

Integrering av Praksis og Teori: En studie av biofilterets modning og utvikling av driftsprotokoll for RAS TMC2500

HÅVARD SVEGÅRD
NORA JUN BONGOM
INGRID SALOMONSEN

Bacheloroppgave i Havteknologi
Bergen, Norge 2023



Integrering av Praksis og Teori: En studie av biofilterets modning og utvikling av driftsprotokoll for RAS TMC2500

Ingrid Salomonsen
Nora Jun Bongom
Håvard Svegård

Institutt for Maskin- og Marinfag
Høgskulen på Vestlandet
NO-5063 Bergen, Norge

Høgskulen på Vestlandet
Fakultet for Ingeniør- og Naturvitskap
Institutt for maskin- og marinfag
Inndalsveien 28
NO-5063 Bergen, Norge

Omslag fotografi © Norbert Lümmer

English title: Integration of Practice and Theory: A Study on the Maturation of the Biofilter and Development of an Operational Protocol for RAS TMC2500

Forfatter(e), studentnummer: Ingrid Salomonsen, h592375
Nora Jun Bongom, h585773
Håvard Svegård, h591051

Studieprogram: Havteknologi
Dato: 05-2023
Rapportnummer: IMM 2023-M96
Veileder ved HVL: Anne-Camilla Diesen Hosfeld, HVL ansatt
Oppdragsgiver: HVL
Oppdragsgivers referanse: Anne-Camilla Diesen Hosfeld

Antall filer levert digitalt: 3/3

Forord

Denne bacheloroppgaven er skrevet våren 2023, og markerer avslutningen på en treårig utdanning i Havteknologi ved Institutt for Maskin og marin ved Høgskulen på Vestlandet (HVL). Oppgaven er skrevet for HVL, og tar for seg oppbygningen og drift av resirkuleringsanlegg på Miljølaboratoriet (D329).

Vi ønsker å rette en takk til Høgskulen på Vestlandet for å gi oss denne lærerike og spennende oppgaven. Videre vil vi takke vår interne veileder, Anne-Camilla Diesen Hosfeld. Takk for din veiledning og lærerike samtaler under prosjektet, og gode råd under skrivingen av oppgaven. Din interesse og kunnskap innen fagfeltet har vært inspirerende for gruppen, og vi setter pris på all tid du har lagt ned i prosjektet sammen med oss.

We would also like to give a special thanks to Leila Jafari. Thank you for your contribution to this project. You have always taken the time to answer our questions and helped us with important calculations and procedures that have been crucial for the group's success.

Vi vil også takke Harald Moen for din kunnskap og gode hjelp under oppbyggingen av anlegget.

Dette prosjektet har vært svært lærerikt. Den praktiske arbeidsprosessen har bidratt til en unik forståelse for driften av et resirkuleringsanlegg. Vi er svært fornøyde med denne enestående muligheten vi har fått gjennom prosjektet, og verdsetter det høyt.

Videre håper vi at denne oppgaven vil være en verdifull ressurs for HVL's studenter, ansatte, og andre interesserte aktører, og at den kan bidra til økt kunnskap og forbedre tilbudet innen havbruksrelaterte emner ved HVL.

Sammendrag

I takt med den stadige utviklingen av havbruksnæringen og dens teknologi, forekommer det også en økt etterspørsel etter ingeniører med mer spesifikk kompetanse, både teoretisk og praktisk. For å bidra til dette behovet ble et bachelorprosjekt startet ved Høgskulen på Vestlandet, med sikte på å utvikle en laboratorieøvelse som kan bli gjennomført i Havteknologistudiet.

Laboratorieøvelsen tar for seg oppstart og modningsprosessen til biofilteret i et resirkuleringsanlegg (RAS). Intensjonen er å sørge for at studentene får en helhetlig forståelse, med praktisk innsikt bak prosessene som foregår i et slikt oppdrettsanlegg.

Det ble utarbeidet en detaljert fremgangsmåte for oppbygningen og drift av et RAS-system av typen TMC2500, levert av Sterner AS. Modningsprosessen av biofilteret ble kartlagt ved å analysere vannkvaliteten daglig, samt gjøre nødvendige justeringer for å effektivisere prosessen. Dette inkluderer modifisering av eksisterende rørkoblinger og komponenter for å få systemet til å virke som tiltenkt, utskifting av biomediet, igangsetting av en peristaltisk pumpe for å sikre stabile nivå av pH og alkalitet og justeringer av ulike vannparametre.

Målsettingen med prosjektet var å følge hele modningsprosessen til biofilteret, men på grunn av tidsbegrensning ble gruppen nødt til å avslutte på dag 24, og fullstendig modning av biofilteret ble ikke realisert. Dette var blant annet på grunn av uforutsette komplikasjoner ved oppstart i forbindelse med pH og skjellsand, noe som vil bli diskutert senere i oppgaven.

Trinn 1 i modningen ble oppnådd, men ikke trinn 2. Dette kan skyldes faktorer som ufullstendig fluidisering og lav alkalitet, som kan ha påvirket modningsprosessen og effektiviteten til de nitrifiserende bakteriene. Innvirkningen av disse faktorene vil bli tolket, og presentert som en diskusjon.

Gruppen har drøftet funnene i lys av tidligere forskning, og pekt på områder som kan være av interesse for videre undersøkning. Begrensninger og utfordringer i prosjektet blir også drøftet, og mulige tiltak for å håndtere disse blir fremlagt. Inngående i dette blir bytte av biomediet og forlengelse av forsøks tiden foreslått.

Samlet sett bidrar denne bacheloroppgaven til gruppens helhetlige forståelse av et RAS-anlegg, og hvilke biologiske og kjemiske prosesser som inngår i driften av et biofilter.

Abstract

In line with the constant development of the aquaculture industry and relevant technology, there is also an increased demand for engineers with more specific competence, both theoretical and practical. To contribute to this need, a bachelor's project was started at Western Norway University of Applied Sciences, with the aim of developing a laboratory exercise that can be carried out in the Ocean Technology course.

The laboratory exercise deals with the start-up and maturation process of the biofilter in a recirculating aquaculture system (RAS). The intention is to ensure the students get a holistic understanding, with practical insight behind the processes that take place in a fish farming facility.

A detailed procedure was drawn up for the construction and operation of a RAS system of the type TMC2500, supplied by Sterner AS. The maturation process of the biofilter was mapped by analysing the water quality daily, as well as making the necessary adjustments to make the process more efficient. This includes modifying existing pipe connections and components to make the system work as intended, replacing the bio-medium, starting a peristaltic pump to ensure stable levels of pH and alkalinity and adjustments to various water parameters.

The goal of the project was to follow the entire maturation process of the biofilter, but due to time constraints, the group had to end on day 24, and complete maturation of the biofilter was not realized. This was, among other things, due to unforeseen complications at start-up in connection with pH and shell sand, which will be discussed later in the thesis.

Stage 1 of the maturation was achieved, but not stage 2. This may be due to factors such as incomplete fluidization and low alkalinity, which may have affected the maturation process and the efficiency of the nitrifying bacteria. The impact of these factors will be interpreted and presented as a discussion.

The group has discussed the findings considering previous research, and pointed to areas that may be of interest for further investigation. Limitations and challenges in the project are also discussed, and possible measures to deal with these are presented. As part of this, a change of the bio-medium and an extension of the trial period are proposed.

Overall, this bachelor's thesis contributes to the group's overall understanding of a recirculating aquaculture system, and which biological and chemical processes are included in the operation of a biofilter.

Innhold

Forord.....	V
Sammendrag.....	VII
Abstract	IX
1. Innledning.....	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Regjeringens havbruksstrategi	2
1.2.1 Havpanelet.....	3
1.2.2 Norsk engasjement	3
1.3 Utfordringer.....	5
1.3.1 Lakselus.....	5
1.3.2 Rømming.....	6
1.3.3 Utslipp.....	6
1.4 Landbaserte oppdrettsanlegg	7
1.4.1 Gjennomstrømningsanlegg.....	8
1.4.2 RAS	10
Problemstilling	14
2. Teori	16
2.1 Vannkvalitetsparametere.....	16
2.2 Tradisjonelle resirkuleringsanlegg	19
2.2.1 Mekanisk filter	19
2.2.2 Biofilter	20
2.2.3 Gassregulering.....	23
2.2.4 Produksjonskar	25
2.2.5 Desinfeksjon.....	25
3. Material og metode.....	26
3.1 Forberedelser.....	26
3.2 TMC 2500	30
3.3 Material	36
3.3.1 pH-meter.....	36
3.3.2 Titreringsutstyr	37

3.3.3	Konduktivitetmåler	38
3.3.4	Oksymeter	38
3.3.5	Spektrofotometer	39
3.3.6	Automatpipetter	40
3.3.7	Vekt	40
3.4	Analyser	41
3.4.1	pH	41
3.4.2	Alkalitet	41
3.4.3	Konduktivitetmåler	42
3.4.4	Oksymeter	42
3.4.5	Analyser utført av Spektrofotometer	42
3.5	Justering av vannparametere	45
3.5.1	pH	45
3.5.2	Alkalitet	46
3.5.3	Ammonium	48
3.5.4	Nitritt	49
3.6	Fremgangsmåte	50
3.6.1	Forberedelser før prosjektet	50
3.6.2	Oppstart prosjekt	54
3.6.3	Modning av biofilter	55
3.7	Feilkilder	56
4.	Resultat	58
4.1	Forberedelser	58
4.1.1	Miljøparametere	58
4.1.2	pH og biomedier	58
4.1.3	Hypotese 1	59
4.1.4	Hypotese 2	59
4.1.5	Sammenheng mellom pH og alkalitet	60
4.2	Modning av biofilter	61
	Trinn 1 i nitrifikasjonen	63
4.3	Prosedyreplan	65

4.3.1	Oppstart	65
4.3.2	Nedstenging.....	66
4.3.3	Rutiner	67
5.	Diskusjon.....	68
5.1	Effekten av fluidisering og løst oksygen på nitrifikasjon.....	68
5.2	Lav alkalitet.....	70
5.3	Effekten av kort modningsperiode	71
5.4	Valg av biomedie i anlegget.....	71
5.5	Fremtidige betraktninger	73
6.	Bibliografi	75
7.	Liste over Figurer	83
8.	Liste over Tabeller.....	84

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Norsk havbruksnæring har vokst til å bli en betydelig sektor i norsk økonomi, og er i dag landets nest største eksportnæring (Misund, 2023). Næringens suksess er et resultat av målrettet forsknings- og utviklingsinnsats helt siden 1960-tallet. Spesielt siden gjennombruddet i sjøbasert lakseoppdrett på 1970-tallet da brødrene Grøntvedt satt ut den første laksesmoltene i sjø (Misund, 2023). Fra en hjemmesnekret flytemerd på Hitra på 1970-tallet til i dag - verdens største oppdrettsprodusent og eksportør av atlantisk laks og regnbueørret (Misund, 2023). Pionerarbeidet som ble utført på den tiden har vært med på å danne grunnlaget for den moderne havbruksnæringen i Norge som er i stadig utvikling.

I 2021 var Norge en av verdens største produsenter av oppdrettsfisk med en produksjon på over 1,6 millioner tonn. I tillegg til alle livsfasene av atlantisk laks og regnbueørret forekommer også oppdrett av andre fiskearter som torsk og kveite, samt oppdrett av rensefisk som rognkjeks og ulike leppefisker (Fiskeridepartementet, 2021).

Oppdrettsnæringen i Norge har vokst betydelig de siste tiårene og hadde i 2021 en omsetning på over 81 milliarder kroner. Dette gjør oppdrettsnæringen til en viktig bidragsyter til den norske økonomien (Misund, 2023).

Oppdrettsfisk er en viktig kilde til næringsstoffer som er avgjørende for helse og velvære. Fisk er en rik kilde til proteiner, essensielle fettsyrer, mineraler og vitaminer som er nødvendige for å opprettholde et balansert kosthold, spesielt omega-3-fettsyrene som er viktig for både hjertehelsen og hjernens utvikling.

I tillegg til å være en viktig kilde til næringsstoffer, kan oppdrettsfisk bidra til å løse en av de største globale utfordringene i dag, nemlig tilgangen til nok mat. Oppdrettsnæringen kan bidra til å møte dette behovet ved å øke produksjonen av høykvalitetsprotein som er nødvendig for å mette den voksende verdensbefolkningen (Regjeringen, 2021, s. 7).

I 2016 SOFIA-rapporten (The State of World Fisheries and Aquaculture) ble det postulert at 6,7 prosent av alt animalsk protein konsumert i verden kom fra sjømat (FAO, 2016, s. 4). Ifølge Havpanelet, som er et internasjonalt samarbeidsorgan for bærekraftig havøkonomi, kan dagens produksjon av sjømat mangedobles, og innen 2050 vil det kunne dekke to tredeler av det totale behovet for animalsk protein. (Regjeringen, 2021, s. 7)

For at næringen skal fortsette å vokse og samtidig ivareta miljøet og bærekraftige praksiser, er det flere utfordringer som må løses. Blant de største utfordringene i norsk lakseoppdrett er lakselus og rømming av fisk. (Regjeringen, 2021, s. 7)

En annen stor utfordring er å opprettholde en bærekraftig produksjon. For å oppnå dette må man finne bedre løsninger og ny teknologi for å ivareta fiskevelferd, redusere miljøpåvirkning ved oppdrett samt sikre tilgang til egnet areal og bærekraftige ressurser. Klimaendringer og økt vannforurensning er også utfordringer som må adresseres i oppdrettsnæringen.

Dette kapitlet tar sikte på å utforske fremtidsutsiktene og utfordringene til norsk havbruksnæring, og hvordan denne utviklingen kan skje på en bærekraftig måte.

1.2 Regjeringens havbruksstrategi

Norge er som nevnt tidligere, en av verdens største havbruksnasjoner, og med dette følger også et ansvar om å ivareta miljøet og gjennomføre videre utvikling på en bærekraftig måte. I 2021 publiserte regjeringen en havbruksstrategi, «Et hav av muligheter», hvor fokuset er å bidra til trygg og sunn sjømatproduksjon, med et mål om å øke veksten i havbruksnæringen innenfor bærekraftige rammer med hensyn på bevaring av økosystemer og biologisk mangfold (Regjeringen, 2021, s. 8).

For videre utvikling av næringen har regjeringen lagt frem fem mål (Regjeringen, 2021, s. 8):

- 1. Ivareta god fiskehelse og fiskevelferd.*
- 2. Produsere bærekraftig sjømat med lavt klima- og miljøavtrykk.*
- 3. Produsere sunn og trygg sjømat som dekker ernæringsmessige behov og matpreferanser.*
- 4. Ha god adgang til markedene der produktet er konkurransedyktig, og kan dokumentere at norsk sjømat tilfredsstiller kravene til blant annet mattrygghet, bærekraftig produksjon og fiskehelse og velferd.*
- 5. Bidra til gode og lønnsomme arbeidsplasser og lokale ringvirkninger langs hele kysten og inntekter til felleskapet.*

Ett av grunnlagene for denne strategien er Havpanelets politiske dokument "Omstilling til en bærekraftig havøkonomi", som ble publisert i slutten av 2020. Den tar sikte på å endre kursen for havøkonomien i en bærekraftig retning og oppmuntrer til en helhetlig tilnærming som tar hensyn til økosystemene og samfunnene som avhenger av havet (Ocean Panel, n.d).

1.2.1 Havpanelet

Havpanelet er et globalt initiativ dannet i 2018 av Norges daværende statsminister, Erna Solberg. Hun hadde en visjon om å samle de ulike internasjonale initiativene og prosessene for å forvalte havet og dets ressurser til en felles havpolitikk. Per i dag består Havpanelet av 17 havnasjoner, og panelet blir ledet av Jonas Gahr Støre sammen med Palau's president (Ocean Panel, n.d). Havpanelet er et unikt initiativ som jobber sammen for å fremme en bærekraftig havøkonomi som tar hensyn til effektiv beskyttelse, bærekraftig produksjon og rettferdig velstand (Ocean Panel, n.d).

Havpanelets arbeid bygger på omfattende forskning og kunnskap for å utvikle politiske beslutninger som er evidensbaserte og tar hensyn til komplekse miljøutfordringer. De oppfordrer også til økt samarbeid og koordinering mellom land for å håndtere globale utfordringer knyttet til havet (Det Norske Videnskaps-Akademi, 2022).

Norges havstrategi "Et hav av muligheter" er et eksempel på hvordan regjeringen følger opp Havpanelets arbeid (Regjeringen, 2021) og understreker behovet for å ha en helhetlig tilnærming til forvaltning av havet og dets ressurser. Det krever også økt forskning og kunnskap for å utvikle bærekraftige løsninger til utfordringene dagens havbruksnæring møter på.

1.2.2 Norsk engasjement

Norsk erfaring og ekspertise innenfor fiskeri- og havforvaltning er internasjonalt etterspurt, og blant annet gjennom bistandsprogrammene Hav for utvikling og Fisk for utvikling bidrar Norge til kapasitetsutvikling i utviklingsland (Regjeringen, 2021, s. 7).

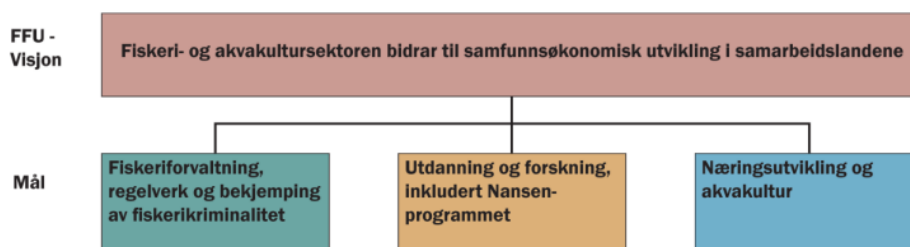
Formålet med "Hav for utvikling" er å veilede norske myndigheter i utviklingen av en bærekraftig og inkluderende havøkonomi som fremmer økonomisk vekst og fattigdomsreduksjon i utviklingsland, samtidig som miljømessige hensyn blir ivarett. Prosjektet viser at havøkonomien kan bidra til å løse flere globale utfordringer, som matsikkerhet, energiforsyning, klimaendringer, og helse. For å utnytte potensialet til havøkonomien på en bærekraftig måte, peker prosjektet på behovet for å øke kapasitet og samarbeid innenfor områder som marin planlegging, forskning og utvikling, forvaltning og regulering (Norad, 2020).

Det understreker også at utviklingsland har en viktig rolle å spille i den globale havøkonomien, og at en inkluderende tilnærming er nødvendig for å sikre rettferdig fordeling av økonomiske og sosiale gevinster. Prosjektet oppfordrer også til økt finansiering og styrket samarbeid mellom

ulike aktører for å oppnå en bærekraftig havøkonomi som kan bidra til FNs bærekraftsmål (Norad, 2020).

Bærekraftsmål 14 Livet i havet («*Bevare og bruke havet og de marine ressursene på en måte som fremmer bærekraftig utvikling*») har en sentral rolle i prosjektet Fisk for utvikling (FFU). Prosjektet har et utviklingspolitisk mål om «*Det overordnede målet for Fisk for utviklingsprogrammet (FFU) er fattigdomsbekjempelse gjennom matsikkerhet, bærekraftig forvaltning og lønnsom næringsvirksomhet.*» (Regjeringen, 2015)

FFU er delt inn i tre hovedområder med fokus på utdanning og forskning, næringsutvikling, og forvaltning og regelverk, se følgende figur 1. (Norad, 2018)



Figur 1 – FFU inndeling (Norad, 2018)

Et pågående prosjekt under fisk for utvikling er en kunnskapsutveksling mellom Norge og Ghana. Dette er et femårig prosjekt veiledet av Veterinærinstituttet, Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet i samarbeid med fiskerimyndighetene i Ghana (Veterinærinstituttet, 2019).

Prosjektet skal hjelpe fiskerimyndighetene i Ghana med å forbedre reguleringen og bærekraften innen både marint fiske og akvakultur. Prosjektet skal introdusere en vitenskapsbasert tilnærming for å etablere bærekraftig forvaltningspraksis, og målet er å skape langsiktig samfunnsøkonomisk gevinst. Det norske Veterinærinstituttet har ansvaret for akvakulturkomponenten av prosjektet, og har tre delmål for å sikre bærekraftig produksjon: forbedret regelverk for å beskytte det akvatiske miljøet, forbedret fiskehelse og bedre overvåkning av akvakulturindustrien (Veterinærinstituttet, n.d).

1.3 utfordringer

Selv om havbruk er en stadig voksende næring i Norge, er det også en industri med betydelige miljø- og bærekrafts utfordringer. Lus, rømming og sykdom er kjente problemer som kan føre til store tap for oppdrettere og ha negative konsekvenser for miljøet. Dette kapitlet vil ta for seg noen av de største utfordringene som havbruksnæringen står ovenfor.

1.3.1 Lakselus

Lakselus er en ektoparasitt som finnes naturlig i alle havområder på den nordlige halvkule (Havforskningsinstituttet, 2018b). Den spiser slim, hud og blod fra laksefisk, noe som kan føre til alvorlige skader. Havforskningsinstituttet i Bergen har vist at verter av lakselus vil få høyere nivå av stresshormonet kortisol, problemer med saltbalansen og nedsatt immunologisk kapasitet. De vil også kunne få seneffekter som redusert vekst, svømmeevne og økt dødelighet (Havforskningsinstituttet, 2018a).

Lusen kan lett spre seg fra oppdrettsfisk til den ville bestanden av laksefisk, da produksjon stort sett befinner seg i åpne merder. Den økte mengden tilgjengelige verter langs kysten fører også til økt forekomst av lakselus på villfisk. Dette er en utfordring for bærekraftig vekst i næringen som må løses, da økt produksjon vil forårsake enda flere tilgjengelige verter for lusen (Havforskningsinstituttet, 2018b).

Kampen mot lakselus har ført til utvikling av stadig nye avlusningsmetoder. Mekanisk og termisk avlusning har blitt vanlige behandlingsmetoder i næringen de siste årene. Disse metodene innebærer å trenge fisken, før den pumpes opp i båt, transportert gjennom et rørsystem, eksponere den for behandlingen og deretter returnere fisken til merden. Det er godt dokumentert i Fiskehelse rapportene og risikoreportene til HI at disse metodene medfører betydelig økt risiko for stress, skade og dødelighet hos fisken (Havforskningsinstituttet, 2022).

Kjemisk avlusing skjer ofte i brønnbåt, grunnet lovpålagte begrensninger knyttet til rekefelt, da lusemiddelet vil være skadelig for skalldyr. Selv om lusemiddelet i utgangspunktet er trygt for fisken, medfører prosedyren stress og lignende risiko som ved mekanisk og termisk avlusing. Det samme gjelder også for avlusning med ferskvann, hvor fisken må i brønnbåt i mange timer for å få ønsket effekt (Havforskningsinstituttet, 2022).

Når det gjelder kostnader, er lusebehandling en betydelig utgift for oppdrettsnæringen i Norge. Det er antatt at lakselus koster næringen 5-10 milliarder kroner hvert år (Håstein et al., 2023). Selve behandlingsprosedyrene er kostbare, men det medførende potensielle tapet av biomasse

og eventuelle nedklasseringer av laksen, som følger av stress og skader, utgjør også en økonomisk kostnad. Hyppige avlusninger er derfor ønskelig å unngå, med hensyn på fiskevelferd, men også oppdrettsanleggets lønnsomhet.

Trafikklyssystemet i oppdrettsnæringen ble innført i 2017, og deler næringen inn i 13 geografiske soner. Fargekoder, i henhold til navnet trafikklys, blir tildelt basert på miljøpåvirkning i form av dens påvirkning av villaksen, og regulerer om oppdrettere i området kan øke produksjonskapasiteten eller om den må reduseres. (Misund, 2023).

1.3.2 Rømming

Ifølge havforskningsinstituttet kan rømming av oppdrettslaks og -ørret få alvorlige følger for de ville laksebestandene. Den kan resultere i redusert genetisk mangfold, økt smitte fra parasitter og konkurranse om gyteplasser (Sintef, n.d).

I 2019 ble det rapportert 290 000 fisk rømt fra oppdrett (Wennevik et al., 2022), og følgende figur 2 viser en prosentoversikt over tekniske årsaker til rømt fisk utført av SINTEF slik at problemene kunne kartlegges, og dermed lettere forebygges.



Figur 2 - Prosentoversikt over tekniske årsaker til rømt fisk. (Sintef, n.d)

1.3.3 Utslipp

Fiskeoppdrett kan ha en betydelig påvirkning på det marine økosystemet. Utslipp av organisk materiale og næringssalter fra oppdrettsanlegg må kunne holdes innenfor naturens tålegrenser. Disse utslippene omfatter oppløste og partikulære organiske forbindelser, miljøgifter fra fôr, antibegroingsmidler og legemidler.

