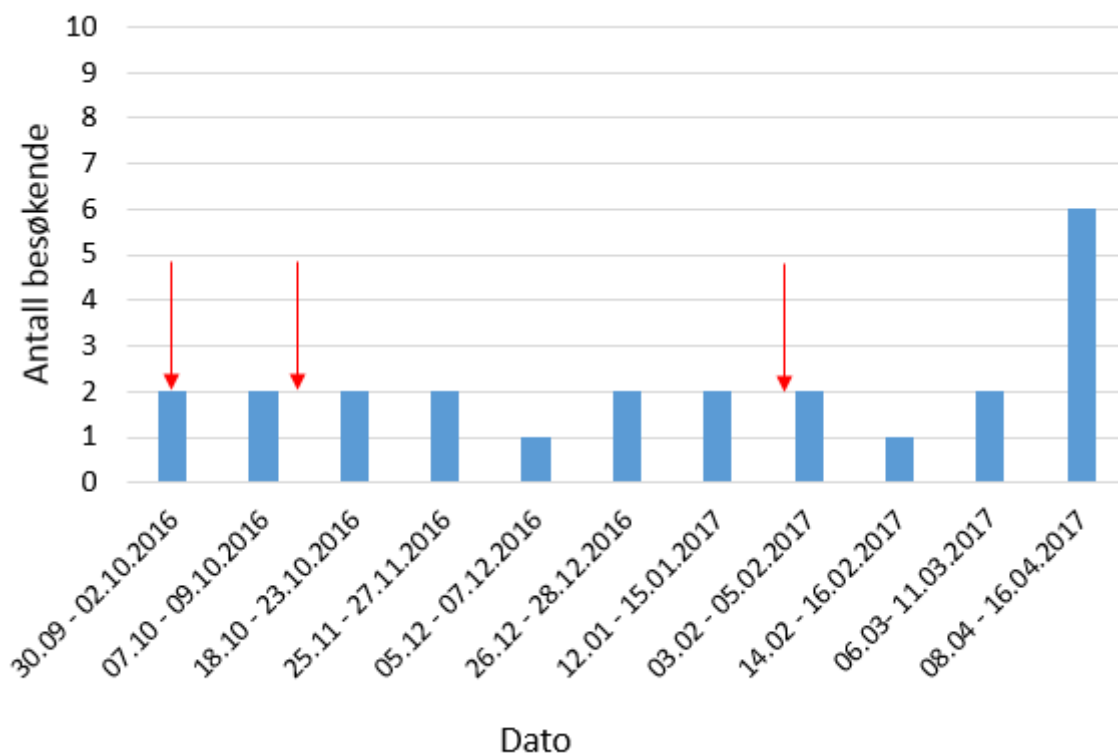
Dato	Hytte 1 [mgBOF ₅ / mgBiomasse]	Hytte 2 [mgBOF ₅ / mgBiomasse]	Hytte 3 [mgBOF ₅ / mgBiomasse]	Hytte 4 [mgBOF ₅ / mgBiomasse]
30.09.2016	-	-	-	-
02.10.2016	-	-	-	-
04.11.2016	0,027	0,31	0,027	0,019
06.11.2016	0,055	0,56	0,021	0,018
11.01.2017	0,053	0,020	0,060	0,024

4.6.5 Hyttebruk

Hytte 1 og 3 ble brukt regelmessig gjennom høst- og vinterhalvåret 2016/2017, og begge hyttene ble brukt hver måned (Figur 38 og Figur 39). Gjennomsnittlig antall besøkende på hytte 1 var 2,6 personer, mens på hytte 3 var det gjennomsnittlig 2,3 personer som besøkte hytta i den registrerte perioden. Da det ikke lyktes å komme i kontakt med alle hytteeierne ble det ikke registrert bruk av hytte 2 og 4 gjennom vinterhalvåret.



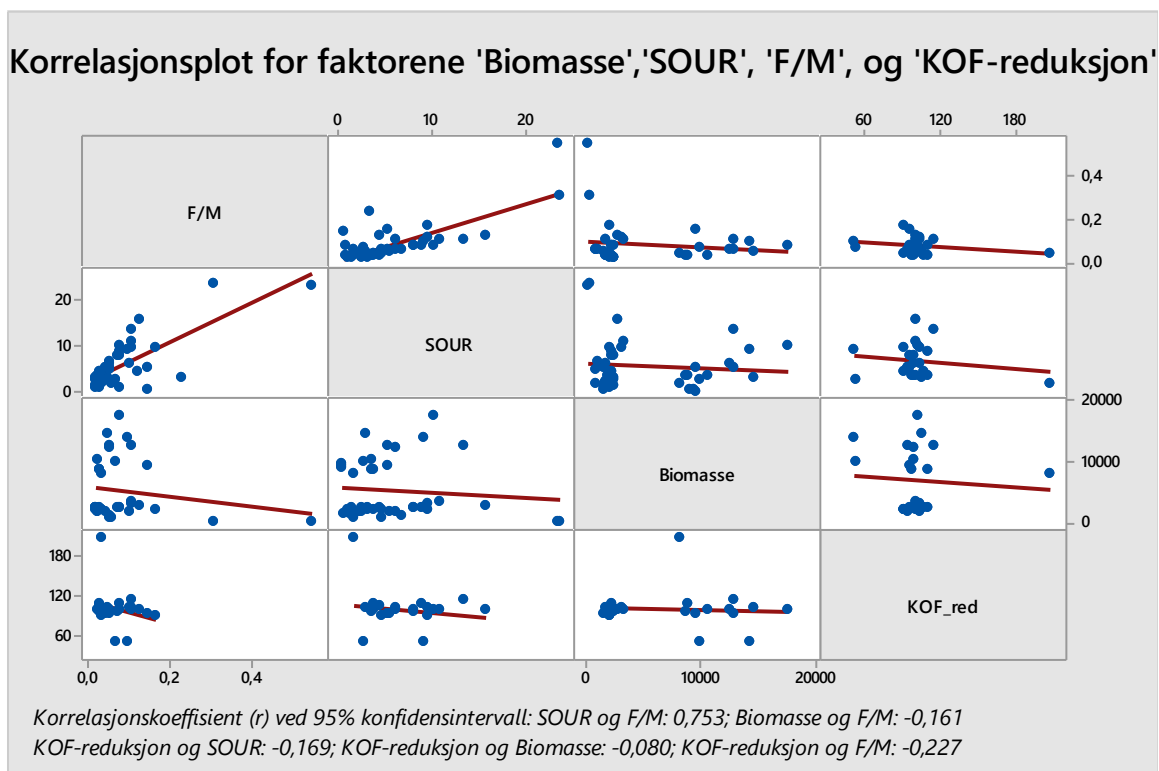
Figur 38: Besøksstatistikk for hytte 1 i perioden 30.09.2016 – 26.03.2017. De røde pilene markerer datoene det ble tatt prøver av minirensanlegget på hytta; 30.09.2016, 02.10.2016, 04.11.2016, 06.11.2016, og 11.01.2017.



Figur 39: Besøksstatistikk for hytte 3 i perioden 01.06.2016 – 16.04.2017. De røde pilene markerer datoene det ble tatt prøver av minirensanlegget på hytta; 30.09.2016, 02.10.2016, 04.11.2016, 06.11.2016, og 11.01.2017.

4.7 Statistiske analyser

F/M hadde signifikant positiv korrelasjon med SOUR ($r= 0,753$; $p < 0,000$), det vil si at økning i F/M medførte økning i SOUR (Figur 40, og s.xii i Vedlegg G). Mellom faktorene SOUR og Biomasse var det en svak, men ikke signifikant, negativ korrelasjon ($r= -0,09$, Figur 40, og s.xii i Vedlegg G). Det var også negativ, men ikke signifikant, korrelasjon mellom SOUR og KOF-reduksjon ($r= -0,169$) og F/M og KOF-reduksjon ($r= -0,227$) (Figur 40, og s. xii i Vedlegg G). Det var altså kun faktorene F/M og SOUR som viste signifikant korrelasjon (se s. xii i Vedlegg G). For faktorene Biomasse, SOUR, og F/M ble det benyttet datagrunnlag fra både feltstudien og laboratoriestudien. For faktoren KOF-reduksjon var datagrunnlaget basert kun på laboratoriestudien, fordi KOF-reduksjon ikke ble målt i feltstudien.



Figur 40: Korrelasjonsplot som viser lineær sammenheng mellom faktorene «Biomasse», SOUR, F/M og KOF-reduksjon i reaktortypene aktivslam og MBBR. For faktorene Biomasse, SOUR, og F/M ble det benyttet datagrunnlag fra både feltstudien (fire kjemisk-biologiske minirensesanlegg) og laboratoriestudien (tre aktivslam-reaktorer og tre MBBR-reaktorer), mens for faktoren KOF-reduksjon var datagrunnlaget basert kun på laboratoriestudien fordi KOF-reduksjon ikke ble målt i feltstudien. Det ble kun funnet signifikant korrelasjon mellom SOUR og F/M ($p < 0,000$).

Det var signifikant forskjell (på 90% konfidensnivå) mellom reaktortypene, og reaktornummer (AS2, BF3 osv.), med hensyn til SOUR ($p= 0,083$ og $p= 0,077$), og aktivslam-reaktorene hadde gjennomsnittlig de høyeste SOUR-verdiene gjennom perioden (Tabell 17, og Figur 56 i Vedlegg G). Det var ingen signifikant forskjell mellom reaktortypene, eller reaktornummer, med hensyn til reduksjon av KOF ($p= 0,707$ og $p= 0,298$; se Tabell 18), og det var kun små

forskjeller mellom gjennomsnittlig KOF-reduksjon i de to reaktortypene (Figur 53 i Vedlegg G). Modellen med SOUR som respons viser trender til mønster i residual-plottet, og det kan tyde på at modellen gir bedre predikasjoner for høye verdier av SOUR enn lave verdier av SOUR (Figur 55 i Vedlegg G). Noe av den samme trenden observeres i residual-plottet til modellen med KOF-reduksjon som respons. Dette er generelt en ganske dårlig modell for prediksjon av KOF-reduksjon, da det lite spredning mellom predikerte og observerte verdier (se Figur 52 i Vedlegg G). I den lineære regresjonsmodellen med «SOUR» som respons og «Reaktortype» og «Reaktornummer» som forklaringsvariabler, forklares ca. 30% av variansen i SOUR. De resterende 70% av variansen i SOUR forklares av andre faktorer enn Reaktortype og Reaktornummer (Tabell 17, og s. xvii Vedlegg G). For modellen med «KOF-reduksjon» som respons forklares kun 9% av variansen i KOF-reduksjon av faktorene Reaktortype og Reaktornummer, og de resterende 91% av variasjonen forklares av andre faktorer (Tabell 18 og s. xiv Vedlegg G).

Tabell 17: Resultater fra Nested ANOVA-test gjennomført i Minitab, med respons «SOUR» og forklaringsvariablene «Reaktortype» og «Reaktornummer». «Reaktortype» er overordnet forklaringsvariabel og «Reaktornummer» er underkategoriene med reaktor nummer 2, 3 og 4 for både aktivslam og MBBR, som følge av ulike F/M-forhold i reaktorene.

Forklaringsvariabel	p-verdi	Forklart varians (R ²)
Reaktortype	0,083	30%
Reaktornummer (Reaktortype)	0,077	

Tabell 18: Resultater fra Nested ANOVA-test gjennomført i Minitab, med «KOF-reduksjon» som respons, og forklaringsvariablene «Reaktortype» og «Reaktornummer». «Reaktortype» er overordnet forklaringsvariabel og «Reaktornummer» er underkategoriene med reaktor nummer 2, 3 og 4 for både aktivslam og MBBR, som følge av ulike F/M-forhold i reaktorene.

Forklaringsvariabel	p-verdi	Forklart varians (R ²)
Reaktortype	0,707	9%
Reaktornummer (Reaktortype)	0,298	

Det ble påvist signifikant forskjell mellom de to reaktortypene (aktivslam og MBBR) med hensyn til mengden SS i klarvannsfasen, hvorav aktivslam-reaktorene hadde signifikant lavere mengde SS i klarvannsfasen (Tabell 19, og s. xii, Figur 49 og Figur 50 Vedlegg G). Hele 43%

av variasjonen i SS-konsentrasjonene i klarvannsfasen forklares av variabelen «reaktorstype» (Tabell 19).

Tabell 19: Resultater fra enveis ANOVA-test gjennomført i Minitab, med SS i klarvannsfasen som respons, og Reaktortype som forklaringsvariabel. Det var signifikant forskjell mellom reaktortypene aktivslam og MBBR med hensyn til SS i klarvannsfasen, og 43% av variansen i SS ble forklart av de ulike reaktortypene.

Forklaringsvariabel	p-verdi	Forklart varians (R ²)
Reaktortype	0,000	43%

5 Diskusjon

5.1 Organisk materiale i klarvannsfasen i reaktorene

5.1.1 SS

I MBBR-reaktorene ble det målt svært høye SS-konsentrasjoner, helt opp til 4425 mg/L (reaktor BF2, døgn 16 etter oppstart, se Figur 26). Den høye SS-konsentrasjonen i BF2 denne dagen skyldtes trolig at målingen var unøyaktig, da et svært lite volum ble filtrert (kun 4 ml). Det er derfor grunn til å tro at dette ikke er et representativt resultat. For å undersøke hvordan klarvannsfasen fra MBBR-reaktorene ble påvirket av ytterligere én times sedimentering (én time i reaktorene og én time på prøveflaskene), ble dette prøvd ut fra og med døgn 18 til og med døgn 23. Endringen i sedimentasjonstid ga betydelig reduksjon av SS-konsentrasjon i klarvannsfasen fra MBBR-reaktorene (Figur 26). Det var imidlertid uheldig at det ikke ble benyttet samme «standard» for sedimentering gjennom hele oppstartsperioden for disse reaktorene, da lik sedimenteringstid ville gitt en mer helhetlig dataserie.

Eksperimentet med økt sedimenteringstid viste imidlertid at sedimenteringsforholdene i MBBR-reaktorene var mye dårligere enn det som vil være tilfelle i biofilm-baserte minirensesanlegg med separate sedimenteringskamre (se Figur 2 og Figur 8), da SS-konsentrasjonen i MBBR-reaktorene gikk betraktelig ned ved døgn 18, 21, og 23 etter oppstart (Figur 26). Årsaken til at mengden SS i klarvannsfasen var signifikant høyere i MBBR-reaktorene enn i aktivslam-reaktorene var trolig at sedimenteringsforholdene i MBBR-reaktorene var svært dårlige. Fyllingsgraden i MBBR-reaktorene var antakeligvis for stor i forhold til reaktorvolumet (ca. 35% fyllingsgrad), slik at biofilmbærerne hindret sedimenteringen av partikulært stoff. Sedimenteringen av MBBR-reaktorene burde foregått i en annen reaktor enn reaksjonsreaktoren dersom resultatene fra aktivslam- og MBBR-reaktorene skulle vært sammenliknbare med hensyn til SS i klarvannsfasen. Den signifikante forskjellen mellom aktivslam- og MBBR-reaktorene med hensyn til SS i klarvannsfasen er derfor trolig lite realistisk, fordi sedimenteringsforholdene var så dårlige i MBBR-reaktorene i denne studien.

Alle aktivslam-reaktorene (AS2, AS3 og AS4) hadde en økning i mengden SS i klarvannsfasen gjennom oppstartsperioden, og MBBR-reaktorene viste noe av den samme tendensen (Figur 25 og Figur 26). Dette kan skyldes unøyaktighet i prøvetaking og analysemetode, da det var forholdsvis små mengder klarvannsfase som ble analysert for SS. Økningen av SS-konsentrasjon i klarvannsfasen kan også skyldes biologisk vekst i reaktorene, slik at det ble flere partikler (bakterier) i reaktorene underveis i oppstartsperioden, og dermed mer SS i

klarvannsfasen som følge av at ikke alle partiklene sedimenterte i løpet av én time. Den observerte økningen av SS i reaktorene underveis i oppstartsperioden kan også ha vært en følge av at slamalderen underveis i perioden var svært høy sammenliknet med hva som er normalt (Tabell 8). For vanlige SBR-anlegg er normal slamalder 20-30 dager (EPA 1992; Tchobanoglous et al. 2003), mens den gjennomsnittlige slamalderen i forsøksreaktorene varierte mellom 111 og 156 dager. Som følge av den høye slamalderen kan det ha fulgt unormalt store mengder døde bakterier med i klarvannsfasen. Dette vil trolig ikke være et like stort problem i minirensenanlegg, som er dimensjonert for et bestemt slamuttak. Dersom minirensanleggene utsettes for lav belastning kan imidlertid slamalderen bli høy, og sedimentasjonsforholdene svekkes, særlig for aktivslam-anlegg (Johannessen et al. 2008). Den høye slamalderen i forsøksreaktorene skyldtes at slamuttaket var for lite i forhold til slamproduksjonen.