Hvor stor grad miljøpåvirkningen er, avhenger av produksjonsstørrelse og anleggets plassering. Partikulære organiske forbindelser, som fôrrester og fekalier fra fisk, kan ha særlig stor påvirkning på nærliggende miljø. Bunndyrene under oppdrettslokalitetene spiser og bryter ned det organiske materialet som synker ned fra anleggene. Dersom det tilføres for store mengder

organisk materiale, kan disse bunndyrene dø og miljøstanden under anlegget blir dårlig, da avfallet ikke lenger brytes ned.

Miljøforholdene under anleggene avgjøres ut ifra artssammensetningen og antallet arter på bunnen. Oppdrettere er pliktige til å overvåke hvilken påvirkning deres produksjon har, ved å leie inn uavhengige fagpersoner til å gjennomføre miljøundersøkelser av bunnforholdene som skal videre rapporteres til myndighetene (Regjeringen, 2021).

Miljøundersøkelsene består av B-undersøkelse og C-undersøkelse. B-undersøkelsen er en trendovervåkning av bunnforholdene under, og i umiddelbar nærhet av anlegget, hvor tilstedeværelse av fauna, kjemisk og sensorisk tilstand er hovedkategoriene som blir vurdert. Summen av disse vil gi en lokalitetstilstand fra 1 til 4, hvor grad 4 er regnet som overbelastning (Fiskeridirektoratet, n.d).

C-undersøkelsen er en mer omfattende undersøkelse som måler bunntilstanden fra akvakulturanlegget og utover mot resipienten. Formålet er å evaluere påvirkningen fra anlegget ved å analysere sedimentets kjemi og sammensetning samt bunndyrsfaunaen. Målet er å skille organisk materiale fra anlegget fra andre kilder i området (Fiskeridirektoratet, n.d).

I områder med god vannkvalitet og stor vannutskiftning, slik som kystanlegg, vil slike utslipp ikke ha store miljøeffekter, og i dag blir over 90 prosent av lokalitetene kategorisert som gode (Misund, 2023).

Overgjødsling er også en negativ konsekvens som følger av utslipp fra anlegg. Overgjødsling, eller eutrofiering, skjer når det blir for mye næringssalter i kystvannet og vil føre til økt produksjon av plante- og dyreplankton. Dette kan ha negative effekter på økosystemet, som redusert oksygenkonsentrasjon (O_2) i bunnvannet og påvirkning av dyresamfunn på bunn og i fjæresonen (Grefsrud et al., 2022).

1.4 Landbaserte oppdrettsanlegg

Fremtidig vekst av oppdrettsnæringen er svært avhengig av at disse utfordringene angående miljø og fiskehelse løses, slik at næringen kan møte kravene om en bærekraftig vekst i samhold med regjeringens havbruksstrategi.

Utvidet bruk av landbaserte oppdrettsanlegg har blitt anerkjent som en lovende løsning for å øke produksjonen og samtidig redusere miljøpåvirkningen (Badiola et al., 2012).

I Norge betraktes ikke produksjon av matfisk som den primære driveren for landbasert oppdrett. Det er heller ikke intensjonen å flytte all oppdrettsvirksomhet over til landbaserte anlegg. I stedet anses denne produksjonsformen som et betydelig bidrag til å redusere oppholdstiden til fisken i sjøen, spesielt i forbindelse med produksjon av post-smolt, se figur 3. Dette vil minske oppholdstiden i sjø, noe som korter ned perioden hvor fisken er utsatt for lakselus og andre patogener, antall lusebehandlinger og medfølgende kostnader. Samtidig inkluderer dette også den miljømessige påvirkningen som er forbundet med ulike behandlingsmetoder (Bjørndal et al., 2018).



Figur 3 - Illustrasjon av dagens oppdrettsteknologi vs. fremtidens innovasjoner i oppdrett. (Terjesen, 2017)

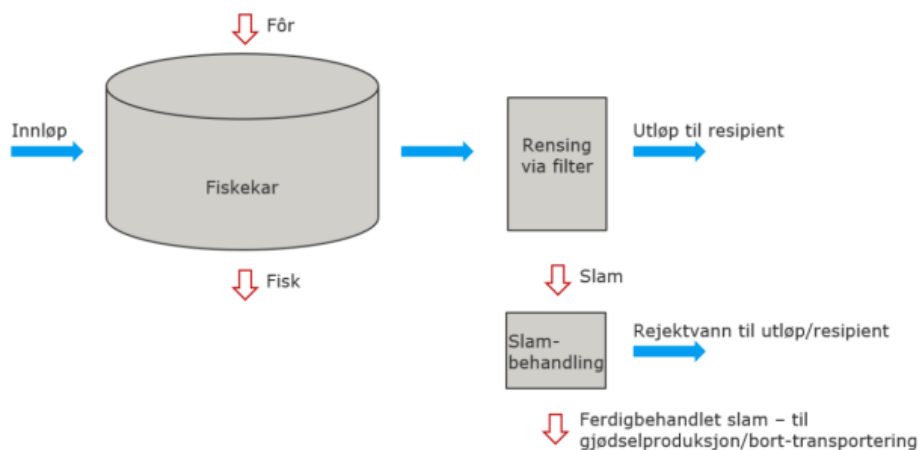
Følgende kapittel vil ta for seg noen av noen av fordelene med landbaserte oppdrettsanlegg, og hvordan disse kan bidra til å oppnå en mer bærekraftig og effektiv oppdrettsproduksjon.

1.4.1 Gjennomstrømningsanlegg

Gjennomstrømningsanlegg (FTS) er en vanlig teknologi i oppdrettsnæringen, spesielt for klekkerier og startforing av fisk. Slike anlegg har flere karakteristiske trekk som gjør dem ideelle for disse formålene (Havforskningsinstituttet, 2022).

Typisk for et slikt anlegg er at de benytter råvann, enten ferskvann eller sjøvann. Vannet renner gjennom karene uten form for gjenbruk eller resirkulering. Oksygenering er ofte vanlig i slike anlegg for å sørge at fisken har tilstrekkelig med oksygen, samt sikre god vannkvalitet og fiskehelse. Noen anlegg har også oppvarming for å opprettholde best mulig vanntemperatur for fisken.

Det har vært økt fokus på rensing de siste tiårene, og det kreves nå at FTS-anlegg skal rens vannet før utslipp til resipienten (Lomnes et al., 2019). Dette skjer vanligvis ved bruk av mekanisk filtre etter fiskekarene, se følgende figur 4.



Figur 4 : Forenklet prinsippskisse av gjennomstrømningsanlegg med filter og slambehandling. (Lomnes et al., 2019)

Gjennomstrømning gir høy grad av driftssikkerhet, og anleggene er relativt enkle å drifte. Biologisk sett er gjennomstrømningsanlegg nærmest det naturlige miljøet til fisken, ettersom vannet stadig fornyes og kvaliteten opprettholdes på en naturlig måte (Aarhus et al., 2011).

For å møte det totale vannbehovet i fiskekarene, er disse anleggene avhengige av en vannkilde, noe som resulterer i et betydelig vannforbruk samt en sårbarhet for endringer i temperatur, vannkvalitet og tilgjengelig vannmengde (Havforskningsinstituttet, 2022). Hvor stort vannforbruk et anlegg har avhenger av type anlegg, størrelsen på anlegget og type produksjon, samt hvor stor biomasse det er i anlegget.

En undersøkelse ble utført av Miljødirektoratet for å danne et kunnskapsgrunnlag for rensing av utslipp fra landbasert akvakultur. Denne undersøkelsen viste vannforbruket ved gjennomstrømnings- og resirkuleringsanlegg. Figur 5 og 6 viser betydelige forskjeller i vannforbruket mellom de to anleggstypene. (Lomnes et al., 2019).

		Gjennomstrømningsanlegg				
		Anlegg 1	Anlegg 2	Anlegg 3	Anlegg 4 (kombi)	Anlegg 5
Produsert fisk	Tonn biomasse	418,7	328	1042	127,8	95,5
Fôrforbruk	Tonn fôr	430,3	380	990,7		
Fôrfaktor	Tonn fôr/tonn biomasse	1,03	1,16	0,95	0,91	0,97
Vannforbruk	m ³ /år	17 966 202	11 563 200	30 980 907	1 538 564	1 430 000
Vannforbruk pr fisk	m ³ /år/tonn fisk	42,9	35,3	29,7	12,0	15,0

Figur 5: Vannforbruk i gjennomstrømningsanlegg. (Lomnes et al., 2019)

		RAS-anlegg			
		Anlegg 6	Anlegg 7 (kombi)	Anlegg 8	Anlegg 9
Produsert fisk	Tonn biomasse	1037	584,5	977	821
Fôrforbruk	Tonn fôr	-	-	-	729
Fôrfaktor	Tonn fôr/tonn biomasse	0,96	1,00	0,85	0,89
Vannforbruk	m ³ /år	1 111 000	518 023	390 025	2 102 400
Vannforbruk pr fisk	m ³ /år/tonn fisk	1,1	0,9	0,4	2,6

Figur 6: Anleggsinformasjon RAS anlegg. (Lomnes et al., 2019)

Konkurransen om lokaliteter med andre bruksområder og interesser, begrenset tilgang på ferskvannskilder, og bekymringer for forurensning, er noen hindringer for videre utvidelse og utvikling av FTS.

Flere land i Europa, som allerede driver med akvakultur, har fremmet resirkulerende akvakultursystemer (RAS) som en av de mulige løsningene og mulighetene for å videreutvikle akvakultur, ofte begrunnet med bærekraftighet. Denne tilnærmingen oppmuntres også i EU-kommisjonens strategidokumenter (Badiola et al., 2012).

1.4.2 RAS

RAS-teknologi, Recirculating Aquaculture System, er en lukket produksjonsmetode som skiller seg fra åpne merder og gjennomstrømningsanlegg. I RAS-anlegg lever fisken i et helt lukket miljø, hvor vannet går gjennom ulike renseprosesser og gjenbrukes i produksjonen. Slike anlegg krever intensiv vannbehandling for å opprettholde høy vannkvalitet, og opp til 99% av

vannet kan gjenbrukes (Jiang et al., 2019). Oppbyggingen og hvordan de ulike trinnene i renseprosessen vil kapittel 2.2 ta videre for seg.

Som vist i figur 5 ovenfor er forskjellen i vannforbruk noe som skiller de to landbaserte oppdrettsmetodene fra hverandre. I en toårig studie utført på landbaserte anlegg om miljømessig bærekraft, ble det konkludert at hovedforskjellene mellom RAS og FTS system gjelder vannavhengighet, energibruk og eutrofieringspotensial. RAS reduserer vannavhengigheten med 93% sammenlignet med FTS. På grunn av forskjeller i avfallsutslipp og mulighet til bearbeiding av avfall, er RAS 26-38% lavere i eutrofieringspotensialet enn FTS (Martins et al., 2010).

Utforming og drift av RAS kan bidra til en effektiv håndtering av avfall, både med hensyn til avfallsproduksjon og behandling. Ved å opprettholde godt kontrollerte fôrforhold i RAS, kan en oppnå effektiv utnyttelse av fôret og dermed lavere avfallsproduksjon. Videre kan riktig bruk av behandlingsprosedyrer innenfor den resirkulerende kretsen, eller i utløpsstrømmen bidra til en reduksjon i avfallsproduksjon fra disse systemene. I de fleste RAS-anlegg blir det meste av avfallet fanget opp og fjernet i en konsentrert utløpsstrøm. Dette kan også behandles på stedet før endelig utslipp (van Rijn, 2013).

Regelverket i Norge for matproduksjonskjeden begrenser utnyttelsen av råvarer, restråstoff og slam, spesielt fra havet. Allikevel har Innovasjon Norge i samarbeid med Lerøy Sjøtroll installert verdens første oppsamlingssystem for slam i fiskemerder. Avfallet blir sendt til Danmark for å produsere salgbar biogass. Det foregår også et samarbeid med Lift Up og Aquapro som har utviklet en ny slamoppsamlingsteknologi som samler opp store mengder slam uten å påvirke fisken negativt (Regjeringen, 2021, s. 46).

Energiforbruk og utslipp av drivhusgasser representerer de to mest utfordrende faktorene for RAS. Dess høyere grad av resirkulering av vann, dess høyere energiforbruk vil et anlegg ha (Badiola et al., 2012). I nevnt studie ovenfor (Martins et al., 2010), ble det vist at energibruken er 1,4 til 1,8 høyere i RAS enn FTS. På grunn av den høye graden av vannbehandling vil det forekomme høyere investerings -og driftskostnader (Svendsen, 2019). Samtidig vil det kunne være besparelser innen energiforbruk i forbindelse med oppvarming av vann, spesielt i vinter- og vårsesongen. Dette vil bidra til en mer fleksibel produksjon, da de ikke er sesongavhengige (Jiang et al., 2019).

Det høye energiforbruket og behovet for kontinuerlig drift av slike anlegg illustrerer også en sårbarhet for anlegget. Dersom det skulle oppstå strømbrudd, krever det en reaksjonstid på 10-

15 minutter, før det kan oppstå oksygenmangel, noe som kan føre til massedød av fisken (Svendsen, 2019). For å unngå slike negative konsekvenser og store økonomiske tap, er det viktig å ha teknisk kompetanse, utføre grundig vedlikehold, ha overvåking- og varslingssystemer på plass, samt reservesystemer klar.

En av de største fordelene med RAS-anlegg er at de gir opp mot full kontroll av miljøforholdene. Dette gir mulighet til å overvåke og justere en rekke parametere som inkluderer temperatur, pH, oksygen, CO₂-nivåer, ammoniakk og nitritt. Slik tilpasning av miljøet gir oppdrettere mulighet til å optimalisere forholdene for en bestemt art og justere parameterne i takt med de ulike livsstadiene fisken går gjennom (Badiola et al., 2012).

I tillegg til å kunne gi gode og tilpassede miljøforhold, har også RAS-anlegg en beskyttelse mot ulike miljø- og klimapåvirkninger. Produksjonen skjer i et lukket og kontrollert miljø, og er derfor i mindre grad utsatt for klimatiske faktorer som nedbørvariasjoner, flom, tørke, global oppvarming, havforsuring og stigende havnivå (Ahmed & Turchini, 2021).

På grunn av produksjon under kontrollerte og lukkede forhold vil den være mer forutsigbar, da den utelukker en del uforutsette faktorer som kan påvirke produksjonen negativt. De gir også mulighet for lokalisering nærmere markedet, og enklere tilpasning av produksjonsvolum i samsvar med etterspørsel.

RAS-teknologi kan bidra til en kortere produksjonstid. Da det ble gjort endringer i nasjonale regelverk for settefiskproduksjon i Norge åpnet det opp for lengre oppholdstid på land. Størrelsesbegrensningen gikk fra 250 til 1000 gram (Bjørndal et al., 2018, s. 34).

LetSea, som er Norges største forsøks- og forskningscenter for havbruk, har brukt dette til sin fordel og nærmest halvert produksjonstiden. Det kan vanligvis ta 16 måneder å produsere en slakteferdig laks i sjø, noe som nå kan oppnås på bare 9 måneder ved hjelp av storsmolt fra RAS-anlegg. I tillegg indikerer resultatene at fisken blir mer hardfør, opplever mindre luseangrep og har en lavere dødelighetsrate. Dette bidrar også til økt fleksibilitet i produksjonen med bedre utnyttelse av produksjonsanleggene og forbedret fiskevelferd. Videre krever fisken mindre fôr, noe som også resulterer i lavere totale produksjonskostnader (LetSea, 2018).

Resirkulerende akvakultursystemer kan gi økt biosikkerhet i forbindelse med kontinuerlig overvåking av vannparametrene i karet. Dette kan forebygge sykdom og parasitter, forutsatt at inntaksvannet kommer fra en sikker og ren kilde. Videre vil RAS-anlegg hindre spredning av sykdom, parasitter til villbestandene, ettersom de gir mulighet for å etablere anlegg som er

rømmningssikre. Dette vil også forebygge at oppdrettsfisken blander sine gener med villfiskbestandene, samt utelukke kamp om gyteplasser grunnet oppdrettsfisk (Ahmed & Turchini, 2021).

Det skal også nevnes at RAS-anlegg også har potensiale til å øke produksjonen av sjeldne og truede fiskearter, da det gir kontrollerte og optimaliserte miljøforhold tilpasset fisken.

En studie ble utført på kartlegging av hovedutfordringene angående management og fremtidige utfordringer ved RAS-anlegg. Feilaktige design var en rapportert årsak til feil i RAS-systemer. Denne studien viste systemdesign som ofte støttet seg på ingeniører med begrenset forståelse av RAS-teknologi, og som gav rom for feilaktige antagelser, noe som kan føre til urealistiske og upraktiske design (Badiola et al., 2012).

Forskerne i denne studien pekte på spesifikke aspekter som må forbedres, inkludert forståelsen av nitrifisering og håndtering av produsert slam og hvordan dette kan påvirke systemet. Det de peker på er en mer helhetlig forståelse av det biologiske aspektet som foregår i et RAS-anlegg, og at det ikke bare innebærer fiskepopulasjonen, men også en helt avgjørende og velfungerende bakteriepopulasjon, noe denne oppgaven vil ta for seg senere (Badiola et al., 2012).

Det er mange med kunnskap i generell akvakultur, men ikke spesifikt innenfor RAS-teknologi, noe som kan skyldes manglende kommunikasjon mellom universiteter, forsknings- og utviklingsfasiliteter og selskaper. Det er viktig at opplæringen også omfatter forståelse av samspillet mellom biologi, kjemi, fysikk, ingeniørfag og økonomi, ikke bare grunnleggende vannbehandling (Badiola et al., 2012).

For å øke sjømatproduksjonen, redusere klimagassutslippene og tilpasse seg klimaendringene kreves ytterligere forskning med søkelys på teknologisk innovasjon og helhetlig forståelse, som kan bidra til å etablere kostnads- og energieffektive RAS-anlegg.

Problemstilling

Havbruksnæringen er under stadig utvikling, og som nevnt, er det behov for en økning i produksjon og derfor også videre utvikling av teknologien som omfatter akvakultur, og dens alternativer for økt produksjon på land. Dette krever mer spesifikk kompetanse, nytenkning og en helhetlig forståelse av de ulike prosessene som inngår i landbasert oppdrett med hel eller delvis resirkulering.

I 2019 ble det startet opp et nytt studieprogram på FIN kalt Havteknologi bestående av to fordypningsmuligheter: Havbruksteknologi eller petroleumsrettet undervannsteknologi.

Fordypningen innen havbruk består av et 10 poengs introduksjonsemne «KJE119-Introduksjon til havbruk», som tar for seg produksjonsmetoder, teknologi og miljømessige problemstillinger for alle ledd i verdiskapningskjeden fra rogn til ferdig produkt, samt utfordringer og mulige tiltak sett fra et ingeniørfaglig ståsted. For å gi studenten en økt forståelse for samspillet mellom organisme og teknologi i produksjonsprosessen, inngår også en kort innføring i fiskefysiologi og vannkvalitet i faget.

For videre fordypning innen havbruk, er valgfaget «KJE 118 – Vannkvalitet og RAS» et alternativ. Hensikten med dette emnet er å «gi en forståelse av anvendt akvakultur og hva som ligger bak design, konstruksjon og drift av et akvakultur produksjonssystem».

I begge fordypningsemnene inngår det teoriundervisning, gruppearbeid og ekskursjoner til ulike bedrifter, slik at studenten kan få se hvordan noen prosesser i produksjonsforløpet faktisk utspiller seg. En utfordring er at det per i dag ikke er knyttet noen laboratoriefasiliteter til de havbruksrelaterte emnene, som kan gi studentene en bedre mulighet for praktisk forståelse.

Målsettingen for dette prosjektet er å utvikle en protokoll for bruk av laboratoriemodell for RAS, som kan bidra med en betraktelig nivåheving av studietilbudet, og gi grunnlag for en dypere og mer helhetlig forståelse av det biologiske og kjemiske aspektet ved drift av slike anlegg. Helt konkret skal gruppen sette i stand og drifte HVL's RAS modul TMC 2500, samt overvåke og dokumentere modningsprosessen i biofilteret. Det skal utvikles en protokoll for oppstart, drift og nedstenging og analysemetoder for overvåking av modningsprosessen skal beskrives, slik at dette kan benyttes som laboratorieøvelse for havteknologistudenter i fremtiden.

Nytteverdien av dette prosjektet er at HVL, gjennom økte læringsutbytte i dette emnet, kan bidra til å skape en helhetlig forståelse for de mange prosessene som utspiller seg innenfor et

resirkulerende akvakulturanlegg (RAS). Videre kan institusjonen fungere som en inspirasjonskilde for unge ingeniører, veilede nyskapende tenkning og innovasjon, slik at disse fremtidige ingeniørene aktivt kan engasjere seg i å finne mulige og nødvendige løsninger til disse problemstillingene.

2. Teori

Teorikapittelet inneholder sentrale konsepter og prinsipper som er relevante for prosjektets tematikk. Først vil en forklaring på viktige vannkvalitetsparametere bli gitt. Deretter vil en oversikt over oppbygningen og komponentene i et tradisjonelt RAS-anlegg bli presentert.

2.1 Vannkvalitetsparametere

Dette delkapittelet gir en innføring i sentrale vannkvalitetsparametere som pH, alkalitet, temperatur, totale oppløste stoffer (TDS), konduktivitet, salinitet, oksygenmetning, TAN, nitritt (NO_2^-) og nitrat (NO_3^-).

pH

pH-verdien er et mål for vannets surhetsgrad, og er definert som den negative logaritmen til konsentrasjonen av H^+ -ioner i vannet. Surhetsgraden i vannet påvirkes av balansen mellom syrer og baser, men blir også påvirket av tilstedeværelsen av buffersystemer som bidrar til å stabilisere pH-verdien ved å motvirke endringer i konsentrasjonen av H^+ -ioner (Bjerknes et al., 2007, s. 58).

Alkalitet

Alkalitet regnes som det mest sentrale buffersystemet i vannet, og er en indikator på vannets kapasitet til å nøytralisere sterke syrer (Bjerknes et al., 2007, s. 58). Alkaliteten er også et mål for det samlede innholdet av basiske stoffer i vannet, hvorav bikarbonat (HCO_3^-) og karbonat (CO_3^{2-}) utgjør hovedkomponentene. Alkaliteten bidrar til å opprettholde stabiliteten til vannets pH-verdi ved å motstå endringer i surhetsgraden som følge av tilsetning av sterke syrer (Bjerknes et al., 2007, s. 128).

Alkalitet måles som mengde kalsiumkarbonat (CaCO_3) i vannet. For hvert milligram ammonium ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) som oksideres, forbrukes det 7,1 mg CaCO_3 . (Chen et al., 2006, s. 16) Natriumbikarbonat (NaHCO_3) brukes for ofte for å øke alkaliteten.

Temperatur

Temperaturen i et RAS-anlegg spiller en viktig rolle for å sikre et godt vekst- og oppdrettsmiljø for fisk og bakterier. Ved økende temperatur øker fiskens metabolisme, noe som igjen vil føre til økt vekst, økt oksygenforbruk og økt produksjon av metabolitter (Kullgren et al., 2013). De ulike organismene i et RAS-anlegg har ulike temperaturpreferanser. Laks trives best ved

temperatur mellom 12 og 14 grader. For høye eller lave temperaturer kan negativt påvirke veksthastigheten (Fjellheim et al., 2016, s. 9).

Temperaturen påvirker også de biokjemiske prosessene i et RAS-anlegg, inkludert nitrifikasjonen. Nitrifikasjonen er avgjørende for å opprettholde et sunt vannmiljø. Nitrifikasjonshastigheten øker med temperaturer opp til 28-30 grader (Ødegaard, 1980, s. 2).

I tillegg påvirker temperatur løseligheten av oksygen og andre gasser i vannet, med lavere temperatur øker løseligheten (Bjerknes et al., 2007, s. 90). Dermed er temperaturkontroll viktig for å sikre oksygenforsyning.

Det er også viktig å opprettholde en stabil temperatur, da plutselige endringer kan ha negative konsekvenser for fiskens fysiologi og de nitrifiserende bakteriene. I lys av dette er overvåkning og regulering av temperatur avgjørende for å opprettholde et sunt miljø i et RAS-anlegg (Volkoff & Rønnestad, 2020).

TDS

TDS er et mål på den totale mengden faste stoff som er oppløst i vann i form av ioner og molekyler. Anlegg med høye TDS-nivåer har en lavere vekstrate enn anlegg med lave TDS-nivåer (Weber-Scannell & Duffy, 2007).

Konduktivitet

Konduktivitet er et mål for vannets evne til å lede elektrisk strøm. Dette målet er direkte proporsjonalt med det totale innholdet av ioner i vannet, hvilke innebærer at en økning i antall ioner vil føre til bedre ledningsevne for elektrisitet i vannet (Standard Norge, 1993).

Salinitet

Salinitet er mengden oppløst salter i vann. Salinitet påvirker en rekke kjemiske prosesser i et RAS-anlegg, som fiskehelsen, vekst, atferd, oksygenoppløsning og ionebalansen. I tillegg kan salinitet nivået i vannet påvirke de mikrobielle samfunnet og nitrifikasjonsprosesser i biofilteret. Det er derfor viktig å kontrollere og opprettholde en passende salinitet i et RAS-anlegg (Boyd, 2019).

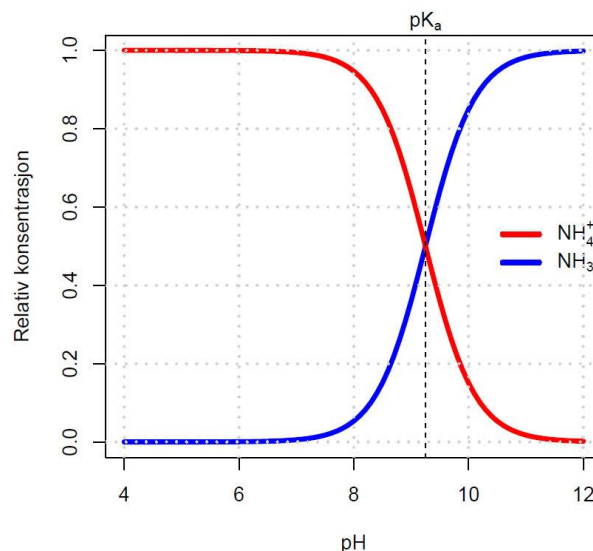
Oksygenmetning

Oksygenmetning er et mål på hvor mye oksygen som er oppløst i vannet, ofte uttrykt som en prosentandel av maksimalt oppløst oksygen ved en gitt temperatur. Det er viktig å ha god kontroll på oksygenmetningen i vannet ettersom fisk og bakterier krever tilstrekkelig oksygen

for å opprettholde de metabolske prosessene (Bjerknes et al., 2007, s. 91). Lav oksygenmetning kan føre til redusert vekst og svekket immunforsvar. Oksygenmetning over 100% medfører en overmetning av oppløst gass. En overmetning av oppløst oksygen kan føre til gassbubblesyke hos fisk, dersom det totale gasstrykket overstiger atmosfæretrykket. Gassbubblesyke er en tilstand der gassbobler dannes i fiskens vev og sirkulasjonssystem (Bjerknes et al., 2007, s. 92).

TAN

Fisken skiller ut nitrogen (N), som et resultat av nitrogenmetabolismen. Hovedmengden av nitrogenet skiller ut som TAN. TAN er summen av ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3) i vannet. Utskilt TAN vil foreligge i to tilstandsformer, uionisert ammoniakk og ionisert ammonium. De to tilstandsformene er avhengige av pH-verdien i vannet, se figur 7. Ved høy pH vil mesteparten foreligge som ammoniakk. Denne tilstanden er svært giftig for fisken. Høye ammonium nivåer i vannet vil også være giftig for fisken (Fjellheim, 2009, s. 4).



Figur 7: Illustrasjon av tilstandsformene til TAN i sammenheng med pH. (Bjerrumdiagram - Institutt for biovitenskap, u.å.)

Nitritt

Nitritt dannes under nitrifikasjonsprosessen. Nitritt er giftig for fisk, selv ved lave konsentrasjoner, da det kan binde seg til hemoglobin og redusere fiskens evne til oksygentransport. Det kan medføre oksygenmangel, og kan potensielt være dødelig for fisken (Kocour Kroupová et al., 2005). En akkumulering av nitritt i vannet er vanlig under modningen av biofiltret, men kan også forekomme ved driftsforstyrrelser ved vanlig drift (Fjellheim, 2009, s. 4).

Nitrat

Nitrat er sluttproduktet i nitrifikasjonsprosessen, og regnes som mindre giftig enn både ammoniakk og nitritt (Fjellheim et al., 2016, s. 5). Effekten av høye nitratnivåer har blitt forsket lite på, men det er vist at et nitrat-nitrogennivå ($(\text{NO}_3^-)\text{-N}$) på under 100 mg/L ikke påvirker fisken negativt (Davidson et al., 2017).

2.2 Tradisjonelle resirkuleringsanlegg

RAS står for resirkulerende akvakultur system. I motsetning til tradisjonelle gjennomstrøm-system behandles utløpsvannet slik at hele eller deler av vannstrømmen kan gjenbrukes. Gjennom metabolismen vil fiskepopulasjonen i karet forurense vannet med avfallsprodukter fra metabolismen, samt redusere oksygenivået. Disse avfallsstoffene må fjernes og oksygenivået må gjenopprettes før vannet kan brukes på nytt. Ved tilstrekkelig renseseffekt kan opptil 99% av vannet gjenbrukes.

2.2.1 Mekanisk filter

Det brukes ulike typer mekaniske filtre i RAS, felles for disse filterne er å fjerne organisk materiale som produseres i anlegget og faste partikler fra inntaksvannet. Dette forbedrer vannkvaliteten og gir bakteriene i biofilteret gunstige forhold for nitrifikasjon (Bjerknes et al., 2007, s. 169). Videre beskrives noen vanlige typer mekaniske filtre som brukes i RAS-anlegg.

Trommelfilter

Et trommelfilter er en sylinderformet enhet som roterer og filtrerer vannet gjennom en finmasket duk. Når vannet passerer gjennom duken, blir faste partikler fanget opp av rutene i duken, og rent vann passerer videre inn i systemet. Ved tilbake-spyling blir partiklene i duken fjernet. Tilbake-spyling er når inntaksvannet blir sendt i motsatt retning enn hva det ville hatt under normal drift (Hamnaberg, 2012).

I et trommelfilter er det viktig å tilpasse det hydrauliske trykket på vannet som passerer gjennom duken, slik at partikler ikke knuses. Dette vil medføre en økning av løst organisk materiale i vannet, som vil kunne påvirke bakterieaktiviteten i biofilteret. Denne påvirkningen blir beskrevet i delkapittel 2.2.3 om biofilteret. Trommelfilteret må rengjøres jevnlig for å opprettholde en god renseseffekt. Sammenliknet med et sandfilter er et trommelfilter dyrere å kjøpe og vedlikeholde. (Tal et al., 2009).

Sandfilter

Et sandfilter er en type mekanisk filter som effektivt fjerner partikler. I et sandfilter strømmer forurenset vann gjennom en søyle med sand. Sanden fungerer som en barriere, og fanger opp partiklene og urenheter i vannet, mens det rene vannet passerer gjennom og distribueres videre i anlegget. Partiklene og urenheter som samles opp over tid, kan bli fjernet ved tilbake-spyling. Sandfiltre kan fjerne mange typer partikler og urenheter fra vannet, inkludert sand, leire, og organisk materiale. Et sandfilter bør bestå av flere tanker med forskjellige størrelser på sanden slik at partikler av ulik størrelse blir fanget opp i filteret. Jevnlig rensing av filtret må gjennomføres for holde renseseffekten oppe. Sandfiltre brukes i mange forskjellige sammenhenger, inkludert i svømmebassenger, vannbehandlingsanlegg og industrianlegg (Bjerknes et al., 2007, s. 170).

Beltefilter

Et mekanisk beltefilter fjerner partikler på en mer skånsom måte. Skittent vann strømmer gjennom beltefilteret hvor partikler blir fanget opp i filterduken. Etter hvert som beltefilteret blir mettet med partikler og avfall, må det renses eller byttes ut for å opprettholde filtreringskapasiteten. Dette kan gjøres ved hjelp av en automatisk rensesprosess eller ved manuell spyling. I et RAS-anlegg kan mekaniske beltefiltre plasseres i serie eller parallell for å øke filtreringskapasiteten og effektiviteten (Fjellheim et al., 2016).

2.2.2 Biofilter

I biofilteret omgjøres ammonium til nitrat. Gjennom metabolismen skiller laksen ut TAN, avføring, karbondioksid (CO₂) og urea (Fjellheim et al., 2016, s. 5–7). Som beskrevet i kapittel 2.1 er TAN summen av ammonium og ammoniakk i vannet, som er styrt av en pH-likevekt. Høye TAN-nivået i vannet er giftig for fisken og må derfor fjernes fra vannet (Chen et al., 2006, s. 2).

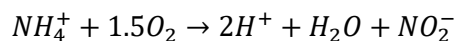
Et RAS-anlegg inneholder et komplekst bakteriesamfunn, heterotrofe- og autotrofe bakterier utgjør dette samfunnet. Bakteriene i et RAS-anlegg vokser på overflater og danner biofilm (Fjellheim et al., 2016, s. 18). Heterotrofebakterier utgjør omtrent 80% av bakteriene i et RAS-anlegg, og de er typisk opportunistiske bakterier som vokser fort ved høye nivåer av organisk materiale. Heterotrofebakterier er også mindre sensitive for endringer i vannkvaliteten og kan derfor utkonkurrere de autotrofe bakteriene. De autotrofe bakteriene utgjør omtrent 20 % av bakteriekulturen i biofiltret. Disse bakteriene står for den viktige nitrifikasjonsprosessen, og er sensitiv for endringer i vannkvaliteten (Fjellheim et al., 2016, s. 19).

Nitrifikasjon

Nitrifikasjonen i biofiltret består av to hovedtrinn, ammoniumoksidasjon (AOB) og nitrittoksidasjon (NOB). Begge trinnene er drevet av nitrifiserende bakterier som tilhører gruppene nitrosomonas og nitrobakter.

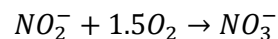
Ammoniumoksidasjon er det første trinnet i nitrifikasjonsprosessen. Ionisert ammonium oksideres til nitritt av nitrosomonasbakterier i biofilmen. Prosessen er avhengig av oksygen. Se formel 1 for reaksjonslikning (Chen et al., 2006).

Formel 1 - Reaksjonslikning for nitrifikasjon i trinn 1



Nitrittoksidasjon er det andre trinnet i nitrifikasjonsprosessen. Hvor nitritt oksideres til nitrat av nitrobakterbakterier i biofilmen. Denne reaksjonen er også avhengig av oksygen. Se formel 2 for reaksjonslikning (Chen et al., 2006, s. 2).

Formel 2 - Reaksjonslikning for nitrifikasjon i trinn 2



Nitrifikasjonshastigheten øker med temperaturer opp til 28-30 °C. Tilgangen på oksygen i biofilteret vil også påvirke nitrifikasjonsprosessen, ettersom de nitrifiserendebakteriene er avhengig av oksygen for oksidasjonen. De nitrifiserendebakteriene er også sensitive for endringer i pH-verdien; ved verdier utenfor område 6,8-8,2 vil nitrifikasjonshastigheten reduseres (McQuarrie & Boltz, 2011).

I tillegg til å fjerne nitrogenforbindelser fra vannet, kan nitrifikasjonsprosessen også føre til at pH-verdien senkes i biofilteret på grunn av frigjøringen av hydrogen under ammoniumoksidasjon (Chen et al., 2006, s. 2). Dette kan være gunstig for andre prosesser i RAS-anlegget som f.eks. CO₂-lufting.

Ulike typer biofiltre

Det finnes mange ulike typer biofiltre, et felles mål for utformingen av disse er å oppnå et stort spesifikt overflateareal (Fjellheim et al., 2016, s. 15). Det er også av betydning at biofiltret skaper de riktige miljøforholdene for å sikre gode vekstbetingelser for de nitrifiserende bakteriene.

Moving Bed

Moving bed biofilter (MBBR) er selvrensende biofiltre med flytende biomedier. Biomediet som brukes i MBBR fungerer som substrat for bakterievekst og dannelse av biofilm. Biomediet er utformet for å gi godt overflateareal for vekst av bakterier. Biomediet er flytende og holdes i bevegelse ved hjelp av lufting og omrøring (McQuarrie & Boltz, 2011, s. 2).

I en MBBR-tank vil vannet strømme inn i tanken og strømme gjennom filtermediet. Bakteriene som er festet til biomediet, vil bryte ned TAN som beskrevet i kapitlet om nitrifikasjon, og oksygenet som tilføres ved lufting, sørger for en effektiv nitrifikasjon.

Fixed Bed

Fixed bed filtre består av et fastsatt filtermateriale som vannet renner gjennom. Filtermaterialet har et stort overflateareal hvor biofilmen utvikles. For å opprettholde en effektiv nitrifikasjon er det nødvendig å rengjøre filtermateriale med jevne mellomrom. Riktig vannstrømning er også av stor betydning. En for lav vannstrømning kan medføre mangel på oksygenforsyning og redusert bakteriell aktivitet, mens en for høy vannstrømning kan resultere i at bakteriene blir skylt ut av filteret (Fjellheim et al., 2016, s. 16).

Modning av biofiltret

Modning av et biofilter tar minimum 6 uker (Fjellheim et al., 2016, s. 16). Under modningen etablerer de nitrifiserende bakteriene seg i biofilteret. I oppstartsfasen av modningen justeres ammoniumnivået til 3-5 mg/L ved å tilsette ammoniumklorid (NH_4Cl). Nitritnivået justeres til rundt 1,5-2 mg/L ved å tilsette natriumnitritt (NaNO_2) (Fjellheim et al., 2016, s. 16–17). Ammoniumnivået overvåkes og når målinger bekrefter en reduksjon av ammonium, settes systemet på kontinuerlig tilsetning av ammonium. pH-verdien i vannet bør ligge innenfor området 6,8-8,2. Ved høy pH vil en større andel av TAN foreligge som giftig ammoniakk, noe som hemmer utviklingen av de nitrifiserende bakteriene. Alkaliteten i vannet bør ligge på rundt 150-250 mg/L, og for å øke denne tilsettes natriumbikarbonat (Fjellheim et al., 2016, s. 16).

Et modent biofilter omdanner ammonium til nitrat hurtig. Målinger som blir tatt av et ferdig modnet biofilter viser lave ammonium- og nitrittverdier og en akkumulering av nitrat (Fjellheim et al., 2016, s. 17).

2.2.3 Gassregulering

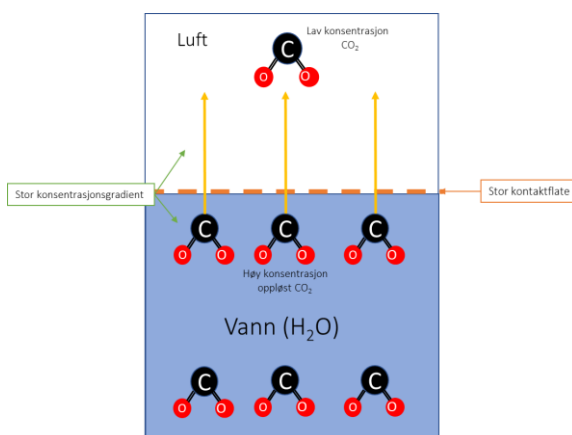
Regulering av løste gasser, særlig oksygen og karbondioksid er av stor betydning i et RAS-anlegg. Dette kontrolleres vanligvis ved hjelp av diffusjon mellom vann og luft, men kan også oppnås gjennom kjemiske reaksjoner (Summerfelt et al., 2000, s. 1).

En økning i produksjonsintensitet, lav spesifikk vanngjennomstrømning (L vann/kg fisk/min), og en relativ lav vannutskiftningsrate resulterer i høyere CO₂-forurensing i vannet. Denne utviklingen har medført at kontroll av CO₂-innholdet har fått økt oppmerksomhet (Summerfelt et al., 2000, s. 2).

CO₂-lufter

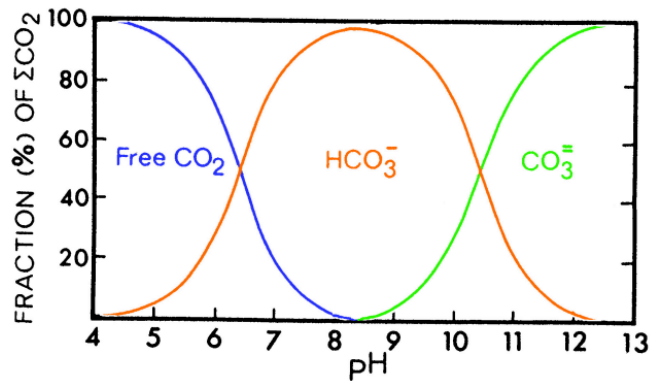
I et RAS-anlegg er det viktig å overvåke konsentrasjonen av karbondioksid i vannet. Akkumulering av CO₂ i vannet vil føre til at pH-verdien reduseres. Hemoglobinetts evne til å transportere O₂ reduseres ved lav pH, også kaldt Root- og Bohreffekt (Brauner & Randall, 1998; Waser, 2011). Dette vil igjen føre til økt respirasjonsfrekvens. Økt respirasjonsfrekvens kan føre til redusert vekst og økt stress. Høye CO₂ nivåer kan også føre til nefrokalsinose (Fivelstad et al., 2003). Endringer i pH-verdien påvirker også en rekke kjemiske forbindelser med pH-avhengig tilstand. CO₂-luftere benyttes i RAS-anlegg for å fjerne CO₂ fra vannet (Fjellheim et al., 2016, s. 11).

Oppløste gasser i vannet søker mot å oppnå likevekt med partialtrykket av gassene i atmosfæren. For å oppnå en effektiv luftning er det nødvendig med en stor kontaktflate mellom vann og luft, samt en stor konsentrasjonsgradient. Figur 8 illustrerer hvordan CO₂ fjernes fra vannet.



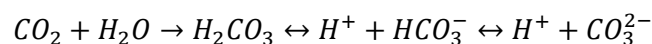
Figur 8 - Illustrasjon av CO₂-lufting, og hvordan likevekt søkes av molekylene.

Effektiviteten øker også med synkende pH-verdier på grunn av den kjemiske likevekten mellom karbondioksid, karbonat og bikarbonat i vannet. Denne likevekten er pH-avhengig, og når pH-verdien synker vil konsentrasjonen av oppløst CO_2 i vannet øke, som resulterer i en økt konsentrasjonsgradient (Fjellheim et al., 2016, s. 12). Figur 9 og formel 3 viser denne kjemiske likevekten mellom CO_2 , HCO_3^- og CO_3^{2-} .



Figur 9 – Karbonatsystemet. (Kalff, 2001)

Formel 3 - Reaksjonslikning for karbonatsystemet (Kalff, 2001)



Det finnes flere ulike typer CO_2 -luftere, kolonnenluffer, bobleluffer og risleluffer er eksempler på dette (Summerfelt et al., 2000, s. 9). I en kolonnenluffer drypper vann gjennom en kolonne med luft. En bobleluffer virker på den måten at mikrobobler bobles inn fra bunnen av vannsøylen, og skaper overflate mellom vannet og luften som bobles inn. En risleluffer skaper stort overflateareal mellom luft og vann ved at man lar vannet renne over legemer som er laget for å gi stor overflate som gir CO_2 tid til å diffundere ut av vannet.

Oksygenering

Oksygentilsetning er viktig i et RAS-anlegg. Tilsetning av oksygen har muliggjort effektiviseringen oppdrettsnæringen, da vannbehovet reduseres betraktelig. Vann med en oksygenmetning under eller over 100% kan være skadelig for fisken. En overmetning av oksygen kan forekomme av utette pumper og rør, oppvarming av vann eller kraftig vindomrøring. (Bjerknes et al., 2007, s. 114).

Oksygenkjegler benyttes for å tilsette oksygen til vannet. En oksygenkjegle kan anvendes direkte på hovedstrømmen i anlegget eller på en delstrøm av hovedstrømmen. Utformingen av oksygenkjeglen sikrer en lav vannhastighet i den nedre delen av kjeglen. Uoppløst oksygen vil da stige oppover i kjeglen og blande seg med innkommende vann, som fører til en økt oksygenmetning i vannet (Bjerknes et al., 2007, s. 173).

2.2.4 Produksjonskar

I et RAS-anlegg er produksjonskaret en avgjørende komponent for å sikre både god vannkvalitet og fiskevelferd. For å oppnå dette er det viktig at karet er av tilstrekkelig størrelse og har en passende utforming. En riktig utforming kan bidra til bedre vekst og overlevelse, samtidig redusere risikoen for sykdom og miljøproblemer. For å sikre god vannkvalitet er karet utstyrt med overvåkningsutstyr som kontrollerer viktige faktorer som temperatur, oksygeninnhold og pH (Martins et al., 2010).

2.2.5 Desinfeksjon

Desinfeksjonsmetoder brukes for å redusere mengden uønskede organismer i et RAS-anlegg. UV-behandling og ozonering er metoder som brukes for desinfeksjon. Desinfiseringsgraden er blant annet avhengig av organismens toleranse, behandlingsintensitet, kontakttiden og mengden organisk materiale i vannet. Det gjennomføres en sterk desinfeksjon på inntaksvannet for å minimere sjansen for sykdom (Fjellheim et al., 2016, s. 20).

Driftsvannet kan også bli behandlet med UV og ozon (O₃). Dette vil ikke føre til en fullstendig desinfeksjon, men en midlertidig reduksjon av bakteriemengden i vannet (Fjellheim et al., 2016, s. 20).

UV-belysning dreper bakterier og virus ved at den skader organismens DNA. Hvis belysningen ikke er kraftig nok, kan den påførte skaden repareres. Organismene i vannet har også ulik følsomhet for UV-belysning (Fjellheim et al., 2016, s. 21).

Ozon ødelegger organismens cellevegg og gjør vannet mer klart. Effektiviteten av ozonbehandlingen avhenger av ozonkonsentrasjonen og kontakttiden. Selv lave verdier av ozon er giftig for fisken, og det er derfor viktig å fjerne rest-ozon fra vannet. Rest-ozon fjernes fra vannet ved lufting (Fjellheim et al., 2016, s. 22).

Proteinskimmer

En proteinskimmer benyttes i et RAS-anlegg for å redusere mengden organisk materialet fra vannet. I proteinskimmeren dannes skum som binder seg til løst organisk materiale. Skummet blir dannet ved å injisere luft eller oksygen inn i en sylindrerformet kolonne fylt med vann. Skumlaget legger seg på toppen av kolonnen og blir deretter fjernet. Bruk av proteinskimmer kan forbedre vannkvaliteten og redusere risikoen for sykdomsutfordringer og miljøproblematikk (Xiao et al., 2019).

3. Material og metode

Material- og metodekapittelet er strukturert i flere seksjoner for en klar og detaljert fremstilling av prosjektet. Den første seksjonen vil inneholde en beskrivelse og illustrasjoner av systemets sammensetning. Deretter vil utstyret som er benyttet for analysene av vannprøvene bli presentert, samt forklart og illustrert. Dette vil bli etterfulgt av en grundig gjennomgang av analysemetodene og anvendte justeringer som er foretatt underveis. Videre vil prosjektets fremgangsmåte bli beskrevet. Avslutningsvis fremlegges eventuelle feilkilder og mulige begrensninger knyttet til prosjektet.

3.1 Forberedelser

Systemet i prosjektet hadde ikke vært i drift på flere år, og det trengtes dermed en grundig gjennomgang før det ble tatt i bruk. Glasshuset over biofilteret hadde skader fra tidligere bruk, og det ble derfor bestilt nytt hos leverandør (Sterner AS). Figur 10 viser skadene på glasshuset.



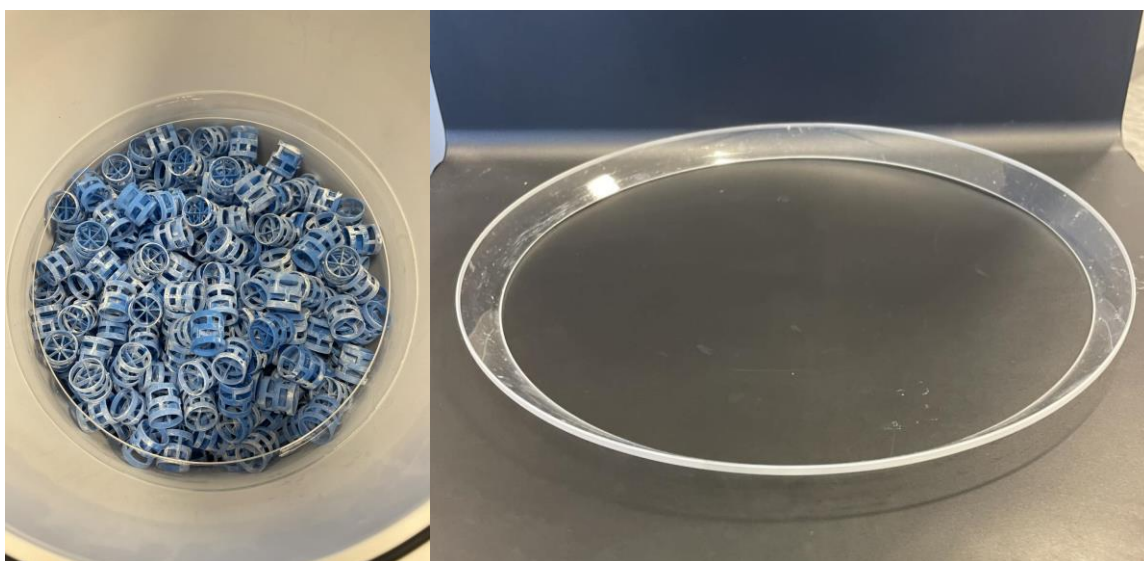
Figur 10 - Ødelagt glasshus

Før demontering ble det tatt bilder av systemet for å forenkle monteringsprosessen senere. Systemet ble demontert hovedsakelig for å rengjøre det fra tidligere drift, men også for å oppnå en bedre forståelse av systemets helhet.