Mengden SS i klarvannsfasen avhenger også av sedimenteringstiden i reaktorene. Sedimenteringstiden i forsøksreaktorene var noe kortere enn det som er vanlig i flere minirensanlegg (Halvorsrød 2017; KLARO u.å-b). Mengden SS i klarvannsfasen fra MBBR-reaktorene ble betraktelig lavere etter ytterligere én time sedimentering (døgn 18-23, Figur 26). Dette kan tyde på at dersom sedimenteringstiden hadde vært 30-60 minutter lenger i forsøksreaktorene, ville mengden SS i klarvannsfasen vært lavere enn det som ble resultatet i denne studien. Årsaken til at sedimenteringstiden var noe forkortet i denne studien var at hovedformålet var å følge utviklingen av SOUR og reduksjon av filtrert KOF, og dette avhenger ikke av sedimenteringstiden. I tillegg til høyere sedimenteringstid i minirensanleggene vil den kjemiske fellingen fjerne en betydelig mengde SS, da det er forventet at kjemisk felling alene kan fjerne opp til 80% SS (Ødegaard et al. 2009).

Resultatene fra feltstudien viste at SS i utløpsvannet lå under 50 mg/L for alle prøver som ble tatt i rett kammer, bortsett fra prøven tatt på hytte 3 den 30.09.2016 som målte 8864 mg/L (Tabell 12). Denne prøven inneholdt mye slam, og burde sedimentert før den ble analysert for SS. Prøvene fra hytte 1 viste også SS under 50 mg/L for alle prøvene, selv om fire av prøvene ble tatt i feil kammer i minirensanlegget. Dette kan tyde på at en del nedbrytning, og sedimentering, av SS skjer allerede før bioreaktoren, noe som er positivt i hytteanlegg der avløpsvannet kan stå lenge før det slippes ut av anlegget (se kapittel 5.5). Hytte 4 viste de laveste SS-konsentrasjonene (maksimum SS var 21,6 mg/L), og var også i bruk begge helgene det ble tatt prøver av anlegget. Det kan derfor tyde på at forholdsvis god gjennomstrømning i anlegget har en positiv effekt med hensyn til mengden SS i utløpet. Det ble ikke registrert noen besøk på

hytte 2 i løpet av den tiden det ble tatt prøver. Dette anlegget hadde også de høyeste konsentrasjonene av SS i utløpet, med høyeste konsentrasjon på 144 mg/L, selv når prøven ble tatt i rett kammer. Den høye konsentrasjonen på 144 mg/L kan skyldes unøyaktighet ved analyse av prøven, da det ble filtrert et lite volum (kun 18 ml) mot 50-100 ml som var normalt. Anlegget på hytte 2 betjente to hytter, og det kan hende at den andre hytta som anlegget betjente var i bruk på et tidspunkt nært opp til det ble tatt prøver, slik at dette forårsaket høy konsentrasjon av SS i utløpet. Av utløpsprøvene som ble tatt i feltstudien, hadde prøvene den 11.01.2017 de laveste temperaturene (ned til 3 °C, se Tabell 32 i Vedlegg F), men mengden SS i utløpet var ikke spesielt høyt denne dagen, bortsett fra prøven fra hytte 2, som viste 144 mg/L. Det kan derfor se ut til at sedimenteringsforholdene var tilstrekkelig gode selv ved lave temperaturer i anleggene.

5.1.2 Reduksjon av organisk materiale (KOF og BOF₅)

Allerede fra dag 2 etter oppstart viste fem av seks reaktorer (AS2, AS3, AS4, BF2 og BF4) over 90% reduksjon av filtrert KOF, og reaktor BF3 hadde 52% reduksjon av filtrert KOF (Figur 24). Gjennom oppstartsperioden sett over ett hadde samtlige reaktorer gjennomsnittlig KOF-reduksjon på over 90%. Det er imidlertid en sjanse for at KOF-konsentrasjonen i avløpsvannet som ble tilsatt forsøksreaktorene ikke var nøyaktig den samme hver gang, da denne kun ble målt ved oppstart av laboratoriestudien (Tabell 24 og Tabell 25 i Vedlegg B). Likevel er det grunn til å tro at det kun var små avvik i KOF-konsentrasjonen, da samme metode for fortykning og blanding av det syntetiske avløpsvannet ble brukt hver gang. Reaktoren BF2 hadde størst variasjon i KOF-konsentrasjonen i klarvannsprøvene, og KOF-reduksjonen mellom hver prøvetaking varierte mellom 137% (døgn 11) og 34% (døgn 18) (Figur 24). Dette skyldtes mest sannsynlig unøyaktigheter ved prøvetaking og analysemetode, men reaktor BF2 hadde også en svært høy pH i klarvannsfasen (mellom 5,9 og 9,0; se Figur 36), sammenliknet med pH i avløpsvannet som ble tilført reaktoren (Figur 48 i Vedlegg E). Det kan derfor være nærliggende å tro at det kan være en sammenheng mellom pH i reaktoren og reduksjon av KOF, da de andre reaktorene hadde mye mer stabil reduksjon av KOF, og også lavere pH i klarvannsfasen.

Det var ingen signifikant forskjell mellom reaktortypene aktivslam og MBBR med hensyn til reduksjon av KOF. Det er imidlertid viktig å ta i betraktning at den statistiske modellen som ble benyttet bar preg av få målinger, og lite spredning i residualplottet (Figur 52 Vedlegg G) – som burde vært balansert rundt nedre del av y-aksen dersom modellen skulle vært god for å predikere KOF-reduksjon. Det ble heller ikke påvist signifikant korrelasjon mellom KOF-reduksjon og biomassen i reaktorene. Dette indikerer at KOF-reduksjonen ikke avhenger av

mengden biomasse, så lenge denne er over ca. 1500 mg/L, noe som stemmer godt overens med det Akunna og Jefferies (2000) fant i sin studie.

Alle reaktorene viste KOF-reduksjon på over 100% ved én eller flere målinger (Figur 24), noe som kan skyldes unøyaktigheter ved analysegjennomføringen, og ved uttak av prøver fra reaktorene. Den høye reduksjonen kan også skyldes at bakteriene i reaktorene hadde kapasitet til å bryte ned mer organisk materiale enn det som blir tilført gjennom avløpsvannet, slik at utfallet av likning (11) ble mer enn 100% reduksjon.

Slamalderen i forsøksreaktorene var svært høy sammenliknet med hva som er vanlig i SBR-reaktorer, men den høye reduksjonen av KOF hadde trolig ikke noe å gjøre med dette. En studie gjort av Huang et al. (2001) viste at reduksjonen av KOF så å si var uavhengig av slamalder, så lenge slamalderen var over 10 dager. Studien til Huang et al. (2001) viste at reduksjonen av KOF i en membranbioreaktor var mellom 80 og 90% både ved slamalder på 10 og 20 dager. Kargi og Uygur (2002) fant det samme som Huang et al., nemlig at reduksjonen av KOF ikke avhenger av slamalder. Studien til Kargi og Uygur viste en KOF-reduksjon over 90% i en SBR-reaktor som ble testet med slamaldere mellom 5 og 30 dager. Dette viser at det bør være overkommelig å oppnå en tilfredsstillende høy reduksjon av organisk materiale (jfr. forurensningsforskriftens §12) både ved normal og høy slamalder i et minirensesanlegg.

I denne studien ble det kun målt filtrert KOF, mens det i forurensningsforskriften er spesifisert at KOF i utløpet fra avløpsrensanlegg skal analyseres ufiltrert (Klima- og miljødepartementet 2004). Partikkelfjerning var ikke et tema i denne studien, og det ble derfor fokusert på filtrert KOF, og ikke total KOF. Konsentrasjonene av KOF fra denne studien er derfor ikke direkte sammenliknbare med kravene gitt i forurensningsforskriften, eller med resultatene fra minirensesanlegg-testene presentert i kapittel 2.2.3, men bioreaktorene viste svært god evne til å bryte ned organisk materiale allerede to dager etter oppstart etter en lengre hvileperiode (Figur 24). I tillegg til nedbrytningen av organisk stoff i det biologiske trinnet har de aller fleste minirensesanleggene, som benyttes i Norge, kjemisk felling. Dette kjemiske trinnet fjerner store deler av det organiske materialet fra avløpsvannet, fordi opp til 70% av dette er partikulært bundet (Ødegaard 2014).

Reaktorene ble ikke testet for lufttemperaturer under 0 °C i hvile- eller oppstartsperioden. Når det gjelder reduksjon av organisk materiale ved lav temperatur fant imidlertid Chapanova et al. (2007) at det ikke var signifikant forskjell mellom reduksjon av organisk materiale ved 5 og 35 °C. Det kan derfor tyde på at den målte KOF-reduksjonen ikke ville vært forskjellig selv om

reaktorene i denne studien hadde blitt drevet ved lavere temperaturer. Resultatene fra feltstudien understøtter dette, da disse viste BOF₅-konsentrasjoner < 10 mg/L i samtlige prøver som ble tatt i rett kammer (Tabell 13), selv ved lave temperaturer i bioreaktoren (ned til 4 °C, se Tabell 31 i Vedlegg F). Samtlige resultater fra prøver tatt i riktig kammer viste altså BOF₅-konsentrasjoner langt under 25 mg/L, som er utslippskravet i Skiptvedt kommune (Skiptvedt kommune 2011). Dette er forøvrig helt i tråd med resultatene fra minirensaneanlegg-testene beskrevet i kapittel 2.2.3, som viste at samtlige anlegg som ble testet ga en gjennomsnittlig reduksjon av BOF₅ på over 90% (Chupíková 2015; Lancé 2015; Lancé 2017a; Lancé 2017b).

Selv om antallet prøver fra hytteanleggene var begrenset til 5 prøveserier fra hver hytte, og antallet minirensaneanlegg som var med i studien var lite, viste resultatene fra studien at BOF₅-konsentrasjonen i utløpsvannet fra anleggene tilfredsstilte kravene gitt i forurensningsforskriftens §12, selv ved varierende belastning. Det samme gjaldt for forsøksreaktorene som gjennomsnittlig viste KOF-reduksjon på 90-100% gjennom oppstartsperioden. KOF-reduksjonen, og trolig også reduksjonen av BOF₅, viste seg å være uavhengig av mengden biomasse, så fremt konsentrasjonen av denne var fra ca. 1000 mg/L og høyere.

5.2 Gjenopprettelse av biomassen i reaktorene

Reduksjonen i biomasse gjennom hvileperioden (en reduksjon på 1000-2000 mg/L, se Tabell 29 i Vedlegg D) stemmer overens med de funnene Keesman og Spanjers (2000) gjorde i sin studie. Keesman og Spanjers fant at biomassen hadde blitt redusert med 1000 mg/L gjennom hvileperioden (10 uker). Reduksjonen i biomasse underveis i hvileperioder skyldes den endogene respirasjonen, hvor bakteriene hverken vokser eller formerer seg, men «spiser» av seg selv (Davies 2005).

Gjennom oppstartsperioden hadde samtlige av reaktorene en markant økning i mengden biomasse (Figur 27 og Figur 28). Reaktorene AS4, BF2 og BF4 hadde en nedgang i mengde biomasse fra oppstart (døgn 0) til døgn 2, men etter dette var biomassen hovedsakelig økende i alle reaktorene. Det er usikkert hva årsaken til nedgangen var, men antakeligvis skyldtes det måleunøyaktighet, da det til tider var vanskelig å filtrere oppmålt mengde på grunn av gjentetting av filtrene. Ved måling av SS på biofilmbærerene ble det også gjort et lite avvik fra prosedyren, beskrevet i kapittel 3.1. Dette kan være en mulig forklaring til reduksjonen i biomasse fra oppstart (døgn 0) til døgn 2 for reaktorene BF2 og BF4. Likevel er det lite trolig at dette var hovedårsaken til den observerte reduksjonen, da resultatene fra de andre reaktorene ikke så ut til å ha blitt påvirket av dette prosedyreavviket.

For aktivslam-reaktorene var økningen i biomasse størst i reaktoren AS2, som også hadde det høyeste F/M-forholdet blant aktivslam-reaktorene (Figur 27 og Figur 29). Av MBBR-reaktorene var det BF2 som hadde det høyeste F/M-forholdet, og som viste den største økningen i biomasse gjennom oppstartsperioden, dog med en nedgang fra oppstart (døgn 0) til døgn 2 (Figur 28 og Figur 29). Biomassen økte mest i de reaktorene med høyest F/M-forhold, som kan tyde på at bakteriene hadde kapasitet til å omsette substratet (organisk stoff i avløpsvannet) som ble tilført reaktorene, og at dette var tilfelle allerede ved dag 2 (dette synes særlig av Figur 27, reaktor AS2). Et regneeksempel (se Vedlegg H) viser at minirenseanlegg på hytter har et F/M-forhold mellom 0,024 og 0,037; altså var F/M-forholdene i denne studien overførbare til minirenseanlegg i felt. Sett i lys av muligheter for bruk av minirenseanlegg på hytter er det interessant å se at biomassen økte mest i reaktorene med høyt F/M-forhold. Dette kan tyde på at biomassen taklet høy organisk belastning, selv om biomasse-konsentrasjonen var blitt redusert underveis i en lengre hvileperiode. Resultatene fra feltstudien underbygde dette; selv ved lave konsentrasjoner i biomassen i minirenseanleggene viste anleggene svært god evne til å bryte ned organisk materiale (Tabell 13, og Tabell 30 i Vedlegg D). Dette vises gjennom de lave BOF₅-konsentrasjonene i utløpet fra minirenseanleggene i feltstudien (< 10 mg/L). Både felt- og laboratoriestudien viste altså at anlegg med relativt liten andel biomasse (fra ca. 1000 mg/L og oppover) hadde evne til å bryte ned det organiske materialet som tilførtes reaktorene. Dette stemmer overens med studien til Akunna og Jefferies (2000), hvor de fant at et aktivslamanlegg med MLSS= 780 mg/L ga en BOF₅-konsentrasjon i utløpsvannet på 15 mg/L.

Den relativt raske økningen av biomasse i forsøksreaktorene kan tyde på at reaktivering av bakterienes respirasjon skjedde raskt, og at bakteriene begynte å vokse og formere seg igjen med en gang de fikk tilsatt avløpsvann. Økningen i biomasse som ble observert gjennom perioden kan også ha sammenheng med den høye slamalderen i reaktorene, da det er vist at mengden biomasse i bioreaktoren øker med økende slamalder (Huang et al. 2001). Det er også en sjanse for at noe av økningen i biomasse skyldtes tilsetting av SS, som følge av tilsetting av avløpsvann, men av kontrollberegninger ser det ut til at dette hadde en marginal påvirkning på den målte økningen i biomasse. Underveis i feltstudien var det problemer med store variasjoner i biomasse-konsentrasjonene, også innad i hvert anlegg. Årsaken til dette kan ha vært unøyaktighet i analysemetoden, men mest trolig skyldes dette at det ikke alltid ble tatt prøver av totalt omrørt biomasse, selv om dette ble tilstrebet.

På samme måte som det ble observert en rask økning i biomassen i forsøksreaktorene, var det også en svært rask respons i biomassen med tanke på respirasjonsraten som ble målt ved hjelp av OUR og SOUR.