Komponenter og rør ble skrudd fra hverandre. Biofilteret i systemet inneholdt skjellsand, som ble fjernet og veid. Skjellsanden veide 13 kg, noe som var 2 kg under den opprinnelige mengden. Det ble etter diskusjoner med leverandør (Sterner AS) vurdert at dette var tilstrekkelig, ettersom systemet ikke skulle opereres med full belastning.

Etter demontering av systemet var det nødvendig å rengjøre det, da flere av delene var dekket av et brunt belegg. Tynne og små rør ble vasket manuelt ved hjelp av flaskekost og vann. Større rør og komponentene i anlegget ble rengjort ved hjelp av en høytrykkspyler.

Etter rengjøring ble systemet satt sammen igjen. CO₂-lufteren ble fylt med de tilhørende biolegemene. En rist ble plassert i bunnen av CO₂-lufteren, og biolegemene ble plassert lagvis med plastringer som skilte lagene fra hverandre. Fra tidligere bruk var det merker som indikerte plasseringen av disse plastringene. Plastringene ble plassert på samme sted som merkene, som var om lag 25 cm fra hverandre. Biolegemene ble deretter fylt mellom disse lagene. Plastringene bidro til å skape mer luftrom, og sikret effektiv CO₂-lufting. Figur 11 viser hvordan biolegemene ble plassert mellom plastringene samt plastringene.



Figur 11 – Biolegemenes plassering og plastring

Videre montering av systemet ble utført ved hjelp av bilder som ble tatt før demontering, samt markeringer på koplinger, figur 12 illustrerer markeringene. Markeringene indikerte hvilke koplinger som hørte sammen. Det ble kontrollert at alle koplinger hadde intakte O-ringer, som sørget for at koplingene var tette.



Figur 12 - Markering på rør

Ved montering av den nye delen av biofilteret ble det oppdaget at dens dimensjoner ikke stemte overens med systemets. Hovedproblemet var en høydedifferanse på rørskjøtene, noe som gjorde det umulig å montere disse delene sammen, figur 13 illustrerer denne høydedifferansen. Høydedifferansen var på omtrent 1 cm, og måtte justeres deretter. Dette ble gjort ved å markere 1 cm med skyvelæret, for så å bruke en buesag. For finjustering ble det brukt en slipemaskin, samt et avrundingsverktøy rundt kanten slik at delene skulle sitte bedre sammen. Delene ble deretter montert sammen ved bruk av PVC-U lim.



Figur 13 - Høydedifferanse mellom ny og gammel del

Reservoaret ble fylt med vann levert fra Svartediket vannbehandlingsanlegg. Dette vannet vil ha en høyere pH enn råvann hos et typisk oppdrettsanlegg på Vestlandet, grunnet vannbehandlingen som foregår for å sikre trygt og godt drikkevann. Det bløte råvannet blir ledet gjennom et marmorfilter, som hever pH til omtrent 7,8 (Vann i Bergen, 2020). Systemets vannvolum var en viktig parameter, ettersom det ble brukt for å beregne de nødvendige mengdene ammoniumklorid og natriumnitritt som skulle tilsettes systemet.

Til tross for at leverandørens brukermanual ikke inneholdt noen anbefalinger for vannstanden, ble den justert til et nivå som var merket fra tidligere drift.

Et estimat av systemets vannvolum ble beregnet for å etablere et grunnlag for videre beregninger. Estimater av volumet ble beregnet ved å måle både reservoarets og biofilterets dimensjoner. Formel 4 viser beregningen av reservoarets vannvolum og beregninger av biofilterets vannvolum.

Formel 4 - Vannvolum i systemet

$$\text{Volum reservoar} = \text{Lengde reservoar } m * \text{Bredde reservoar } m * \text{Vannstand } m$$

$$1m * 1,14m * 0,4m = 0,456m^3 = 456l$$

$$\text{Volum biofilter} = \pi * r^2 * m * \text{Høyde } m$$

$$\pi * 0,10186^2 * m * 0,775m = 0,025m^3 = 25l$$

Det totale vannvolumet i systemet ble dermed beregnet til 481 liter. Dette representerer et overslag av vannvolumet, da formen på komponentene gjorde det vanskelig å ta eksakte mål. Vannvolumet i systemet ble senere oppjustert til 596 liter, og igjen økt til 717 liter. For utrekning se kapittel 3.6.1.

En vannsensor ble plassert på gulvet rundt reservoaret og tilkoblet systemet. Hensikten med vannsensoren var å begrense skadeomfanget ved en eventuell vannlekkasje. Figur 14 viser vannsensoren rundt systemet.

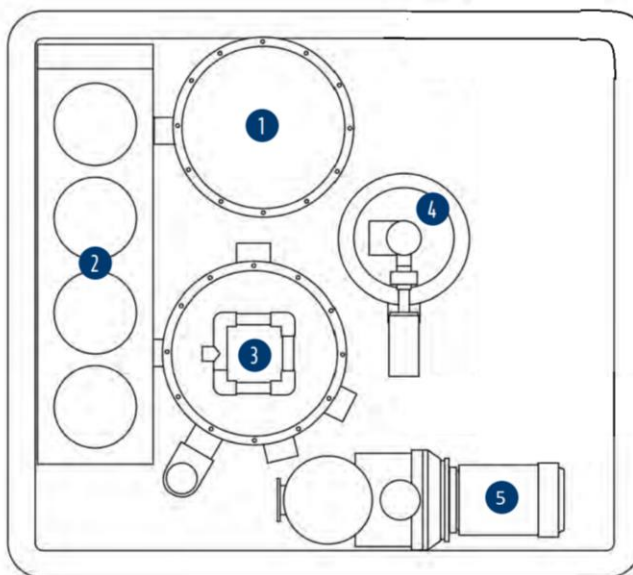


Figur 14 - Vannsensor rundt systemet

3.2 TMC 2500

Systemet som ble brukt i prosjektet er av modellen TMC 2500, og ble levert av Sterner AS. TMC 2500 er et kompakt RAS-anlegg designet for forskningsanlegg, butikker og offentlige akvarieutstillinger (Tropical Marine Center, 2017b). Systemet er sammensatt av flere komponenter som bidrar til rensing av vannet. De ulike komponentene i systemet er fremvist i figur 15.

- 1) CO₂-lufter
- 2) Filterposer
- 3) Proteinskimmer
- 4) Biofilter
- 5) Systempumpe



Figur 15: Illustrasjon over de ulike komponentene i TMC 2500.

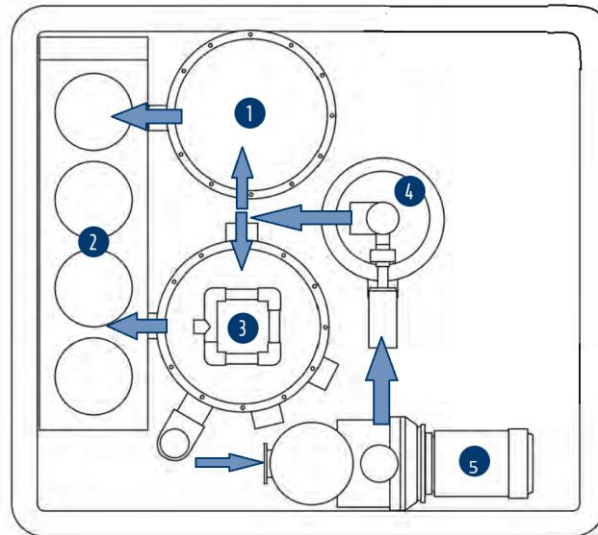
Systemet inneholder ni ventiler, som er nummerert deretter. Alle ventilene er kuleventiler, med unntak av ventil nummer 8, som er en portventil. Figur 16 viser de ulike ventilene i systemet, og tabell 1 inneholder en beskrivelse ventilenes funksjon.



Figur 16 - Nummerert oversikt over ventilene i TMC2500.

Ventilnummer	Type	Funksjon
1	Kuleventil	Styrer vannstrømningshastigheten til systemet, bypass systemet
2	Kuleventil	Tilførsel til CO ₂ -luftren
3	Kuleventil	Bypass proteinskimmer
4	Kuleventil	Utløp venturipumpe
5	Kuleventil	Innløp til proteinskimmerens spylehus
6	Kuleventil	Innløp for luft til venturipumpe
7	Kuleventil	Innløp venturipumpe
8	Portventil	Utløp proteinskimmer og styrer vannivået i proteinskimmer
9	Kuleventil	Avløp proteinskimmer

Tabell 1 - Ventilenes funksjon



Figur 17 - Vannstrømning gjennom anlegget

Vannstrømningen i systemet er illustrert i figur 17. Først pumpes vann fra reservoaret opp gjennom systempumpen og strømmer deretter gjennom biofilteret. Videre deler vannstrømmen seg i to separate strømmer: Hovedstrømmen fortsetter gjennom proteinskimmeren, mens en mindre sekundær strøm går gjennom CO₂-luftren. Begge strømningene har utløp som renner ut over filterposene. Det filtrerte vannet renner til slutt tilbake til reservoaret.

Systempumpen i systemet er levert av Hydro Air og er av modellen Argonaut AV75-2DN-S. Denne pumpen har en maksimal løftekapasitet på 13 meter, og kan maksimalt levere en vannstrømningsrate på 13m³/h (HydroSpares, n.d). Pumpen består av en motor, koblet sammen med et pumpekammer. Pumpekammeret inneholder en kurv som må fylles med vann før oppstart av systemet. Figur 18 viser systempumpen.



Figur 18 - Systempumpe

Fra systempumpen blir vannet pumpet videre til biofilterets innløp. Biofilteret i systemet består av et fluidisert sandfilter. Biofiltret er utformet som en langstrakt sylinder, hvor toppen er av pleksiglass. Denne glasstoppen blir omtalt som et glasshus. Glasshuset gir mulighet til en visuell overvåkning av fluidiseringen. På toppen av glasshuset er det et ventilasjonsrør, som sikrer ventilasjon i biofiltret og indikerer vannstrømmingen til systemet. Figur 19 viser utformingen av biofilteret.

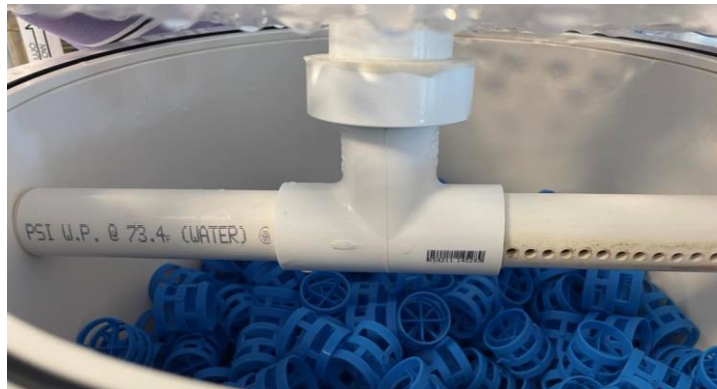


Figur 19 - Utforming av biofilter.

Etter biofilteret deles vannstrømmen, hvor hovedstrømmen går gjennom en proteinskimmer og sekundærstrømmen går gjennom CO₂-luftren. I prosjektet ble proteinskimmeren kun benyttet for å transportere vannet fra biofilteret til filterposene. CO₂-luftren i systemet er en sylindrerformet kolonne med fylt med plastlegemer med stort overflateareal. Dette fører til stor kontaktflate mellom luft og vann når vannet renner gjennom sylindren (Svendsen, 2019, s. 23). Plastlegemene i sylindren er lagvis avskilt med plastringer som fører til luftrom i sylindren, slik at CO₂-utluftingen forgår effektivt. På toppen av kolonne-lufteren befinner det seg en roterende vannspreder. Figur 20 viser CO₂-luftren, og figur 21 viser plastlegemene og vannsprederen.

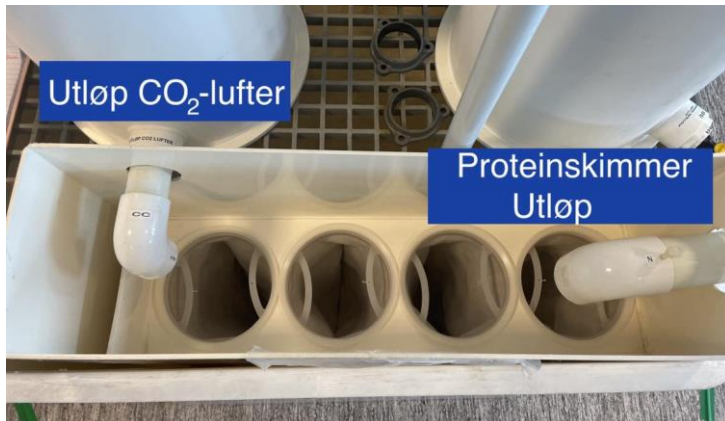


Figur 20 - CO₂-lufter



Figur 21 - Plastlegemer og roterende vannspreder.

Både proteinskimmeren og CO₂-lufteren har utløp over filterposene som står i en filterposeholder. Posene er laget av polyester og har en lysåpning mellom 5-400µm (Tropical Marine Center, 2017a). Det filtrerte vannet renner videre tilbake til reservoaret. Figur 22 viser utløp både fra proteinskimmer og CO₂-luftren. Figur 23 viser filterposene.



Figur 22 - Filterposeholder og utløp for CO₂-lufter og proteinskimmer



Figur 23 - Filterpose

3.3 Material

Dette kapitlet vil ta for seg de ulike instrumentene brukt under analysedelen av prosjektet.

3.3.1 pH-meter

pH-verdien i vannet ble målt ved hjelp et pH-meter av typen SevenEasy S20, levert av Mettler Toledo. pH-meteret har en målenøyaktighet på $\pm 0,01$ pH. Figur 24 viser pH-meteret.

Kalibrering

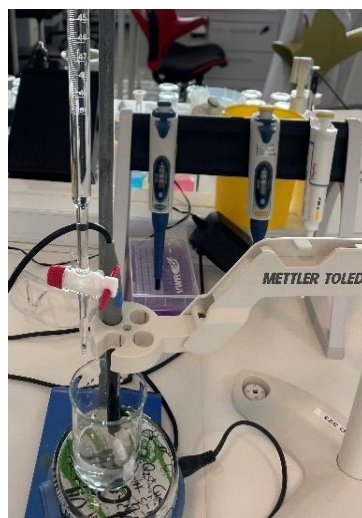
Før målinger ble utført, ble instrumentet kalibrert. Dette ble gjort ved bruk av tre ulike buffere. Instrumentets elektrode ble først plassert i en bufferløsning med pH 7, dette er fordi pH 7 betraktes som nøytral, og ofte det mest stabile punktet for kalibreringen. For kalibrering måtte en trykke på «cal» knappen, og pH-meteret stoppet automatisk ved stabilisert måling. Etter avlesning ble elektroden skylt i destillert vann og tørket forsiktig med papir for å ikke overføre spor av en buffer til en annen. Denne prosedyren ble gjentatt på bufferløsningene med pH 4 og pH 10. Figur 24 viser de tre bufferløsningene som ble brukt under kalibrering.



Figur 24 - pH-meter og bufferløsninger til kalibrering

3.3.2 Titreringsutstyr

Ved titrering ble det brukt en byrette, plassert i et stativ, for tilsetning av titranten. Det ble brukt en målekolbe og pipette for nøyaktig oppmåling av analytt, før det ble ført over i et begerglass. pH-meter ble plassert i begerglasset ved hjelp av et stativ vist i figur 25, og prøven ble holdt i bevegelse ved hjelp av magnetrører.



Figur 25 - Titreringsutstyr

3.3.3 Konduktivetsmåler

For å måle temperatur, TDS, konduktivitet og salinitet i vannet, ble det benyttet en konduktivetsmåler av typen WTW Condi 340i (Figur 26), levert av Christian Berner AS.



Figur 26 - Konduktivetsmåler (WTW Condi 340i, Christian Berner AS)

Målenøyaktighet:

- Konduktivitet: $\pm 0,5\%$
- Salinitet: $\pm 0,2$
- TDS: 1
- Temperatur: $\pm 0,1$

3.3.4 Oksymer

Oksygenmetningen ble daglig målt ved hjelp av et oksymer av typen Handy Gamma, levert av OxyGuard. Oksymeret har en målenøyaktighet på ± 1 siffer.

Før oksymeret ble tatt i bruk ble det kalibrert. Kalibreringen ble utført i luft ved romtemperatur. For kalibrering ble det trykket to ganger på «GO». Da verdien på skjermen var stabil ble skruen på siden av instrument justert, slik at verdien viste 101. Figur 27 viser oksymeret samt justerings skruen.



Figur 27 - Oksymer og justerings skruen

3.3.5 Spektrofotometer

Ammonium-, nitritt- og nitratnivået ble analysert med et spektrofotometer av typen Spectroquant Nova 60 levert av Merck, vist i figur 28. Instrumentet har en målenøyaktighet på $\pm 0,2\text{nm}$.



Figur 28 - Spektrofotometer (Spectroquant Nova 60, Merck)

Spektroquant Test Kits

I analysen av ammonium-, nitritt- og nitratnivåer ble det benyttet Spektroquant test-kits (Figur 30), levert av Merck. Disse settene bestod av reagensrør med et barkodesystem, som ble gjenkjent av spektrofotometeret for å identifisere de ulike analysene. Hvert sett inneholdt også nødvendige reagenser for gjennomføring av analysene.

114558 Ammonium Cell Test

Ble brukt for å analysere ammoniumnivå, målområde 0,2- 8,00 mg/L ($\text{NH}_4\text{-N}$) og pH-range 4-13.

Medfølgende $\text{NH}_4\text{-1K}$ reagens med doseringslokk.

114739 Ammonium Cell Test

Ble brukt for å analysere ammoniumnivå, målområde 0,010 – 2.0 mg/L ($\text{NH}_4\text{-N}$) og pH-range 4-13.

Medfølgende $\text{NH}_4\text{-1K}$ reagens med doseringslokk.

114752 Ammonium Cell Test

Ble brukt for å analysere ammoniumnivå, målområde fra 0,05 – 3,0 mg/L ($\text{NH}_4\text{-N}$) og pH-range 4-13.

Medfølgende reagenser: $\text{NH}_4\text{-1}$ $\text{NH}_4\text{-2}$, $\text{NH}_4\text{-3}$.

114547 Nitrite Cell Test

Ble brukt for å analysere nitritnivå, målområde fra 0,01 – 0,7 mg/L (NO_2^-) og pH-range 2-10.

114542 Nitrate Cell

Ble brukt for å analysere nitratnivå, målområde fra 0.5-18.0 mg/L ($\text{NO}_3\text{-N}$) og pH-range 1-3.

Medfølgende $\text{NO}_3\text{-1K}$ reagens med måleskje.

3.3.6 Automatpipetter

I dette prosjektet ble det benyttet automatpipetter fra Thermo Scientific, for å sikre nøyaktig måling av væsker. Det ble benyttet to automatpipetter med ulike målområder. Den første hadde et målområde fra 0,5-5mL, og den andre hadde et målområde fra 100-1000 μL . Figur 29 viser begge automatpipettene som ble benyttet under prosjektet.

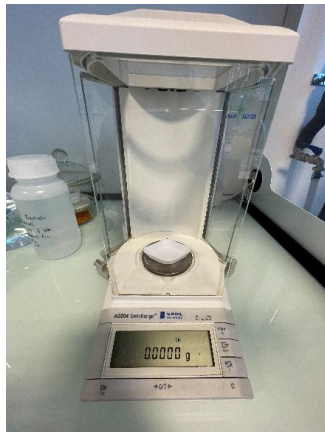


Figur 29 - Automatpipetter

3.3.7 Vekt

De ulike kjemikaliene brukt i prosjektet ble målt opp ved bruk av et måleskip og vekt av typen AG204, også levert av Mettler Toledo.

Måleskipet ble plassert på vekten, som deretter ble nullstilt. Dette ble gjort for å sikre nøyaktighet i målingene ved å kompensere for vekten av måleskipet. Vekten har en målenøyaktighet på 0,1 mg. Figur 30 viser vekten med måleskipet plassert på toppen.



Figur 30 -Vekt (AG204, Mettler Toledo)

3.4 Analyser

Dette delkapittelet inneholder en beskrivelse av de ulike analysene som ble utført under prosjektet.

3.4.1 pH

Etter fullført kalibrering ble elektroden satt i vannprøve hentet fra reservoaret, og pH-verdien ble deretter målt ved å trykke på «read» knappen på pH-meteret. Resultatet ble avlest og notert i Excel. Denne analysen ble utført daglig gjennom hele prosjektet.

3.4.2 Alkalitet

Alkaliteten i systemet ble daglig målt ved titrering av svovelsyre (H_2SO_4). Når syren ble tilsatt reagerte hydrogen-ioner med alkaliske ioner, og pH-verdien ble redusert.

Det ble brukt svovelsyre med en normalitet på 0,02. En syre med normalitet på 0,02 indikerer at det er 0,02 mol syre i en liter løsning. Svovelsyren ble tilsatt i byretten ved å bruke et lite begerglass. Deretter ble et begerglass for avfall satt under, og ved å vende på byrettskruen for å åpne for strømning ble eventuelle luftbobler i byretten fjernet. Det ble målt opp 50mL av vann fra systemet, ved bruk av en målekolbe og pipette. Vannet ble deretter tilsatt et begerglass, som ble plassert under byretten. Det ble også brukt en magnetrører for å sørge for blanding av syre og vann. Elektroden til et pH-meter ble plassert i begerglasset, og pH-verdien ble kontinuerlig målt. Når pH-verdien var stabil, ble det gradvis tilsatt svovelsyre fra byretten. Når pH-verdien

nådde 4,5 ble volumet av tilsatt syre notert. Dette volumet ble videre multiplisert med 20 for å finne alkaliteten i vannet. Formel 5 under viser hvordan dette ble beregnet.

Formel 5 - Beregning av Alkalitet i vannet

$$\text{Alkalitet} = \frac{\text{Volum } H_2SO_4 \text{ mL} * \text{Normalitet } H_2SO_4 \frac{\text{mmol}}{\text{L}} * 50 \frac{\text{g}}{\text{mol}} * 1000}{\text{Volum vann fra systemet mL}}$$

$$\text{Alkalitet} = \frac{\text{Volum } H_2SO_4 \text{ mL} * \frac{0,02 \text{ mmol}}{\text{L}} * 50 \frac{\text{g}}{\text{mol}} * 1000}{50 \text{ mL}}$$

$$\text{Alkalitet} = \text{Volum } H_2SO_4 * 20 \left[\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right]$$

3.4.3 Konduktivitetsmåler

Sonden til måleinstrumentet ble senket ned i vannet ved innløpet til systemet, for å måle temperatur, TDS, konduktivitet og salinitet. Resultatet fra de ulike analysene ble avlest fra målerens skjerm, og notert i Excel. Analysene ble gjort daglig gjennom hele prosjektet.

3.4.4 Oksymeter

Etter kalibrering ble oksygenmetningen målt ved å senke sonden til oksymeteret ned i vannet. Resultatet ble avlest fra målerens skjerm, og notert i Excel. Analysene ble utført daglig fra dag -4 til dag 24.

3.4.5 Analyser utført av Spektrofotometer

For analyse av ammonium, nitritt og nitrat ble daglige vannprøver hentet fra både før og etter biofilteret. Dette ble gjort for å observere effekten av de nitrifiserende bakteriene.

Disse prøvene ble avlest ved hjelp av spektrofotometeret. og det var derfor viktig å rengjøre reagensrørene før avlesning. Dette fordi smuss kan forstyrre lysbanen og øke lysabsorbasjonen, noe som kan gi unøyaktige verdier. Instrumentet oppgav resultatene av analysene i mg/L, som ble avlest og ført inn i Excel-skjema.

Ammonium

Gjennom prosjektet ble ulike tester benyttet for å analysere ammoniumnivået i systemet. Alle testene inneholdt en sterk alkalisk løsning som førte til at pH-verdien i prøvene ble høy. Dette medførte at TAN likevekten forelå utelukkende som ammoniakk. Løsningene reagerte og dannet en gul-grønn farge som videre ble analysert. Ammonium analyser ble utført daglig gjennom hele prosjektet. Figur 31 viser ferdig blandede løsninger og fargekonsentrasjonen.