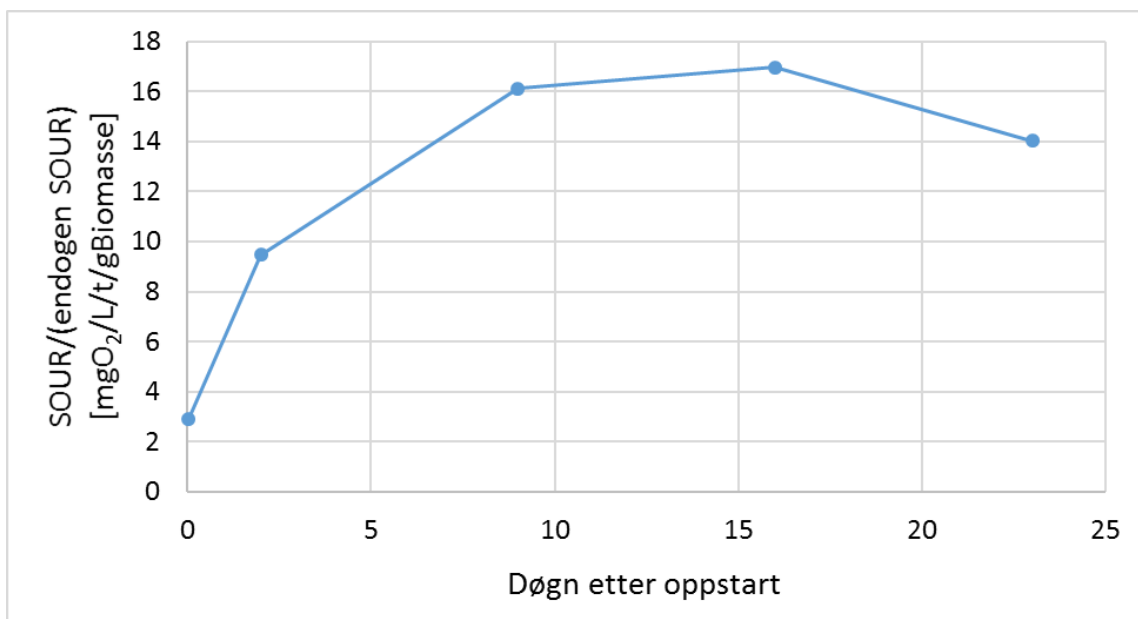
5.3 Respirasjon

Allerede to døgn etter oppstart viste MBBR-reaktorene en gjennomsnittlig SOUR høyere enn den som ble målt ved igangsettingen av hvileperioden tre måneder tidligere (3,2 mgO₂/L/t/gBiomasse mot 2,0 mgO₂/L/t/gBiomasse, se Figur 33 og Tabell 9). Det er imidlertid grunn til å tro at den målte SOUR-verdien på 2,0 mgO₂/L/t/gBiomasse ved igangsetting av hvileperioden var noe lav, da tilsvarende verdi for aktivslam-reaktorene var 19 mgO₂/L/t/gBiomasse. Aktivslam-reaktorene hadde en nedgang i gjennomsnittlig SOUR målt ved begynnelsen av oppstartsperioden, sammenliknet med igangsettingen av hvileperioden (7,1 mgO₂/L/t/gBiomasse mot 19 mgO₂/L/t/gBiomasse, se Figur 32 og Tabell 9). Reaktor AS2 nådde opp til 16 mgO₂/L/t/gBiomasse ved døgn 9 etter oppstart, nesten tilsvarende verdien aktivslam-reaktorene hadde ved igangsettingen av hvileperioden. Det er noe usikkert hvorfor aktivslam-reaktorene ikke nådde opp til samme SOUR som ved igangsetting av hvileperioden, i løpet av oppstartsperioden, men en forklaring kan være at F/M-forholdene i reaktorene (særlig AS3 og AS4) var lave i forhold til F/M-forhold i et større renseanlegg, som gjerne varierer mellom 0,5 og 0,2 mgBOF₅/mgBiomasse (Davies 2005) Mengden substrat (organisk stoff i avløpsvannet) i forhold til mengden biomasse, i reaktorene AS3 og AS4 var kanskje ikke stor nok til å oppnå samme respirasjonsrate gjennom oppstartsperioden som ved igangsetting av hvileperioden.

Til tross for at MBBR-reaktorene nådde samme verdi av SOUR før og etter hvileperioden, var det aktivslam-reaktorene som hadde signifikant høyest SOUR gjennom oppstartsperioden, men det er viktig å poengtere igjen at modellkvaliteten var ganske svak. Dette kommer særlig frem av residual-plottet, som viser at det er stor variasjon i hvor godt de predikerte verdiene stemmer overens med de observerte verdiene av SOUR (se s.xvii og Figur 55 i Vedlegg G). Likevel viste samtlige av forsøksreaktorene en tydelig økning i OUR og SOUR allerede to dager etter at oppstartsperioden ble igangsatt. Denne økningen er en klar indikasjon på at bakteriene i bioreaktorene ikke hadde dødd ut i løpet av hvileperioden. Dette funnet stemmer med det som tidligere er funnet av blant annet Kaprelyants et al. (1993); med tanke på at den endogene fasen til bakteriene sees på som «sovefase», og ikke nødvendigvis en fase hvor bakteriene dør. Det var en signifikant positiv korrelasjon mellom SOUR og F/M-forholdet, og dette kan tyde på at respirasjonsraten ikke var avhengig av hvor lenge det var siden bakteriene ble tilført substrat

(avløpsvann), men derimot mengden substrat de ble tilført. Dette er svært interessant i forbindelse med minirensanlegg som belastes ujevnt gjennom året, fordi det kan tyde på at den biologiske aktiviteten i anleggene tåler relativt stor organisk belastning selv etter en lengre hvileperiode. Det kan imidlertid ikke sies med sikkerhet ut fra disse funnene om respirasjonsraten ville tatt seg opp like raskt etter en hvileperiode på for eksempel seks måneder.

Forholdet mellom endogen SOUR og SOUR etter tilsetning av avløpsvann var vesentlig høyere enn 1 for alle reaktorene allerede fra dag 2, bortsett fra reaktor AS4 som for det meste lå mellom 1 og 2 for dette forholdet (Figur 34 og Figur 35). Dette viser at det var en målbar forskjell i bakterienes respirasjon allerede fra oppstart, når bakteriene fikk tilført avløpsvann etter en lengre hvileperiode. Det gjennomsnittlige forholdet mellom SOUR og endogen SOUR, for alle reaktorene, viser at SOUR økte mest de første ni dagene etter oppstart, før forholdet stabiliserte seg, og deretter avtok noe (Figur 41).



Figur 41: Gjennomsnittlig SOUR dividert med endogen SOUR, for alle reaktorene (AS2, AS3, AS4, BF2, BF3 og BF4) gjennom oppstartsperioden. Bakgrunnen for denne figuren er Figur 34 og Figur 35.

Hovedtendensen i alle reaktorene var en økning i SOUR gjennom oppstartsperioden, men reaktorene BF2 og BF3 viste en markant nedgang i SOUR mellom døgn 16 og døgn 23 (henholdsvis 25 og 51 %, se Figur 33). Dette kan ha hatt sammenheng med at F/M-forholdet ble redusert gjennom oppstartsperioden som følge av at biomassen økte. F/M-forholdene ble beregnet med utgangspunkt i mengden biomasse før hvileperiodens oppstart, og derfor var mengden avløpsvann i forhold til biomasse stor i begynnelsen av oppstartsperioden. F/M-forholdet i både reaktor BF2 og BF3 var lavere ved dag 23, enn hva forholdet var tidligere i

studien (Figur 29). Dette kan være en forklaring på hvorfor det også ble observert en reduksjon i SOUR i reaktorene BF2 og BF3 ved dag 23 (Figur 33). Endringen i F/M-forhold gjennom oppstartsperioden gjaldt imidlertid samtlige reaktorer, men det ser ikke ut til å ha hatt samme påvirkning på alle. En annen mulig forklaring på variasjonene i SOUR gjennom oppstartsperioden, kan være at bakteriene i begynnelsen av oppstartsperioden tok opp mer næring (karbon) enn de egentlig behøvde, etter en lang periode med endogen respirasjon. Etter hvert som bakteriene fikk jevn tilførsel av substrat (avløpsvann) gjennom oppstartsperioden trengte de ikke lenger å «hamstre» næring, og derfor var ikke økningen i SOUR like markant utover i perioden, men heller noe avtagende. Bakterienes «hamstring» av næring etter en lengre periode uten tilført avløpsvann kan trolig sammenliknes med fenomenet «overkompensasjon» (over-compensation på engelsk), som går ut på at vannlevende mikroalger tar opp store mengder næring (fosfor) etter lengre sulteperioder (Powell et al. 2009).

Oksygenmetningen i vannet fra forsøksreaktorene ble ikke målt, og på grunn av struping av enkelte oksygentilførselsslanger er det ikke kjent nøyaktig hvilken mengde oksygen som ble tilført reaktorene. Det ble imidlertid sørget for god omrøring i reaktorene, og dette var det viktigste i denne studien, med tanke på at avløpsvannet ble godt blandet med biomassen i reaktorene. Verdiene for OUR og SOUR ble ikke regulert for temperaturendringer underveis i analysen, men alle analysene (fremskaffelsen av respirasjonskurvene) ble gjennomført under samme forhold. Når biomasseprøvene ble tatt ut fra forsøksreaktorene sto prøvene i samme rom som reaktorene (ca. 12 °C) frem til de ble analysert, og alle prøvene ble analysert i romtemperatur (ca. 20 °C). Temperaturen som ble valgt for gjennomføringen av laboratoriestudien var 12 °C, en temperatur som ble antatt å være en representativ for hytter som blir tatt i bruk om våren (i kyst- og lavtliggende områder). Det er kjent at den biologiske aktiviteten avhenger av temperatur (Tchobanoglous et al. 2003), og det er derfor rimelig å anta at resultatene for SOUR ville vært noe lavere dersom respirasjonsanalysene hadde blitt gjennomført ved lavere temperaturer. Det antas likevel at utviklingen av SOUR ville fulgt samme mønster som det vi har sett her; nemlig en rask stigning de første dagene etter oppstart, og deretter en stabilisering av SOUR. En annen feilkilde som kan ha hatt påvirkning på SOUR-verdiene er usikkerheten knyttet til biomasse-konsentrasjonene som ble målt både i forsøksreaktorene og minirensanleggene i feltstudien. Det er grunn til å tro at denne usikkerheten var skyld i de høye SOUR-verdiene for hytte 2 den 04.11.2016 og 06.11.2016 (Tabell 15). Sett bort fra disse OUR- og SOUR-verdiene, var OUR og SOUR fra feltstudien sammenliknbare med OUR- og SOUR-

verdiene fra aktivslam- og MBBR-reaktorene med lave F/M-forhold (Tabell 14, Tabell 15, Figur 32 og Figur 33).

5.4 Fosfor og *E. coli*

I feltstudien ble fosforkonsentrasjonen i utløpet fra minirensanleggene målt, og resultatene viste at 67% av prøvene, som ble tatt i riktig kammer, var innenfor utslippskravet på < 1 mgP/L (Skiptvet kommune 2011) (Tabell 11). Ved prøvetaking av minirensanlegget på hytte 1 den 11.01.2017 var slangen for kjemikalietilførsel i reaksjonskammeret plassert slik at store deler kjemikalie ble dosert i buffertanken i anlegget. Dette kan ha vært en medvirkende årsak til at fosforkonsentrasjonen i prøven fra denne datoen var over 1 mgP/L (konsentrasjonen ble målt til 4,70 mgP/L). Feilplasseringen av slangen for kjemikaliedosering kan også ha vært årsaken til at fosforkonsentrasjonen i buffertanken på hytte 1 var relativt lav (mellom 4,75 og 5,40 mgP/L) når utløpsprøvene ble tatt i feil kammer.

Utløpsprøvene som var representative (alle målinger fra hytte 3 og 4, samt målingen gjort 11.01.2017 på hytte 2) lå mellom 0,02 og 1,35 mgP/L. Dette viser at minirensanleggene hadde en god evne til å fjerne fosfor (med hensyn til kravene i forurensningsforskriftens §12), og det tyder på at det kjemiske trinnet ikke var påvirket av belastningsvariasjoner med tanke på tilførsel av avløpsvann. Det er imidlertid verdt å nevne at disse hyttene ble brukt ofte, og resultatene fra denne studien kan ikke benyttes direkte til å konkludere hvordan samme type anlegg ville respondert etter for eksempel seks måneders hvileperiode. Men det er grunn til å tro at forskjellene ikke ville vært store, da den kjemiske fosforfjerningen ikke påvirkes betydelig av lengre oppholdsperioder. I laboratoriestudien ble det ikke målt fosforreduksjon, fordi fosfor fortrinnsvis fjernes ved kjemisk felling i minirensanleggene, og ikke biologisk.

Forventet konsentrasjon av totale koliforme bakterier fra kjemisk-biologiske avløpsrensanlegg er mellom 5000-25000 (Bratli et al. 1995). Samtlige av minirensanleggene fra feltstudien viste *E. coli* konsentrasjoner i utløpet mellom 10^1 og 10^3 (Tabell 10), og konsentrasjoner av totale koliforme bakterier varierte mellom 10^1 og 10^4 . Altså hadde minirensanleggene god evne til å fjerne, eller bryte ned, de koliforme bakteriene. Dette kan ha å gjøre med den lange oppholdstiden i anleggene å gjøre (se kapittel 5.5), som bidrar til at en stor andel av de fekale indikatorbakteriene blir brutt ned før de slipper ut fra rensanlegget.

Det er usikkert hvorfor *E. coli*-konsentrasjonene på hytte 3 og 4 var høyere på første dagen hyttene var i bruk (fredag) (30.09.2016 og 04.11.2016) enn siste dag hyttene var i bruk (søndag) (02.10.2016 og 06.11.2016) i løpet av helgen. Hytte 3 var i bruk helgen 30.09.2016-02.10.2016,

og hytte 4 var i bruk begge helgene, og *E. coli*-konsentrasjonene burde logisk sett vært høyere på søndagene (02.10.2016 og 06.11.2016). Igjen har dette trolig noe med oppholdstiden å gjøre, og det demonstrerer at det «ferske» avløpsvannet som ble produsert i løpet av helgebeseøkene ikke nådde utløpet mens hytta var i bruk en helg. Dermed var konsentrasjonen av *E. coli* i utløpet høyere på fredagene enn på søndagene, fordi enda flere bakterier var blitt brutt ned i løpet av helgen, i det avløpsvannet som hadde stått en stund i anleggene som følge av at hyttene hovedsakelig ble benyttet i helgene.

5.5 Bruk av minirensesanlegg på hytter

Hytter i Norge får en stadig økende standard, og hyttene benyttes oftere når standarden øker og avstanden mellom bolig og hytte reduseres (Ericsson & Grefsrud 2005; Farstad & Dybedal 2008; Overvåg & Ericsson 2016). Flere av hyttene i denne studien var også ofte i bruk, minst én gang i måneden (Figur 38 og Figur 39), og eierne på tre av fire av hyttene hadde bostedsadresse i samme fylke som hytta deres lå. Mine funn stemmer altså godt overens med trenden beskrevet av blant annet Overvåg og Ericsson (2016), men det er viktig å få frem at utvalget i min studie har vært svært lite; to hytter i én og samme kommune, med registrert bruk over ca. et halvt år (det lyktes ikke i å få brukerstatistikk for de resterende to hyttene). For å få et mer helhetlig bilde av hvordan situasjonen er i landet totalt måtte studien omfattet et mye større antall hytter, med registrering av bruk gjennom flere år, noe det ikke var mulighet til i denne studien.

Et vesentlig aspekt ved uregelmessig bruk av minirensesanlegg, slik som på hytter, er at avløpsvannet som produseres i løpet av for eksempel et helgebeseøk ikke rekker å nå utløpskammeret i minirensesanlegget. Hytter i Norge brukes typisk av 2,8 personer samtidig, i helger og ferier (gjennomsnittlig opp til syv dager i strekk) (Ericsson & Grefsrud 2005; Farstad & Dybedal 2008; Overvåg & Ericsson 2016). En husstand med tre personer forventes å ha et vannforbruk på ca. 120 L/p/d (Johannessen et al. 2013; Vråle & Dupont 2012), som tilsvarer en avløpsproduksjon på ca. 360 L/d (det har ikke lyktes å finne spesifikt vannforbruk for hytter). Typisk volum i et minirensesanleggs slamavskiller er 2,5 m³ (Johannessen et al. 2017), og ved produksjon av 360 liter avløpsvann pr. døgn vil oppholdstiden i slamavskilleren være ca. 7 døgn. Avløpsvannet som produseres i løpet av hyttebeseøkene vil altså ikke nå utløpet av anlegget før neste hyttebeseøk, eller enda senere. Som følge av den lange oppholdstiden vil nedbrytningstiden for det organiske materialet i avløpsvannet bli lang, og mengden organisk stoff i utløpet fra minirensesanleggene vil derfor bli svært lav (BOF₅-konsentrasjonene i Tabell 13 er et eksempel på dette).

Når et minirensesanlegg på en hytte belastes som beskrevet ovenfor (med hensyn til antall personer og spesifikt vannforbruk) vil forventet mengde fosfor i avløpsvannet være 0,015 g/L/d, da forventet fosforproduksjon pr person og døgn er 1,8 gram (Ødegaard 2014). Av resultatene fra feltstudien kan man se en fosforreduksjon på 96% fra bufferkammer til utløpsvann på hytte 2 (beregnet av målingene 06.11.2016 og 11.01.2017 i Tabell 11), dette viser at fosforreduksjonen i minirensesanlegget var svært effektiv. Det er ikke sikkert at fosforkonsentrasjonen i buffertanken var akkurat den samme den 11.01.2017 som det den var den 06.11.2016. Likevel er det grunn til å tro at fosforkonsentrasjonen i buffertanken var tilnærmet den samme 11.01.2017, som det den var både 02.10.2016 og 06.11.2016 (ca. 28 mgP/L, se Tabell 11), fordi det ikke ble registrert bruk av hytta ved noen av anleggsbesøkene.

Lange bruksopphold på hyttene kan føre til at utløpskvaliteten overskrider kravene stilt i forurensningsforskriftens §12 med hensyn til organisk materiale og Tot-P i utløpet en *kort periode* ved oppstart, slik som Topas vatten (2008) fant i deres studie. Studien gjort av Topas vatten viste imidlertid at de høye konsentrasjonene av BOF₇ og Tot-P (henholdsvis ca. 36 mg/L og 2,4 mg/L) kun ble observert ved én prøvetaking, og ved neste prøvetaking var konsentrasjonene henholdsvis ca. 5 mg/L og 0,3 mg/L, og forholdt seg stabilt på dette nivået (Figur 18 og Figur 19). Dette viser igjen at de kjemisk-biologiske minirensesanleggene har en svært rask reaktivering, og at det ikke burde være noe problem å benytte slike anlegg på hytter, eller i annen fritidsbebyggelse, så lenge de driftes riktig.

5.5.1 Dokumentasjon av minirensesanlegg til hyttebruk

Mange minirensesanleggleverandører har gjennomført tester for å vise at anleggene presterer i henhold til kravene i forurensningsforskriftens §12 (Tabell 20 til Tabell 23 i Vedlegg A). En utfordring med disse testene er at de aller fleste har blitt gjennomført ulikt; Biovac har testet sitt anlegg for total bruksstopp i seks måneder, og deretter en oppstartsperiode på én måned (100% hydraulisk belastning = 0,8 m³/d) (Lancé 2017b), mens Klargester har testet sitt anlegg for total bruksstopp i åtte uker, og en oppstartsperiode på én uke (100% hydraulisk belastning = 1,0 m³/d) (Lancé 2017a). Det er grunn til å tro at oppstartsperioden på én uke, med 100% belastning, er tilfredsstillende med tanke på at det «ferske» avløpsvannet vil bli målt i utløpet (jfr. det som står i avsnittene over om oppholdstid i anleggene). På den annen side kunne det vært en fordel å analysere utslippskvaliteten over lengre tid for å kunne bekrefte stabilitet i utslippskvaliteten.

Leverandøren August testet også sitt anlegg for total bruksstopp i seks måneder, men gjorde kun én utløpsanalyse etter at anleggene ble satt i drift (Chupíková 2015). Det er derfor ikke

mulig å si noe om utslippskvaliteten forble stabil på > 95% reduksjon av Tot-P og BOF₅ gjennom en lengre oppstartsperiode (se Tabell 23 i Vedlegg A), eller om testresultatene er så gode på grunn av den høye oppholdstiden i anlegget (et halvt år). Studien gjennomført av Topas vatten (2008) viste nettopp at utslippskvaliteten var noe varierende de første dagene av oppstartsperioden med hensyn til BOF₇ og Tot-P. Minirensanleggstesten som leverandøren Klaro har gjennomført inkluderte bruksopphold på maksimum én uke, og i de resterende 11 ukene av testen ble anlegget belastet deler av, eller hele uken. Det er grunn til å tro at de fleste hytter har et bruksopphold på langt mer enn én uke, selv om de benyttes relativt ofte (Ericsson & Grefsrud 2005; Farstad & Dybedal 2008; Overvåg & Ericsson 2016) (Figur 38 og Figur 39), og representativiteten til testen er dermed noe svak med tanke på at den skal representere bruk av hytter.

Det finnes ingen standard for hvordan en hytte brukes igjennom året, her har man bare forskning å støtte seg på, og det kan derfor være vanskelig å si nøyaktig hvordan minirensanlegg bør testes hvis testen har til hensikt å simulere typisk norsk hyttebruk. Selv om det har vist seg at hyttebruken øker i takt med standard og reisevei til hyttene (Ericsson & Grefsrud 2005; Farstad & Dybedal 2008), kan man ikke ut i fra dette si at det *ingen* hytter med høy standard står tomme i opptil seks måneder. En mulighet er derfor at leverandører som ønsker å godkjenne deres minirensanlegg for bruk på hytter, tester disse anleggene med seks måneders bruksopphold, og mer enn én ukes oppstartsperiode, slik som Biovac har gjort (Lancé 2017b). Testene gjennomført på lengre bruksopphold (anleggene til Biovac og Kingspan), og oppstartsperioder på minst én uke, er de eneste som har blitt godkjent som representative av SINFTEF for lav belastning over lengre perioder, med reduksjon av Tot-P og BOF₅ på over 90% (SINTEF Certification 2017a; SINTEF Certification 2017b). For eventuelt videre arbeid med å bestemme om minirensanlegg kan benyttes på hytter eller ikke, er det interessant å se at samtlige tester og undersøkelser det er vist til i denne studien tilsier at anleggene presterer med over 90% reduksjon av fosfor og organisk materiale, uansett testregime.

6 Videre arbeid og anbefalinger

For at resultatene i denne studien skulle hatt en enda bedre overføringsverdi til virkelige forhold, burde lufttemperaturen i forsøksrommet (rommet med forsøksreaktorene) vært under 0 °C i deler av studien, og verdiene for OUR og SOUR burde vært korrigert for temperatur. Sedimentasjons-forholdene i MBBR-reaktorene burde også vært forbedret, slik at resultatene for SS-konsentrasjonene i MBBR- og aktivslam-reaktorene hadde blitt mer sammenliknbare. Dersom det hadde blitt gjort flere observasjoner av OUR og SOUR, for eksempel to ganger i uken i oppstartsperioden, ville også datamaterialet vært bedre rustet for statistiske analyser. Det kunne også blitt arbeidet mer med å tilpasse de statistiske modellene, særlig regresjonsmodellene for SOUR og KOF-reduksjon, slik at disse kunne gitt bedre prediksjoner.

Når det gjelder feltstudien, omfattet denne et lite antall hytter med minirensesanlegg, i et lite geografisk område, og utvalget av hytter var ganske snevert med tanke på at tre av fire hytter var jevnlig i bruk gjennom perioden det ble tatt prøver. For å få en god oversikt over hvilken utfordring minirensesanlegg på hytter medfører for vannmiljøet i Norge bør kommunene selv kartlegge dette gjennom systematisk analysearbeid over flere år for å få bruks- og utslipps-variasjoner gjennom året. Sett i lys av funnene i denne studien er det imidlertid grunn til å tro at denne utfordringen er minimal.

Det hadde vært interessant å sett på data for utslipp fra minirensesanlegg på hytter, sett opp mot utslipp fra konvensjonelle rensesanlegg, og sett hvor stor andel forurensningen fra minirensesanleggene utgjorde i det totale «regnskapet». Da det foreligger svært lite datamateriell hos kommunene om spredt avløp i fritidsbebyggelse, har ikke dette vært mulig i denne studien.

Gjennom dette arbeidet har det vist seg at mange leverandører av minirensesanlegg har gjennomført tester av sine anlegg for å dokumentere at de yter tilfredsstillende med tanke på renseseffekt, også ved varierende belastning. For at datagrunnlaget fra testene skal være sammenliknbare bør fagmiljøet imidlertid gå sammen for å utarbeide en felles norm for uttesting av anleggene ved varierende belastning.

7 Konklusjon

Etter en hvileperiode på tre måneder ble den biologiske aktiviteten gjenopprettet etter kun noen få dager; dette ble vist gjennom rask økning av SOUR, og svært høy grad av KOF-reduksjon i reaktorene allerede to døgn etter oppstartsperioden ble satt i gang. På grunnlag av denne studien kan det ikke konstateres at det var noe forskjell mellom de to reaktortypene MBBR og aktivslam med hensyn til KOF-reduksjon, men aktivslam-reaktorene hadde signifikant høyere SOUR gjennom oppstartsperioden. Mengden SS i klarvannsfasen fra forsøksreaktorene var hovedsakelig høyt, men dette skyldes trolig forsøksoppsettet. Minirenseanleggene som ble testet i feltstudien viste i all hovedsak tilfredsstillende resultater (jfr. forurensningsforskriftens §12) både med hensyn til reduksjon av Tot-P og BOF₅. Gjennom både felt- og laboratoriestudien ble det vist at mengden organisk stoff i utløpsvannet ikke var avhengig av mengde biomasse i bioreaktorene. Dermed anses det ikke som et problem at biomassen i minirenseanlegg kan bli lavere enn normale verdier, som er ca. 3000 mg/L, med tanke på minirenseanleggenes evne til å bryte ned organisk materiale – også etter lengre belastningsopphold.

Som følge av funnene i denne studien kan vi anta at det ikke er problematisk å benytte minirenseanlegg som rensemetode for hytteavløp ved belastningsstopp i opptil tre måneder, men studien kan ikke konkludere med hva som blir utfallet ved lengre belastningsstopp enn dette.

8 Litteratur

- Akunna, J. C. & Jefferies, C. (2000). Performance of family-size sequencing batch reactor and rotating biological contactor units treating sewage at various operating conditions. *Water Science and Technology*, 41 (1): 97-104.
- BIOVAC. (u.å-a). *Minirensanlegg for en boenhet*. Tilgjengelig fra: http://biovac.no/wp-content/uploads/2015/10/Biovac_FD5NGRP.pdf (lest 17.01.2017).
- BIOVAC. (u.å-b). *Minirensanlegg for to boenheter*. Tilgjengelig fra: http://biovac.no/wp-content/uploads/2015/10/Biovac_FD10NGRP.pdf (lest 17.01.2017).
- BOD self check measurement OxiTop Control*. (u.å). Tilgjengelig fra: <http://www.wtw.com/en/products/product-categories/benchtop-meters/oxitopr-measuring-systems/oxitopr-control.html> (lest 17.01.2017).
- Bratli, J. L., Molvær, J., Lømsland, E., Holtan, H. & Baalsrud, K. (1995). Miljøsmål for vannforekomstene. Sammenhenger mellom utslipp og virkning, 1995:01: Norsk institutt for vannforskning (NIVA). 50 s.
- Bærere*. (u.å). Tilgjengelig fra: <http://technomaps.veoliawatertechnologies.com/zmbbr/no/baerere.htm> (lest 01.04.2017).
- Chapanova, G., Jank, M., Schlegel, S. & Koeser, H. (2007). Effect of temperature and salinity on the wastewater treatment performance of aerobic submerged fixed bed biofilm reactors. *Water science and technology*, 55 (8-9): 159-164.
- Chupíková, K. (2015). Report on treatment efficiency of AT type small wastewater treatment plant after long-term no-influent phase, 60140085. Ivanka pri Dunaji (Slovakia): Aquaseco. 5 s.
- Davies, P. S. (2005). *The Biological Basis of Wastewater Treatment*: Strathkelvin Instruments Ltd 2005. Tilgjengelig fra: <http://www.s-can.nl/media/1000154/thebiologicalbasisofwastewatertreatment.pdf> (lest 26.01.2017).
- EPA. (1992). Small Community Water and Wastewater Treatment, EPA/625/R-92/010. Washington: United States Environmental Protection Agency (EPA). 92 s.
- Ericsson, B. & Grefsrud, R. (2005). Fritidshus i innlandet: Bruk og lokaløkonomiske effekter, 06/2005. Lillehammer: Østlandsforskning. 156 s.
- FANN. (u.å). *System for WC (WC og gråvannsavløp)* Tilgjengelig fra: <http://www.fann-norge.no/produkter/system-wc-wc-gravannsavlop> (lest 23.02.2017).
- Farstad, E. & Dybedal, P. (2008). Nasjonal fritidsboligundersøkelse 2008. *TOURIMPACT*, 1155/2011: Transportøkonomisk institutt (TØI). 66 s.
- Fernandes, H., Jungles, M. K., Hoffmann, H., Antonio, R. V. & Costa, R. H. R. (2013). Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. *Bioresource Technology*, 132: 262-268.
- Folkehelseinstituttet. (2015). *Bakteriologiske drikkevannsanalyser - hva forteller de?* Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/ml/drikkevann/bakteriologiske-drikkevannsanalyser/> (lest 03.04.2017).
- Hagman, M. & La Cour Jansen, J. (2007). Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants. *Vatten*, 63 (2): 131-138.

- Halvorsrød, A.-J. (2016). *Spørsmål ang dvaleperiode for biovac minirensesanlegg. Masteroppgave NMBU* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 24.10.2016).
- Halvorsrød, A.-J. (2017). *Spørsmål ang dvaleperiode for biovac minirensesanlegg. Masteroppgave NMBU* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 19.01.2017).
- Helse- og omsorgsdepartementet. (2017). *Forskrift om vannforsyning og drikkevann*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868/KAPITTEL_1#KAPITTEL_1 (lest 19.04.2017).
- Hensel, G. R. & Yri, A. W. (2008). Minirensesanlegg som renseløsning - mindre avløpsrensanlegg (<50 pe). I: NIBIO/Bioforsk (red.). *Bioforsk Tema*, 2 (26): NIBIO. 4 s.
- Hensel, G. R. (2016a). *MiniRA - varierende belastning*. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19541&p_menu_id=19555&p_sub_id=19542&p_document_id=123001&p_dim2=19548 (lest 05.01.2017).
- Hensel, G. R. (2016b). *Renseløsninger i fritidsbebyggelse*. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/page/prosjekt/tema/artikkel?p_dimension_id=19541&p_menu_id=19555&p_sub_id=19542&p_document_id=123093&p_dim2=97458 (lest 05.01.2017).
- Huang, X., Gui, P. & Qian, Y. (2001). Effect of sludge retention time on microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor. *Process Biochemistry*, 36 (10): 1001-1006.
- IDEXX Laboratories. (2015). Colilert*-18 Test Kit. <https://www.idexx.com/resource-library/water/colilert-18-procedure-en.pdf>: IDEXX Laboratories. 8 s.
- Johannessen, E., Ovell, L., Eikum, A. S., Tekn, M. E. & Junestedt, C. (2008). Funksjonskontroll av rensesanlegg for spredt bebyggelse i Morsa-vassdraget: COWI AS og Svenska Miljöinstitutet. 88 s.
- Johannessen, E., Eikum, A. S. & Jantsch, T. G. (2013). Langtidsundersøkelse av minirensesanlegg - vannmengder og driftsstabilitet. *Vannområdeutvalget MORSA*, 04-2013: COWI AS. 21 s.
- Johannessen, E. (2016a). *OUR-test* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 26.09.2016).
- Johannessen, E. (2016b). *OUR for biofilm* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 24.10.2016).
- Johannessen, E., Eikum, A. S., Eikum, A., Tauteryte, M. & Jantsch, T. G. (2017). Slamproduksjon i minirensesanlegg: COWI AS. 23 s.
- Kaprelyants, A. S., Gottschal, J. C. & Kell, D. B. (1993). Dormancy in non-sporulating bacteria. *Fems Microbiology Letters*, 104 (3-4): 271-286.
- Kaprelyants, A. S., Mukamolova, G. V. & Kell, D. B. (1994). Estimation of dormant micrococcus-luteus cells by penicillin lysis and by resuciation in cell-free spent culture-medium at high dilution *Fems Microbiology Letters*, 115 (2-3): 347-352.
- Kaprelyants, A. S. & Kell, D. B. (1996). Do bacteria need to communicate with each other for growth? *Trends in Microbiology*, 4 (6): 237-242.
- Kargi, F. & Uygur, A. (2002). Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age. *Enzyme and Microbial Technology*, 31 (6): 842-847.
- Keesman, K. J. & Spanjers, H. (2000). Endogenous model state and parameter estimation from an extensive batch experiment. *Biotechnology and Bioengineering*, 68 (4): 422-429.