114558 Ammonium Cell Test

Ved bruk av en automatpipette ble 1mL av vann fra systemet tilsatt i reagensrør. Dette ble godt ristet før en dose av reagens $\text{NH}_4\text{-1K}$ ble tilsatt. Dette ble ristet til alt var oppløst. Den ferdigblandete løsningen sto i 15 minutter, som er reaksjonstiden til analysen, før den ble avlest.

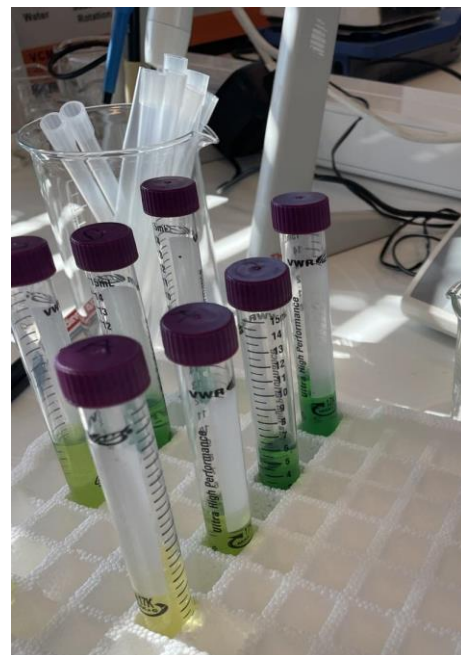
114739 Ammonium Cell Test

5mL av vannprøven ble tatt ut med en automatpipette og tilsatt i et reagensrør. En dose av reagens $\text{NH}_4\text{-1K}$ ble tilsatt reagensrøret, og deretter ristet til alt var oppløst. Løsningen ble deretter stående i 15 minutter, før den ble avlest. Ved ammoniumnivå høyere enn testens målområde ble vannprøvene fortynnet med destillert vann. Ved fortynning av vannprøve måtte avlesningen fra spektrometeret multipliseres i samsvar med fortynningsforholdet.

114752 Ammonium Test

5mL av vannprøven ble overført til et reagensrør med en automatpipette. Etterfølgende ble 0,6mL reagens $\text{NH}_4\text{-1}$ og en dose med reagens $\text{NH}_4\text{-2}$ tilsatt. Blandingen ble ristet til alt var oppløst. Prøven ble deretter stående i 5 minutter.

Etter den angitte tidsperioden ble 4 dråper reagens $\text{NH}_4\text{-3}$ tilsatt, og løsningen ble nok en gang ristet godt. Prøven ble stående i 5 minutter før den ble overført til en standard 10 mm fluorometercelle, og avlest.



Figur 31 - Ferdig blandede løsningen og fargekonsentrasjonen

Nitritt

«114547 Nitrite Cell Test» ble brukt for å måle nitrittnivåer, og inneholdt en sur løsning hvor nitrittationer reagerte med sulfanilsyre ($\text{H}_3\text{NC}_6\text{H}_4\text{SO}_3$), som deretter dannet et rødfiolett fargestoff. Nitrittnivået ble analysert daglig gjennom hele prosjektet. Figur 32 viser en ferdig blandet nitrittanalyse.

Vannprøver med høyere nitrittnivå enn 0,7, som er utenfor målområde, ble fortynnet med destillert vann. Før analysen ble gjennomført ble pH-verdien kontrollert, og eventuelt justert til intervallet mellom 2-10.



Figur 32 - Ferdig blandet nitrittanalyse

114547 Nitrite Cell Test

5ml av vannprøven ble tilsatt reagensrøret med en automatpipette. Reagensrøret ble ristet til innholdet var helt oppløst. Deretter sto reagensrøret i 10 minutter, før den ble avlest.

Nitrat

For å måle nitratnivået i vannet ble «114542 Nitrate Cell Test» brukt. Analysene inneholdt konsentrert svovelsyre og et benzosyrederivat ($\text{C}_6\text{H}_5\text{COOH}$). Dette reagerte med nitrat fra vannprøvene og dannet et rødbrunt fargestoff. Nitrat nivået ble målt daglig fra dag 1 til dag 24. Før analysen ble gjennomført ble pH-verdien i vannprøvene justert til mellom 1-3. For å justere pH-verdien ble det tilsatt 0,5 mol saltsyre. Det ble utført et forsøk for å undersøke hvor mye saltsyre som måtte tilsettes vannet for å redusere pH-verdien til mellom 1-3. I prosjektet ble saltsyre tilsatt ved titrering, samtidig som pH-verdien ble kontinuerlig målt. Forsøket viste at 30mL vann fra systemet krevde 5mL saltsyre for å oppnå en pH-verdi på 2. Resultatet fra forsøket ble brukt for å justere pH-verdien.

Nitrittnivået i vannet fra systemet kan ikke være høyere enn 10 mg/L. Prøver med et høyere nitrittnivå ble fortynnet med destillert vann. Det ble brukt reagensrør i plast for å fortynne vannprøvene samt justere pH-verdien.

114542 Nitrate Cell Test

Med en automatpipette ble 1,5 mL vann fra vannprøvene tilsatt reagensrør med destillert vann og saltsyre. Dette ble blandet godt. Videre ble 1 dose NO₃-1K reagens tilsatt analysens reagensrør. Dette ble ristet kraftig i ett minutt. Til slutt ble 1,5mL av den fortynnende og pH-justerte prøvevannet tilsatt reagensrøret, forsiktig og sakte, mens røret ble holdt skrått. Reagensrøret ble deretter forsiktig ristet, før det sto i ro i 10 minutter før det ble avlest. Figur 33 viser de skråstilte reagensrøret.



Figur 33 - Skråstilt reagensrør til nitratanalyse

3.5 Justering av vannparametere

Dette kapitlet vil ta for seg justering av vannparametre, og gjøre rede for utregninger i denne prosessen.

3.5.1 pH

I prosjektet ble det viktig å justere pH-verdien. Før det biologiske filteret begynte å jobbe, steg pH-verdien i vannet og måtte dermed reguleres. Dette ble gjort ved å tilsette saltsyre (HCl). Det ble brukt 37% HCl som har en tetthet på 1,19 kg/l. Saltsyre har en molarvekt på 36 g/mol. Prosentverdien på saltsyren ble konvertert til molar verdi. Formel 6 viser hvordan dette ble gjort.

Formel 6 - Konsentrasjonskonvertering

$$37\% \text{ HCl density } 1,19 \frac{\text{kg}}{\text{L}}$$

$$\text{HCl } 36,5 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$0,37 \times 1,19 \frac{kg}{L} = 0,4403 \frac{kg}{L}$$

$$\frac{0,4403 kg/L}{\frac{36,5 g/mol}{1000}} = 12 \frac{mol}{L} = 12M$$

Beregningen viser at 37% HCl tilsvarer 12 M HCl. Dette er konsenteret saltsyre. I prosjektet ble fortynnet saltsyre brukt med konsentrasjonene 1M, 0,5M og 0,1M. Formel 7 under viser mengden konsentrert saltsyre som ble tilsatt for å få de ulike fortynningene.

Formel 7 - Beregninger av konsentrasjon til saltsyre (HCl) løsninger

$$1M HCl = \frac{1mol}{12M} = 83ml \text{ konsentert i 1 liter vann}$$

$$0,5 M HCl = \frac{0,83ml}{2} = 41,5ml \text{ konsentert i 1 liter vann}$$

$$0,1 M HCl = \frac{0,83ml}{10} = 0,83ml \text{ konsentert i 1 liter vann}$$

Når fortynningene ble laget ble dette gjort under et avtrekkskap. Konsenteret saltsyre er en svært sterk syre, og i kontakt med hud vil den etse umiddelbart. Det er derfor viktig å være svært forsiktig og bruke hansker, briller og lab frakk når man arbeider med saltsyre.

Fortynningene ble laget i 1 liters målekolber. Det ble først tilsatt destillert vann i målekolben, etterfulgt av riktig mengde konsentrert saltsyre. Til slutt ble målekolben fylt til ønsket volum med destillert vann, og målekolben vendt om slik at tilsetningen blandes. Rekkefølgen på dette var svært viktig.

3.5.2 Alkalitet

Alkalitet måles som mengde kalsiumkarbonat i vannet. Justering av vannets alkalitet var en nødvendig faktor i modningen av biofilteret, da en lav alkalitet ville være en begrensende faktor.

Natriumbikarbonat og kalsiumkarbonat har ulikt massetall og er derfor ikke ekvivalente. For å finne ut hvor mye natriumbikarbonat som tilsvarer 1 mol kalsiumkarbonat, ble natriumbikarbonatets molare masse multiplisert med differensen i massetallene. Resultatet av beregningen var 168 g/L, se formel 8.

Formel 8 - Natriumbikarbonat og massetall

$$84,01 * 2 = 168 \frac{g}{L}$$

Systemet hadde et vannvolum på 717 L, og for å øke alkaliteten i systemet med 1 mol, ble vannvolumet multiplisert med mengden natriumbikarbonat som ble beregnet. Dette ga en total mengde på 120,465 g, se formel 9.

Formel 9 - Mengde natriumbikarbonat som må tilsettes for å øke alkalitet med 100

$$\frac{168 \frac{g}{L} * 717 L}{1000} = 120,456 g$$

I henhold til beregningen ble det tilsatt natriumbikarbonat når alkaliteten var lav. Dette ble gjort med å veie inn riktig mengde natriumbikarbonat. Denne mengden ble deretter tilsatt i en målekolbe og oppløst i destillert vann før den ble tilsatt til systemet.

Watson Marlow 120s pumpe

En kontinuerlig tilsetning av 0,5 mol saltsyre og oppløst natriumbikarbonat ble oppnådd ved hjelp av en Watson Marlow 120s peristaltisk pumpe. Før bruk ble pumpen montert ved å koble slanger til pumpen, som deretter ble grundig rengjort med destillert vann. Figur 34 viser oppsett for rengjøringen av pumpen.



Figur 34 - Rengjøring av peristaltisk pumpe

Pumpen ble deretter plassert på en stabil overflate og tilkoblet en strømkilde. Hastigheten ble justert ved kontrollknappen, som kan justeres fra 0 til 100 RPM. En tank som inneholdt ønsket løsning ble plassert ved siden av pumpen, og en slange ble ført fra pumpen og ned i tanken. Til slutt ble pumpen startet ved å trykke på start-knappen. For å stoppe pumpen, ble stopp-knappen brukt. Pumpen og slangene ble grundig rengjort med destillert vann etter bruk.

3.5.3 Ammonium

Tilsetning av ammonium var viktig i oppstartsfasen av biofilteret, da de ammoniumoksidierende bakteriene trengte næring. I starten ble ammoniumnivået justert til 4 mg/L, før det under biofilterets modningsprosess ble justert opp til 7 mg/L. Ammoniumnivået ble justert ved å tilsette ammoniumklorid.

Basert på målt TAN-nivået i vannet, ble det beregnet hvor mye ammoniumklorid som ble tilsatt for å oppnå ønsket nivå. Formel 10 viser beregningene av dette.

Formel 10 - Tilsetning av ammoniumklorid

$$\text{Ønsket nivå } NH_3 \frac{g}{L} - \text{Målt nivå av } NH_3 \frac{g}{L} = \text{Nivå } NH_3 \frac{g}{L}$$

$$\frac{\text{Molar masse } NH_4Cl \frac{g}{mol} * \text{Nivå } NH_3 \frac{g}{L}}{\text{Molar masse } NH_3 \frac{g}{mol}} = \text{Mengde } NH_4Cl \text{ som tilsettes } \frac{g}{L}$$

$$\text{Mengde } NH_4Cl \text{ som tilsettes } \frac{g}{L} * \text{Vannvolum } L = \text{Mengde } NH_4Cl \text{ som tilsettes } g$$

- Molar masse NH_4Cl : 53,49 g/mol
- Molar masse NH_3 : 17 g/mol
- Ønsket nivå NH_3 : 4 mg/L = 0,004 g/L
- Vann volum: 717 L

Ammoniumklorid ble veid inn og blandet i en målekolbe sammen med destillert vann til ønsket volum. Løsningen ble tilsatt ved innløpet til systemet. Figur 35 viser den ferdigblandete løsningen.



Figur 35 - løsning med ammoniumklorid

3.5.4 Nitritt

I oppstartfasen av biofilteret ble nitrittnivået justert til 1,5 mg/L, for å få en tidlig start på utvikling for de nitrittoksiderende bakteriene. Nitrittnivået ble justert med å tilsette natriumnitritt.

Analysemetoden beregnet nitritt-nitrogennivået (NO₂-N), noe som videre måtte omgjøres til nitritt. Dette ble gjort ved å bruke forholdet mellom den molare massen til nitritt-nitrogen og nitritt. Nitritt-nitrogen har en molar masse på 14 g/mol og nitritt har en molar masse på 46 g/mol. Forholdet mellom disse blir da 3,2857. Formel 11 under viser utregningen mellom målt nivå av nitritt-nitrogen til målt nivå av nitritt:

Formel 11 - Nitrittberegninger

$$\text{Målt nivå av } NO_2 - N \frac{g}{L} * \text{Forhold mellom } NO_2 \text{ og } NO_2 - N = \text{Målt nivå av } NO_2 \frac{g}{L}$$

$$\text{Målt nivå av } NO_2 - N \frac{g}{L} * 3,2857 = \text{Målt nivå av } NO_2 \frac{g}{L}$$

Basert på målt nitrittnivå i henhold til formel 11 ble mengde natriumnitritt beregnet. Formel 12 viser denne beregningen.

Formel 12 - Natriumnitritt som skal tilsettes

$$\text{Ønsket nivå } NO_2 \frac{g}{L} - \text{Målt nivå av } NO_2 \frac{g}{L} = \text{Nivå } NO_2 \frac{g}{L}$$

$$\frac{\text{Molar masse } NaNO_2 \frac{g}{mol} * \text{Nivå } NO_2 \frac{g}{L}}{\text{Molar masse } NO_2 \frac{g}{mol}} = \text{Mengde } NaNO_2 \text{ som tilsettes } \frac{g}{L}$$

$$\text{Mengde } NaNO_2 \text{ som tilsettes } \frac{g}{L} * \text{Vannvolum } L = \text{Mengde } NaNO_2 \text{ som tilsettes } g$$

- Molar masse NaNO₂: 69,00 g/mol
- Molar masse NO₂: 46,00 g/mol
- Ønsket nivå NO₂: 1,5 mg/L = 0,0015 g/L
- Vann volum: 717 L

Natriumnitritt ble veid inn og blandet i en målekolbe sammen med destillert vann til ønsket volum. Løsningen ble tilsatt ved innløpet til systemet.

3.6 Fremgangsmåte

Dette kapittelet vil ta for seg prosjektets fremgangsmåte i detalj, og forberedelser gjort i forkant.

3.6.1 Forberedelser før prosjektet

Systemet ble satt i drift ved å først fylle systempumpens pumpekammer med vann. Alle ventiler med unntak av ventil 1, 3 og 8 lukket. Tabell 1 viser funksjonene til de ulike ventilene.



Figur 36 - Tilsetning av sand i biofilter

Deretter ble systempumpen startet, og ettersom ventil nummer 1 var åpen, strømmet alt vannet direkte tilbake til reservoaret. Ventil nummer 1 ble gradvis lukket, og vannet ble pumpet opp til biofilteret. Når biofilteret var fylt med vann, ble pumpen slått av for å tilsette skjellsanden i biofilteret. Halvparten av vannet i biofilteret ble tømt ved hjelp av en hevert. Glasshuset til biofilteret ble fjernet for å enkelt tilsette skjellsanden. Figur 36 viser tilsetning av skjellsanden.

Etter tilsetningen ble ventil nummer 1 åpnet igjen før systempumpen ble startet. Ventil nummer 1 styrer strømningshastigheten, og ble forsiktig justert slik at skjellsanden i biofilteret svevet like under overgangen til glasshuset på biofiltret. Den gradvise justeringen var betydelig for å unngå at skjellsanden ble skylt videre til andre komponenter i systemet.

For å måle strømningshastigheten i systemet ble det benyttet en stoppeklokke, en plastpose og et målebeger. Vannet i systemet fordelte seg på to utløp. Det ble utført syv tester på begge utløpene, og gjennomsnittet av disse testene ble brukt som det endelige måleresultatet. Den totale strømningshastigheten i systemet ble beregnet til 130 L/min.

Da vannstrømmen var justert, ble ventil nummer 2 åpnet slik at vannet også strømmet gjennom CO₂-lufteren, og filterposene plassert i filterposebeholderen.

Observasjoner viste at omtrent 10 liter vann fordampet daglig, noe som resulterte i at påfylling av vann ble en del av den daglige rutinen. Ved å opprettholde et konstant vannvolum i systemet, ble prøveresultatene mer korrekte og sammenlignbare.

Modningsprosessen setter krav til de ulike vannbehandlings parameterne pH, alkalitet og ammonium- og nitritnivå. Ved stabile og korrekte verdier av disse parameterne, vil modningen skje mer effektivt. Feilaktige verdier kan være en begrensende faktor for prosessen.

For å kartlegge mengden saltsyre som måtte tilsettes systemet for å oppnå en pH-reduksjon på 1 ble det utført et forsøk. I forsøket ble 0,1 mol saltsyre titrert inn i 100mL vann fra systemet. pH-verdien ble kontinuerlig overvåket frem til den hadde redusert med 1 enhet fra den opprinnelige verdien. Forsøket ble gjennomført to ganger, og gjennomsnittet av resultatene ble brukt for å beregne mengden saltsyre som må tilsettes. Formel 13 viser denne beregningen.

Formel 13 - Syretilsetting

$$\text{Gjennomsnitt} = \frac{0,22\text{mL} + 0,26\text{mL}}{2} = 0,24\text{mL saltsyre}$$

$$\frac{0,24}{100} = \frac{2,4}{1000}$$

$$2,4 \frac{\text{mL}}{\text{L}} * 717\text{L} = 1721\text{mL}$$

Analyser av ammonium, nitritt pH, alkalitet, temperatur, TDS, konduktivitet og salinitet ble iverksatt og gjennomført daglig.

Målingene av ammoniumkonsentrasjonen ble anvendt for å beregne mengden ammoniumklorid som ble tilsatt for å oppnå en konsentrasjon på 4 mg/L. På tilsvarende måte ble målingene av nitrittkonsentrasjonen brukt for å beregne mengden natriumnitritt som ble tilsatt for å oppnå en konsentrasjon på 1,5 mg/L.

Målinger etter tilførselen av ammoniumklorid og natriumnitritt antydte at estimatet av vannvolumet var unøyaktig. Ved å reversere formelen for mengde ammoniumklorid som ble tilsatt, ble et nøyaktig mål for vannvolumet satt. Formel 10 viser den opprinnelige formelen for mengde ammoniumklorid som ble tilsatt. Formel 14 viser hvordan formelen ble reversert og deretter brukt for å finne et mer nøyaktig mål på vannvolumet.

Formel 14 - Nye vannvolumsberegninger

$$\begin{aligned} \text{Vannvolum } l &= \frac{\text{Tilført mengde } NH_4Cl \text{ g}}{\text{Mengde } NH_4Cl \text{ som tilsettes } \frac{g}{L}} \\ &= \frac{7,56 \text{ g}}{0,01268 \frac{g}{L}} = 596 \text{ L} \end{aligned}$$

I tillegg ble det etterfylt 121 liter vann i reservoaret, et større vannvolum vil gi bedre stabilitet ettersom det ble tilsatt nytt vann daglig. Det totale vannvolumet i reservoaret ble dermed 717 liter. For å verifisere det beregnede volumet, ble det utført en kontrolltest hvor tilsatt mengde ammoniumklorid ble sammenlignet med målt mengde ammonium neste dag. Kontrolltesten bekreftet at beregningen for vannvolumet var korrekt.

pH-verdien ble målt med et pH-meter (SevenEasy S20, Mettler Toledo). Det ble forsøkt å justere nivået innenfor området 6,8-8,2 basert på anbefalinger Sterner AS. I begynnelsen av prosjektet var pH-verdien i intervallet 8,1- 8,2. Saltsyre ble brukt for å redusere pH-verdien i vannet. Både konsentrasjon og mengde tilsatt saltsyre økte over tid, i et forsøk på å holde pH-verdien innenfor ønsket område. Beregningene for de ulike konsentrasjonene som ble tilsatt systemet, er beskrevet i kapittel 3.5.1. Målinger viste imidlertid at pH-verdien fortsatte å øke, til tross for betydelige mengder tilsatt syre. Etter en uke med regelmessig syretilsetning økte pH-verdien til 8,4-8,5. Det ble investert mye tid i å undersøke årsaken til denne økningen.

Undersøkelsen indikerte at problemet kom fra skjellsanden i biofilteret. To hypoteser ble utarbeidet for å forklare årsaken til problemet. Den første hypotesen antok at en økning i pH-verdien skyldtes kalkbelegg på skjellsandens overflate. For å undersøke gyldigheten av denne hypotesen ble det gjennomført et forsøk der skjellsanden gjennomgikk repetitiv spyling. I forsøket ble 10g skjellsand tilsatt et begerglass med 100mL vann. pH-verdien ble målt ved start og deretter kontinuerlig i 30 minutter. Utviklingen til pH-verdien ble notert underveis. Etter 30 minutter ble skjellsanden spylt i springvann før det ble plassert i et nytt begerglass, forsøksprosedyren ble gjennomført totalt tre ganger. Resultatet av de tre forsøkene viste at pH-økningen ikke avtok etter skjellsanden hadde blitt spylt. Dette indikerte at hypotesen ikke var gyldig.

Den andre hypotesen gikk ut på at skjellsanden løste seg opp i kombinasjon med saltsyre. For å verifisere denne hypotesen ble det utført et forsøk. Forsøket undersøkte pH-endringene etter tilsetning av saltsyre, og om denne endringen ble påvirket av omrøring.

I forsøket ble 1,2mL saltsyre med en konsentrasjon på 0,1 mol tilsatt til 100mL vann fra systemet for å oppnå en lav pH-verdi på rundt 6,5. Deretter ble 20g skjellsand tilsatt til vannet, og en magnetrører ble benyttet for å få en omrøring.

pH-verdien i vannet ble observert i 15 minutter før magnetrøreren ble slått av. pH-verdien ble deretter observert i 15 minutter uten omrøring. Til slutt ble magnetrøren tatt på igjen og pH-verdien ble observert i ytterlige 15 minutter. Resultatene fra forsøket viste at pH-verdien økte ved tilsetning av syre, både under omrøring og uten omrøring.

Videre ble alternative løsninger diskutert, hvorav en av dem var å erstatte skjellsanden i biofilteret med biogemer. Det var lang leveringstid på biogemene tilpasset systemet. Derfor ble det undersøkt andre løsninger. Som et ledd i dette ble det besluttet å ta kontakt med selskaper som arbeider med dynasandløsninger. Dynasandfiltrering er basert på motstrøms prinsippet. Vann blir tilført i bunnen av en sylinder med sand, og renses når vannet trenges gjennom sandlagene (Hydro International, 2009). Det ble etablert kontakt med Vik settefiskanlegg, som har flere dynasandfiltre. Vik settefisk bidro med en bønne steinsand, som var tidligere brukt på anlegget deres.

For å undersøke om denne steinsanden, som hovedsakelig består av bergarten gneis, var egnet for systemet ble forsøket som ble gjennomført i henhold til hypotese 2 gjentatt. Forsøket viste en marginal økning på 0,12 i pH-verdien, og indikerte dermed at steinsanden en ble i liten grad påvirket av tilsetning av saltsyre.

Ettersom steinsanden var tidligere brukt, ble den desinfisert for å fjerne uønskede patogener og bakterier. Steinsanden ble varmebehandlet i aluminiumsformer i 30 minutter ved en temperatur på 150 grader. Figur 37 viser steinsanden i aluminiumsformer i ovnen.



Figur 37 - Varmebehandling av steinsand

Før steinsanden ble tilsatt biofilteret, ble systemet tømt for vann og deretter fylt opp med nytt vann. Steinsanden ble tilsatt på samme måte som skjellsanden ble tilsatt. Deretter ble ammonium- og nitritnivået justert på nytt.

En uke etter tilsetning av steinsanden viste analysene en halvering av ammoniumnivået i vannet, samtidig som nitritnivået økte betraktelig. Dette indikerte at nitrifikasjonen hadde startet, selv om bakteriekulturen tilpasset systemet, ikke var tilsatt. Det ble antatt at bakterieaktiviteten på dette stadiet skyldtes gjenlevende bakterier fra dynasand. Sammensetningen av disse gjenlevende bakteriene var ukjent. Det var en risiko for at bakteriene var dårlig egnet for systemet, og det ble derfor besluttet å desinfisere systemet på nytt.