- KLARO. (2014). *Den gjennomtenkte teknologien for minirensesanlegg (informasjonsbrosjyre)*. Tilgjengelig fra: http://no.klaro.eu/fileadmin/files/Brochure_Norge_2016_Mail.pdf (lest 23.01.2017).
- KLARO. (u.å-a). *KLARO - SBR Minirensesanlegg Teknisk beskrivelse*. Tilgjengelig fra: https://cms.hyttetorget.no/getfile.php/137322275/files/Klaro_teknisk_dok.pdf (lest 18.01.2017).
- KLARO. (u.å-b). *KLARO - SBR rensing og vannkvalitet*. Tilgjengelig fra: <http://no.klaro.eu/rensanlegg/minirensesanlegg/sbr-behandling-vannkvalitet.html> (lest 17.01.2017).
- Klima- og miljødepartementet. (2004). *Forskrift om begrenning av forurensning*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/*#* (lest 23.01.2017).
- Klima- og miljødepartementet. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 17.03.2017).
- Lancé, E. (2015). Rapport om test av behandlingseffektiviteten for Klaro E ved stressbelastningstest av minirensesanlegg (for hytter), PIA2014-194B16.01.SL. Aachen: Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA). 27 s.
- Lancé, E. (2017a). Treatment efficiency testing of the small wastewater treatment plant BioDisc BA + chemical dosing. Aachen: Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA). 9 s.
- Lancé, E. (2017b). Treatment efficiency testing of the small wastewater treatment plant Biovac FD5N PEH. Aachen: Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA). 5 s.
- Miljødirektoratet. (2005). *Bestemmelse av personekvivalenter*. Trondheim. Tilgjengelig fra: http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/Old-klif/2005/Januar/Bestemmelse_av_personekvivalenter/ (lest 15.03.2017).
- Miljødirektoratet. (2013). Klassifisering av miljøtilstand i vann - økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Trondheim: Miljødirektoratet. 263 s.
- Miljøkommune.no. (u.å). *Innlagt vann*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljokommune.no/Ordforklaringer/I/Innlagt-vann/> (lest 06.01.2017).
- Montgomery, D. C. (2013). *Design and Analysis of Experiments*. 3. utg. Arizona: John Wiley & Sons, Inc. 730 s.
- Mæhlum, T. & Hensel, G. R. (2016). *Bruk av minirensesanlegg for bebyggelse med varierende belastning, spesielt hytter*. Referat 2016/1030. Tilgjengelig fra: http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/123300/Referat%20m%C3%B8te%20om%20Minirensesanlegg%20120516_Endelig%2026%2005%2016.pdf (lest 06.01.2017).
- Overvåg, K. & Ericsson, B. (2016). Fritidsboligdestinasjoner og regional utvikling i fjellområdene. I: Viken, A. (red.) *TURISME Destinasjonsutvikling*, s. 226-245. Oslo: Gyldendal Akademisk.
- Powell, N., Shilton, A., Chisti, Y. & Pratt, S. (2009). Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. *Water Research*, 43 (17): 4207-4213.

- Rosenborg, O. L. (2011). *Vil lage Norges største hytteby*. Hytteavisen.no. Tilgjengelig fra: <http://www.hytteavisen.no/vil-lage-norges-stoerste-hytteby.4959270-49617.html> (lest 09.01).
- Roszak, D. & Colwell, R. (1987). Survival strategies of bacteria in the natural environment. *Microbiological reviews*, 51 (3): 365-379.
- Schindler, D. W., Carpenter, S. R., Chapra, S. C., Hecky, R. E. & Orihel, D. M. (2016). Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environmental Science & Technology*, 50 (17): 8923-8929.
- SINTEF Certification. (2017a). *Teknisk godkjenning - Biovac minirensesanlegg 5-50 p.e.* Oslo/Trondheim: SINTEF. Tilgjengelig fra: https://www.sintefcertification.no/no/product/index/2350/tg_20108 (lest 25.04.2017).
- SINTEF Certification. (2017b). *Teknisk godkjenning - Klargester BioDisc minirensesanlegg.* Oslo/Trondheim: SINTEF. Tilgjengelig fra: https://www.sintefcertification.no/no/product/index/2348/tg_20106 (lest 25.04.2017).
- Skiptvet kommune. (2011). *Forskrift om utslipp fra mindre avløpsanlegg, Skiptvet kommune, Østfold*. lovdata.no: Skiptvet kommune.
- Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100 (1): 179-196.
- Stalsberg, L. (2017). *Bruk av figurer fra vann-nett i masteroppgave* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 06.04.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2014). *Fritidsbygg - nærhet til viktige naturområder Bygge hytter eller verne om naturen?* Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/bygg-bolig-og-eiendom/artikler-og-publikasjoner/bygge-hytter-eller-verne-om-naturen> (lest 09.01.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2016a). *Eksisterende bygningsmasse. Fritidsbygg, etter region, bygningstype, tid og statistikkvariabel.* Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/SelectVarVal/Define.asp?MainTable=Fritidsbygg&KortNavnWeb=bygningmasse&PLanguage=0&checked=true> (lest 09.01.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2016b). *Fritidsbyggområder, 2015*: SSB. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/fritidsbyggomr/aar> (lest 09.01.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2016c). *Konsentrert fritidsbyggområde*: SSB. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/ajax/ordforklaring?key=212629&sprak=no> (lest 09.01.2017).
- Statistisk sentralbyrå. (2016d). *Større sammenhengende fritidsbyggområder*: SSB. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/ajax/ordforklaring?key=270619&sprak=no> (lest 09.01.2017).
- Stiansen, B. (2017). *Driftsbetingelser Klaro minirensesanlegg* (e-post til Kristin Skaar Tindlund 03.04.2017).
- Store Norske Leksikon. (2016). *Skiptvet*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/Skiptvet> (lest 15.01.2017).
- Tast, N. (2004). Upoclean 15 test on a village school: Uponor Nordic IE. 5 s.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering (Treatment and Reuse)* 4. utg. New York: McGraw-Hill.

- Todt, D., Heistad, A. & Jenssen, P. D. (2015). Load and distribution of organic matter and nutrients in a separated household wastewater stream. *Environmental technology*, 36 (12): 1584-1593.
- Topas vatten. (2008). *Topas avloppsreningsverk - förmåga att rena avloppsvatten efter ett 6 månaders belastningsuppehåll*. Lidingö. Tilgjengelig fra: <http://www.topasvatten.se/upl/files/120781.pdf> (lest 25.01.2017).
- U.S Environmental Protection Agency. (2001). Method 1638 Specific Oxygen Uptake Rate in Biosolids, EPA-821-R-01-014. Washington DC: Office of water., 20 s.
- VA/miljø-blad. (2016). *VA miljø-blad nr. 52*: Stiftelsen VA/Miljø-blad. 6 s.
- Van Loosdrecht, M. C. M. & Henze, M. (1999). Maintenance, endogeneous respiration, lysis, decay and predation. *Water Science and Technology*, 39 (1): 107-117.
- Vråle, L. & Dupont, R. A. (2012). Spesifikt vannforbruk i Sydsbogen - Røyken 1981 og 2010. *Tidsskriftet Vann*, 47 (2): 170-181.
- Wooley, J. F. (1981). Oxygen uptake Operational Control Tests for Wastewater Treatment Facilities. I: Center, U. S. D. o. E. N. I. o. E. E. R. I. (red.). Oregon: Linn-Benton Community College.
- WTW NTH 600 Nitrification Inhibitor*. (u.å). Tilgjengelig fra: <http://www.thomasci.com/Laboratory-Supplies/BOD-Analysis/ /NTH-600-Nitrification-Inihibitor> (lest 24.01.2017).
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J. & Yuan, Z. Q. (2007). Effectiveness of an alternating aerobics, anoxic/anaerobic strategy for maintaining biomass activity of BNR sludge during long-term starvation. *Water Research*, 41 (12): 2590-2598.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Storhaug, R. & Paulsrud, B. (2009). Veiledning for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg. *Norsk Vann Rapport*, 168/2009. Hamar. 57 s.
- Ødegaard, H. (2014). Rensing av avløpsvann. I: *Vann- og avløpsteknikk*, s. 410-547.

Vedlegg A

Tabell 20: Renseeffektivitet i anlegget Klargester BioDisc BA (minirensenanlegg basert på biorotor og kjemisk felling) etter en hvileperiode på åtte uker. Under oppstartsperioden på halvannen uke (med 100% belastning) ble avløps- og utløpsvannet analysert fem dager, og resultatene er som vist i tabellen. Testen ble utført hos Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA). Tabellen er gjengitt fra Lancé (2017a).

Parameter	Gjennomsnitt [%]	Minimum [mg/L]	Maksimum [mg/L]	Standardavvik
KOF	91,7	89,8	93,7	1,60
BOF ₅	93,9	92,9	95,3	1,00
N _{tot}	53,7	31,5	76,3	17,8
NH ₄ -N	43,6	0,00	84,3	32,8
Tot-P	91,6	87,5	94,9	2,90
SS	92,6	91,2	94,3	1,30

Tabell 21: Renseeffekt for anleggstypen Klargester BioDisc BA gjennom 12 uker med varierende belastning, inkludert én ukes belastningsstopp. Resultatene i tabellen er et gjennomsnitt beregnet ut fra 15 prøvetakinger. 10 av prøvene ble tatt underveis i 12 ukerstesten, og 5 av prøvene ble tatt i løpet av halvannen uke etter et hvileperiode på åtte uker (se Tabell 20). Testen ble gjennomført ved Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA), og tabellen er gjengitt fra (Lancé 2017a).

Parameter	Gjennomsnitt [%]	Minimum [mg/L]	Maksimum [mg/L]	Standardavvik
KOF	94,8	91,1	98,6	2,3
BOF ₅	96,1	92,9	98,8	2,0
N _{tot}	76,2	44,6	98,7	15,3
NH ₄ -N	84,3	31,7	98,7	22,2
Tot-P	93,2	86,6	98,8	3,5
SS	94,8	90,2	97,4	2,2

Tabell 22: Renseeffekt for anleggstypen Klaro E gjennom 12 uker med varierende belastning, inkludert én ukers belastningsstopp. Resultatene er gitt som gjennomsnitt av totalt 10 prøvetakinger. Testen ble gjennomført ved Prüfinstitut für Abwassertechnik GmbH (PIA), og tabellen er gjengitt fra Lancé (2015).

Parameter	Gjennomsnitt [%]	Minimum [mg/L]	Maksimum [mg/L]	Standardavvik
KOF	96,5	93,7	97,1	1,2
BOF ₅	97,7	96,2	99,3	0,9
N _{tot}	59,2	36,2	90,8	19,2
NH ₄ -N	67,3	6,1	99,9	36,3
Tot-P*	74,1 (95,7)	0,0 (94,0)	97,6 (97,6)	37,5 (1,4)
SS	95,5	90,3	98,6	2,7

* Tallene i parentes er verdier uten 3 resultater som ble tatt ut fordi de ikke var representative pga. defekt kjemikaliepumpe (Lancé 2015)

Tabell 23: Gjennomsnittlig renseseffekt etter en seks måneders hvileperiode for fire minirensanlegg av typen August AT6. Minirensanleggene var installert i fritidsboliger, og analysene ble gjennomført ved Aquaseco-laboratoriet i Slovakia. Resultatene er basert på én prøvetaking rett etter sesongåpningen av hvert anlegg. Tabellen er gjengitt fra Chupíková (2015).

Parameter	Gjennomsnitt [%]	Minimum [mg/L]	Maksimum [mg/L]
KOF	87,1	83,2	88,6
BOF ₅	96,4	95,9	97,4
SS	95,2	94,0	96,4
NH ₄ -N	89,7	84,5	95,4
N _{tot}	75,4	64,6	86,6
Tot-P*	74,9	59,9	86,5
Tot-P**	97,6		

* Uten kjemisk felling av fosfor

** Med kjemisk felling av fosfor

Vedlegg B

Tabell 24: KOF-konsentrasjoner (filtrert KOF) i avløpsvann (inn) og klarvannsfase (ut) i reaktorene AS2, AS3 og AS4 gjennom oppstartsperioden på én måned. Første måling (06.02.2017) ble gjort før tilsetting av avløpsvann, og viser mengden filtrert KOF som var i vannfasen etter tre måneders hvileperiode. Det kan ha vært små avvik i KOF (inn), da dette kun ble målt 06.02.2017.

Dato	KOF inn (AS2) [mg/L]	KOF ut (AS2) [mg/L]	KOF inn (AS3) [mg/L]	KOF ut (AS3) [mg/L]	KOF inn (AS4) [mg/L]	KOF ut (AS4) [mg/L]
06.02.2017	2820	111	1410	49,2	564	113
08.02.2017	2820	134	1410	45,6	564	116
10.02.2017	2820	118	1410	48,7	564	106
13.02.2017	2820	71,8	1410	62,1	564	52,8
15.02.2017	2820	73,3	1410	50,7	564	52,9
17.02.2017	2820	81,6	1410	52,3	564	51,6
20.02.2017	2820	103	1410	60,6	564	56
22.02.2017	2820	93,6	1410	66,0	564	60,7
24.02.2017	2820	96,4	1410	69,3	564	60
27.02.2017	2820	113	1410	87,6	564	67,6
01.03.2017	2820	113	1410	88,8	564	64,3

Tabell 25: KOF-konsentrasjoner (filtrert KOF) i avløpsvann (inn) og klarvannsfase (ut) i reaktorene BF2, BF3 og BF4 gjennom oppstartsperioden på én måned. Første måling (06.02.2017) ble gjort før tilsetting av avløpsvann, og viser mengden filtrert KOF som var i vannfasen etter tre måneders hvileperiode. Det kan ha vært små avvik i KOF (inn), da dette kun ble målt 06.02.2017.

Dato	KOF inn (AS2) [mg/L]	KOF ut (AS2) [mg/L]	KOF inn (AS3) [mg/L]	KOF ut (AS3) [mg/L]	KOF inn (AS4) [mg/L]	KOF ut (AS4) [mg/L]
06.02.2017	9391	873	4695	339	1878	684
08.02.2017	9391	955	4695	679	1878	366
10.02.2017	9391	450	4695	375	1878	281
13.02.2017	9391	544	4695	380	1878	192
15.02.2017	9391	1279	4695	431	1878	200
17.02.2017	9391	727	4695	443	1878	195
20.02.2017	9391	967	4695	483	1878	189
22.02.2017	9391	747	4695	495	1878	161
24.02.2017	9391	1711	4695	503	1878	158
27.02.2017	9391	1146	4695	502	1878	144
01.03.2017	9391	1132	4695	473	1878	148

Tabell 26: Mengden SS i avløpsvannet tilført aktivslam-reaktorene AS2, AS3 og AS4, og mengden SS i klarvannsfasen fra disse, i oppstartsperioden på fire uker. Det ble benyttet syntetisk avløpsvann, og det kan ha vært små avvik i mengden SS i avløpsvannet fra gang til gang, da konsentrasjonen av SS (inn) (mg/L) kun ble målt 06.02.2017.

Dato	SS inn (AS2) [mg/L]	SS ut (AS2) [mg/L]	SS inn (AS3) [mg/L]	SS ut (AS3) [mg/L]	SS inn (AS4) [mg/L]	SS ut (AS4) [mg/L]
06.02.2017	1580	50	790	70	316	22
08.02.2017	1580	11	790	33	316	30
10.02.2017	1580	108	790	44	316	62
13.02.2017	1580	78	790	84	316	86
15.02.2017	1580	92	790	62	316	76
17.02.2017	1580	100	790	61	316	96
20.02.2017	1580	158	790	78	316	100
22.02.2017	1580	200	790	82	316	78
24.02.2017	1580	123	790	78	316	80
27.02.2017	1580	182	790	98	316	103
01.03.2017	1580	178	790	106	316	96

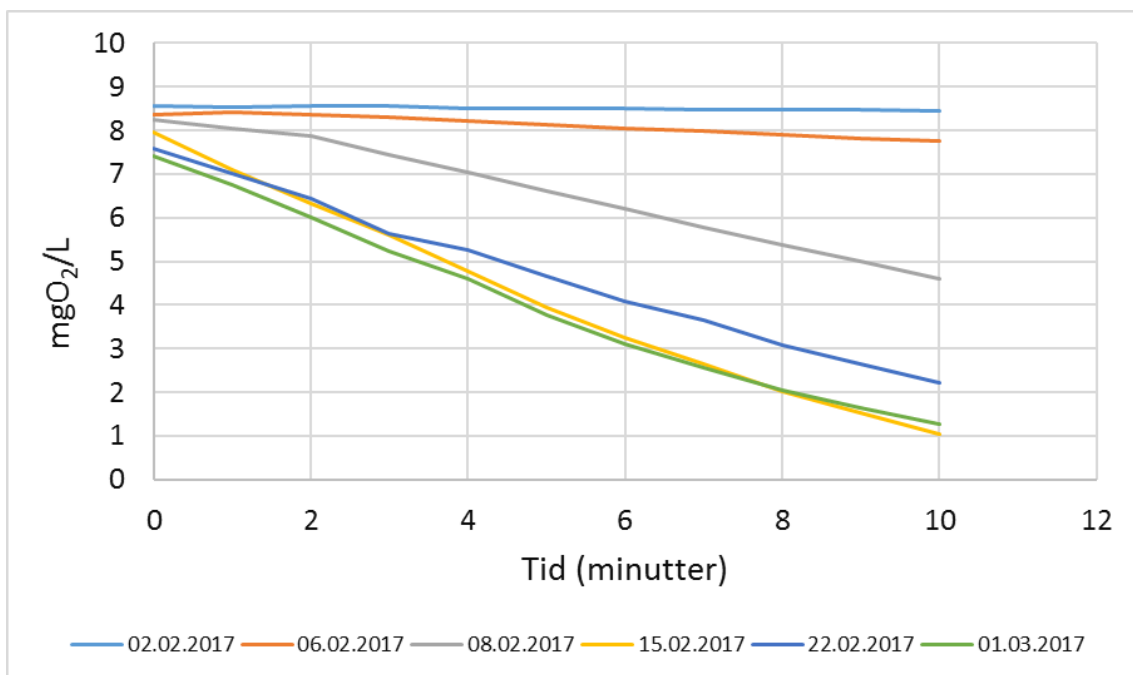
Tabell 27 : Mengden SS i avløpsvannet tilført MBBR-reaktorene BF2, BF3 og BF4, og mengden SS i klarvannsfasen fra disse, i oppstartsperioden på fire uker. Det ble benyttet syntetisk avløpsvann, og det kan ha vært små avvik i mengden SS i avløpsvannet fra gang til gang, da konsentrasjonen av SS (inn) (mg/L) kun ble målt 06.02.2017.