Sanden i systemet ble fjernet og varmebehandlet ved en temperatur på 200 grader i en time. Deretter ble systemet tømt for vann og filterposene ble kastet. Desinfiseringen av systemet ble utført ved å utføre en sterk syre- og base behandling.

Systemet ble fylt opp med 50% av vanlig vannmengde. Det ble tilsatt 1,5 liter med 1 mol saltsyre, og 1 liter med 0.5 mol saltsyre. pH-verdien i systemet ble redusert til omtrent 4. Systemet ble deretter satt i drift med den sure løsningen i 12 timer før det ble stoppet og tømt. Etter 2 grundige skyllinger ble systemet halvveis fylt igjen.

Videre ble det tilsatt 6 liter med 1 mol natriumhydroksid (NaOH). pH-verdien i systemet økte til rundt 11-12. Systemet ble deretter satt i drift med den basiske løsningen i 12 timer før det ble stoppet og tømt igjen.

3.6.2 Oppstart prosjekt

Etter den sterke syre- og basebehandlingen ble systemet skylt med vann før det ble fylt opp med nytt vann og nye filterposer ble plassert i filterposebeholderen. Steinsanden ble også tilsatt biofiltret og prosjektet startet.

De ulike vannbehandlings parameterne ble på nytt justert. Alkaliteten i vannet ble målt ved hjelp av titrering. Natriumbikarbonat ble tilsatt daglig for å øke alkaliteten. Mengden natriumbikarbonat som ble tilsatt varierte i sammenheng med målt alkalitet.

Det er en sentral sammenheng mellom alkalitet og pH. Når alkaliteten øker, øker også pH-verdien, og det er derfor viktig å finne en balanse mellom disse parameterne. Å opprettholde balansen mellom alkalitet og pH var utfordrende. En peristaltisk pumpe (Watson Marlow, 120s) ble koblet til systemet, for å kontinuerlig tilsette 0,5 mol saltsyre. Figur 38 viser oppsettet av

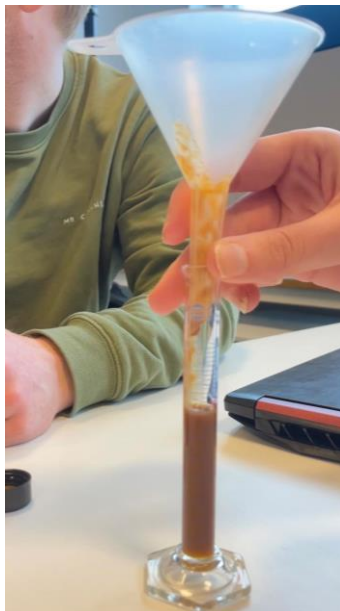
pumpen. Etter pumpen ble koblet til systemet, stabiliserte pH-verdien seg innenfor ønsket nivå på 6,8 – 8,2. Alkaliteten var lavere et ønsket nivå på 150-250 mg/L, til tross for dette ble det besluttet å tilsette bakteriekulturen.



Figur 38 - Oppsett av peristaltisk pumpe og beholder med saltsyre løsning

3.6.3 Modning av biofilter

Tilsetning av bakteriekulturen var starten på modningen av biofilteret, og refereres som dag - 11. Modningsfasen forløp over en periode på 35 dager. Bakteriekulturen inneholdt en bakteriesammensetning av nitrifiserende bakterier. Etter anbefaling fra leverandør, Sterner AS, ble en mengde på 7,2mL av bakteriekulturen tilsatt. Det ble brukt en målesylinder for å sikre nøyaktig oppmåling. Figur 39 viser oppmålingen. Bakteriekulturen ble tilsatt ved innløpet til systemet.



Figur 39 - Oppmåling av bakteriekultur

På bakgrunn av vedvarende lave nivåer av alkalitet, ble en løsning med oppløst natriumbikarbonat koblet til den peristaltiske pumpen (Watson Marlow, 120s) på dag -9 for en kontinuerlig tilførsel.

På dag -5 ble ytterlige 7,2mL bakteriekultur tilsatt. Dette ble gjort på samme måte som første tilsetning, men filterposene til systemet ble fjernet før tilsetning, for å forhindre at bakteriene skulle feste seg i filterposene.

Daglige målinger for ammonium, nitritt og nitrat ble tatt for å se etter indikasjoner til nitrifisering. Det ble også daglig tilsatt ammoniumklorid for å sikre at bakteriene hadde næring underveis i modningen. Dette ble fortsatt frem til målingene viste en reduksjon i ammoniumnivået og pH-verdien (dag 1). Den kontinuerlige tilførselen av saltsyre ble da stanset ved å koble løsningen med saltsyre fra den peristaltiske pumpen.

På dag 2 ble det utført en sekvens av prøvetakinger hver time etter tilsetning av ammoniumklorid. Dette ble gjort for å dokumentere og analysere utviklingen av ammonium- og nitrittnivået i vannet. Sekvensen strakte seg over en periode på fem timer.

En lignende prøvetakingssekvens ble gjennomført på dag 11, men her ble også utviklingen av nitratnivået analysert. Denne sekvensen varte i seks timer.

På grunn av tidsbegrensinger ble eksperimentet avsluttet på dag 24.

3.7 Feilkilder

Dette kapittelet tar sikte på å analysere mulige feilkilder som kan ha påvirket utførelsen av prosjektet, og dermed ført til mulige unøyaktigheter som kan ha negativ innvirkning på resultatene og deres pålitelighet. En systematisk gjennomgang av disse feilkildene kan bidra til å øke forståelsen av eventuelle begrensninger eller begrensede tolkningsmuligheter som kan oppstå som følge av feil eller mangler i forsøksprosedyren.

En mulig feilkilde i målingene som ble gjort i prosjektet, kan knyttes til bruken av test-kit som hadde overskredet utløpsdatoen. Dette gjaldt for ammonium, nitritt og nitrat, hvor test-kitene hadde ulik utløpsdato, varierende fra en måned til opp mot ett halvt år. I hvor stor grad dette kan ha påvirket resultatene er uvisst, men det kan ha ført til unøyaktigheter i målingene, og dermed ha resultert i noe upresise data.

I prinsippet er det også være en mulighet for at unøyaktige målinger kan oppstå som følge av bruk av ikke-kalibrert utstyr. I dette prosjektet ble det lagt vekt på kontroll og kalibrering av utstyr, der det var mulig, for å minimere risikoen for slike systemiske avvik.

Menneskelige feil er en annen mulig faktor som kan ha en negativ påvirkning på dataene som ble samlet inn i prosjektet. Slike feil kan ha oppstått som følge av feilberegninger, ved uttynning av prøver, oppmåling av ulike stoffer som ble tilsatt, eller unøyaktig pipettering. Spesielt i nitritanalysene, hvor fortynningsforholdet var 1/120 mot slutten av prosjektet, vil rom for feilmarginer ha økt. Feil i disse trinnene kan mulig ha ført til feil i resultatene, og dermed redusere nøyaktigheten av dataene som ble samlet inn.

En annen mulig feilkilde i prosjektet kan knyttes til at prøvene ble tatt til noe ulikt tidspunkt. Selv om det ble gjort forsøk på å holde målingene innenfor en fast tidsramme hver dag, var det likevel noe avvik i praksis. Den nøyaktige graden av avvik i målingene og dets påvirkning av resultatene, er ikke kjent. Det er imidlertid kjent at tidsforskjeller i prøvetaking kan føre til variasjoner i målingene, og dermed føre til upresise data og redusert pålitelighet i resultatene.

4. Resultat

I dette kapittelet blir resultatet fra prosjektet fremlagt, og forklart. Resultatene er sortert etter oppbyggingen i metodekapittelet. Målingene som ble gjort i prosjektet vises og forklares med grafer. Rådataen til grafene er hentet fra Excel, og kan leses i vedlegg 1. Deretter blir resultatene fra de ulike justeringene fremlagt. Resultatene fra de ulike forsøkene vises også. Til slutt blir det presentert en trinnvis prosedyre for oppstart og nedstenging av systemet.

4.1 Forberedelser

Rådataen fra de daglige målingene blir presentert i grafer. De ulike grafene blir forklart og beskrevet i følgende kapittel.

4.1.1 Miljøparametere

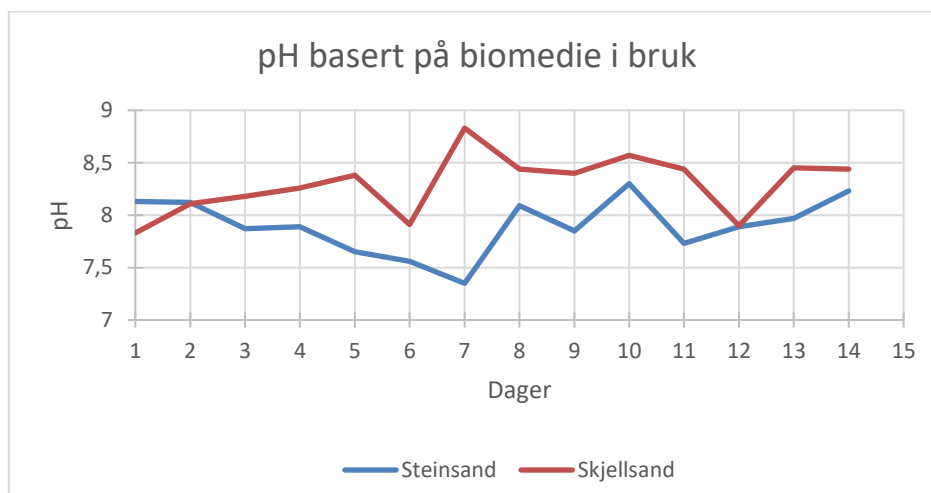
I prosjektet ble flere miljøparametere systematisk registrert og analysert. Gjennomsnittet samt standaravviket (SD) for målingene av TDS, konduktivitet, salinitet, temperatur, oksygenmetning og vannstrømning er presentert i tabell 2. Disse målingen gir innsikt i de miljømessige forholdene i systemet gjennom prosjektet.

Tabell 2 - Miljøparametere

Miljøparametere						
Miljø					Steinsand	Skjellsand
Salinitet	TDS [mg/l]	Ledningsevne [μ S/cm]	Temperatur [C°]	O2 metning [%]	Total Flow[l/min]	Total flow[l/min]
0,57 \pm 0,1SD	1427 \pm 173SD	1456 \pm 175SD	26,8 \pm 0,43SD	92% \pm 0,01SD	130,38	114,43

4.1.2 pH og biomedier

I prosjektet ble to ulike typer biomedier benyttet, nemlig steinsand og skjellsand. pH-verdien for hver av biomedietypene ble målt daglig gjennom prosjektperioden. Analysen av de innsamlede dataene avdekket en betydelig forskjell i pH-verdiene mellom de to ulike biomedietypene. Figur 40 illustrerer denne forskjellen over en 14-dagers periode. Figuren viser også at pH-verdien ved bruk av skjellsand konsekvent er høyere enn ved bruk av steinsand.

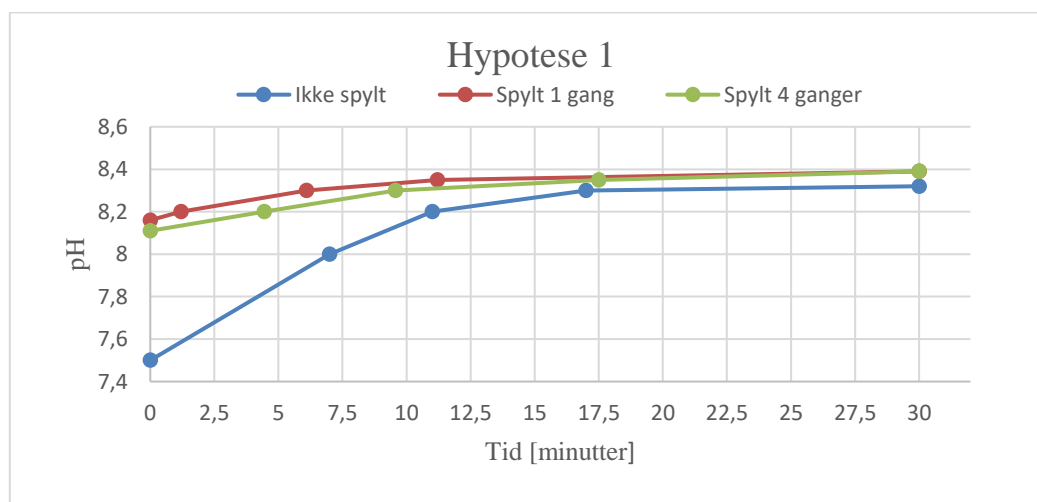


Figur 40 - Forskjell i pH basert på sandtype (Biomediet)

Basert på observasjoner knyttet til utviklingen til pH-verdien ved bruk av skjellsand, ble hypotese 1 og 2 formulert og deretter undersøkt. Hypotesene tok sikte for å avdekke årsaken til utviklingen av pH-verdien.

4.1.3 Hypotese 1

Resultatene knyttet til hypotese 1 er illustrert i figur 41. Dataene viser at etter 30 minutter, er pH-verdiene tilnærmet like, uavhengig om skjellsanden har blitt spylt eller ikke. Det blir observert at pH stiger fra pH på 7,5, 8,11 og 8,16 til pH verdier på 8,39 og 8,32.

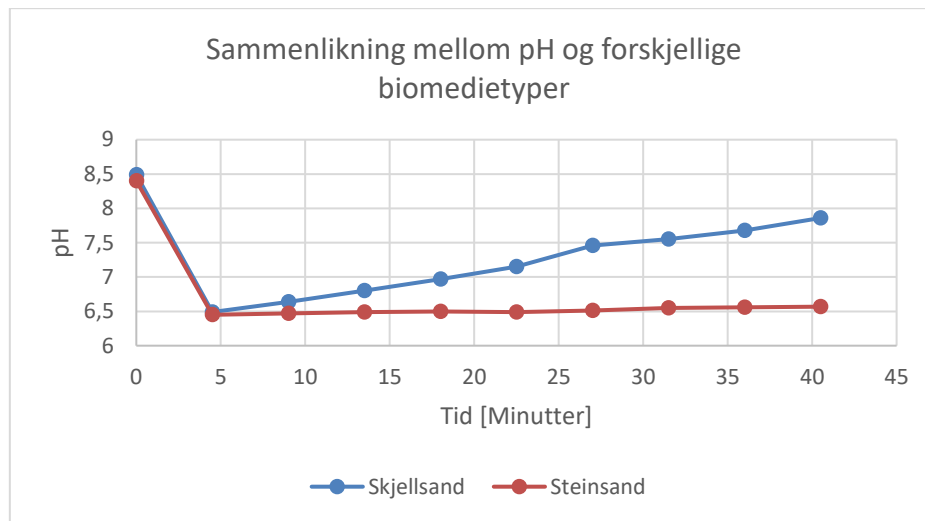


Figur 41 - Vask av skjellsand (Hypotese 1)

4.1.4 Hypotese 2

Hypotese 2 ble gjennomført for å undersøke hvordan de ulike biomedietypene ble påvirket av tilsetning av 0,1 mol HCl-løsning. Figur 42 viser utviklingen av pH-verdien for de ulike biomedietypene gjennom forsøket. Figuren indikerer at pH-verdien ved bruk av skjellsand øker

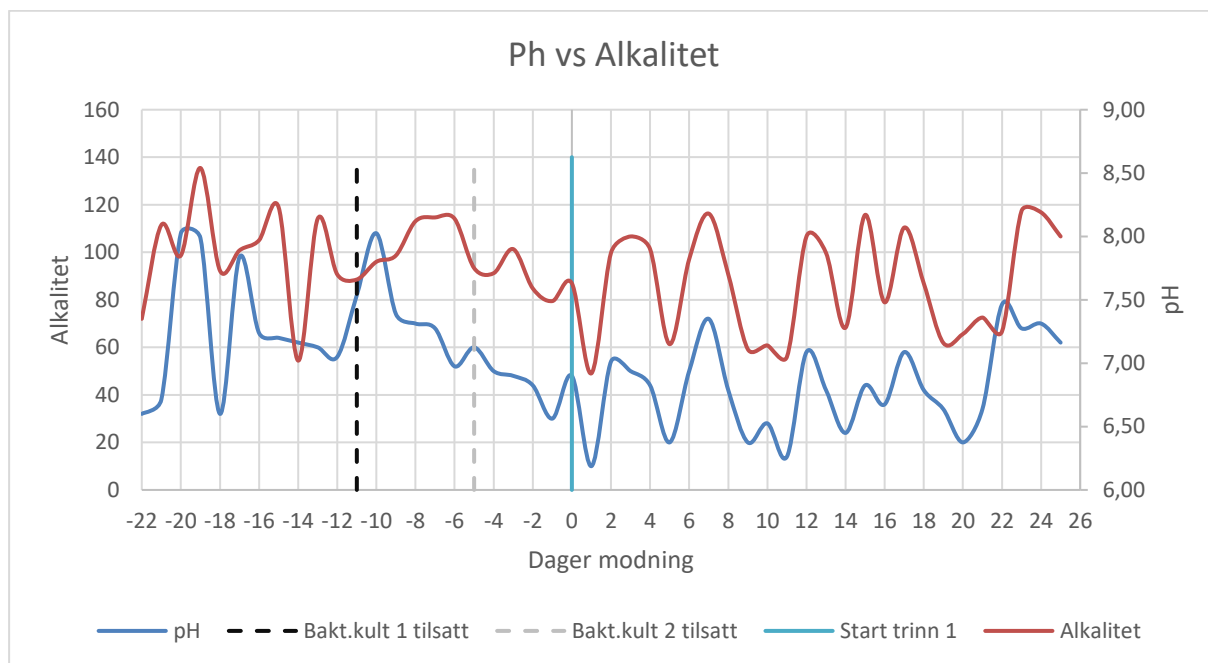
til omkring 8,5, mens pH-verdien ved bruk av steinsand forblir relativ lav (ca. 6,5) gjennom hele forsøksperioden.



Figur 42 – Sammenlikning av pH-verdien etter tilsetning av HCL ved bruk av skjellsand og steinsand (Hypotese 2)

4.1.5 Sammenheng mellom pH og alkalitet

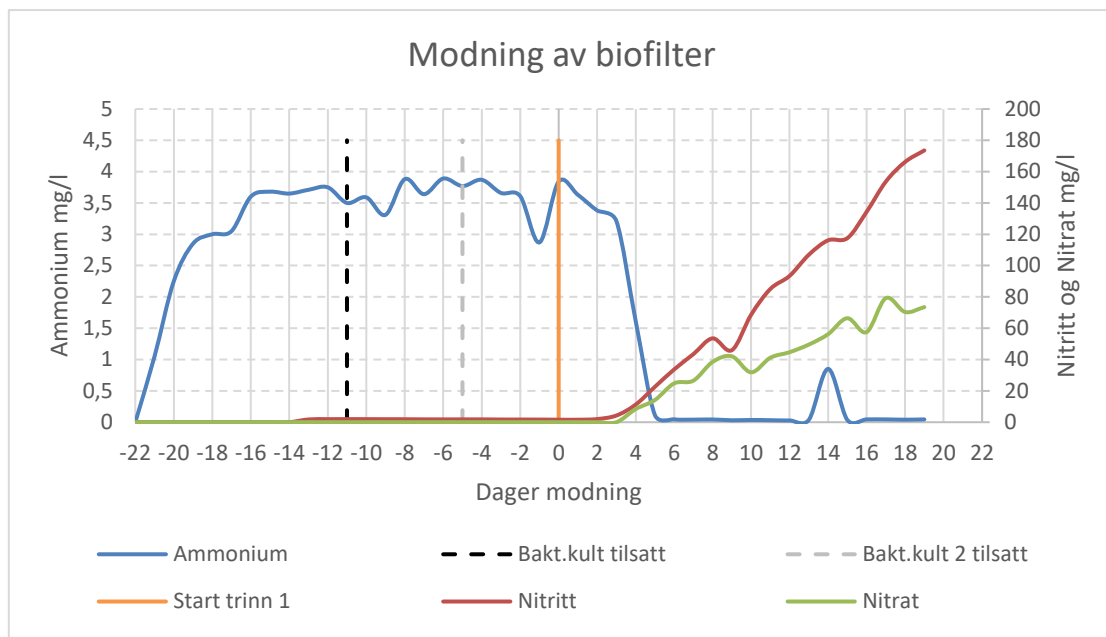
Alkalitet og pH er nært knyttet sammen, og under prosjektet ble alkalitetsnivået justert for å fremme en mer effektiv modning av biofiltret. Figur 43 viser forholdet mellom pH og alkalitet før og etter tilsetning av bakteriekultur. Som beskrevet i metodekapittelet, ble alkaliteten forsøkt justert til 150-250 mg/L før tilsetning av bakteriekulturen. Denne perioden var preget av ustabile nivåer av alkalitet og pH. Figuren viser at første dose av bakteriekulturen (7,2 ml) ble tilsatt på dag -11, og at dose to av bakteriekulturen (7,2 ml) ble tilsatt på dag -5. Figuren viser en tydelig endring i forholdet mellom pH og alkalitet etter tilsetning av bakteriekulturen. På dag -9 ble det også tilkoblet en peristaltisk pumpe (Watson Marlow 120s) som kontinuerlig tilførte alkalitet til vannet.



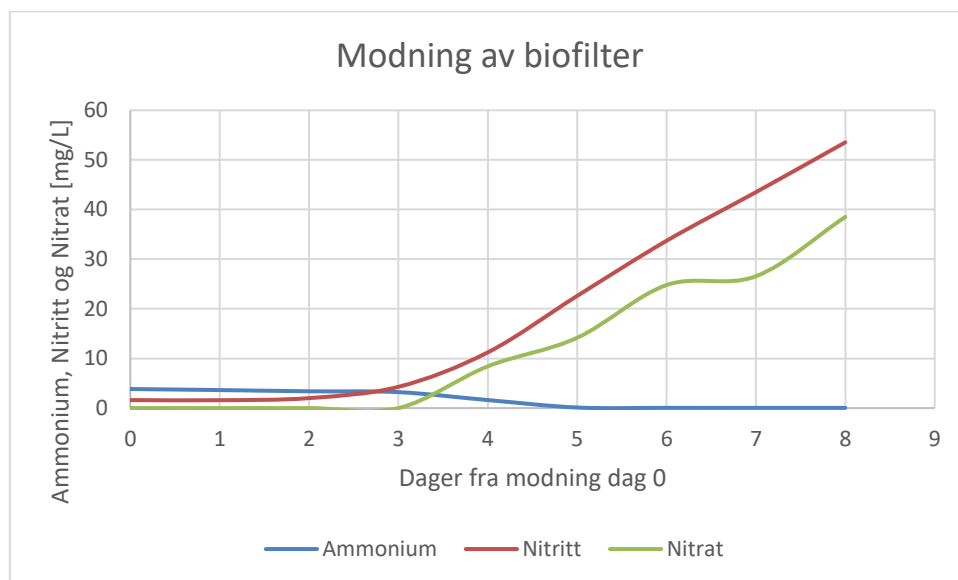
Figur 43 - Sammenhengen mellom alkalitet og pH

4.2 Modning av biofilter

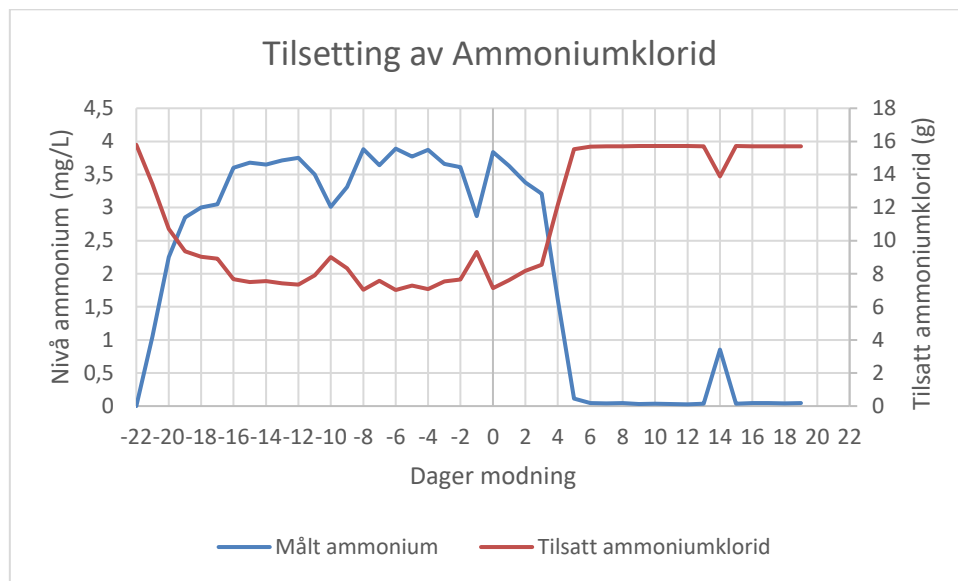
Figur 44 illustrerer perioden før og etter dag 0 i prosjektet. Fra dag -22 til dag -5 ble ammoniumnivået justert til 4 mg/L ved å tilsette ammoniumklorid. Nitritnivået ble samtidig justert til 1,5 mg/L frem til dag -13. Figuren illustrer små svingninger i ammoniumnivået i oppstartsfasen. Fra dag 0-6 ble det observert at ammoniumkonsentrasjonen i vannet sank fra 3,84 mg/L til 0,046 mg/L, samtidig som det ble observert en akkumulering av nitritt og nitrat illustrert av figur 45. Videre ble det tilsatt ammoniumklorid i henhold til figur 46. Det ble observert at i løpet av et døgn ble hele ammoniumkonsentrasjonen redusert til veldig lave verdier (0,045mg/L) samtidig som at nitritt- og nitratkonsentrasjonen fortsatte å øke. Noe som var tilfelle for resten av analyseperioden fra og med dag 0 til dag 24.



Figur 44 - Modning av biofilteret



Figur 45 - Reduksjon av ammonium[mg/L] og akkumulering av Nitritt og nitrat.

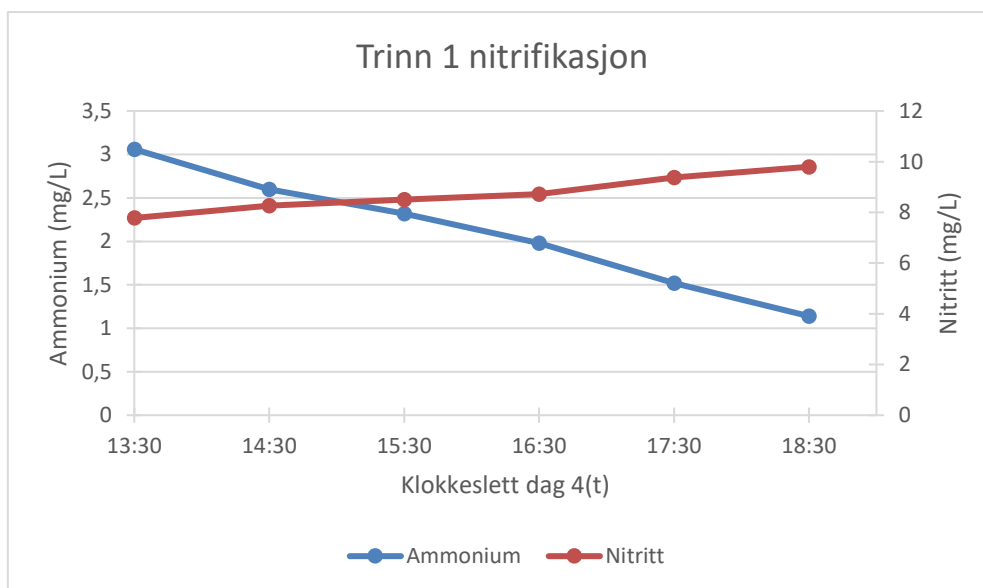


Figur 46 - Tilsetting av ammoniumklorid

Trinn 1 i nitrifikasjonen

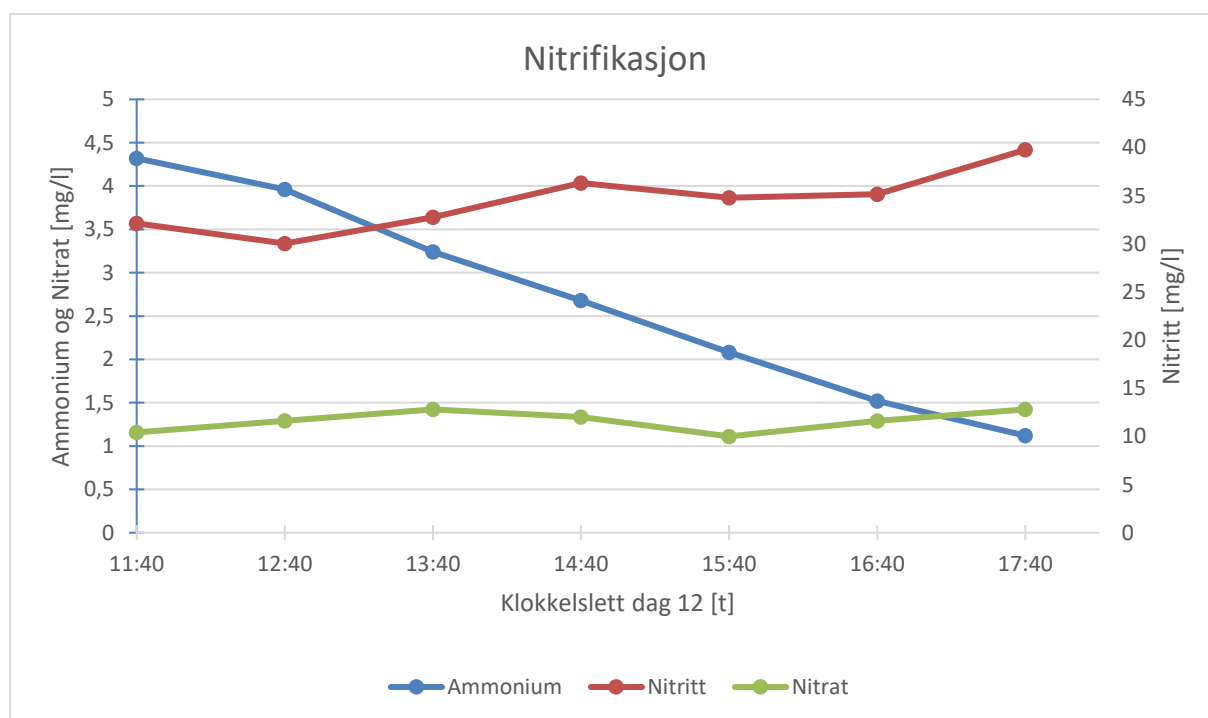
Vannprøver ble samlet gjennom en periode på 5 timer på dag 2 og 6 timer på dag 11, for å se utviklingen av konsentrasjonene til ammonium, nitritt og nitrat etter tilsatt ammoniumklorid. Disse er beskrevet i metodekapittelet. Resultatene for disse prøvene er illustrert i figur 47 og 49.

Figur 47 viser målinger tatt over en 5-timers periode på dag 2, hvor ammonium- og nitritnivået måles. Denne utviklingen illustrerer det første trinnet i nitrifikasjonen der ammonium omdannes til nitritt. I begynnelsen av måleperioden var konsentrasjonene av ammonium og nitritt henholdsvis 3,06 mg/L og 7,78 mg/L. I måleperioden observeres det at ammoniumkonsentrasjonen avtar, samtidig som nitrittkonsentrasjonen øker. Ved slutten av måleperioden er konsentrasjonen av ammonium og nitritt henholdsvis 1,14 mg/L og 9,8 mg/L.



Figur 47 - 5 timers analyse time for time etter ammoniumkloridtilsetning dag 2 (Målepunkter Ammonium [mg/L] og Nitritt [mg/L])

Figur 48 presenterer endringene av ammonium-, nitritt- og nitratnivåene i løpet av en måleperiode på 6 timer på dag 11. I begynnelsen av måleperioden var ammoniumkonsentrasjonen 4,32 mg/L, og blir redusert til 1,12 mg/L ved slutten av perioden. Nitritt-konsentrasjonen øker fra 32,13 mg/L til 39,76 mg/L. Endringene i nitratkonsentrasjonen gjennom måleperioden er derimot relativt liten, da den går fra 10,4 mg/L til 12,8 mg/L.



Figur 48 - 6 timers analyse time for time etter ammoniumkloridtilsetning dag 11 (Målepunkter Ammonium [mg/L], Nitritt [mg/L] og Nitrat [mg/L])

4.3 Prosedyreplan

Som en del av resultatet ble det utarbeidet en prosedyreplan for oppstart og nedstenging av systemet. Prosedyreplanene gir trinnvise introduksjoner og anbefalinger for hvordan en skal håndtere disse prosessene. Delkapittelet inkluderer også en oversikt over daglige og ukentlige rutiner som er nødvendig for å sikre at systemet fungerer som forventet.

4.3.1 Oppstart

Sette systemet i drift:

1. Spyl systemet med vann for å fjerne overfladisk forurensing og støv.
2. Kontroller at alle koplinger er tette, godt festet og sikkert montert.
3. Fyll pumpekammeret til systempumpen med vann.
4. Fyll vannbeholder med vann opp til den svarte teipen.
5. Plasser filterposene i filterposebeholderen.
6. Koble vannsensor til strøm og kontroller at den er plassert på en hensiktsmessig måte rundt systemet.
7. Lukk alle ventiler, med unntak av ventil nummer 1,3 og 8.
8. Start systemet.
9. Juster ventil nummer 1 sakte, slik at vannet fyller biofilteret på en jevn og kontrollert måte.
10. Stopp systemet og tøm 50% av vannet i biofiltret med en hevert.
11. Skru av glasshuset til biofilteret og tilsett sanden
12. Monter glasshuset til biofilteret.
13. Gjenta trinn 7-9.
14. Juster ventil nummer 1 slik at sanden flyter jevnt under glasshuset til biofilteret.
15. Etterfyll vannbeholder slik at vannstanden er rett under den svarte teipen.
16. Kontroller systemet, se etter lekkasjer og stram eventuelle løse koplinger.

Drift:

1. Koble til Watson Marlow pumpe, for kontinuerlig justering av pH-verdien og alkalitet i vannet.
2. Utfør daglige målinger av pH, alkalitet, ammonium, nitritt, temperatur, konduktivitet, salinitet, TDS og oksygenmetning i vannet.
3. Juster pH-verdien i vannet til mellom 6,8-8,2. Dette kan gjøres ved å tilsette 0,5M HCl løsning. Mengden løsning som skal tilsettes avhenger av pH-verdien
4. Juster alkalitet i vannet til mellom 150-250mg/L ved å tilsette natriumbikarbonat.
5. Juster ammonium- og nitritnivået i vannet. Ved å tilsette ammoniumklorid og natriumnitritt.
6. Bytt 5% av vannmengden.
7. Når pH-, alkalitet- og ammoniumnivåene er stabile og innenfor ønsket område, henholdsvis pH på 6,8-8,2, alkalitet på 150-250 mg/L og ammonium på ca.5 mg/L tilsett bakteriekulturen i vannet med en dose på 1 ml/100L systemvann første gang og 1ml/200L andre gang.
8. Fortsett med daglig rutiner til målingene viser en akkumulering av nitrat.

4.3.2 Nedstenging

1. Tøm 50% av vannet i systemet.
2. Tilsett 1 liter med 1 mol saltsyre (HCl) og 1,5 liter med 0,5 mol HCl og la systemet gå i 12 timer.
3. Tøm systemet for syreholdig vann og spyl systemet grundig med rent vann.
4. Fyll vann i systemet til omtrent en tredel av vanlig vannstand.
5. Tilsett 240 g natriumhydroksid (NaOH) utblandet i ca. 6 liter vann og la systemet gå i 12 timer.
6. Tøm systemet for baseholdig vann og spyl grundig med rent vann.
7. Stopp systemet.
8. Vask filterposene grundig for å fjerne partikler og urenheter.
9. Tøm biofilter for sand og fjern all vannet i sanden.
10. For å tørke sanden, fordel den i mindre beholdere.
11. Vask og spyl reservoaret og komponenter i systemet for å fjerne overfladisk belegg.
12. Vask Watson Marlow pumpe, tilhørende slanger og tank med syre og bikarbonat med destillert vann.

4.3.3 Rutiner

Denne delen tar for seg daglige og ukentlige rutiner som ble gjennomført for å overvåke og opprettholde systemets funksjon.

Daglige rutiner

- Gjennomfør ammonium-, nitritt- og nitratanalyser med preferanse for å samle prøver på samme tidspunkt daglig.
- Kalibrer pH-meter.
- Mål pH-verdien.
- Tilsett ammonium etter målt ammoniumnivå.
- Bytt 5% av vannet.
- Kalibrer pH-meter til titreringsanalyse.
- Mål Alkaliteten ved titreringsanalyse.
- Tilsett bikarbonat for å øke alkaliteten til 150-250.
- Mål TDS, konduktivitet, salinitet og temperatur.
- Kalibrer oksymeter.
- Mål oksygenmetningen.
- Sjekk at pumpene går, denne stopper av og til.
- Kontroller nivået i tank med syre og bikarbonat, og eventuelt fyll på.

Ukentlig rutine

- Vask filterposene.
- Rist tankene med bikarbonat og syre for å sikre at innholdet er oppløst og godt blandet.
- Vurder om reservoaret skal «hevert-støvsuges», kan gjøres i kombinasjon med utskifting av vann.

5. Diskusjon

I dette kapittelet vil det bli drøftet de mulige årsakene til at det ikke ble observert en fullstendig modning av biofiltret under prosjektet. Tre hovedfaktorer vil bli diskutert: utilstrekkelig fluidisering av steinsanden i biofilteret, lav alkalitet og utilstrekkelig tidsrom for modning. Selv om de identifiserte faktorene er mulige årsaker, kreves mer forskning for å undersøke deres innvirkning på modningsprosessen. Det kan også være andre faktorer som ikke er vurdert i prosjektet som kan ha bidratt til resultatene.

5.1 Effekten av fluidisering og løst oksygen på nitrifikasjon

En viktig faktor som kan ha påvirket modningen av biofiltret, er manglende fluidisering av steinsanden i biofilteret. Fluidisering referer til prosessen der faste partikler, som sand, oppfører seg som et fluid under visse forhold. I dette tilfellet skjer det ved at vannstrømmen gir sandpartiklene nøytral oppdrift. Denne prosessen er viktig for å sikre en jevn fordeling av vann og næringsstoffer i biofiltret, noe som fremmer vekst og aktivitet av de nødvendige nitrifiserende bakteriene (Chen et al., 2006). I tillegg bidrar fluidisering til god oksygentilførsel (Wu et al., 2016). Oksygen er kritisk for de nitrifiserende bakteriene, da omdannelsen av ammoniakk til nitritt og deretter nitrat krever oksygen (Jianlong & Ning, 2004; Ruiz et al., 2003).

I studien gjennomført av Jianlong & Ning (2004) ble delvis nitrifisering under begrenset oksygentilførsel undersøkt. Gitt at nitrifikasjonsprosessen er direkte avhengig av mengden tilgjengelig løst oksygen (DO), ble det undersøkt hvordan DO påvirker ammoniumoksidasjonen ved en pH-verdi på 7,5. Det ble observert at konsentrasjonen av ammoniumoksidierende bakterier økte proporsjonalt med økningen i DO-konsentrasjonen fra 0,5 mg/L til 1,5 mg/L. Studien fremhever også at både ammoniumoksidierende og nitrittoksidierende bakterier er avhengig av DO-konsentrasjonen, ettersom det er en integrert del av reaksjonen under nitrifikasjonen.

Videre utforsker studien av Ruiz et al. (2003) nitritakkumulering i avløpsvann med høye ammoniumkonsentrasjoner, hvor effekten av DO blir ytterligere belyst. Det ble observert at ved DO-konsentrasjoner mellom 2,7-5,7 mg/L var det minimal nitritakkumulering. Ved en DO-konsentrasjon på 1,7 mg/L oppsto det en midlertidig akkumulering av nitrat. Samtidig ved DO-konsentrasjoner på 1,4 mg/L og 0,7 mg/L ble det registrert en nitritakkumulering som var sammenfallende med forbruket av ammonium. Dette ble også observert i gruppens prosjekt.

Prosjektets målinger viste en metning på $92\% \pm 0,01SD$ løst oksygen ved inngangen til biofilteret. Målinger i biofilteret var utfordrende å gjennomføre og ble derfor ikke målt, men det er rimelig å anta at metningen var en del lavere enkelte steder i biofilteret pga. manglende omrøring. Det rapportert at ved en DO-konsentrasjon på 0,5 mg/L ble det observert en reduksjon i både akkumuleringen av ammonium og nitritt.

Knowles et al. (1965) gjennomførte en studie som undersøkte DO-konsentrasjoner under nitrifikasjon. Resultatene viste at DO-konsentrasjoner over 2,0 mg/L hadde begrensende innvirkning på vekstraten til nitrosomonasbakterier. Det ble også vist at nitrobakterbakterier var sensitiv for DO-konsentrasjoner under 4,0 mg/L, som medførte en reduksjon i dens vekstrate. Disse funnene kan sammenkobles med resultatene i denne rapporten, der ammoniumkonsentrasjon ble redusert etter tilsetning, og en akkumulering av nitritt forekom. Dette kan indikere at DO-nivået i biofilteret la mellom 1,7 og 0,7 mg/L, som vil medføre en redusert vekstrate for de nitrittoksiderende bakteriene.

Ettersom det ble valgt en ny type biomedie i gruppens prosjekt ble det utfordrende å oppnå fluidisering av sanden, da vekt og størrelse på steinsanden var forskjellige fra det opprinnelige skjellsanden som ble brukt i systemet. En årsak til at trinn 2 ikke ble effektiv kan være lav DO og at kontaktflaten mellom biofilm og vannmassene ble redusert grunnet, mangel på fluidisering av steinsanden (Pirouz Hamidi, 2019, s. 26).

I et forsøk av Chen et al. (2006) som bl. a omhandler effekten av turbulens blir det beskrevet at tykkelsen på vannfilmen nærmest biofilmen påvirkes av turbulensen i biofilteret, og som en effekt vil dette påvirke diffusjonsmotstanden av substrat (DO) mellom vannmassene og biofilmen. Dette vil igjen kunne påvirke nitrifikasjonshastigheten og vekstraten til de autotrofe bakteriene.

Sandu et al. (2002) studerte renseeffekten av et fluidisert biofilter med plastmedium. Funnene indikerer at fluidiserte biofiltre med plastlegemer er minst like effektiv som andre biofiltertyper. Plastmedier har lav egenvekt, noe som betyr at det kreves lavere fluidiseringshastighet for å oppnå en tilstrekkelig fluidisering. Dette minimerer energikonsentrasjonen, mens det samtidig sikrer god oksygentilførsel til biofilteret. I tillegg tillater bruk av plastmedier pH-justering ved bruk av saltsyre.

Dårlig oksygenforsyning kan også påvirke pH-stabiliteten i biofilteret. Det har blitt vist at under oksygenmangel kan bakterier bytte til denitrifikasjon (Kim et al., 2006). En prosess hvor syre blir produsert. I vann med lav alkalitet, vil dette føre til en reduksjon i pH-verdien.

Samlet sett tyder disse funnene på at utilstrekkelig fluidisering av steinsanden i biofilteret, og dermed dårlig oksygenforsyning, kan ha påvirket modningsprosessen av biofilteret, ved å hemme aktiviteten til de nitrifiserende bakteriene og påvirke pH-stabiliteten.

5.2 Lav alkalitet

I dette prosjektet ble alkaliteten målt til rundt 50, noe som er relativt lavt. Den lave alkaliteten kan ha påvirket biofilterets modningsprosess ved å skape et mindre gunstig pH-miljø.

Alkalitet er viktig for å opprettholde et stabilt pH-miljø, som er avgjørende for vekst og aktivitet til de nitrifiserende bakteriene i biofilteret. Disse nitrifiserende bakteriene er sensitive for endringer i pH-verdien, og derfor kan lav alkalitet hemme deres aktivitet og forstyrre modningsprosessen.

I en publikasjon gjort av DeLong & Losordo (2012) om hvordan man modner et biofilter, beskrives alkalitet som en av flere faktorer som bør justeres under modning. Her er natriumbikarbonat brukt til å justere alkaliteten i systemet til 150 mg/L, et nivå som beskrives som tilstrekkelig for veksten av Nitrosomonas bakterier. Alkalitet på opp mot 200-250 mg/L beskrives som gunstige for fremveksten av nitrobakterbakterier under modning av biofilteret.

En annen studie av Pirouz Hamidi (2019) undersøkte biologisk rensing av drikkevann, hvor pH-verdiene varierte mellom 6-10 med lav alkalitet (25-50 mg/L) og høy alkalitet (180-220 mg/L). Studien viste at når pH-verdien økte, økte også ammoniumfjerningsraten. Det ble også funnet at ved pH-verdier mellom 7,5 og 9, så spilte ikke alkaliteten (lav eller høy) inn på ammoniumfjerningsraten

Summerfelt et al. (2015) undersøkte effekten av ulike alkaliteter (10, 70 og 200 mg/L CaCO₃) på nitrifikasjonsraten i et RAS-anlegg. Studien fant at TAN-konsentrasjonen ble betydelig redusert når alkaliteten ble økt fra 10 mg/L til 70 mg/L og 200 mg/L. Den gjennomsnittlige TAN-konsentrasjonen etter passering av MBBR var lavere ved høyere alkalitet, noe som viser at økt alkalitet reduserer TAN-konsentrasjonen i RAS.

På en annen side ble det ikke funnet betydelige forskjeller i nitritt-konsentrasjonen mellom behandlingsgruppene, noe som indikerte at nitrittfjerning ikke var avhengig av alkalitet i like

stor grad. Gjennomsnittlig nitratkonsentrasjon var lik for alle behandlingsgrupper og indikerte lik TAN-omdannelse til nitrat for alle alkalitetsnivåer.

Det ble funnet betydelige forskjeller mellom nitrifikasjonsratene ved 10 mg/L og 200 mg/L alkalitet. TAN-fjerningseffektiviteten gjennom MBBR var lik for alle behandlingsgrupper, med fjerningsrater mellom 41% og 50%.

Resultatene i prosjektet viser også sammenheng mellom pH og alkalitet (figur 41, kapittel 4.1.5), dette skyldes at de nitrifiserende bakteriene forbruker alkalitet under nitrifikasjonen og senker pH. Når alkalitet ble tilført systemet vises en økning i både alkalitet og pH.

5.3 Effekten av kort modningsperiode

I løpet av modningsperioden etablerer de nitrifiserende bakteriene seg på overflatene i biofilteret. Denne prosessen er tidskrevende, og en utilstrekkelig varighet kan mulig resultere i et ufullstendig modnet biofilter.

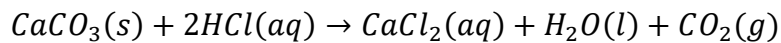
Under prosjektet varte modningsperioden i fem uker på grunn av tidsmangel. Dette skyltes utfordringer med tilpassing av vannparameterne i forkant av dag 0. I løpet av denne perioden utførte de nitrifiserende bakteriene effektiv konvertering av ammoniakk til nitritt. Omdannelsen av nitritt til nitrat var mindre effektiv, men til stede. I et kurskompendie laget av Fjellheim et al., (2016), antas det at det tar minimum seks uker å etablere et funksjonelt og stabilt biofilter. Videre fant Mnyoro et al., (2022, s. 4–7) at modning av biofilter kan ta ca. 6-7 uker.

I løpet av dette prosjektet ble det observert delvis modning av biofilteret over en periode på 5 uker. Det anbefales at en i videre studier setter av tid til en testperiode på minimum 10 uker for å få fullstendig modning, og for å kunne gjennomføre videre belastningstester. Denne prosessen er påvirket av en rekke faktorer som temperatur, alkalitet og pH, noe som gjør det utfordrende å fastsette en eksakt tidsramme for modningen.

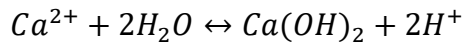
5.4 Valg av biomedie i anlegget

Skjellsand ble opprinnelig benyttet som biomedie under prosjektet. Det ble observert at skjellsanden reagerer med saltsyre, en prosess som resulterte i en pH rundt 8,5. Skjellsand inneholder kalsiumkarbonat, som i kombinasjon med saltsyre vil danne kalsiumklorid (CaCl_2), vann (H_2O) og karbondioksid. Se formel 15. Kalsiumklorid vil i kombinasjon med vann danne små mengder kalsiumhydroksid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Se formel 16. Reaksjonen fører til økning i pH-verdien (Weinell et al., 2002).

Formel 15 - Reaksjonslikning mellom saltsyre (HCl) og kalsiumkarbonat(CaCO₃)



Formel 16 - Dannelse av kalsiumhydroksid som fører til økt pH



Skjellsanden i biofilteret ble lett fluidisert, men dens reaksjon med saltsyre og den påfølgende pH-økningen gjør den mindre egnet for systemet når det brukes med drikkevann som vannkilde.

Det er antatt at biomediet som ble benyttet i prosjektet, kjent som steinsand, er en form for gneis. Gneis inneholder ikke kalsiumkarbonat, og vil derfor ikke oppløses ved kontakt med saltsyre (Rhea, 2022). Dette betyr at bruken av steinsand ikke vil føre til en økning i pH-verdien ved tilsetning av saltsyre, noe som tillater mer kontrollert pH-jusetering ved bruk av syrer.

I en studie av Mnyoro et al. (2022) ble seks forskjellige biomedier (Kuhorn, keramiske kuler, aktivert kull, bambus og kokosnøttskall og plastikk) testet, og ytelsen til biofilterene ble målt ved å se på nitrifikasjon. Studien viste at modningstrenden for de ulike biomediene hadde betydelig forskjeller. Den viste at biofiltrene med bambus, aktivert kull, kokosnøttskall og kuhorn hadde den høyeste nitrifiseringskapasiteten i uke seks mens resten av biofiltrene viste modning på uke syv. Det ble også vist at uavhengig av modningstidspunkt, så hadde biofiltrene som inneholdt keramiske kuler og kuhornmedie de laveste verdiene for fjerning av TAN. Biofiltrene som inneholdt plast og kokosnøttskallmedie viste de høyeste verdiene for fjerning av TAN. Studien viste også at mengde oksygen forbrukt i biofiltrene var forskjellige. Den viste at biomedie av plast forbrukte mest oksygen og aktivert kull brukte minst oksygen. Noe som indikerer mengden bakterier som har festet seg på biomediet.

Evnen til å danne biofilm og evnen til å ha god diffusjon inn i biofilmen er viktig for å oppnå god nitrifikasjon. I henhold til studien av Mnyoro et al., (2022) ble det observert at kokosnøttskall- og plastikk-mediet var bedre enn de andre mediene. Godt overflateareal og høyt forbruk av oksygen var da en indikasjon på god bakterievekst og diffusjon inn i biofilmen som igjen førte til bedre effekt av nitrifikasjonen.

For de andre biomediene ble det observert annen mikrobiell aktivitet som kunne være en indikasjon på heterotrofe bakterier i biofilmen. Studien konkluderer med at videre forskning på kokosnøttskall som biomedie bør gjøres (Mnyoro et al., 2022, s. 6–7).

Gruppens prosjekt viser at bruk av steinsand ga mulige utfordringer med oksygentilførsel grunnet liten til ingen fluidisering av steinsanden. Dette kan gi utfordringer med å få ordentlig bakterievekst, samt at diffusjonen inn i biofilmen kan bli lav. Dette kan videre føre til at nitrifikasjon går saktere, og at modningen av biofilteret kan ta lengre tid. I fremtidige prosjekter med TMC2500 anbefales det derfor å bruke biomedier i plast.

5.5 Fremtidige betraktninger

I en studie av Badiola et al. (2012) diskuteres utfordringene knyttet til håndtering av RAS. Studien viser at flere faktorer bidrar til disse utfordringene, inkludert begrenset kunnskap blant ansatte, komplekse design, samt utilstrekkelig eller mangelfull opplæring av personellet. Disse faktorene påvirker evnen til å opprettholde vannkvalitetsparametere. Dette har negative konsekvenser både for oppdrettsfisken og komponentenes pålitelighet, samt at kostnadseffektiviteten til anlegget rammes.

Videre viser studien at oksygen og karbondioksid er en utfordring. 14 av 16 selskaper og mer enn to tredjedeler av forskerne og konsulentene som deltok i studien sier at det likevel er faste partikler i vannet som er det vanligste vannkvalitetsproblemet. Det understrekes også viktigheten av å forstå bakterienes rolle i systemet, da deres metabolisme er avgjørende for systemets suksess. Å neglisjere bakteriepopulasjonen kan være en alvorlig feil som bidrar til svikt.

Feilaktige design blir også ofte rapportert som en vanlig årsak til svikt i RAS. Studien avdekker at mange designere har begrenset forståelse av kompleksiteten i RAS, og dataene som brukes ved utformingen av systemene kan være optimistiske og urealistiske. Det rapporteres at oppdrettere og konsulenter mener at det er behov for bedre tilgang til informasjon og litteratur om RAS-systemer. Opplæring blir også fremhevet som en viktig faktor for å lykkes med implementeringen av RAS. Samlet sett finner studien at behovet for bedre kunnskap, opplæring og samarbeid for å forbedre RAS og å håndtere de ulike utfordringene som oppstår innen akvakultur.

I løpet av rapporteringsperioden i prosjektet blir det tydelig at teoretisk kunnskap er viktig. Likevel erfares det at gapet fra teori til praksis er stort og ikke alltid er like rett fram og enkelt. Det å ha muligheten til å kunne gjennomføre teorien i praksis har belyst flere viktige læringspunkter, som kun teori ikke dekker. En kombinasjon av teori og praksis anbefales inkludert i de havbruksrelaterte emnene som undervises ved HVL. Blant annet har

sammenhengen og kompleksiteten i styringen av de forskjellige vannkvalitetsparameterne blitt belyst gjennom arbeidet med dette prosjektet. Arbeid med måleinstrumenter, har gitt verdifull innsikt i hvordan analyser kan bli gjort, men også at det tar tid å sette seg inn i slike analysemetoder når bakgrunnskunnskapen i utgangspunktet er lav. Det er også erfart at RAS-design kan variere og kreve ulike tilnærminger. De praktiske erfaringene som er oppnådd under prosjektet bidrar til å fylle gapet mellom teoretisk kunnskap og praktisk utførelse.

Videre bachelor-prosjekt med TMC2500 ved HVL anbefales. Der kan man eksempelvis jobbes videre med å fullføre fullstendig modning av biofilteret, med eksisterende biomedier eller med nye biomedier. Det kan også videreføres prosjekt som fokuserer på belastning av ferdig modnet biofilter. Anlegget kan også brukes i emner som utforsker vannkvalitet eller vannkjemi. Design og modifikasjon (CREO, ANSYS(Statisk og fluidbevegelse)) av anlegget kan også være en vinkling på et prosjekt.

6. Bibliografi

- Ahmed, N., & Turchini, G. M. (2021). Recirculating aquaculture systems (RAS): Environmental solution and climate change adaptation. *Journal of Cleaner Production*, 297, 126604.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126604>
- Badiola, M., Mendiola, D., & Bostock, J. (2012). Recirculating Aquaculture Systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering*, 51, 26–35.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.07.004>
- Bjerknes, V., Kroglund, F., Bjørn, P. A., Bæverfjord, G., Iltved, H., Finn, R. N., Litlabø, A., Finstad, B., Nilsen, T., Fivelstad, S., Rosseland, B. O., Grøttum, J. A., Rosten, T., Guldborg, B., Salbu, B., Handeland, S., Skjelkvåle, B. L., Björnsson, B., Stefansson, S., ... Åtland, Å. (2007). *Vannkvalitet og smoltproduksjon*. Juul forlag.
- Bjørndal, T., Holte, E. A., Hilmarsen, Ø., & Tusvik, A. (2018). *Analyse av lukka oppdrett av laks—Landbasert og i sjø: Produksjon, økonomi og risiko*.
<https://www.gu.se/sites/default/files/2020-05/ANALYSE%20AV%20LUKKA%20OPPDRETT%20AV%20LAKS%20%E2%80%93%20LANDBASERT%20OG%20I%20SJ%C3%98%20PRODUKSJON%2C%20%C3%98KONOMI%20OG%20RISIKO.pdf>
- Boyd, C. E. (2019, oktober 28). *Salinity in aquaculture, Part 1—Responsible Seafood Advocate*. Global Seafood Alliance. <https://www.globalseafood.org/advocate/salinity-in-aquaculture-part-1/>
- Brauner, C. J., & Randall, D. J. (1998). 8—The Linkage Between Oxygen and Carbon Dioxide Transport. I S. F. Perry & B. L. Tufts (Red.), *Fish Physiology* (Bd. 17, s. 283–319). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(08\)60264-2](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(08)60264-2)
- Chen, S., Ling, J., & Blancheton, J.-P. (2006). Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 179–197.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.004>

- Davidson, J., Good, C., Williams, C., & Summerfelt, S. T. (2017). Evaluating the chronic effects of nitrate on the health and performance of post-smolt Atlantic salmon *Salmo salar* in freshwater recirculation aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 79, 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2017.08.003>
- DeLong, D. P., & Losordo, T. M. (2012). How to Start a Biofilter. *Southern Regional Aquaculture Senter*. <http://fisheries.tamu.edu/files/2013/09/SRAC-Publication-No.-4502-How-to-Start-a-Biofilter.pdf>
- Det Norske Videnskaps-Akademi (Regissør). (2022, mars 9). *Hvordan kan Havpanelet være redningen for verdenshavet?* <https://www.youtube.com/watch?v=-IVzhyt1xYA>
- FAO (Red.). (2016). *Contributing to food security and nutrition for all*.
- Fiskeridepartementet. (2021, oktober 11). *Norsk havbruksnæring* [Redaksjonellartikkel].
Regjeringen.no; regjeringen.no. <https://www.regjeringen.no/no/tema/mat-fiske-og-landbruk/fiskeri-og-havbruk/1/oppdrettslaksen/Norsk-havbruksnaring/id754210/>
- Fiskeridirektoratet. (n.da). *B-undersøkelser*. Fiskeridirektoratet.
<https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Drift-og-tilsyn/Overvaaker-miljoepaavirkningen/B-undersokelser>
- Fiskeridirektoratet. (n.db). *C-undersøkelser*. Fiskeridirektoratet.
<https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Drift-og-tilsyn/Overvaaker-miljoepaavirkningen/C-undersokelser>
- Fivelstad, S., Waagbø, R., Zeitz, S., Hosfeld, C., Olsen, A. B., & Stefansson, S. (2003). A major water quality problem in smolt farms: Combined effects of carbon dioxide, reduced pH and aluminium on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts: Physiology and growth. *Aquaculture*, 215, 339–357. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(02\)00197-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00197-7)
- Fjellheim, A. J. (2009). *Vannkvalitet i et kommersielt resirkulerings-anlegg for laks*.
https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2009_786967.pdf
- Fjellheim, A. J., Hess-Erga, O.-K., Attramadal, K., & Vadstein, O. (2016). Resirkulering av vann i settefiskproduksjon. *NIVA*. https://folk.ntnu.no/skoge/diplom/prosjekt19/more-info-on-projects/RAS/7127-2017%20-%20RAS%20guide_NO_low.pdf

- Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Bjørn, P. A., Grøsvik, B. E., Kupka, P. H., Husa, V., Karlsen, Ø., Kvamme, B. O., Samuelsen, O., Sandlund, N., Solberg, M. F., & Stien, L. H. (2022, mai 4). *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2022—Risikovurdering*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-12>
- Hamnaberg, H. (2012). *Inntak Viddal—FoU-prosjekt på tilbakespyling*. Norges vassdrags- og energidirektorat. https://publikasjoner.nve.no/rapport/2012/rapport2012_09.pdf
- Havforskningsinstituttet. (2022). *Utfordringer og dilemmaer for dyrevelferd i oppdrett, fiskeri, fritidsfiske og forskning*. <https://www.regjeringen.no/contentassets/e539497b3bdb410da11a693bbbefb50a/havforskning-sinstituttet.pdf>
- Havforskningsinstituttet. (2018a, desember 17). *Effekter av lakselus på vill laksefisk*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/lakselus/effekter-av-lakselus-pa-vill-laksefisk>
- Havforskningsinstituttet. (2018b, desember 17). *Lakselus*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/lakselus>
- Hydro International. (2009). *DynaSand Filter—Continuous Up flow Sand Filtration*. https://cms.esi.info/Media/documents/28683_1326991428663.pdf
- HydroSpares. (n.d). *Argonaut Circulation Basket Pump*. <https://www.hydrospares.co.uk/swimming-pool/plant-room-equipment/basket-pumps/hydroair-argonaut-pump-av75-0-37kw.htm>
- Håstein, T., Sømme, L. S., Halleraker, J. H., & Vøllestad, L. A. (2023). Lakselus. I *Store norske leksikon*. <https://snl.no/lakselus>
- Jiang, W., Tian, X., Li, L., Dong, S., Zhao, K., Li, H., & Cai, Y. (2019). Temporal bacterial community succession during the start-up process of biofilters in a cold-freshwater recirculating aquaculture system. *Bioresource Technology*, 287, 121441. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121441>
- Jianlong, W., & Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39(10), 1223–1229. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00249-8](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00249-8)

- Kalff, J. (2001). Limnology. I *Inland Water Ecosystems*. Pearson.
<https://web.pdx.edu/~sytsmam/limno/Limno09.6.IonsandANC.pdf>
- Kim, D.-J., Lee, D.-I., & Keller, J. (2006). Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, 97(3), 459–468.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.032>
- Knowles, G., Downing, A. L., & Barrett, M. J. (1965). Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer. *Microbiology*, 38(2), 263–278. <https://doi.org/10.1099/00221287-38-2-263>
- Kocour Kroupová, H., Máchová, J., & SVOBODOVA, Z. (2005). Nitrite influence on fish: A review. *Veterinarni Medicina*, 50. <https://doi.org/10.17221/5650-VETMED>
- Kullgren, A., Jutfelt, F., Fontanillas, R., Sundell, K., Samuelsson, L., Wiklander, K., Kling, P., Koppe, W., Larsson, D. G. J., Björnsson, B. T., & Jönsson, E. (2013). The impact of temperature on the metabolome and endocrine metabolic signals in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology*, 164(1), 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2012.10.005>
- LetSea. (2018, mars 20). *Laksen vokser raskere om den får bli lenger på land*. LetSea.
<https://letsea.no/nyheter/2018/laksen-vokser-raskere-om-den-far-bli-lenger-pa-land/>
- Lomnes, B. S., Sennest, A., & Tevasvold, G. (2019). *KUNNSKAPSGRUNNLAG FOR RENSING AV UTSLIPP FRA LANDBASERT AKVAKULTUR*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1568/m1568.pdf>
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P., d'Orbcastel, E. R., & Verreth, J. A. J. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- McQuarrie, J. P., & Boltz, J. P. (2011). Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance. *Water Environment Research*, 83(6), 560–575.
<https://doi.org/10.2175/106143010X12851009156286>

- Misund, B. (2023). Fiskeoppdrett. I *Store norske leksikon*. <https://snl.no/fiskeoppdrett>
- Mnyoro, M. S., Munubi, R. N., Pedersen, L.-F., & Chenyambuga, S. W. (2022). Evaluation of biofilter performance with alternative local biomedias in pilot scale recirculating aquaculture systems. *Journal of Cleaner Production*, 366, 132929. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132929>
- Norad. (2018). *Fisk for utvikling*. https://www.regjeringen.no/globalassets/departementene/ud/vedlegg/utvikling/fisk_for_utvikling.pdf
- Norad. (2020). *Hav for utvikling*. https://www.norad.no/globalassets/publikasjoner/publikasjoner-2020/hav-for-utvikling_styringsdokument.pdf
- Ocean Panel. (n.d). About Ocean Panel. *Ocean Panel*. <https://oceanpanel.org/about-ocean-panel/>
- Pirouz Hamidi, H. (2019). *The effect of pH and alkalinity on drinking water biofiltration performance* [Master of Applied Science, Carleton University]. <https://doi.org/10.22215/etd/2019-13880>
- Regjeringen. (2015). *Fisk for Utvikling*. https://www.regjeringen.no/globalassets/departementene/ud/vedlegg/utvikling/fisk_for_utvikling.pdf
- Regjeringen. (2021). *Et hav av muligheter – regjeringens havbruksstrategi*. <https://www.regjeringen.no/contentassets/e430ad7a314e4039a90829fcd84c012a/no/pdfs/et-hav-av-muligheter.pdf>
- Rhea, M. (2022, september 30). *Gneiss: Identification, Characteristics, and More*. Rockhound Resource. <https://rockhoundresource.com/gneiss/>
- Ruiz, G., Jeison, D., & Chamy, R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, 37(6), 1371–1377. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00475-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00475-X)
- Sandu, S. I., Boardman, G. D., Watten, B. J., & Brazil, B. L. (2002). Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with a plastic bead medium. *Aquacultural Engineering*, 26(1), 41–59. [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(02\)00003-1](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(02)00003-1)
- Sintef. (n.d). *Hvordan hindrer vi at oppdrettslaks rømmer?* SINTEF. https://www.sintef.no/fagomrader/havbruk/romming_fisk/

Standard Norge. (1993). *Vannundersøkelse bestemmelse av konduktivitet* (NS-ISO 7888; 1.).

<https://www-standard-no.galanga.hvl.no/en/PDF/FileDownload/?redir=true&filetype=Pdf&preview=true&item=146721&category=5>

Summerfelt, S. T., Vinci, B. J., & Piedrahita, R. H. (2000). Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1), 87–108.

[https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00034-0](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00034-0)

Summerfelt, S. T., Zühlke, A., Kolarevic, J., Reiten, B. K. M., Selset, R., Gutierrez, X., & Terjesen, B. F. (2015). Effects of alkalinity on ammonia removal, carbon dioxide stripping, and system pH in semi-commercial scale water recirculating aquaculture systems operated with moving bed bioreactors. *Aquacultural Engineering*, 65, 46–54.

<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.11.002>

Svendsen, O. I. (2019). *Komponenter og energiforbruk i RAS-anlegg*.

<https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/2609304/svendsen2019.pdf?sequence=1>

Tal, Y., Schreier, H. J., Sowers, K. R., Stubblefield, J. D., Place, A. R., & Zohar, Y. (2009).

Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture*, 286(1–2), 28–35.

<https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.08.043>

Tropical Marine Center. (2017a, mars 18). *Filter Bag Medium 400 Micron*. TMC.

<https://www.tropicalmarinecentre.com/en/products/drygoods/equipment/fittings-systems-components/filter-bag-medium-400-micron>

Tropical Marine Center. (2017b, mars 27). *TMC System 2500*. TMC.

<https://www.tropicalmarinecentre.com/en/biosystem/filtration/equipment/complete-recirculation-systems/tmc-system-2500-marine>

van Rijn, J. (2013). Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 53, 49–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2012.11.010>

Vann i Bergen (Regissør). (2020, mars 16). *Svartediket vannbehandlingsanlegg: Trygt og rent drikkevann i Bergen kommune*. <https://www.youtube.com/watch?v=FRjhu3nc5w4>

- Veterinærinstituttet. (2019, oktober 11). *Fisk for utvikling—Kunnskapsutveksling mellom Ghana og Norge*. <https://www.vetinst.no/nyheter/fisk-for-utvikling-kunnskapsutveksling-mellom-ghana-og-norge>
- Veterinærinstituttet. (n.d). *Fisk for Utvikling i Ghana—Akvakultur*. <https://www.vetinst.no/forskning-innovasjon/pagaende-forskningsprosjekter/fisk-for-utvikling-i-ghana-akvakultur>
- Volkoff, H., & Rønnestad, I. (2020). Effects of temperature on feeding and digestive processes in fish. *Temperature: Multidisciplinary Biomedical Journal*, 7(4), 307–320. <https://doi.org/10.1080/23328940.2020.1765950>
- Waser, W. (2011). TRANSPORT AND EXCHANGE OF RESPIRATORY GASES IN THE BLOOD | Root Effect: Root Effect Definition, Functional Role in Oxygen Delivery to the Eye and Swimbladder. I A. P. Farrell (Red.), *Encyclopedia of Fish Physiology* (s. 929–934). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374553-8.00118-0>
- Weber-Scannell, P., & Duffy, L. (2007). Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organisms: A Review of Literature and Recommendation for Salmonid Species. *American Journal of Environmental Sciences*, 3. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>
- Weinell, C. E., Jensen, P. I., Dam-Johansen, K., & Livbjerg, H. (2002, mai 1). *Hydrogen chloride reaction with lime and limestone: Kinetics and sorption capacity* (world). ACS Publications; American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/ie00001a023>
- Wennevik, V., Ambjørndalen, V. M., Aronsen, T., Bakke, G., Diserud, O., Fiske, P., Florø-Larsen, B., Heino, M., Næsje, T., Skaala, Ø., Stöger, E., Skoglund, H., Solberg, I., Sægrov, H., Solvoll Tønder, T., Urdal, K., & Rogn Utne, K. (2022, juli 12). *Rømt oppdrettslaks i vassdrag i 2021*. Havforskningsinstituttet. <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-21>
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Liang, S., Lv, J., Lu, S., Wu, W., & Wu, S. (2016). Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed wetland using a novel sludge-ceramsite as substrate. *Bioresource Technology*, 210, 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.051>

Xiao, R., Wei, Y., An, D., Li, D., Ta, X., Wu, Y., & Ren, Q. (2019). A review on the research status and development trend of equipment in water treatment processes of recirculating aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture*, 11(3), 863–895. <https://doi.org/10.1111/raq.12270>

Ødegaard, H. (1980). *Oversikt for fjerning av nitrogen*. https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/1980_32086.pdf

Aarhus, I. J., Høy, E., Fredheim, A., & Winther, U. (2011). *Kartlegging av ulike teknologiske løsninger for å møte de miljømessige utfordringene i havbruksnæringen*. https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/fkd/vedlegg/rapporter/2011/sintef_kartlegging_ulike_teknologiske_loesninger2011.pdf

7. Liste over Figurer

Figur 1 – FFU inndeling (Norad, 2018)	4
Figur 2 - Prosentoversikt over tekniske årsaker til rømt fisk. (Sintef, n.d)	6
Figur 3 - Illustrasjon av dagens oppdrettsteknologi vs. fremtidens innovasjoner i oppdrett. (Terjesen, 2017).....	8
Figur 4 : Forenklet prinsippsskisse av gjennomstrømningsanlegg med filter og slambehandling. (Lomnes et al., 2019).....	9
Figur 5: Vannforbruk i gjennomstrømningsanlegg. (Lomnes et al., 2019)	10
Figur 6: Anleggsinformasjon RAS anlegg. (Lomnes et al., 2019)	10
Figur 7: Illustrasjon av tilstandsformene til TAN i sammenheng med pH. (Bjerrumdiagram - Institutt for biovitenskap, u.å.).....	18
Figur 8 - Illustrasjon av CO ₂ -lufting, og hvordan likevekt søkes av molekylene.....	23
Figur 9 – Karbonatsystemet. (Kalff, 2001)	24
Figur 10 - Ødelagt glasshus.....	26
Figur 11 – Biologemenes plassering og plastring.....	27
Figur 12 - Markering på rør.....	28
Figur 13 - Høydedifferanse mellom ny og gammel del.....	29
Figur 14 - Vannsensor rundt systemet.....	30
Figur 15: Illustrasjon over de ulike komponentene i TMC 2500.	31
Figur 16 - Nummerert oversikt over ventilene i TMC2500.	31
Figur 17 - Vannstrømning gjennom anlegget.....	33
Figur 18 - Systempumpe	33
Figur 19 - Utforming av biofilter.	34
Figur 20 - CO ₂ -lufte	35
Figur 21 - Plastlegemer og roterende vannspreder.....	35
Figur 22 - Filterposeholder og utløp for CO ₂ -lufte og proteinskimmer	36
Figur 23 - Filterpose	36
Figur 24 - pH-meter og bufferløsninger til kalibrering	37
Figur 25 - Titreringsutstyr	37
Figur 26 - Konduktivitetsmåler (WTW Condi 340i, Christian Berner AS)	38
Figur 27 - Oksymeter og justerings skure	38
Figur 28 - Spektrofotometer (Spectroquant Nova 60, Merck)	39

Figur 29 - Automatpipetter.....	40
Figur 30 -Vekt (AG204, Mettler Toledo).....	41
Figur 31 - Ferdig blandede løsningen og fargekonsentrasjonen.....	43
Figur 32 - Ferdig blandet nitritanalyse	44
Figur 33 - Skråstilt reagensrør til nitratanalyse	45
Figur 34 - Rengjøring av peristaltisk pumpe.....	47
Figur 35 - Løsning med ammoniumklorid.....	48
Figur 36 - Tilsetning av sand i biofilter.....	50
Figur 37 - Varmebehandling av steinsand.....	53
Figur 38 - Oppsett av peristaltisk pumpe og beholder med saltsyre løsning.....	55
Figur 39 - Oppmåling av bakteriekultur.....	55
Figur 40 - Forskjell i pH basert på sandtype (Biomediet)	59
Figur 41 - Vask av skjellsand (Hypotese 1)	59
Figur 42 – Sammenlikning av pH-verdien etter tilsetning av HCL ved bruk av skjellsand og steinsand (Hypotese 2)	60
Figur 43 - Sammenhengen mellom alkalitet og pH.....	61
Figur 44 - Modning av biofilteret.....	62
Figur 45 - Reduksjon av ammonium[mg/L] og akkumulering av Nitritt og nitrat.....	62
Figur 46 - Tilsetting av ammoniumklorid	63
Figur 47 - 5 timers analyse time for time etter ammoniumkloridtilsetting dag 2 (Målepunkter Ammonium [mg/L] og Nitritt [mg/L]).....	64
Figur 48 - 6 timers analyse time for time etter ammoniumkloridtilsetting dag 11 (Målepunkter Ammonium [mg/L], Nitritt [mg/L] og Nitrat [mg/L])	64

8. Liste over Tabeller

Tabell 1 - Ventilenes funksjon	32
Tabell 2 - Miljøparametere.....	58