Dato	SS inn (BF2) [mg/L]	SS ut (BF2) [mg/L]	SS inn (BF3) [mg/L]	SS ut (BF3) [mg/L]	SS inn (BF4) [mg/L]	SS ut (BF4) [mg/L]
06.02.2017	5261	270	2631	530	1052	645
08.02.2017	5261	1243	2631	760	1052	950
10.02.2017	5261	958	2631	1050	1052	1211
13.02.2017	5261	987	2631	967	1052	1113
15.02.2017	5261	921	2631	1210	1052	1352
17.02.2017	5261	1884	2631	1578	1052	1180
20.02.2017	5261	2120	2631	1410	1052	1140
22.02.2017	5261	4425	2631	1455	1052	1246
24.02.2017	5261	700	2631	204	1052	108
27.02.2017	5261	1490	2631	257	1052	157
01.03.2017	5261	921	2631	195	1052	103

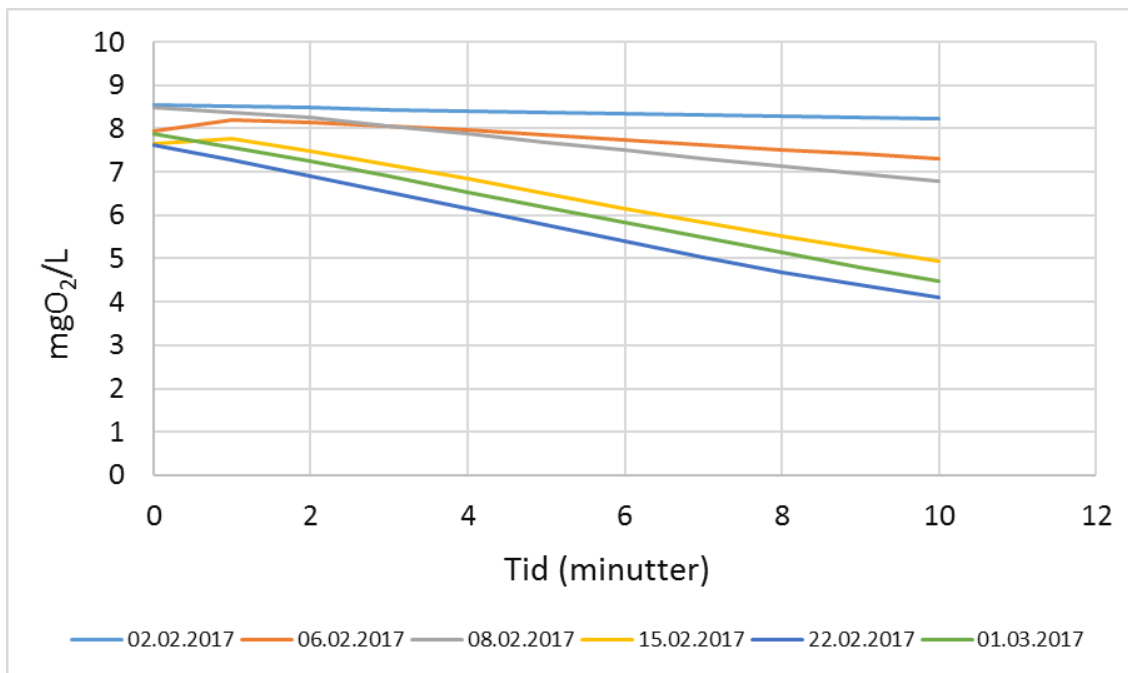
Vedlegg C

Tabell 28: Spesifikk oksygenopptaksrate (SOUR) som følge av endogen respirasjon. SOUR ble målt i reaktorene (AS2, AS3, AS4, BF2, BF3 og BF4) på slutten av hvileperioden på tre måneder (før oppstartsperioden begynte), før reaktorene hadde fått tilsatt avløpsvann.

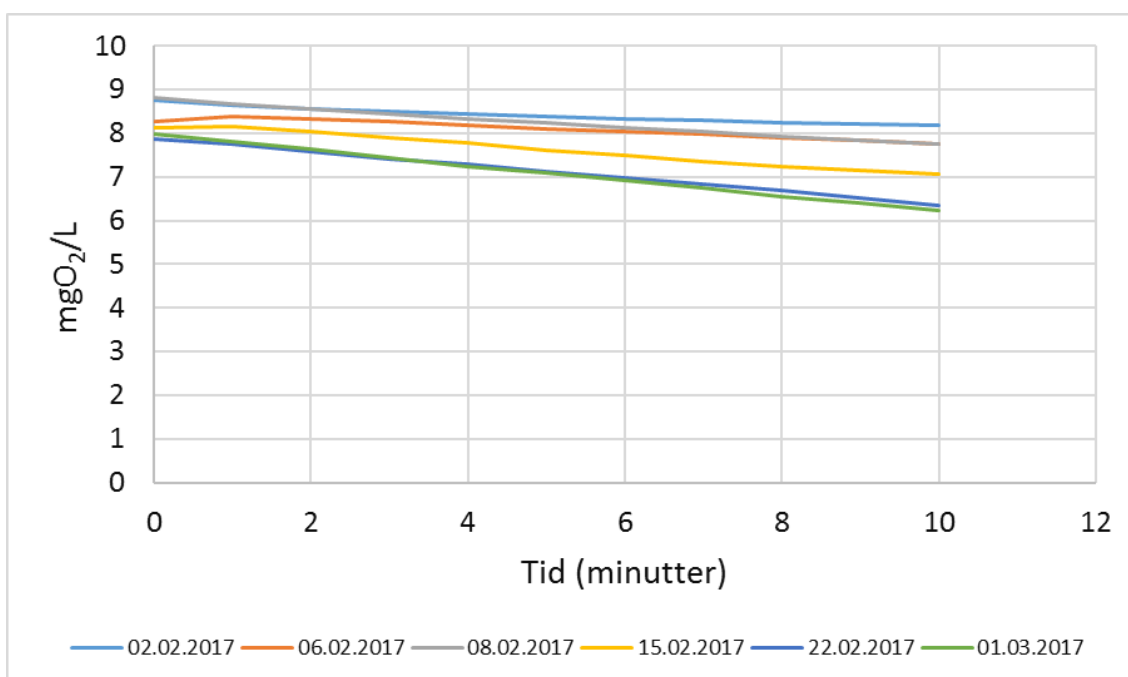
Reaktor	Endogen SOUR [mgO ₂ /L/t/gBiomasse]
AS2	0,51
AS3	1,24
AS4	2,35
BF2	0,28
BF3	0,38
BF4	0,34



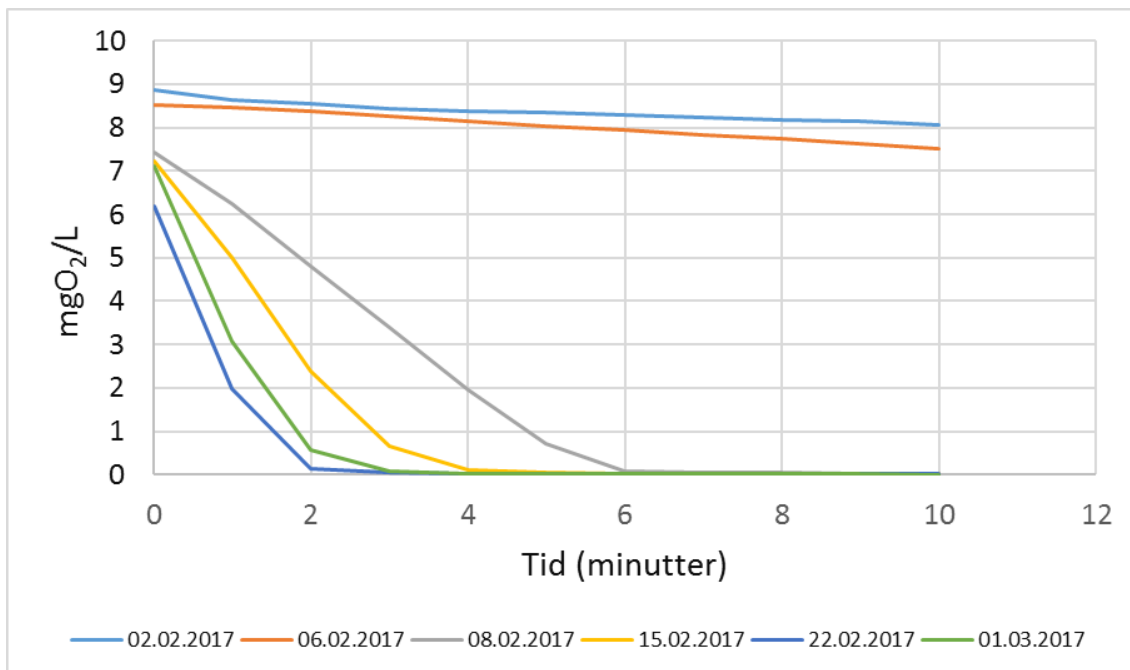
Figur 42: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren AS2, som følge av nedbrytning av organisk materiale, gjennom oppstartsperioden på fire uker.



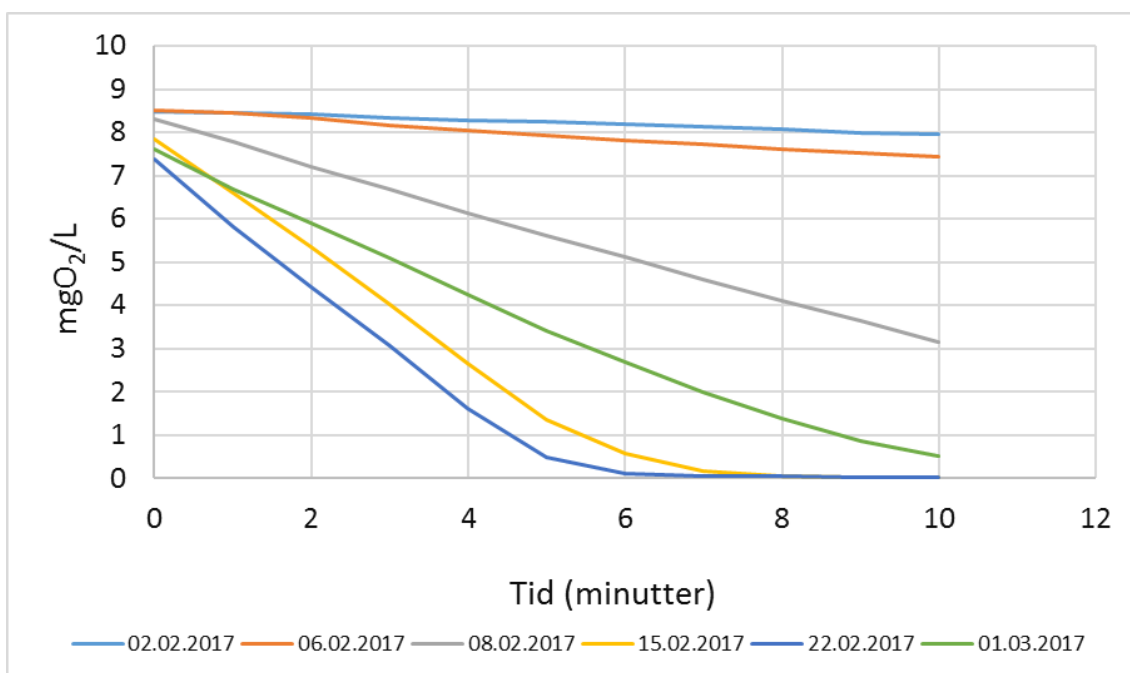
Figur 43: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren AS3, som følge av nedbrytning av organisk materiale, gjennom oppstartsperioden på fire uker.



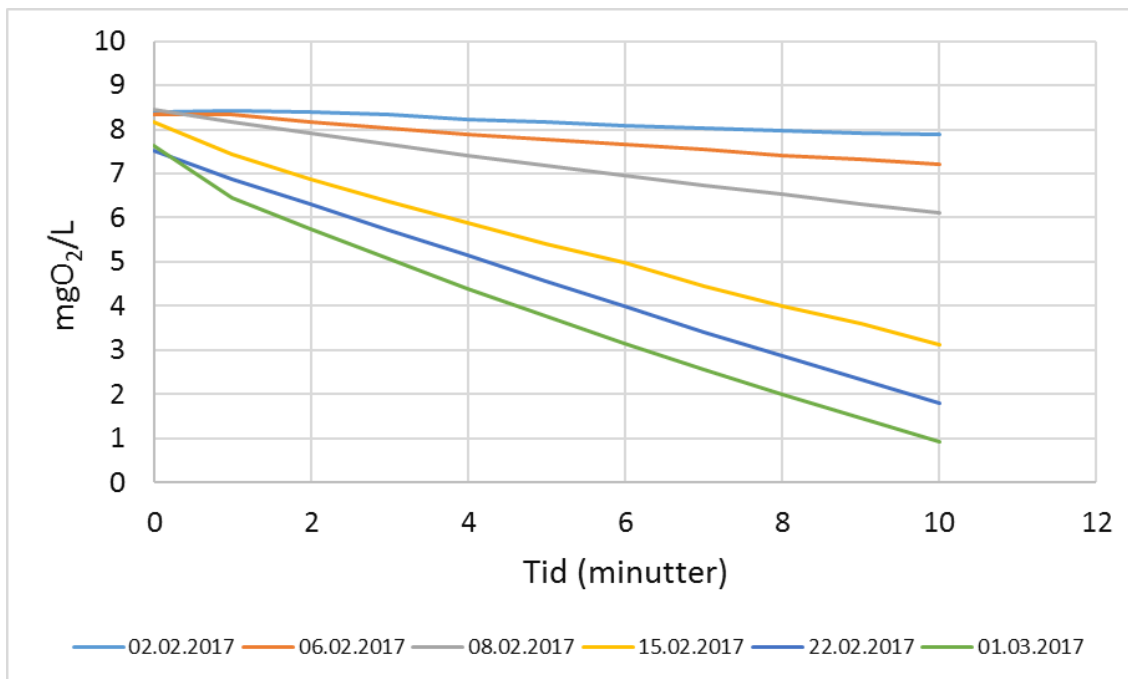
Figur 44: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren AS4, som følge av nedbrytning av organisk materiale, gjennom oppstartsperioden på fire uker.



Figur 45: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren BF2, som følge av nedbrytning av organisk materiale, gjennom oppstartsperioden på fire uker.



Figur 46: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren BF3, som følge av nedbrytning av organisk materiale, gjennom oppstartsperioden på fire uker.



Figur 47: Utvikling av oksygenforbruket i reaktoren BF4 som følge av nedbrytning av organisk materiale, oppstartsperioden på fire uker.

Vedlegg D

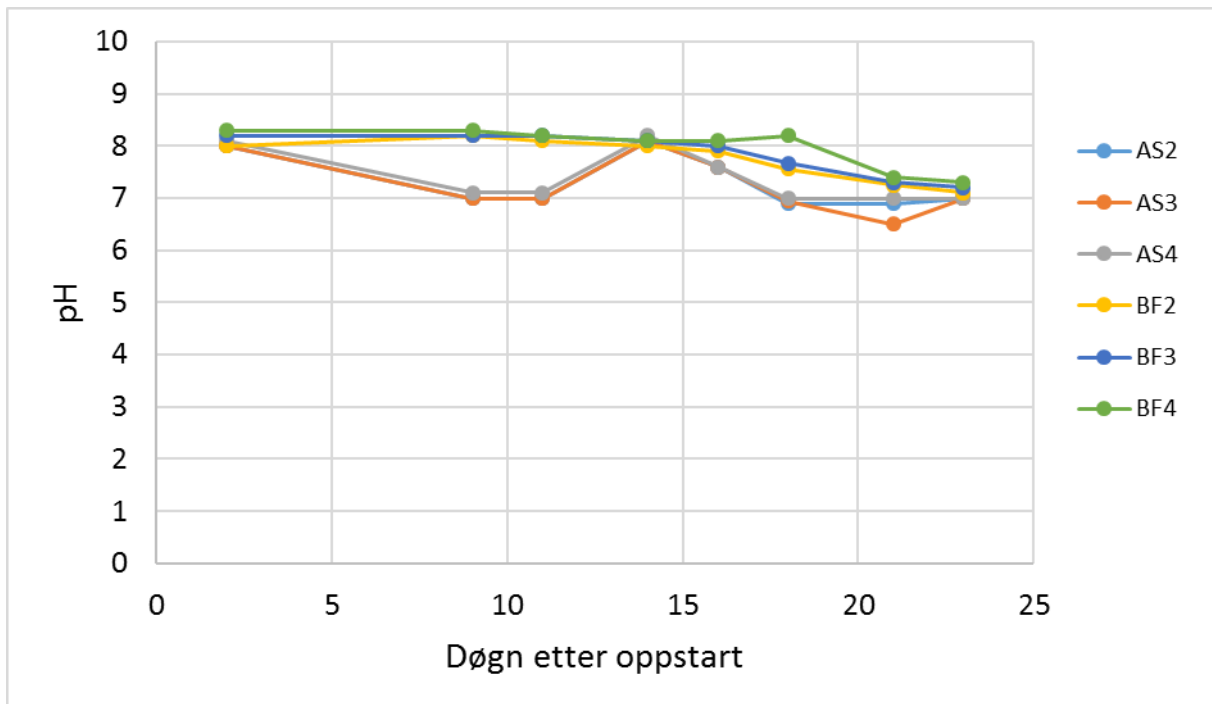
Tabell 29: Mengden biomasse (mg/L) i reaktorene AS2, AS3, AS4, BF2, BF3 og BF4 (AS er aktivslam-reaktorene og BF er MBBR-reaktorene) gjennom oppstartsperioden på én måned (02.02.2017-01.03.2017). Verdiene fra 03.11.2016 representerer mengden biomasse da hvileperioden (03.11.2016-02.02.2017) ble igangsatt.

Dato	AS2 [mg/L]	AS3 [mg/L]	AS4 [mg/L]	BF2 [mg/L]	BF3 [mg/L]	BF4 [mg/L]
03.11.2016	3000	3000	3000	10700	10700	10700
02.02.2017	1440	1370	1650	9503	8963	9359
08.02.2017	2000	1610	1500	9429	9849	8002
15.02.2017	2661	2160	1820	14162	12744	8533
22.02.2017	3055	2318	1945	12823	12430	8766
01.03.2017	3169	2164	1692	17560	14607	10473

Tabell 30: Mengde biomasse (mg/L) i minirensanleggene på hytte 1, 2, 3 og 4 i feltstudien.

Dato	Hytte 1 [mg/L]	Hytte 2 [mg/L]	Hytte 3 [mg/L]	Hytte 4 [mg/L]
30.09.2016	21,5	96,70	1911	2046
02.10.2016	1326	2306	328,0	1318
04.11.2016	1556	136,0	1546	2236
06.11.2016	758,0	76,00	1980	2356
11.01.2017	870,0	2321	728,0	1903

Vedlegg E



Figur 48: pH i det syntetiske avløpsvannet som ble tilført reaktorene AS2, AS3 og AS4 og BF2, BF3 og BF4. Avløpsvannet inneholdt følgende komponenter: tørrmelk (hølmelkbasert), potetmel, K_2HPO_4 , NH_4Cl , $NaHCO_3$ og Na-salt

Temperaturen i avløpsvannet til reaktorene AS2 og BF2 var ca. 15 °C. For reaktorene AS3, AS4, BF3 og BF4 var temperaturen noe lavere (mellom 11 °C og 14 °C) fordi avløpsvannet til disse reaktorene ble fortynnet med springvann som holdt en noe lavere temperatur.

Vedlegg F

Tabell 31: Temperatur i biomassen fra minirensesanleggene på hytte 1, 2, 3 og 4 i feltstudien.

Dato	Hytte 1 [°C]	Hytte 2 [°C]	Hytte 3 [°C]	Hytte 4 [°C]
30.09.2016	13	13	14	15
02.09.2016	13	13	14	15
04.11.2016	9	7	9	9
06.11.2016	9	6	8	8
11.01.2017	5	4	4	5

Tabell 32: Temperatur i utløpsprøver fra minirensesanleggene på hytte 1, 2, 3 og 4 i feltstudien.

Dato	Hytte 1 [°C]	Hytte 2 [°C]	Hytte 3 [°C]	Hytte 4 [°C]
30.09.2016	13	13	14	15
02.09.2016	13	13	14	14
04.11.2016	9	7	9	8
06.11.2016	8	6	8	7
11.01.2017	5	3	3	5

Vedlegg G

Vedlegget viser utskrifter fra Minitab.

Correlation: F/M; SOUR; Biomasse; KOF_red

	F/M	SOUR	Biomasse
SOUR	0,753 0,000		
Biomasse	-0,161 0,348	-0,094 0,554	
KOF_red	-0,227 0,286	-0,169 0,431	-0,080 0,711

Cell Contents: Pearson correlation
P-Value

One-way ANOVA: SS_ut versus Reaktortype

Method

Null hypothesis All means are equal
Alternative hypothesis At least one mean is different
Significance level $\alpha = 0,05$
Rows unused 6

Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information

Factor	Levels	Values
Reaktortype	2	AS; BF

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Reaktortype	1	15256621	15256621	48,17	0,000
Error	64	20268866	316701		
Total	65	35525487			

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
562,762	42,95%	42,05%	39,32%

Means

Reaktortype	N	Mean	StDev	95% CI
AS	33	91,11	41,30	(-104,60; 286,82)
BF	33	1053	795	(857; 1248)

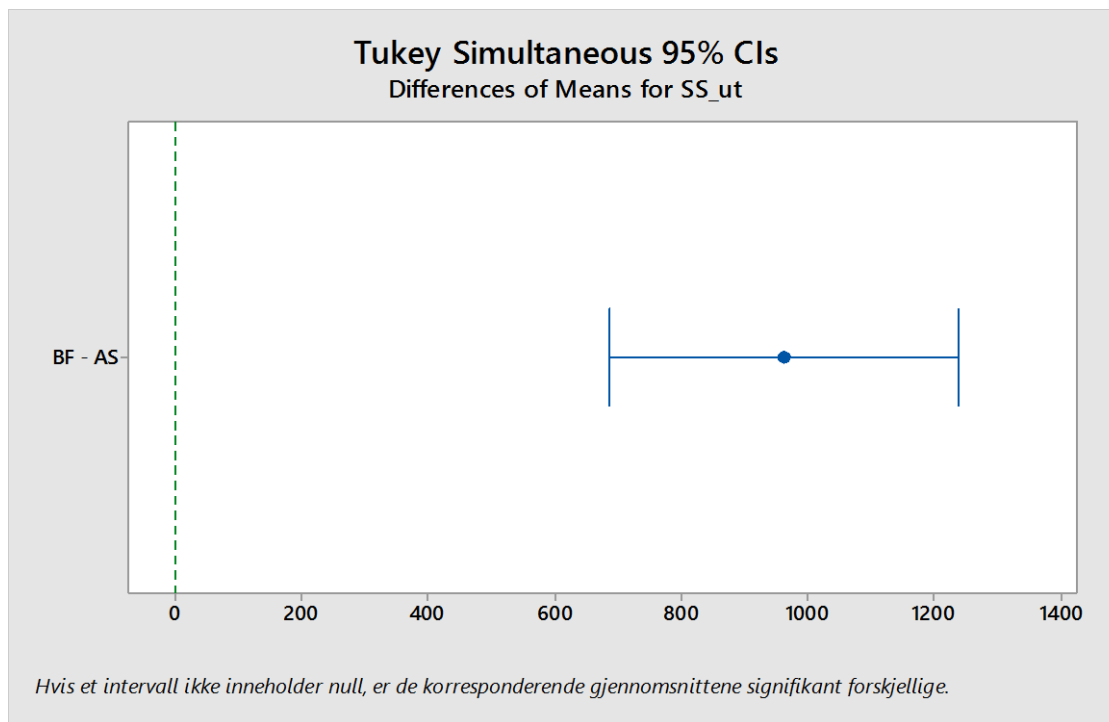
Pooled StDev = 562,762

Tukey Pairwise Comparisons

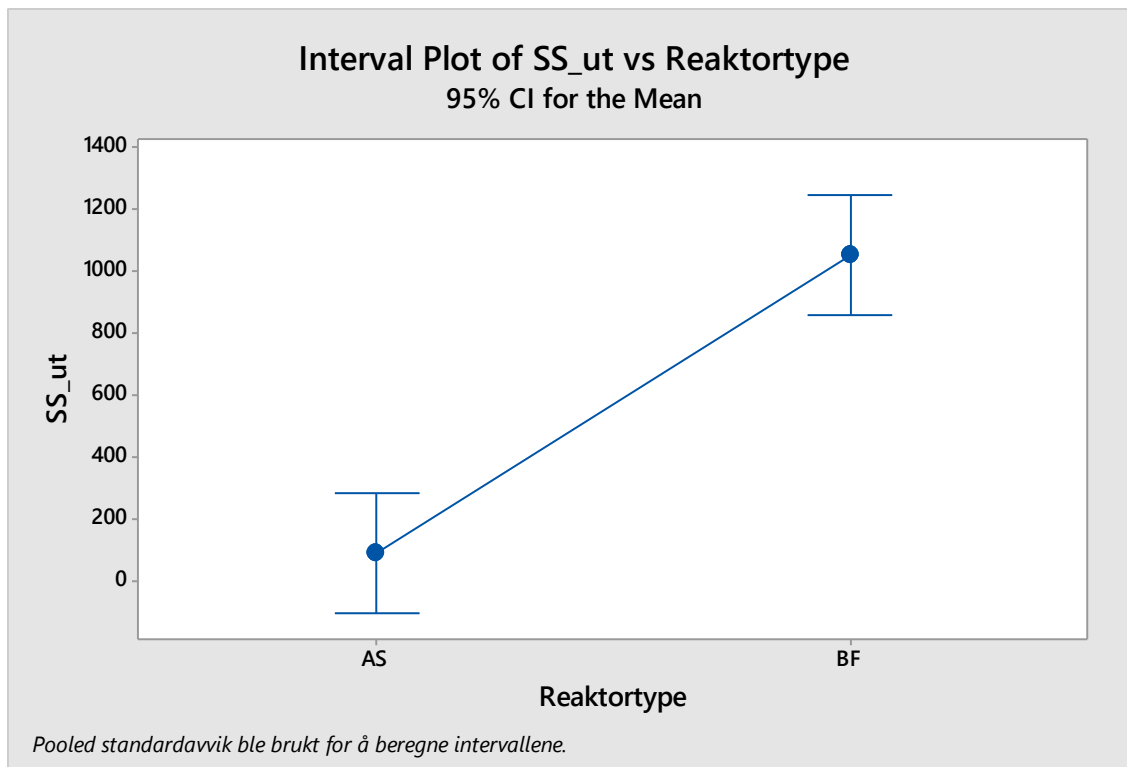
Grouping Information Using the Tukey Method and 95% Confidence

Reaktortype	N	Mean	Grouping
BF	33	1053	A
AS	33	91,11	B

Means that do not share a letter are significantly different.



Figur 49: Tukey-sammenlikning av reaktortypene AS og BF (aktivslam og MBBR) med hensyn til mengde SS (mg/L) i klarvannsfasen. Intervallet viser at det er signifikant forskjell mellom de to reaktortypene med hensyn til SS i klarvannsfasen, på et 95% konfidensintervall.



Figur 50: Intervallplot fra Tukey-sammenlikning av reaktortypene AS og BF (aktivslam og MBBR) med hensyn til SS i utløpet. MBBR-reaktorene hadde signifikant større mengde SS i klarvannsfasen enn aktivslam-reaktorene, på et 95% konfidensintervall.

General Linear Model: KOF_red versus Reaktornummer; Reaktortype

Method

Factor coding (-1; 0; +1)
Rows unused 12

Factor Information

Factor	Type	Levels	Values
Reaktornummer(Reaktortype)	Fixed	6	AS2 (AS); AS3 (AS); AS4 (AS); BF2 (BF); BF3 (BF); BF4 (BF)
Reaktortype	Fixed	2	AS; BF

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Reaktortype	1	102,6	102,6	0,14	0,707
Reaktornummer(Reaktortype)	4	3602,8	900,7	1,26	0,298
Error	54	38709,1	716,8		
Total	59	42414,5			

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
26,7738	8,74%	0,29%	0,00%

Coefficients

Term	Coef	SE Coef	T-Value	P-Value	VIF
Constant	103,54	3,46	29,96	0,000	
Reaktortype					
AS	-1,31	3,46	-0,38	0,707	1,00
Reaktornummer (Reaktortype)					
AS2 (AS)	-2,32	6,91	-0,33	0,739	1,33
AS3 (AS)	-5,50	6,91	-0,80	0,430	1,33
BF2 (BF)	-6,60	6,91	-0,95	0,344	1,33
BF3 (BF)	-6,66	6,91	-0,96	0,340	1,33

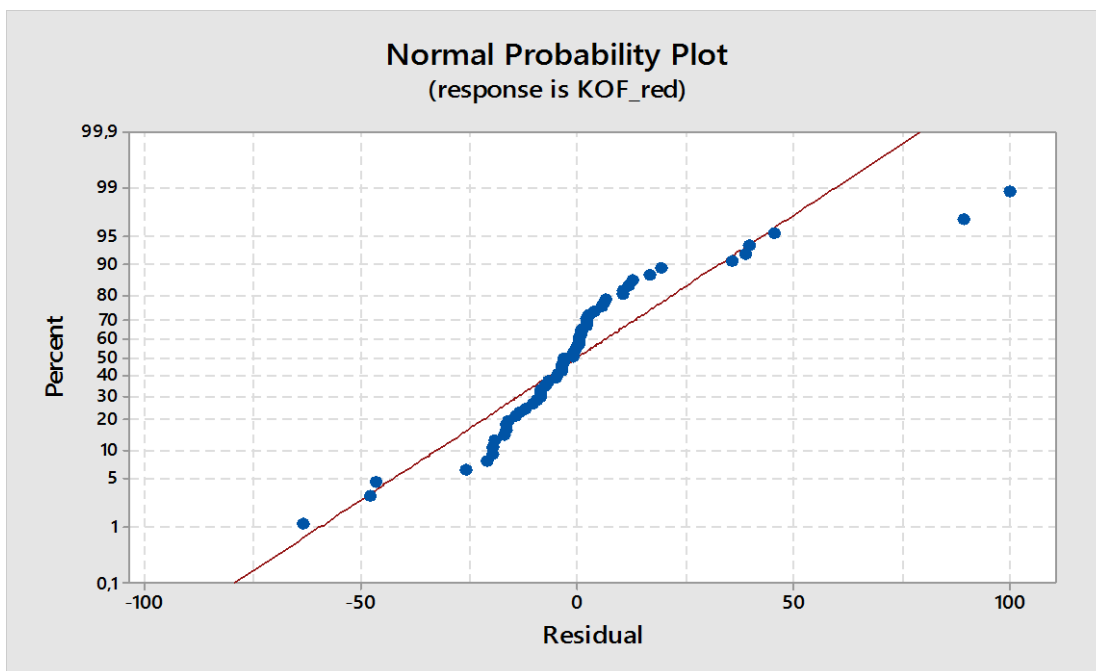
Regression Equation

$$\begin{aligned}
 \text{KOF_red} = & 103,54 - 1,31 \text{ Reaktortype_AS} + 1,31 \text{ Reaktortype_BF} \\
 & - 2,32 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_AS2 (AS)} \\
 & - 5,50 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_AS3 (AS)} \\
 & + 7,82 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_AS4 (AS)} \\
 & - 6,60 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_BF2 (BF)} \\
 & - 6,66 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_BF3 (BF)} \\
 & + 13,26 \text{ Reaktornummer (Reaktortype)_BF4 (BF)}
 \end{aligned}$$

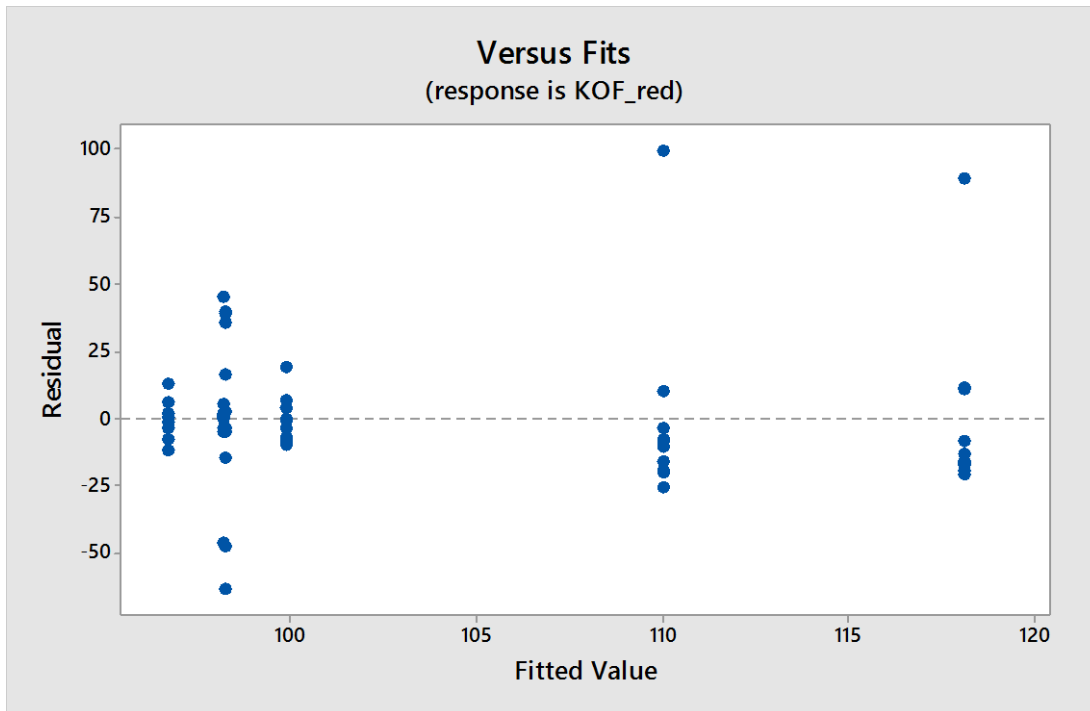
Fits and Diagnostics for Unusual Observations

Obs	KOF_red	Fit	Resid	Std Resid	R
29	209,78	110,05	99,73	3,93	R
46	34,88	98,25	-63,37	-2,49	R
63	207,40	118,10	89,30	3,52	R

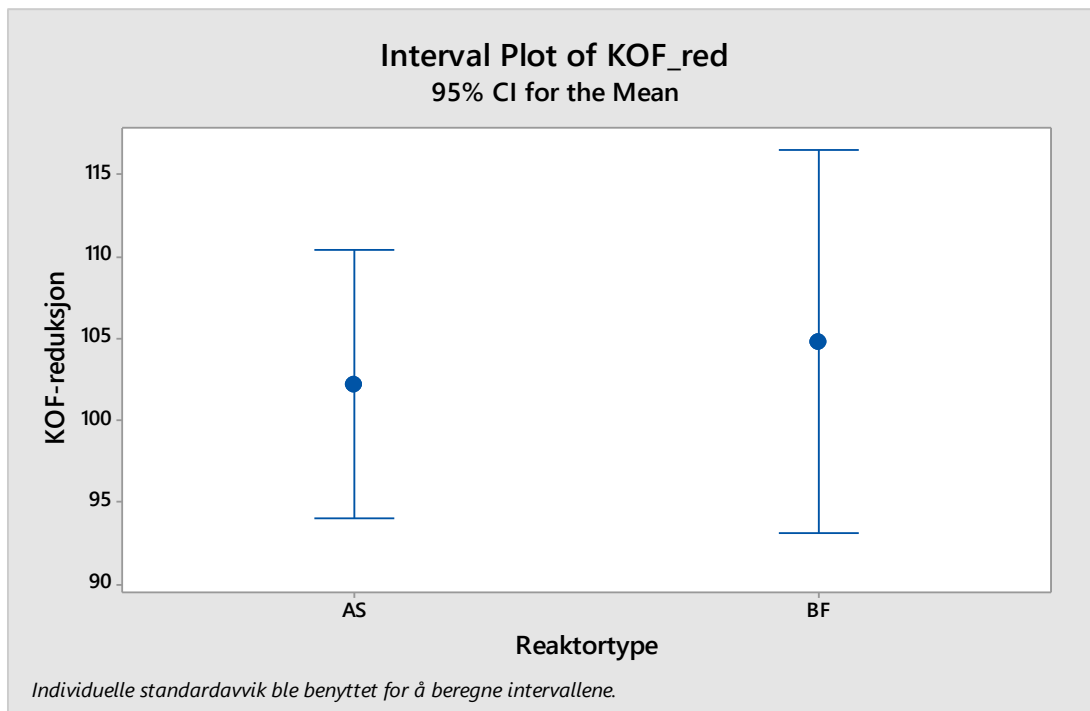
R Large residual



Figur 51: Normalitetsplot for lineær regresjonsmodell med KOF-reduksjon som respons og Reaktortype og Reaktornummer som forklaringsvariabler.



Figur 52: «Residuals versus fit»-plot for lineær regresjonsmodell med KOF-reduksjon som respons og Reaktortype og Reaktornummer som forklaringsvariabler.



Figur 53: Intervallplot for KOF-reduksjon i aktivslam- og MBBR-reaktorene gjennom oppstartsperioden på fire uker. Den blå prikken markerer gjennomsnittet av alle verdiene fra hver reaktortype (AS er aktivslam og BF er MBBR). Øvre og nedre strek markerer et 95% konfidensintervall.

General Linear Model: SOUR versus Reaktornummer; Reaktortype

Method

Factor coding (-1; 0; +1)
 Rows unused 36

Factor Information

Factor	Type	Levels	Values
Reaktornummer(Reaktortype)	Fixed	6	AS2 (AS); AS3 (AS); AS4 (AS); BF2 (BF); BF3 (BF); BF4 (BF)
Reaktortype	Fixed	2	AS; BF

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Reaktortype	1	41,33	41,33	3,21	0,083
Reaktornummer(Reaktortype)	4	120,92	30,23	2,35	0,077
Error	30	386,27	12,88		
Total	35	548,52			

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
3,58825	29,58%	17,84%	0,00%

Coefficients

Term	Coef	SE Coef	T-Value	P-Value	VIF
Constant	5,018	0,598	8,39	0,000	
Reaktortype					
AS	1,071	0,598	1,79	0,083	1,00
Reaktornummer(Reaktortype)					
AS2 (AS)	2,20	1,20	1,84	0,075	1,33
AS3 (AS)	0,08	1,20	0,07	0,946	1,33
BF2 (BF)	2,55	1,20	2,14	0,041	1,33
BF3 (BF)	-0,90	1,20	-0,75	0,458	1,33

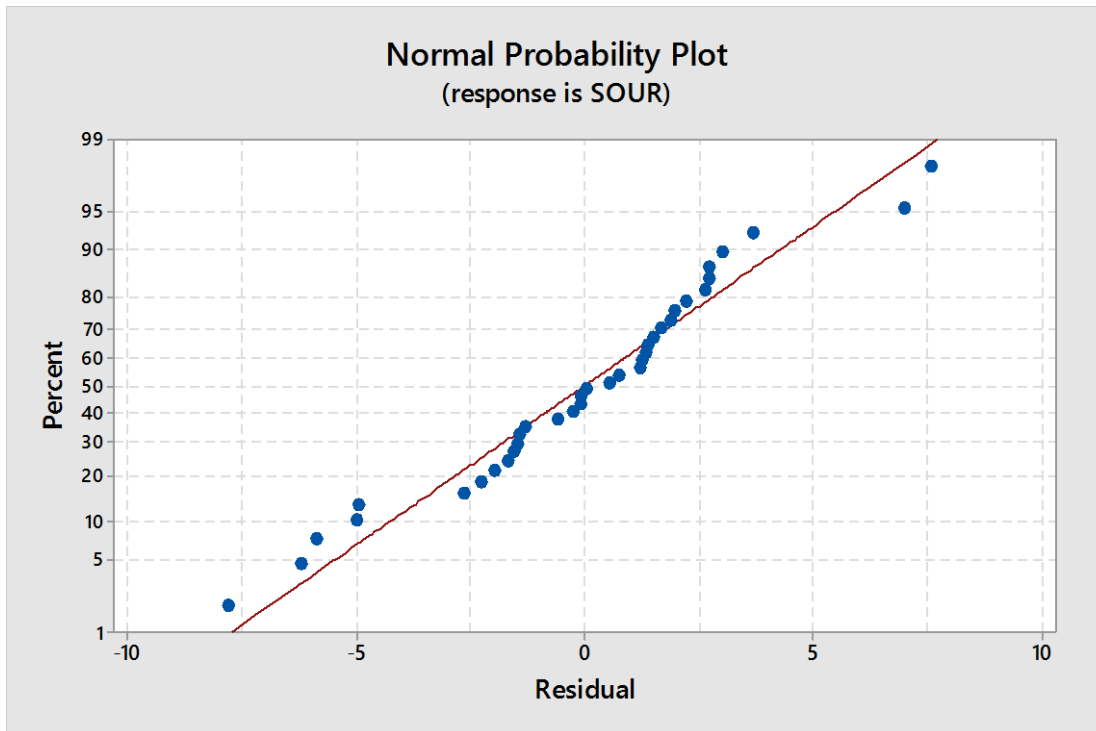
Regression Equation

$$\begin{aligned} \text{SOUR} = & 5,018 + 1,071 \text{ Reaktortype_AS} - 1,071 \text{ Reaktortype_BF} \\ & + 2,20 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_AS2 (AS)} \\ & + 0,08 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_AS3 (AS)} \\ & - 2,28 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_AS4 (AS)} \\ & + 2,55 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_BF2 (BF)} \\ & - 0,90 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_BF3 (BF)} \\ & - 1,66 \text{ Reaktornummer(Reaktortype)_BF4 (BF)} \end{aligned}$$

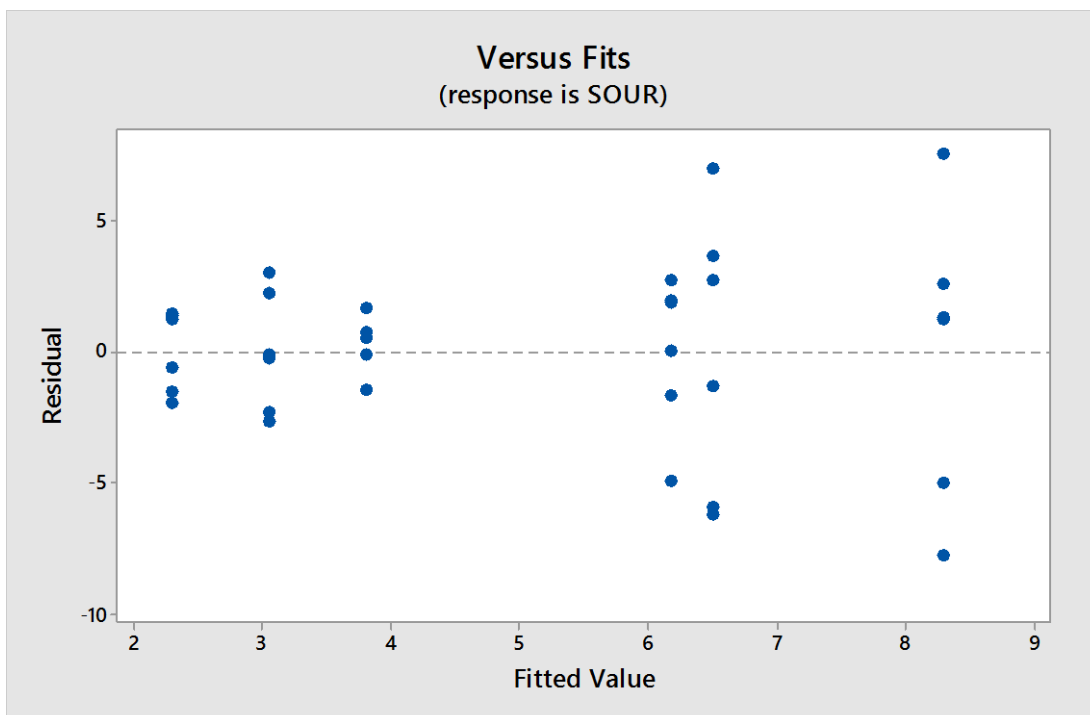
Fits and Diagnostics for Unusual Observations

Obs	SOUR	Fit	Resid	Std Resid	
1	0,51	8,29	-7,79	-2,38	R
6	15,86	8,29	7,57	2,31	R
45	13,49	6,50	6,99	2,13	R

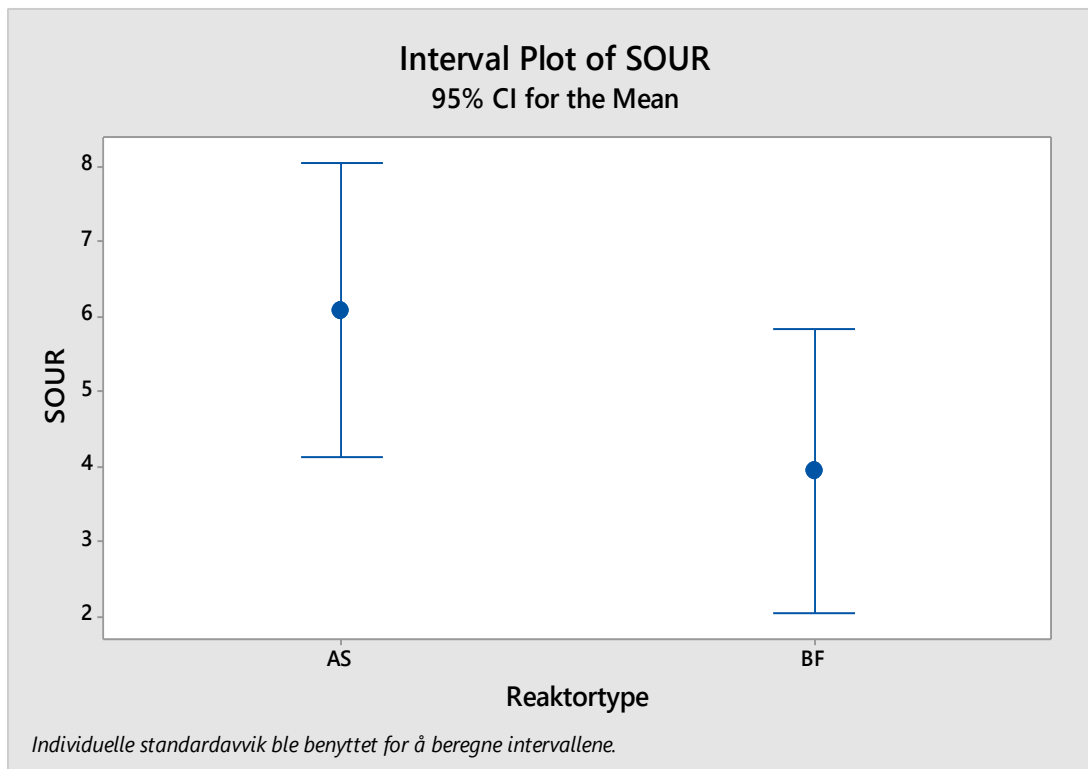
R Large residual



Figur 54: Normalitetsplot for lineær regresjonsmodell med SOUR som respons og Reaktortype og Reaktornummer som forklaringsvariabler.



Figur 55: «Residuals versus fit»-plot for lineær regresjonsmodell med SOUR som respons og Reaktortype og Reaktornummer som forklaringsvariabler.



Figur 56: Intervallplot for SOUR-verdiene i aktivslam- og MBBR-reaktorene (henholdsvis AS og BF) gjennom oppstartsperioden på fire uker. Den blå prikken markerer gjennomsnittet av alle verdiene fra hver reaktortype (AS er aktivslam og BF er MBBR). Øvre og nedre strek markerer et 95% konfidensintervall.

Vedlegg H

Beregningseksempel for F/M-forhold for minirensanlegg med «hyttebelastning». Det er tatt utgangspunkt i to ulike konsentrasjoner for biomasse (MLSS) i beregningene; 1900 mg/L og 3000 mg/L, hvorav 1900 mg/L er gjennomsnittet av MLSS-konsentrasjonene målt i feltstudien, og 3000 mg/L er typisk MLSS konsentrasjon i «vanlige» minirensanlegg. Det er forutsatt et spesifikt vannforbruk på 120 L/p, og at tre personer bruker hytta

$$1) \frac{F}{M} = \frac{400 \frac{mg}{l} * 120 \frac{l}{p} * 3p}{1900 \frac{mg}{l} * 2000 \frac{mg}{l}} = 0,037$$

$$2) \frac{F}{M} = \frac{400 \frac{mg}{l} * 120 \frac{l}{p} * 3p}{3000 \frac{mg}{l} * 2000 \frac{mg}{l}} = 0,024$$



Norges miljø- og biovitenskapelig universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway