



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2021 30 stp**  
Fakultetet for realfag og teknologi

# **Sammenligning av avløpsvannbehandling i fiskeoppdrettsanlegg og kommunal sektor**

Comparison of wastewater treatment in the  
aquaculture industry and municipal sector

**Sofie Austvik Gullesen**  
Vann- og miljøteknikk



# FORORD

---

Denne masteroppgaven markerer slutten på et 5 års integrert masterprogram i Vann- og Miljøteknikk. Etter så mange fine og inspirerende år her på NMBU, er det trist å skulle forlate studentlivet og alt som tilhører, men arbeidslivet kaller og spennende blir det!

Innenfor fagfeltet er det renseteknikk og miljøspørsmål som har fanget min interesse. Dette gjorde at jeg tok tilleggsfag i akvakultur, da mye av det jeg lærte om vannrensing også kunne relateres til fiskeoppdrett. På utkikk etter kunnskap i akvakultur, møtte jeg professoren som ble min veileder til masteroppgaven. En stor takk rettes til Odd Ivar Lekang for all veiledning, gode ideer, og hjelp med justering av oppgaven da planlagt reising og prøvetaking måtte kanselleres grunnet COVID-19, noe som endret utgangspunktet for oppgaven betraktelig. Uten ditt engasjement hadde det vært vanskelig å holde motivasjonen oppe mens NMBU m.m. var stengt.

Oppgavevalget er basert på min interesse for å lære mer om vannrenseteknologi, samt at jeg ville samle erfaringer og kunnskap fra begge fagfelt: vann- og miljøteknikk & fiskeoppdrett.

Jeg vil takke venner og familie for gode ord, det er godt å vite at man alltid har noen som stiller opp, og som har tatt seg tid til å høre på klaging og frustrasjon under skriveprosessen.

Med det sagt, ønsker jeg deg god lesing.

Mai, 2021

Sofie Austvik Gullesen

## SAMMENDRAG

---

Studier gjort på utslipp fra oppdrettsnæringen viser at det er store ressurser som kan gjenvinnnes. Norske matfiskanleggs utslipp i 2019 var på 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor, dette er en industri som kontinuerlig vokser. Rapporterte tall og beregninger viser at matfiskanleggene slipper ut ca. 10 ganger mer fosfor og 4 ganger mer nitrogen enn kommunal sektor. Dagens situasjon angående utslipp fra settefiskanlegg er uoversiktlig.

Kommunal sektor har et mer etablerte system for krav til utslipp enn fiskeoppdrettsnæringen. Med erfaring og kunnskap om påvirkningen på miljø og resipient fra kommunale utslipp, har krav til avløpsbehandling blitt vedtatt gjennom forurensningsforskriften. Renseprosesser er utviklet for å redusere komponenter i avløpsvannet som har negativ påvirkning på resipient. Det oppsamlede slammet kan videre behandles for utnyttelse av energi og næringsstoffer.

Dette la grunnlaget for forskningsspørsmålet:

*«Hva er forskjellene i avløpsvannbehandlingen for akvakultur og kommunal sektor, og hvorfor er det slik?»*

Grunnet COVID-19 ble dette en litteraturstudie, og verdiene for konsentrasjoner og vannmengder er hentet fra forsøk gjort tidligere. Under litteratursøket ble det oppdaget at det er mangel på publiserte tall for utløpskonsentrasjoner og brukte vannmengder til fiskeoppdrettsproduksjon. Dette kan være begrunnet med at kravene for landbasert oppdrett er relativt nye, samt at de varierer fra anlegg til anlegg. Standard for dokumentasjon og rutiner for prøvetaking er mangelfull, noe som påvirker datagrunnlaget.

Avløpsvannet fra oppdrett har lavere konsentrasjoner av suspendert stoff, BOF, og totale verdier for: karbon, nitrogen, og fosfor, enn konsentrasjoner i ubehandlet kloakk. Konsentrasjonene for suspendert stoff i kloakk ligger vanligvis mellom 70-233 g SS /m<sup>3</sup> avhengig av nedbør og ledningsnett. Dette er en 11-37 ganger høyere konsentrasjon enn i avløpsvann fra settefiskanlegg. Selv om konsentrasjonene er lavere, vil økt produksjon av fisk øke slammengdene. Lave konsentrasjoner er krevende å detektere, og daglig variasjon i konsentrasjon gir utslag på standardavviket.

Et settefiskanlegg med årlig produksjon av 1 million smolt i RAS (resirkulerende akvakultur system) vil forbruke ca. like mye vann som 1 100 personer, mens med gjennomstrømningsanlegg tilsvarer dette vannforbruket til ca. 96 800 personer. Til sammenligning var settefiskproduksjonen i 2019 på ca. 400 millioner, og det er opp mot 70 RAS-anlegg i Norge av totalt ca. 200 smoltanlegg.

Målt i suspendert stoff vil settefiskproduksjon på 1 million produserer like mye slam som 1000-2000pe (personekvivalenter), og produksjonen på 340 millioner fører til 500 000- 1 000 000pe, avhengig av SS-konsentrasjon og rensemetoder.

Kommunalt avløpsvann blir påvirket av flere faktorer enn vannet fra fiskeoppdrett. Kloakken inneholder forskjellige substanser etter menneskelig bruk og overflateavrenning, renseteknikkene er tilpasset deretter. Grunnet flere komponenter i kommunalt avløpsvann er det behov for bruk av forskjellige renseteknikker, sammenlignet med et typisk renseanlegg for avløpsvann fra fiskeoppdrett. Innen akvakultur er mekanisk rensing ved bruk av filter mye brukt for reduksjon av partikulære stoffer. I RAS brukes også biologiske renseprosesser for reduksjon av nitrogenforbindelser, samt andre renseteknikker for behandling av det resirkulerte vannet.

Slam fra settefiskanlegg har generelt høyere verdier av fosfor og nitrogen, og lavere verdier av tungmetaller enn slam fra kommunale anlegg. Slammet fra settefiskanlegg har et innhold av nitrogen på ca. 4-7 % av TS, og for fosfor ca. 2-3 % av TS. Kommunalt avløpsvann (gjennomsnittsverdi fra flere avløpsvannrenseanlegg) viser at innholdet av nitrogen er ca. 2,36% av TS, og innhold av fosfor ca. 1,9% av TS.

De store kloakkrenseanleggene i Norge er designet for å rense avløpsvann og behandle det utskilte slammet. Fiskeoppdrettsanlegg er laget for produksjonen av fisk, og renseanlegg blir da en tilleggsfaktor. Renseanlegget er sjeldent økonomisk gunstig for fiskeoppdrettsanlegget. Slammet fra oppdrettsanlegg sendes til andre fasiliteter for behandling etter avvanning, mot en avgift. Befolkningen i Norge betaler vann- og avløpsavgift, som skal hjelpe å dekke kommunal vannbehandling.

## ABSTRACT

---

Studies of emissions from the aquaculture industry show that there is a large amount of nutrients that can be reprocessed. The Norwegian sea-based farming industry had a discharge of approx. 224 000 tons of carbon, 66 000 tons of nitrogen, and 14 000 tons of phosphorus in 2019. This discharge is about 10 times the phosphorus amount and 4 times the nitrogen amount compared to the Municipal discharges. Fish-farming is an industry in growth. The current situation regarding discharges from smolt-plants is unclear.

The Municipal sector has a more established system for handling wastewater compared to aquaculture facilities. With experience and knowledge about impact on the environment and recipient, demands regarding wastewater treatment has been developed. The techniques for wastewater treatment are developed to reduce negative impact on the recipient. This laid the foundation for the following research question:

“What are the differences in the treatment processes for aquaculture wastewater and municipal wastewater, and how can they be explained?”

Due to COVID-19, the thesis resulted in a literature study. The values for concentrations and water volumes have been collected from previous reports. During the search for literature, it was discovered a lack of information regarding published numbers. Requirements for land-based fish farming are relatively new and vary from farm to farm, this can explain the lack of missing published data. A standard for documentation and sampling routines is inadequate, which also affects the database.

The wastewater from fish-farms has a lower concentration of suspended solids, BOD, and total values for: carbon, nitrogen, and phosphorus, than untreated sewage. Normal concentrations for suspended solids in untreated sewage is between 70-233 g SS/m<sup>3</sup> depending on precipitation and sewer system. These values are 11-37 times higher than wastewater from smolt farms. Even though the concentrations are lower, increased production will lead to higher amounts of sludge. Low concentrations are difficult to detect, and the daily variation in test results affects the standard deviation.

A smolt farm with annual production of 1 million smolts in RAS (recycling aquaculture system) will consume about the same amount of water as 1 100 people, while using a flow through system it would consume about as much water as 96 800 people. In comparison, the amount of smolts sold in 2019 was nearly 400 million, and there is around 70 RAS in Norway and total of smolt farms around 200.

Measured in suspended matter, a production of 1 million smolt will produce as much sludge as 1 000- 2 000pe (person equivalents), and a production of 340 million smolts produce as much sludge as 500 000- 1 000 000pe. The amount of sludge produced will depend on the concentration of SS in the wastewater and which treatment process is used.

There is a higher number of factors affecting the municipal wastewater compared to wastewater from fish farming. The municipal wastewater contains different substances after human usage and surface runoff, and the wastewater treatment is adapted accordingly. Due to several components in the untreated sewage, there is a need for multiple treatment techniques, compared to wastewater from fish farming. Mechanical wastewater treatment is commonly used to reduce particulate matter in the aquaculture wastewater. RAS also uses biological treatment processes to reduce nitrogen compounds, as well as other purification techniques for treating the recycling water.

Sludge from smolt farms has higher concentrations of phosphorus and nitrogen, and lower values of heavy metals, compared to sludge from municipal facilities. The sludge from smolt farms has a nitrogen content of approx. 4-7% of dry matter, and phosphorus content of approx. 2-3% of dry matter. Municipal wastewater has a nitrogen content of approx. 2,36% of dry matter, and phosphorus content of approx. 1,9% of dry matter, this is average value from several wastewater treatment plants.

The larger wastewater treatment plants in Norway are designed for purifying wastewater and treating the produced sludge. Aquaculture facilities are designed for fish production, and a treatment plant would be an additional factor. A treatment plant is rarely financially beneficial for the fish farmer. The sludge from fish farms is sent to other facilities for sludge treatment after dewatering, for a fee. The population in Norway pays for water and sewage, which helps to cover municipal water treatment.

# INNHALDSFORTEGNELSE

---

Forord.....	I
Sammendrag.....	II
Abstract.....	IV
1 Introduksjon.....	1
1.1 Problemstilling.....	2
1.2 Avgrensning og struktur i oppgaven.....	2
2 Produksjon av oppdrettsfisk.....	3
2.1 Settefisk.....	3
2.2 Matfisk i åpne merder.....	4
2.3 Andre typer oppdrettsanlegg.....	5
3 Utslipp.....	7
3.1 Utslipp fra Oppdrett.....	7
3.2 Utslipp fra Kommunal sektor.....	9
3.3 Sammenligning: utslipp.....	10
4 Karakterisering av avløpsvann.....	11
4.1 Noen viktige begreper.....	11
4.2 Generelt om partikkelstørrelse.....	12
4.3 Avløpsvann fra akvakultur.....	13
4.3.1 Lukket anlegg med ferskvann.....	15
4.3.2 Lukket anlegg med sjøvann.....	15
4.4 Kommunalt avløpsvann.....	16
4.4.1 Fellessystem og separatsystem.....	18
4.4.2 Konsentrasjoner i ubehandlet avløpsvann.....	18
4.5 Sammenligning: innhold og konsentrasjon før rensing.....	20
5 Dimensjonerende vannmengder.....	21
5.1 Akvakultur.....	21
5.1.1 Settefisk.....	21
5.1.2 Matfisk.....	22
5.2 Kommunalt.....	22
5.3 Sammenligning: mengder avløpsvann.....	23
6 Behandling av avløpsvann.....	24
6.1 Primær-, sekundær-, og tertiærrensing.....	24
6.1.1 Forbehandling.....	25
	VI



6.1.2	Primærrensing .....	25
6.1.3	Sekundærrensing.....	26
6.1.4	Tertiærrensing.....	27
6.1.5	Forventede renseseffekter .....	28
6.1.6	Forurensningsforskriften .....	28
6.2	Rensing av avløpsvann innen akvakultur .....	28
6.2.1	Kar og avløpsmodeller for vannuttak i fisketank.....	30
6.2.2	Lukkede anlegg.....	32
6.2.3	Filter.....	33
6.3	Kommunalteknisk avløpsrensing.....	33
6.4	Sammenligning: avløpsrensing.....	36
7	Karakterisering av slam.....	37
7.1	Akvakultur.....	38
7.2	Kommunalt .....	40
7.3	Slammengder .....	41
7.3.1	Akvakultur .....	41
7.3.2	Kommunalt.....	43
7.4	Sammenligning: karakterisering og mengder slam.....	44
8	Behandling av slam.....	47
8.1	Fortykning / Partikkelseparasjon.....	50
8.2	Stabilisering .....	52
8.3	Avvanning.....	54
8.4	Tørking av slam .....	55
8.5	Bruksområder for slam .....	56
8.5.1	Slam som næring til planter .....	57
8.5.2	Biogassproduksjon.....	57
8.6	Generelle utfordringer med slam .....	59
9	Diskusjon og konklusjon basert på sammenligningene.....	60
10	Videre arbeid .....	63
11	Referanseliste.....	64

# 1 INTRODUKSJON

---

I 2019 «mistet» vi 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor ut i havet, dette er de totale utslippene fra matfiskanlegg til norske kystvann. Utslipp av løst organisk og uorganisk materiale er fra akvakultur er antatt å være den største menneskeskapte utslippskilden for løste næringsalter i Norge (Hilmarsen *et al.*, 2021). I avløpsvannet fra akvakultur finnes næringsstoffer og energi, men disse stoffene har også potensiale til å skape ubalanse i resipient. Stoffene kommer fra restfôr, avføring, og små suspenderte partikler. I tillegg inneholder avløpsvannet ammoniakk, nitritt, bakterier og karbondioksid, som kan påvirke kvaliteten på akvatiske miljøer (Xiao *et al.*, 2019a).

For å redusere utslippene fra oppdrett, rense avløpsvannet, samt unngå problemer med lakselus, er det flere og flere som satser på lukket merdteknologi og landbasert oppdrett. Dette gir muligheten til å rense vannet og samle opp slammet, slik at næringsstoffer kan gjenbrukes, energi fra fôr-svinn kan utvinnes, og ekskrementer kan brukes fornybart istedenfor å gå tapt i havet og påvirke havfloraen. Jo større andel av akvakulturproduksjonen som skjer i lukkede anlegg, jo større blir behovet for behandling av slam fra fiskeoppdrett. Slam er et bi-produkt etter avløpsrensing, både for rensing tilknyttet oppdrettsanlegg og kommunal sektor. Slamhåndtering er en av de vanskeligste og mest utfordrende oppgavene for renseanlegg, dette grunnet slammets høye vanninnhold, avvanning-potensiale, strenge regler for slamgjenbruk og avhending (Nazari *et al.*, 2018). Det nye bærekraftige blikket på slamhåndtering gir slammet en plass i sirkulærøkonomien slik at det ikke blir en byrde, men heller en ressurs (Facchini, Mummolo and Vitti, 2021).

Det er gjort forsøk på hva slam fra oppdrett kan brukes til og hvilke påvirkninger det har på prosess og endt produkt (Hess-Erga *et al.*, 2013; Vangdal *et al.*, 2014). De siste årene er det kommet strengere krav for utslipp av avløpsvann fra landbaserte fiskeoppdrettsanlegg, noe som har ført til at nye landbaserte fiskeoppdrettsanlegg eller utbygging av eksisterende anlegg blir pålagt krav for utslipp. Disse kravene blir basert på forurensningsforskriften i likhet med kommunalteknisk avløpsrensing, men også regulert av akvakulturloven med underliggende forskrifter, og varierer både innad og mellom fylker. Dette betyr at behandling/rensing av avløpsvannet blir

nødvendig, og slammet som fanges opp under renseprosessene må også behandles.

Alt slam kan ikke behandles likt eller brukes til samme formål, og opprinnelsen av slammet påvirker dets kvalitet, egenskaper og potensiale. Det sammen gjelder avløpsvannet som slammet stammer fra. Når avløpsvannet og slammet fra akvakultur sammenlignes med det fra kommunal sektor, vises det at disse ikke er like.

## **1.1 PROBLEMSTILLING**

I denne masteroppgaven tas det for seg hva som skjer med avløpsvannet fra fiskeoppdrett og kommunalteknisk kommunal sektor. Målet er å kunne beskrive forskjeller i avløpsvann- og slamkvalitet i de ulike feltene og dermed kunne si mer om hvorfor det brukes forskjellige behandlingsmetoder. Det diskuteres rundt likheter og ulikheter knyttet til kvaliteten av avløpsvannet, slammet, og resemetodene.

- *Forskningsspørsmål: Hva er forskjellene i behandling av avløpsvann for akvakultur og kommunal sektor, og hvorfor er det slik?*

## **1.2 AVGRENSNING OG STRUKTUR I OPPGAVEN**

Det er valgt å bruke publiserte tall for avløpsmengder og konsentrasjoner, COVID-19 situasjonen har gjort det vanskelig å få tatt egne prøver og analyser, derfor har det endt opp med en litteraturoppgave med nevnt forskningsspørsmål. Fremgangsmåter for beregninger som er gjort er hentet fra lærebøker, andre tall er hentet fra tilgjengelig litteratur. Det medfølger flere usikkerheter og antagelser i beregninger, men de gir et estimat som kan være relevant å sammenligne med.

Teksten er delt opp i flere deler for å bygge opp kunnskapen knyttet til temaene før sammenligning. De forskjellige kapitlene tar for seg bla. produksjonen av oppdrettsfisk (hva & hvordan), utslipp, karakterisering av avløpsvann og slam, og behandling for avløpsvann og slam. Hovedpoengene er tatt med i en samlet diskusjon og konklusjon til slutt. For kommunale avløpsreanseanlegg sees det på relativt store anlegg, ikke desentraliserte avløpsrenseløsninger.

Dette er to store fagfelt hvor begge har mye interessant å hente frem, men det er gjort avgrensninger og plukket ut det som er mest essensielt for denne oppgaven.

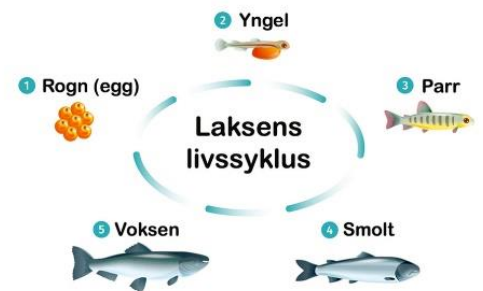
## 2 PRODUKSJON AV OPPDRETTSFISK

Produksjonen av fisken starter med stryking av voksen fisk slik at eggene kan befruktes, eggene er i klekkeri og klekkes etter ca. 2 mnd. Eller klekking er fisken i yngel-stadiet hvor den etter hvert blir klar for start-fôring, før den vokser videre til parr-stadiet.

Etter ca. 10-16 måneder er den kommet i smolt-stadiet, og klart til utsett i sjøvann. Etter utsett

kalles det matfiskoppdrett, og dette skjer i sjøvann, enten til havs eller på landbaserte anlegg. I løpet av

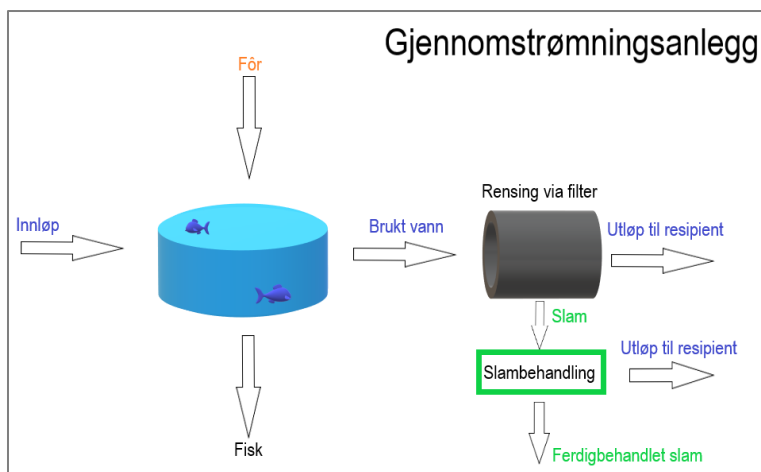
14-22 måneder som matfisk er fisken klart til for slakting, foredling, pakking og eksport (Laks.no, 2021). Det tar rundt 3 år fra klekking til ferdig produkt. I løpet av tiden fra yngel til slakt, forbruker fisken vann og fôr, og produserer avfallsstoffer som kommer fra fiskens metabolisme samt fôret, medisin og kjemikalier som oppdretter tilfører. Både laksen og ørreten er anadrom fiskearter, som betyr at de gyter i elver (ferskvann), lever sin første tid der før de drar ut i havet (saltvann). Laks er den dominerende arten i norsk havbruk.



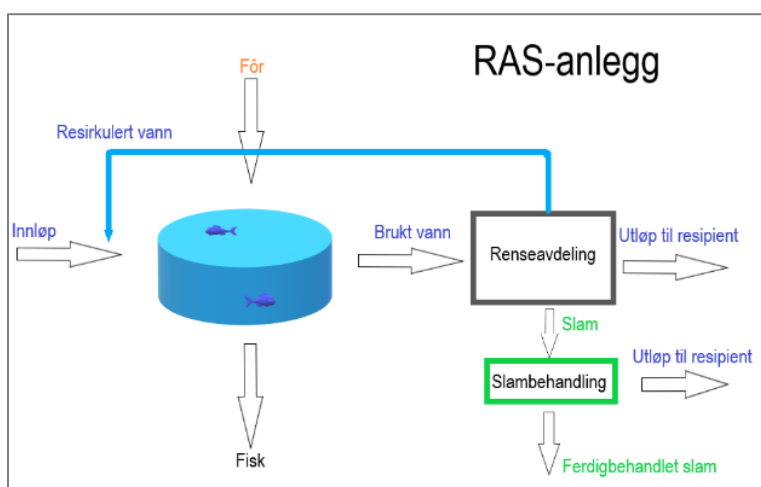
Figur 1: Viser livssløpet til en laks, hentet fra: <https://sevareid.no/>

### 2.1 SETTEFISK

Settefiskproduksjon, også kalt ferskvannsproduksjon, av laks, regnbueørret og ørret, skjer på anlegg på land. Ferskvann hentes inn, renses hvis det trengs, og brukes til produksjon. Det skilles mellom anlegg med gjennomstrømning (Figur 2) og anlegg som resirkulerer vannstrømmen (RAS) (Figur 3). Det blir tilsatt en liten andel sjøvann hos over halvparten av settefiskprodusentene (i Norge). Grunnen for at sjøvann tilsettes er blant annet for å kunne øke produksjonen ved begrenset tilgang på ferskvann, surhetsgraden kan senkes, og bufferkapasiteten økes, noe som forbedrer vannkvaliteten. Det er vist at 20promille sjøvannstilsetning kan gi økt dødelighet og velferdsproblemer hos fisken som ikke enda er smoltifisert, men at en sjøvannstilsetning på 5-15promille ikke skaper disse problemene (Nofima Marin, no date). Når lakseyngelen er ca. 100 gram, blir den til smolt, og er da klar for å leve i sjøvann. 2019 ble det i Norge solgt 400 647 000 stk. smolt/settefisk som var klare til utsett i sjø (Akvakulturstatistikk: settefiskproduksjon av laks, regnbueørret og ørret, 2020).



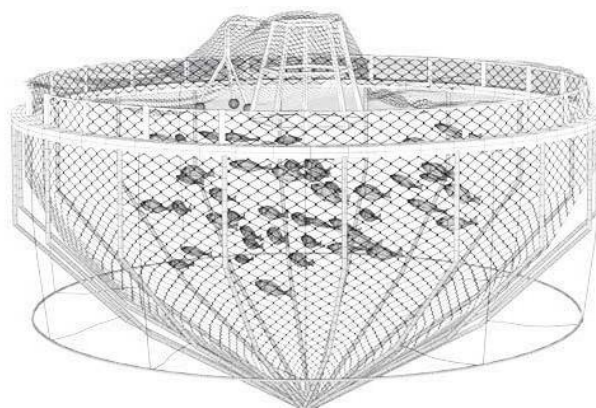
Figur 2: Flytskjema for vannet i et gjennomstrømningsanlegg.



Figur 3: Flytskjema for vannet i et RAS-anlegg.

## 2.2 MATFISK I ÅPNE MERDER

Under matfiskproduksjonen lever fisken vanligvis i merder i hav og fjorder, men landbasert oppdrett nær sjøen er også mulig, i begge tilfeller brukes det sjøvann til produksjonen. Når fisken veier rundt 4-6 kg er den klar for slakting. Tradisjonelt sett skjer oppdrett av matfisk i sjø i åpne merder. En åpen merd består av nett som lager en innhengning til fisken, og et omkransende oppdriftssystem som holder nettet flytende. En åpen merd blir sterkt påvirket av sesongvariasjoner, da utskifting av vannet skjer naturlig av strømningsforholdene



Figur 4: En tradisjonell oppdrettsmerd, bildet er hentet fra: <https://www.dahl.no/produkter-og-tjenester/havbruk/matfiskproduksjon/>

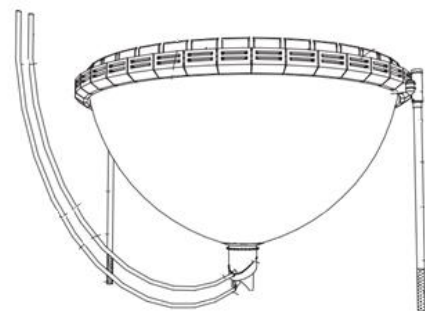
hvor merden er. Dette betyr at vannkvaliteten inne i merden, med tanke på vanntemperatur og oksygeninnhold, vil være lik forholdene rundt. For at partikler som ekskrementer og fôr-rester ikke skal hope seg opp under en åpen merd, er det viktig med jevn vannutskifting slik at ikke partiklene blir liggende, det brukes også «hviletid» på lokalitetene slik at ikke bunnfloraen i området, under og rundt merden, skal bli for sterkt påvirket av oppdrettsfisken.

Fordeler med åpne merder er at de enkelt kan flyttes på, og tilpasses lokaliteten med hensyn på dyp, vind- og havstrømninger, og derfor kan plasseres i mer værutsatte områder. Ulempen med å plassere merder hvor de blir sterkt påvirket av vær og vind, er at det blir store belastninger på nota og innfestninger, som medfører større fare for havari. Avfall vil ikke akkumuleres under merden når den plasseres på steder med store havstrømmer, men transporteres og uttynnes i havet (Bergheim, Braaten and Lange, 2010).

### 2.3 ANDRE TYPER OPPDRETTSANLEGG

#### Lukkede merder i sjø

Et lukket oppdrettsanlegg i sjø er mer avansert enn en åpen merd. Ved et lukket system vil ikke vannet strømme gjennom på samme måte, men vannet pumpes opp fra dypet under merden, gjerne fra 20-30 meters dyp, og har et avløp på bunnen. I motsetning til et gjennomstrømningsanlegg har det lukkede systemet en pose innenfor notposen, som hindrer partikler fra å havne utenfor anlegget. Avløpet samler opp dødfisk og sedimenterbare partikler, slik at det



Figur 5: En lukket merd med flyteelementer, lukket pose, avløpsregulator/kum med tilhørende to ledninger for slam og død-fisk, samt rør for vanninnhenting under merden (Akvadesign AS, 2014).

gjennomstrømningsanlegg har det lukkede systemet en pose innenfor notposen, som hindrer partikler fra å havne utenfor anlegget. Avløpet samler opp dødfisk og sedimenterbare partikler, slik at det kan pumpes opp til overflaten for behandling og ressursutvinning. Se Figur 5 for beskrivelse av en lukket merd. Partiklene (ekskrementer og fôr) som samles opp her, ville i et gjennomstrømningsystem endt opp i område rundt merdene eller tatt med videre av havstrømmer. Ved å kunne fange opp avfall og partikler i bunnen av merden, skånes den naturlige faunaen i havet, næringsstoffer og energi fra slammet kan gjenvinnes, villfisk spiser ikke fôrrestene, og områder som ellers ikke ville vært godkjent for akvakulturdrift (grunnet lite strømninger) kan tas i bruk. Det er også vist

at problemer med lakselus reduseres kraftig ved lukket system, da vannet hentes opp fra et dyp der lakselusen ikke holder til (Nilsen, 2019).

For å holde merdene flytende trengs et oppdriftssystem. En lukket merd henter som nevnt vann utenfor merden som pumpes inn i merden, da kan vannstrømmen inn og ut av merden kontrolleres. For å ha tilstrekkelig vannutskiftningsrate, som er nødvendig for å ha et godt vannmiljø for fisken, pumpes det inn så mye vann at vannoverflatene inne i merden er høyere enn havnivået utenfor. Denne pumpingen medfører en trykkforskjell, trykket inne i merden er høyere enn utenfor. Vannet vil strømme ut av merden gjennom tildannede åpninger. Oppdriftssystemet skal også være dimensjonert for å holde oppe selve duken, og vannmassene inne i merden. Grunnet treghetsmomentet til vannet inne i den lukkede merden, vil bølgepåvirkningen være større enn i en åpen merd (Akvadesign AS, 2014).

Andre muligheter for lukkede systemer i sjø er for eksempel flytende raceways, eller andre flytende poser, tanker og rør (Bergheim, Braaten and Lange, 2010).

#### Marine RAS

I de siste årene har storskala marine landbaserte RAS-anlegg for produksjon av laks og yellowtail kingfish økt. Dette er mye likt RAS for settefiskproduksjon, det er sammen konsept men det hentes inn sjøvann (Letelier-Gordo and Fernandes, 2021).

## 3 UTSLIPP

---

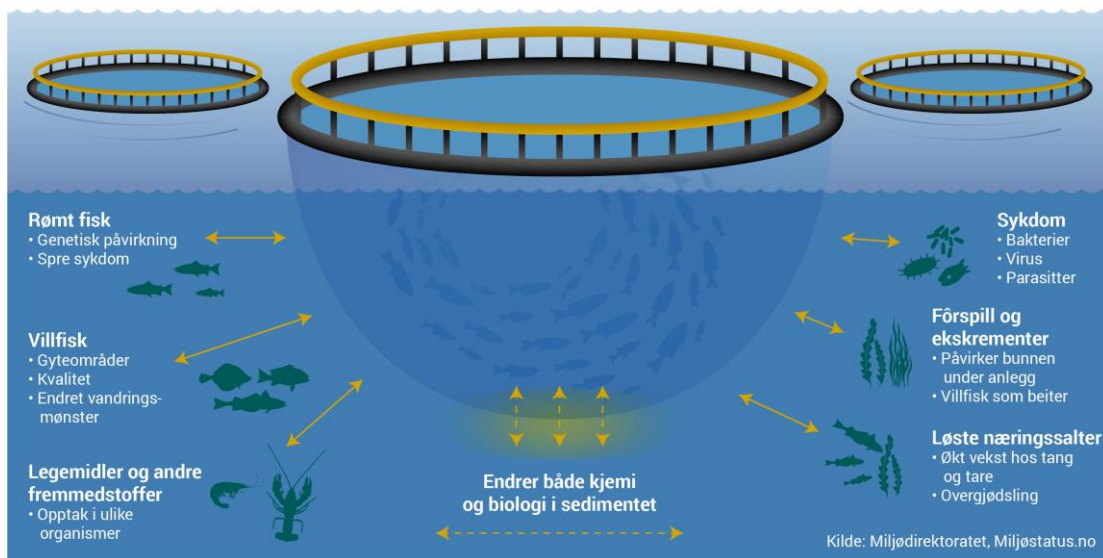
Både mennesker og fisk trenger næring og vann for å leve, etter bruk blir dette ekskrementer og avfall som slippes ut. For å minske utslipp må avløpsvannet renses.

### 3.1 UTSLIPP FRA OPPDRETT

Beregninger gjort av NIVA, som omhandler summen av partikulært og oppløst materiale som blir sluppet ut fra akvakultur, viser at de totale utslippene fra merdanleggene langs kysten representerer 75% av menneskeskapt utslipp av fosfor og 50% av nitrogen, fra Lindesnes til russergrensa (Bergheim, Braaten and Lange, 2007). Det er beregnet at de totale utslippene fra matfiskanlegg til norske kystvann i 2019 var; 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen og 14 000 tonn fosfor (Hilmarsen *et al.*, 2021). Det er også blitt vurdert (hittil) at oppløste næringsalter fra fiskeoppdrett har en ubetydelig effekt på det marine miljøet, noe som kan knyttes til relativ stor vannutskiftning og dermed fortykning av stoffene (Bergheim, Braaten and Lange, 2007), og at utslippet er beskjedent i forhold til den naturlige tilførselen. Mange arter og ulike naturtyper blir påvirket på flere måter av organiske utslipp fra lakseoppdrett, men det som er av kunnskap på dette feltet viser til at det liten grunn til å tro at effektene er så store at arter vil påvirkes på bestandsnivå, eller at truede eller sårbare naturtyper vil gå tapt. Negative lokale effekter vil i midlertidig forekomme (Hilmarsen *et al.*, 2021). Akvakulturavløp kan inneholde bestanddeler som kan forårsake negativ innvirkning når de slippes ut i miljøet, innvirkningen på miljøet avhenger av den totale mengden eller konsentrasjonen som frigjøres og den assimilerende kapasiteten til miljøet for den bestemte bestanddelen (Piedrahita, 2003). Se Figur 6 for oppsummerende og forklarende illustrasjon, hentet fra (Miljødirektoratet, no date).

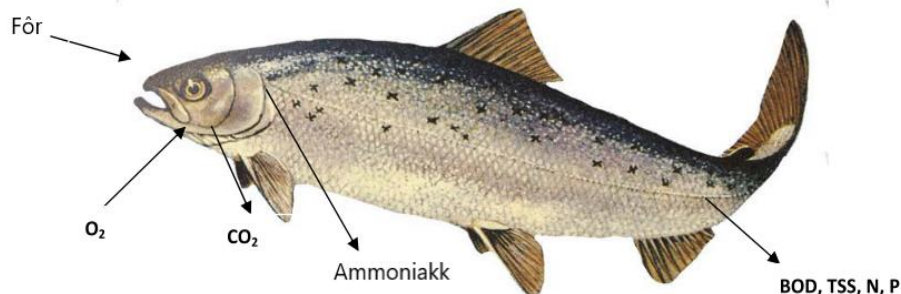


## Påvirkning fra fiskeoppdrett



Figur 6: Oversikt over hvilke utslipp og effekter som kommer av fiskeoppdrett (Miljødirektoratet, no date).

Biprodukter fra fiskens metabolisme inneholder karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ), ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ), og avføringsstoffer, enkelt illustrert i Figur 7. Avføringsstoffene inneholder rester av næringsstoffer i fôret som fisken ikke tok opp, og inneholder derfor fosfor, nitrogen og organisk materiale. Avløpsvannet etter oppdrett vil inneholde blant annet oppløst og partikulært materiale, suspendert stoff, næringsstoffer som nitrogen og fosfor, og andre spesifikke organiske eller uorganiske komponenter. Fôret fisken ikke spiser, vil bli brutt ned inne i systemet (Ackefors and Enell, 1994; Matias del Campo *et al.*, 2010). Analyser av oppsamlet slam fra settefiskanlegg viser at tørrstoffinnholdet i slammet er først og fremst bestemt av slammets innhold av fôrrester (Bergheim and Nilsen, 2017).



Figur 7: Pilene på bildet viser hva fisken tar til seg, og komponentene den slipper ut.

Når laksen får vekstfôr, vil ca. 40% av spist protein skilles ut på oppløst form, dette tilsvarer 20-30 kg N pr. tonn produsert fisk. Fosfor vil avleires i laksefisk, rundt 40-50% avleires mens overskuddet på ca. 30-60% skilles ut ufordøyd og ender opp i slammet (Aas, 2016). Verdier for hvor mye av fosfor og nitrogen som blir beholdt i fisken, kommer ut ufordøyd i avføring (partikulært), og i avføringen på oppløst form fra fôret er vist i Tabell 1. Kommersielt fiskefôr inneholder normalt sett av et overskudd fosfor. En liten del fosfor skilles ut som urin, og dette er da i oppløst form. Utslipet fra akvakultur vil være avhengig av fôrets kjemiske sammensetning, da det totale utslippet av fekalier, ammoniakk og fosfor er tilnærmet likt for en produksjon av fisk på en viss størrelse, uavhengig av temperatur og produksjonstid (Bergheim, Braaten and Lange, 2007). Nåværende hoved-løsningen for håndtering av miljøpåvirkning i akvakultur er overvåkning/håndtering av fôr, da det effektivt kan redusere avfall (Dauda *et al.*, 2019), men det vil uansett komme avfallspartikler fra fisken når den vokser og dermed slam som må håndteres.

Tabell 1: Viser hvor store prosenter av næringsstoffene nitrogen og fosfor som blir beholdt i fisken, hva som slippes ut som partikulært stoff og hva som slippes ut på oppløst form. Verdiene er hentet fra (Piedrahita, 2003; Aas, 2016) og viser 3 forskjellige beregninger for hvordan form nitrogen og fosforet er på.

Beholdt i fisken		Ufordøyd i avføring (partikulært)		I avføring (på oppløst form)		Referanse
N	P	N	P	N	P	
49	36	14	55	37	9	Piedrahita, 2003
	17-19		48-54		28-34	Piedrahita, 2003
	40-50		30-60	40		Aa, 2016

### 3.2 UTSLIPP FRA KOMMUNAL SEKTOR

Avløpsvannet er både sanitært avløpsvann (påvirket av menneskeskapt prosesser fra husholdning og prosessvann fra industri) og overvann (overflateavrenning). I Norge er var 64% av befolkningen tilknyttet et høygradig renseanlegg (inkl. sekundærrensing), 21 % tilknyttet mekaniske renseanlegg, 2% har urensset utslipp, og 13% tilknyttet små avløpsanlegg. Det beregnede utslippet av fosfor fra avløpssektoren utgjør ca. 1 490 tonn fosfor (inkl. små renseanlegg og lekkasjer fra ledningsnett) (SSB, 2020). Rapporterte verdier for utslipp fra renseanlegg i 2019 er

følgende: 930 tonn fosfor, 15 000 tonn nitrogen, og 17 000 tonn suspendert stoff. Verdier for de registrerte utslippskomponenter i 2019 fra avløpsrensaneanlegg er vist i Tabell 2 (Miljødirektoratet, 2020).

Tabell 2: Rapporterte utslippsmengder fra avløpsrensaneanlegg i 2019 (Miljødirektoratet, 2020).

<b>Utslippskomponent</b>	<b>Mengde</b>
<i>Tørrstoff, suspendert (SS)</i>	16 712 tonn
<i>Fosfor, totalt (P-TOT)</i>	928 tonn
<i>Nitrogen, totalt (N-TOT)</i>	14 773 tonn
<i>Biologisk oksygenforbruk (BOF<sub>5</sub>)</i>	32 067 tonn
<i>Kjemisk oksygenforbruk (KOF)</i>	66 739 tonn
<i>Arsen (As)</i>	352 kg
<i>Bly (Pb)</i>	304 kg
<i>Kadmium (Cd)</i>	19 kg
<i>Kobber (Cu)</i>	6 145 kg
<i>Kvikksølv (Hg)</i>	3 kg
<i>Nikkel (Ni)</i>	2 101 kg
<i>Sink (Zn)</i>	17 747 kg

### **3.3 SAMMENLIGNING: UTSLIPP**

I 2019 hadde norske matfiskanlegg et utslipp på ca. 66 000 tonn nitrogen, og 14 000 tonn fosfor. Det samme året var utslippene fra kommunal sektor ca. 15 000 tonn nitrogen og 1 490 tonn fosfor. Med nevnte verdier for utslipp, vil det si at matfiskanlegg slipper ut ca. 4 ganger mer nitrogen og 10 ganger mer fosfor enn kommunal sektor.

## 4 KARAKTERISERING AV AVLØPSVANN

---

### 4.1 NOEN VIKTIGE BEGREPER

Under kommer noen sentrale begreper som er mye brukt innen vannrensing og utslipp.

*Suspendert stoff / Suspendert materiale (SS):*

Vannets innhold av oppslemmet, partikulært materiale. Det deles i sedimenterbart stoff og svevestoff. Ofte blir SS referert til som bundet og partikulært stoff. SS kan bestemmes ved bruk av filtrering eller sentrifugering og tørking av fraskilt stoff ved definert temperatur, ofte ved 105 °C. Dette er den andelen av vannmassen som enklest kan fjernes ved filtrering (Nybruket, 2010).

*Løst stoff:*

Omfatter næringssalter organisk stoff og andre komponenter i vannet som ikke blir fjernet ved filtrering, det er ikke partikkelbundet.

*Tørrstoff:*

Definerer det totale innholdet av oppløst og partikulært stoff i en væske. Mengden tørrstoff bestemmes ved inndampning, ofte ved 105°C.

*Biokjemisk oksygenforbruk (BOF):*

Et mål for mengden oksygenforbrukene materiale i vannet. Vanligvis brukes en prøvemethode som tar 5 døgn ved 20°C, derav BOF<sub>5</sub>. Det estimerer hvor mye oksygen som trengs for å stabilisere det organiske innholdet i vannet.

*Kjemisk oksygenforbruk (KOF):*

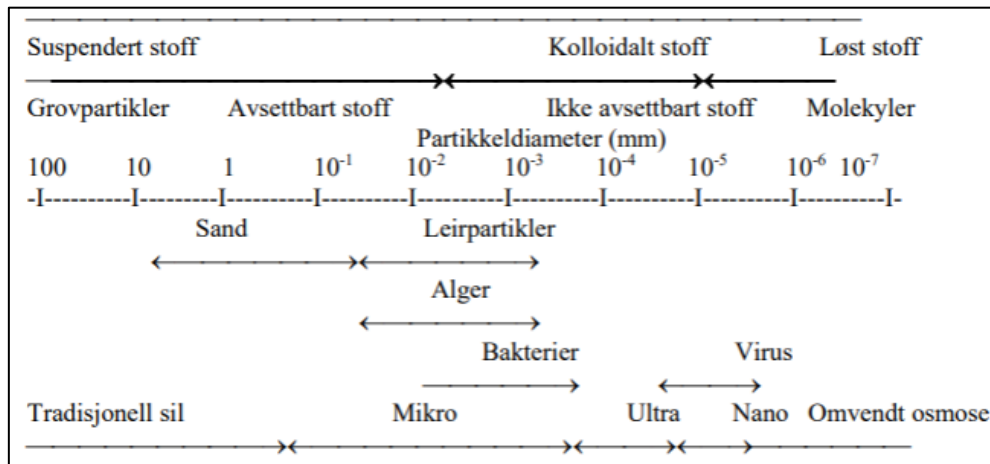
Et mål for innholdet av kjemisk nedbrytbart organisk stoff i vann.

*Personekvivalent (pe):*

For enkelthus og hytter, benyttes det generelt at 1 person er det samme som 1 personekvivalent. Kapasiteten til et renseanlegg kan måles i pe, det samme gjelder utregning for slamproduksjon. Det er et mål på mengden organisk materiale i avløpsvannet, den mengden organisk stoff som brytes ned biologisk med et biokjemisk oksygenforbruk (BOF<sub>5</sub>) på 60 gram oksygen per døgn over fem døgn (NIBIO, 2021).

## 4.2 GENERELT OM PARTIKKELSTØRRELSE

Ved bestemmelse av rensemetode er det vanlig å dele inn forurensingskomponentene etter hvilken form de er på; partikulær, kolloidal eller løst. Det skilles mellom; suspenderte partikler som er sedimenterbare ( $>100\mu\text{m}$ ), suspenderte partikler som ikke er sedimenterbare ( $0,01 - 100\mu\text{m}$ ), kolloidale partikler ( $<0,01\mu\text{m}$ ), hvis partiklene er  $<0,01\mu\text{m}$  anses de som løst, se Figur 8.



Figur 8: En grov skissering av grenseverdiene for SS, kolloidalt stoff, og løst stoff, samt om det er avsettbart eller ikke. Partikkeldiameteren er oppgitt og det vises til hvilken størrelsesorden alger, bakterier, virus mm. befinner seg i. Hvilket form for filtrering som er vanlig for størrelsene er oppgitt, men grensene mellom de ulike kategoriene er flytende (Andersen, 2016).

For å kunne vite hvilke rensemetoder det er behov for, og som kan oppnå ønsket resultat, er sammensetningen av avløpsvannet viktig. Det er særlig to parametere som har stor betydning ved fjerning av SS og BOD<sub>5</sub>: partikkelstørrelsesfordelingen, og fordelingen mellom løst og partikulært organisk stoff. PRIMÆRRENS, et program for utvikling av teknologi for primærrensing av kommunalt avløpsvann, konkluderte med at de viktigste karakteristika som bør være kjent når man velger primærrensaneanlegg er: innholdet av kravparametere (SS og BOD) samt variasjonene gjennom året, andelen av løst organisk stoff i forhold til totalt organisk stoff, og partikkelstørrelsesfordeling av det suspenderte stoffet (Ødegaard, 2005, p. 24).

### 4.3 AVLØPSVANN FRA AKVAKULTUR

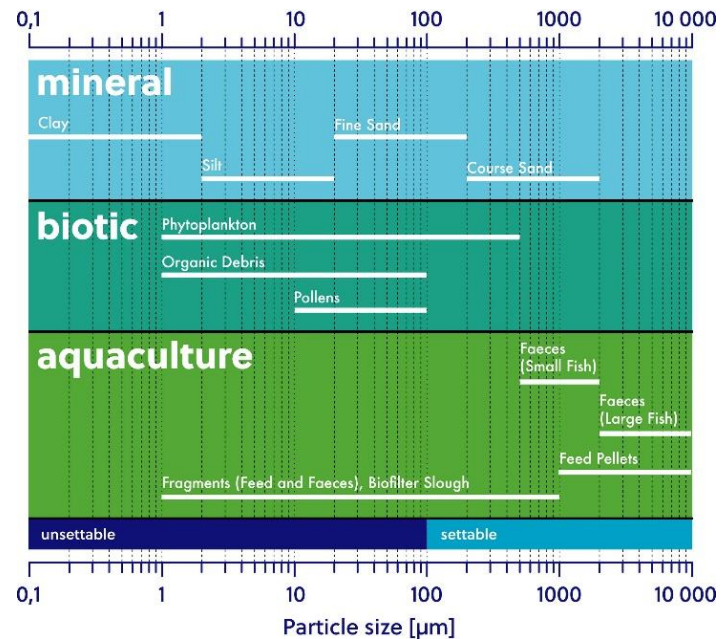
For akvakultur gir karakteriseringen grunnleggende informasjon for valg av renseprosess. Komposisjonen av avløpsvannet avhenger av flere faktorer som; art, vekstfaktor, fôr og vannmengde.

I Figur 9 vises det at avføring fra små og stor fisk, samt pellets ligger i en størrelse på 1000-10 000µm, de er sedimenterbare og kan filtreres vekk. Derimot er fragmentene fra disse partiklene nede på 1µm.

Det er vist i en undersøkelse av 3 forskjellige RAS at mer enn 95% av suspendert stoff hadde en diameter på under 20 mikrometer, og undersøkelser av spesifikk tyngde og gjennomsnittlig partikkelvekt (samme forsøk) viste at 40-70% av det totale suspenderte stoffet hadde en gjennomsnittsvikt på  $10.6 \cdot 10^{-7}$  mg og dermed nødvendig med metoder for å fjerne finpartikler fra vannet (Chen *et al.*, 1993). Dette vil si at finpartikler går ut ved bruk av finsiler på 20 mikrometer.

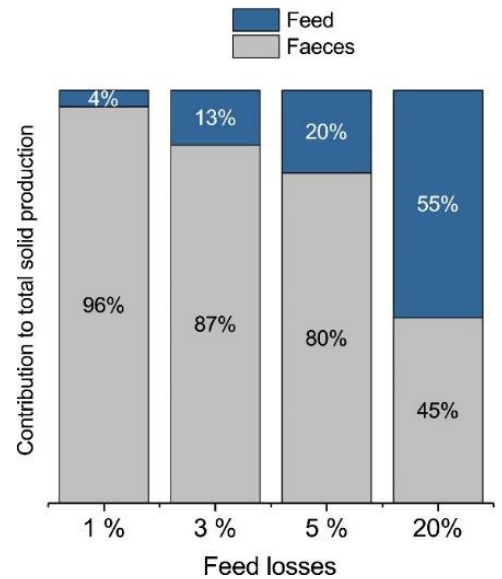
Resultater fra et annet forsøk viste at nesten halvparten av tilstedeværende partikler var større enn 100 mikrometer, 24.4% var innenfor 40-60 mikrometer, og en liten andel var under 30 mikrometer (Dolan, Murphy and O’Hehir, 2013).

Det konkluderes i (Reid *et al.*, 2009) at den mest betydningsfulle mangelen av informasjon ser ut til å være fraværet av informasjon, eller den høye variasjonen i data som er rapportert i litteraturen om fysiske egenskaper til lakseavføring. Det fins lite (eller ingen) avgjørende data om fekale partikkelstørrelsesklasser, forholdet mellom sedimenterbare stoffer og ikke-sedimenterbare stoffer, som er sammenstilt med massefraksjonsdata. Dette gjør det vanskelig å fastslå hvilke fysiske data om ekskrementer som burde betraktes som ubetydelige, sterke eller følsomme innspill til modellering.



Figur 9: Viser typiske partikkelstørrelser for suspenderte partikler i akvatisk miljø og oppdrettsanlegg (Schumann and Brinker, 2020).

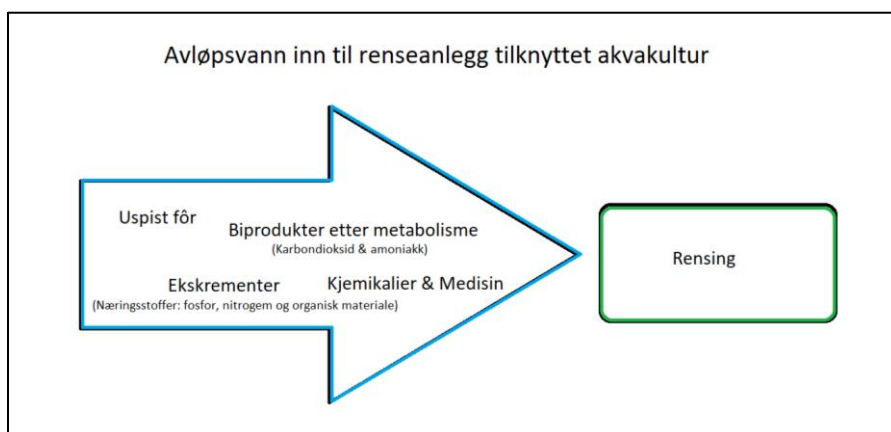
Ved å gjøre tørrstoffanalyser kan man fastsette hvor mye av partiklene som kommer fra avføring og hvor mye som kommer fra fôr-svinn. Økende fôr-svinn øker naturligvis den prosentvise mengden av partikler fra fôr i avløpsvannet, som igjen øker tørrstoffmengden i slammet. Figur 10 viser en oversikt over hvordan stor % av de faste stoffene som kommer fra fekalier eller fôr ved 1%, 3%, 5%, og 20% fôr-svinn.



Figur 10: Estimerte verdier for hvor stor prosentandel av de faste stoffene som kommer fra fôr eller avføring, basert på fôr-svinn til anlegg. Antatt at tørrstoffinnholdet i fôret er 96% og fordøying av tørrstoffet var 80% (Schumann and Brinker, 2020).

For oppdrett av matfisk i sjøvann, vil saltvannet medføre et større innhold av stoffer fra saltvannet i avløpsvannet og det oppsamlede slammet enn i slammet fra ferskvannsoppdrett (Hess-Erga *et al.*, 2013; Vangdal *et al.*, 2014).

Faktorene som påvirker avløpsvannet er vist i Figur 11, her vises komponentene som er med på å forme avløpsvannet. Hovedgrunnen for behandling av partikkelrikt vann fra gjennomstrømnings systemer i akvakultur er for å redusere potensiell negativ effekt på nærliggende akvatisk miljø. I RAS er det også for å redusere vannbruk og opprettholde god vannkvalitet i systemet (Cripps and Bergheim, 2000; Bergheim, Braaten and Lange, 2010; Tveterås *et al.*, 2019).



Figur 11: En enkel oversikt over hva som er i avløpsvannet fra et kar med oppdrettsfisk, dette skal inn til rensing.

### 4.3.1 Lukket anlegg med ferskvann

Lukkede anlegg med ferskvann er for eksempel RAS anlegg hvor det produseres settefisk. Vannet som blir brukt til fisken blir renset til tilstrekkelig for fiskens behov, før det går gjennom systemet og renses på nytt.

Resultater fra en undersøkelse av avløpsvann fra 15 settefiskbedrifter er vist i Tabell 3 (Rosten, 2015). Av settefiskanleggene som deltok var 4 RAS og 11 gjennomstrømmingssystemer. Verdien for personekvivalenter er beregnet ut fra det biologiske oksygenforbruket i avløpsvannet.

*Tabell 3: Konsentrasjoner fra settefiskanlegg oppgitt i [mg/l], faktorene som er undersøkt er BOF, KOF, SS, TOC, TOT-P, TOT-N, og pe (hvor mange personekvivalenter dette tilsvarer). Konsentrasjonene er oppgitt i mg/l. (Rosten, 2015).*

#### Konsentrasjoner fra settefiskanlegg [g/m<sup>3</sup>l]

	Før filter	+/-	Etter filter	+/-
<b>BOF<sub>5</sub></b>	4,47	2,3	3,08	1,70
<b>KOF</b>	7,94	3,83	6,05	3,15
<b>SS</b>	6,28	4,08	5,10	3,58
<b>TOC</b>	5,48	2,49	4,50	1,63
<b>TOT-P</b>	0,23	0,20	0,27	0,30
<b>TOT-N</b>	2,58	2,55	2,80	3,42
<b>PE</b>	3 498	2 876	2 927	3 450

For gjennomstrømningsanlegg ved ørretproduksjon er det vist at SS lå på 1,6-17,8 mg/l. En rapport viste at i et kommersielt RAS-settefiskanlegg ble det vist at SS lå mellom 12-67 mg/l før mikrosiling og mellom 2,3-4,7 mg/l etter mikrosiling (Rosten, 2015). Mål for SS har ofte store standardavvik, som betyr at variasjonene i konsentrasjonen også er store.

### 4.3.2 Lukket anlegg med sjøvann

Sjøvann generelt

Vannet i havet består av ca. 3.5 % salt, altså ca. 35 gram salt per kilogram vann. Rundt 86% av saltet i havet er natriumklorid (NaCl), også kjent som vanlig bordsalt. I sjøvann forekommer natrium og klor som oppløste ioner (Na<sup>+</sup> og Cl<sup>-</sup>). Nesten alle



løste stoffer i havet forekommer som ioner, salter dannes ved fordampning. Andre løste ioner i sjøvann er blant annet svovel ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), kalsium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), kalium ( $\text{K}^+$ ), karbon ( $\text{HCO}_3^-$  og  $\text{CO}_3^{2-}$ ) og brom ( $\text{Br}^-$ ), disse er i lavere konsentrasjoner enn natrium og klorid. Det er vanskelig å få et fullstendig bilde av den kjemiske sammensetningen av sjøvann, grunnet det store antallet av grunnstoffer i mindre konsentrasjoner, oppløste gasser og organisk materiale som er i sjøvannet. Havet blir som et universalt løsningsmiddel, så havet vil bestå av alle stoffer som tilfeldigvis kommer i kontakt med det (Poxton and Allouse, 1982; UiO - Universitetet i Oslo - Institutt for biovitenskap, 2011; Barthel and Sælen, 2019).

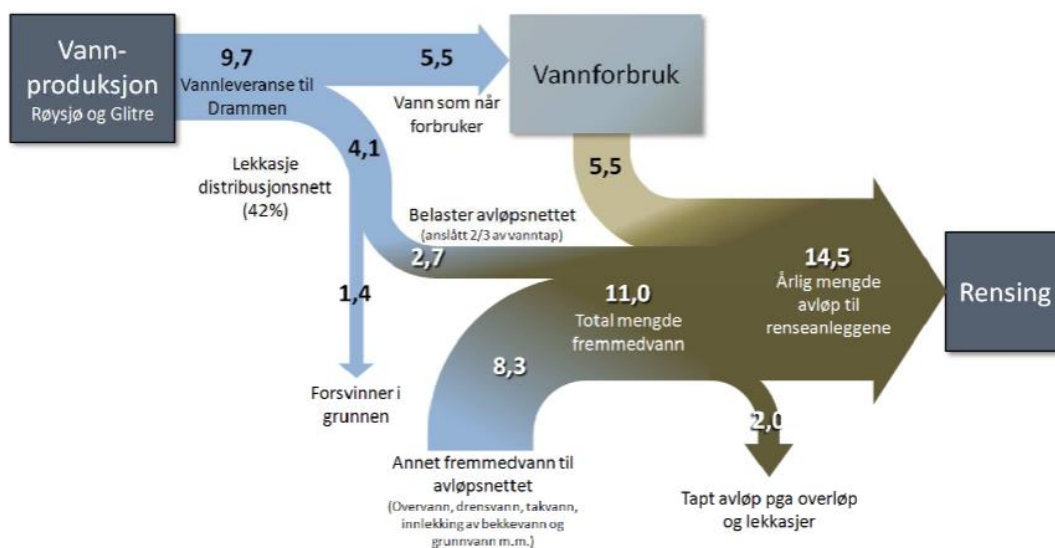
#### Påvirkningen av sjøvann

I en rapport fra Bioforsk blir det vist at slam, fra et spesifikt oppdrettsanlegg som bruker sjøvann, inneholder salt som også er i sjøvannet (Vangdal *et al.*, 2014). Lignende resultater er også funnet i en rapport fra NIVA, hvor det er sett på smoltproduksjon i et resirkulasjonssystem med inntak av sjøvann. Her bidro sjøvannet til forhøyede verdier av natrium og klorid, samt forhøyede verdier av magnesium og bor. Det ble også påvist forhøyet pH, ledningsevne og alkalitet. Verdt å nevne er at slamkvaliteten varierte naturlig med hensyn på driftsintensitet, fôrspill, fiskestørrelse og rens tiltak (Hess-Erga *et al.*, 2013). Marine vann har høyere ionestyrke enn ferskvann og brakkvann, noe som kan være gunstig ved bruk av kjemiske koagulanter (Letelier-Gordo and Fernandes, 2021). Slammet som fanges opp fra produksjon i sjø, vil ha litt andre egenskaper enn slam fra ferskvann grunnet sjøvannets sammensetning. For å redusere saltinnholdet i slam fra sjøbasert oppdrett, kan slammet først avvannes med sentrifuge til 30% og deretter fortynnes med ferskvann i reaktoren (Vangdal *et al.*, 2014).

#### 4.4 KOMMUNALT AVLØPSVANN

Vannet som kommer inn til et kommunalt renseanlegg kan være påvirket av mange faktorer. Avløpsvannet er alt vann som ledes vekk via avløpsledninger, som ender opp ved avløpsrenseanlegget. Innen avløpsvann skiller det mellom *spillvann* og *overvann*. *Spillvannet* er alt vannet som kommer fra husholdninger, sykehus, skoler, hoteller, restauranter, industri (kan ha egne renseanlegg), bedrifter, etc. *Overvann* er vann som renner av på overflaten grunnet regn og smeltevann. *Fremmedvann* er vann som har kommet uplanlagt inn i avløpsnett. Fremmedvannet kan være direkte

og indirekte avhengig av nedbør, men kan også være tørrværsavrenning (utlekking fra drikkevann, bekkevannsinntak, permanent høy grunnvannstand). Direkte nedbørsavhengig fremmedvann kan være fra gatesluk, taknedløp, feilkoblinger, utette kumlokk, mens indirekte nedbørsavhengige er fra drencsystemer, pumpesumper, innlekking i umettet sone, høy grunnvannstand og bekkevannsinntak (Lindholm, 2017). Lekkasje på avløpsledningsnettet vil gi utslag på hvor mye fremmedvann som kommer inn, nedbørsmengder vil regulere overvannsmengden og det nedbørsavhengige fremmedvannet. Avløpsvannet vil inneholde medisinerester, patogener, kjemikalier, rester av sminke og diverse såper, veisalt, partikler etter dekkslitasje, m.m. avhengig av hvor det kommer fra. Figur 12 viser en vannbalanse fra drikkevannsproduksjon og frem til avløpsrensing, eksempelet er fra Drammen kommune (Godt Vann Drammensregionen, 2009), her vises det at fremmedvannet utgjør en betydelig del av den totale vannmengden inn til renseanlegget.



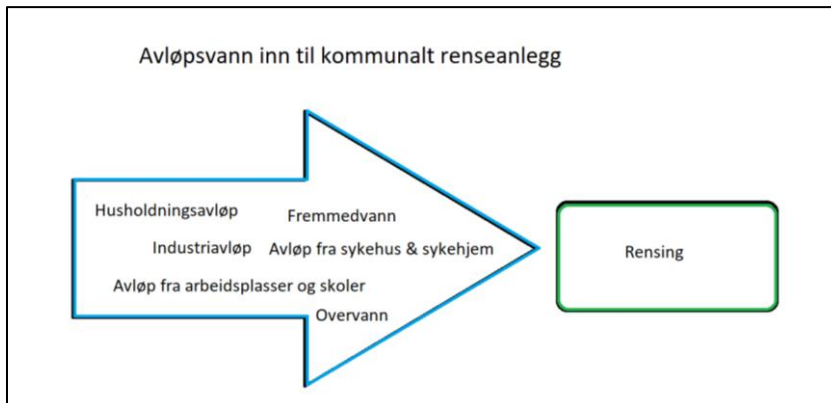
Figur 12: Vannbalanse fra Drammenkommune, følger vannstrømmen fra vannproduksjon frem til renseing (Godt Vann Drammensregionen, 2009).

I det kommunale avløpsvannet skilles det mellom 5 fraksjoner av forurensning, disse er (Stel, 2018):

1. Flytende stoffer: fett, olje, voks
2. Sedimenterbare stoffer (> 100 mikrometer): sand, grus, kaffegrut, mais
3. Suspenderte stoffer (1-100 mikrometer): toalettpapir, hår, matrester

4. Kolloidalt/emulgert stoffer (0,1-1 mikrometer): melk, blod, majones
5. Oppløste stoffer (> 0,1 mikrometer): sukker, urin

For å oppsummere hvor vannet inn til kommunale renseanlegg kommer fra, er det samlet i Figur 13 som gir en oversikt over hvilke utløp som kan være knyttet til renseanlegget.



Figur 13: Forskjellige utløp som kan være tilknyttet ledningsnett inn til kommunale renseanlegg.

#### 4.4.1 Fellessystem og separatsystem

I Norge fins det separatsystem og fellessystem for ledningsnett. I et separatsystem er det en overvannsledning og en avløpsledning/spillvannsledning, slik at vann fra husholdninger holdes mer konsentrert (fortynnes ikke av overvannet). I et fellessystem går alt dette vannet sammen, noe som fører til stor belastning på renseanlegget under større nedbørshendelser. Fellessystemet er en utgående metode i Norge, og ledningsnett som fornyes blir samtidig gjort om til separatsystem i mange kommuner.

#### 4.4.2 Konsentrasjoner i ubehandlet avløpsvann

Tabell 4 gir et estimat på BOF, KOF, SS, Tot P, og Tot N på konsentrasjoner i avløpet ved tørrvær og mye nedbør, samt om ledningsnett er klassifisert som godt eller dårlig. Tabellen viser at tørrvær gir høyere konsentrasjoner av verdiene, og at et godt ledningsnett har mye å si for uttynning av avløpsvannet. Tabell 5 (Pepper, Gerba and Gentry, 2014) viser også typiske konsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann, men har skilt mellom lav, moderat, og høy verdi for konsentrasjonene. De høye konsentrasjonene i Tabell 5 er relativt høye i forhold til verdiene i Tabell 4, dette gir for eksempel utslag som at mest konsentrerte verdien for BOF i Tabell 4 er halvparten så stor som høy konsentrasjon i Tabell 5.

Tabell 4: Estimerte verdier for konsentrasjonen av BOF, KOF, SS, TOT-P og TOT N i ubehandlet avløpsvann. Verdiene er delt inn for konsentrasjoner ved tørrvær og mye nedbør, samt om ledningsnett er av god eller dårlig kvalitet. Konsentrasjonene er oppgitt i g/m<sup>3</sup> (Ødegaard, 2014, p. 291)

Parameter	Tørrvær		Mye nedbør	
	Godt ledningsnett	Dårlig ledningsnett	Godt ledningsnett	Dårlig ledningsnett
BOF	200	120	150	60
KOF	400	240	300	120
SS	233	140	175	70
Tot P	6,0	3,6	4,5	1,8
Tot N	40	24	30	12

Tabell 5: Typiske konsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann, delt inn for lav, moderat og høy konsentrasjon (Pepper, Gerba and Gentry, 2014).

#### Konsentrasjoner i ubehandlet kommunalt avløpsvann

Forurensning	Konsentrasjon [g/m <sup>3</sup> ]		
	Lav	Moderat	Høy
<b>Faste stoffer, totalt</b>	<b>350</b>	<b>720</b>	<b>1200</b>
➤ Oppløste, totalt	250	500	850
➤ Flyktige	105	200	325
<b>Suspenderte stoffer (SS)</b>	<b>100</b>	<b>220</b>	<b>350</b>
➤ Flyktige	80	164	275
<b>Sedimenterbare stoffer</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>20</b>
<b>BOF</b>	<b>110</b>	<b>220</b>	<b>400</b>
<b>TOC</b>	<b>80</b>	<b>160</b>	<b>290</b>
<b>Nitrogen (totalt som N)</b>	<b>20</b>	<b>40</b>	<b>85</b>
➤ Organisk	8	15	35
➤ Ammoniakk	12	25	50
➤ Nitritter	0	0	0
➤ Nitrat	0	0	0
<b>Fosfor (totalt som P)</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>15</b>
➤ Organisk	1	3	5
➤ Uorganisk	3	5	10

#### 4.5 SAMMENLIGNING: INNHOLD OG KONSENTRASJON FØR RENSING

Mengden avløpsvann som kommer fra et oppdrettsanlegg er normalt mye høyere og mindre konsentrert enn avløpsvann som kommer inn til et kommunalt renseanlegg (kloakk). Avløpsvannet fra oppdrettsanlegg kan best sammenlignes med det behandlede kommunale utslippet, når dette er renses. Utløpet fra fiskekar, dammer, eller raceways er vist 20-25 ganger fortynnet sammenlignet med "medium-styrke" kommunalt avløpsvann (Vymazal, 2009; Martins *et al.*, 2010). Konsentrasjonene av SS, BOF, TOC, TOT-N, TOT-P er betraktelige høyere i kloakk enn for utløpet fra settefiskanleggene. SS verdien er mellom 16-56 ganger høyere for kloakk enn for avløpsvann fra settefisk, se Tabell 6. Konsentrasjonene for SS i kloakk gitt av Norsk Vann (Tabell 4) gir 11-37 ganger høyere SS-verdier i ubehandlet avløpsvann sammenlignet med avløpsvann fra settefiskanlegg.

Noe kan forklares med at vannmengdene er større, derav blir partiklene utvannet. Men selv om det er lavere konsentrasjoner, vil partiklene uansett havne i resipienten hvis de ikke fjernes. For å lettere kunne sammenligne verdiene er dem samlet i Tabell 6.

Tabell 6: Konsentrasjoner av SS, BOD, TOC, TOT-N og TOT-P for kloakk og utløp fra settefiskanlegg (før filter). Verdiene er hentet fra tabeller vist tidligere i teksten. Verdiene er oppgitt i g/m<sup>3</sup>.

##### Konsentrasjoner [g/m<sup>3</sup>]

	Typiske verdier for kommunalt avløpsvann g/m <sup>3</sup> (Hentet fra Tabell 5)			Gjennomsnittsverdier fra settefiskanlegg undersøkelse (Hentet fra Tabell 3)
	<i>Lav</i>	<i>Medium</i>	<i>Høy</i>	Gjennomsnittsverdi
SS	100	220	350	6,28
BOF	110	220	400	4,47
TOC	80	160	290	5,48
TOT-N	20	40	85	2,58
TOT-P	4	8	15	0,23

Oppdretter vet hva som blir tilsatt karet med fisk av fôr og medisiner/kjemikalier, og det er derfor mulig å kunne beregne hva som kommer i utløpet basert på hva fisken spiser, hva som avleires i fisken, og hva fisken produserer under vekst.

Komponentene i innløp og utløp er derfor relativt kjent i forhold til kloakk som

inneholder vann fra flere kilder, har mange ytre faktorer som påvirker, samt lite kontroll på alt overvannet kan ha dratt med seg, og innlekking av fremmedvann.

## 5 DIMENSJONERENDE VANNMENGDER

---

### 5.1 AKVAKULTUR

Rapporten *Konsekvensanalyse av landbasert oppdrett av laks – matfisk og post-smolt* fra 2018, inneholder utregninger for estimerte verdier for vannforbruk hvis all laks hadde vært produsert på land (Holte *et al.*, 2018), ved en produksjon av 340 millioner stk. settefisk i størrelsene 0,15kg, 0,50kg, og 1,00kg. Det er valgt å bruke disse verdiene for vannforbruk i RAS-anlegg.

I 2019 var produksjonen på:

- Solgt antall settefisk
  - Totalt: 400 647 millioner stk.
  - Laks: 372 492 millioner stk.
    - Ca. 89% var > 250g og 11% < 250gram
- Solgt mengde slaktet fisk
  - Totalt: 1 447 531 tonn
  - Laks: 1 364 042 tonn

Tallene er hentet fra Fiskeridirektoratets nettside for akvakulturstatistikk (Fiskeridirektoratet, no date).

#### 5.1.1 Settefisk

For å beregne vannforbruket er det brukt antagelser om at årlig kapasitet er på 3 000 tonn per år, spesifikt vannforbruk på 500 l/døgn/kg fôr, en fôrfaktor på 1,0, og jevn produksjon gjennom året (Holte *et al.*, 2018). Vannforbruket for settefisk a 0,15kg, 0,5kg, og 1,0kg er vist i Tabell 7.

340 millioner settefisk kan sammenlignes med settefiskproduksjonen for totalt smolt av laks, regnbueørret, og laks i 2016 som var på 340 837 millioner, eller laksesmoltproduksjonen i 2017 som var 339 016 millioner. Aquaoptima viser til

nødvending vannforsyning i gjennomstrømningsanlegg på 10 m<sup>3</sup>/min for produksjon av 1 million smolt (AquaOptima, 2008), per år blir dette 5.3 millioner m<sup>3</sup>/år.

Tabell 7: Vannforbruk ved produksjon av settefisk i RAS, tallene for 340 millioner stk. er hentet fra (Holte et al., 2018) og viser beregnet produksjon per år i [tonn] og vannforbruk [m<sup>3</sup>/år] for 340 mill. postsmolt ved størrelsene: 0,15 kg, 0,5 kg og 1,0 kg. Verdiene for produksjon av 1 mill., er beregnet ut fra oppgitte verdier for 340 mill.

Årlig produksjon postsmolt	Produksjon per år [tonn]	Vannforbruk [m <sup>3</sup> /år]
1 mill. settefisk a 0,15 kg	150	60 000
1 mill. settefisk a 0,50 kg	500	200 000
1 mill. settefisk a 1,00 kg	1 000	400 000
340 mill. settefisk a 0,15 kg	51 000	20 400 000
340 mill. settefisk a 0,50 kg	170 000	68 000 000
340 mill. settefisk a 1,00 kg	340 000	136 000 000

### 5.1.2 Matfisk

Hvis all matfisk skulle vært produsert på land, med antagelser om resirkuleringsgrad på ca. 45% og et spesifikt vannforbruk på 0,085 liter per minutt per kg fisk, en produksjon på **1,3 millioner tonn matfisk**, på anlegg med produksjonskapasitet på 10 000 tonn per år per anlegg, vil det gi følgende estimerte vannforbruk (Holte et al., 2018):

- Ved bruk av RAS: **0,520 milliarder m<sup>3</sup>/år**
- Ved bruk av gjennomstrømning: **33,7 milliarder m<sup>3</sup>/år**

Summen av vannforbruket for settefisk og matfisk ved bruk av RAS ville da blitt på: **588 millioner m<sup>3</sup>/år.**

## 5.2 KOMMUNALT

I Norge antas det ved beregninger at normalt vannforbruk i en husholdning er lik avløpsmengden. Hver person bruker om lag 130-150 liter per døgn [l/(p\*d) = liter per person og døgn]. VA-miljøblad anbefaler at det brukes 150 l/pd som et gjennomsnittlig tall for et år hvis man ikke har andre verdier (Lindholm, 2015). Tabell 8 viser utregnede verdier for avløpsvann for forskjellige befolkningstettheter hvis det bare sees på husholdninger, ved et forbruk på 150 l/p\*d (=54,75 m<sup>3</sup>/p\*år). Vann fra overflateavrenning, skoler/barnehager, eller industrier er ikke tatt med. VEAS, Norges

største renselanlegg, behandler årlig 100-110 millioner m<sup>3</sup> avløpsvann fra rundt 600 000 nordmenn.

Tabell 8: Tabellen viser utregning for avløpsmengder fra husstander, her er det antatt et forbruk på 150 l/p\*d

Avløpsmengder fra husstander, antatt 150 liter per person per døgn

Antall personer:	Q: [l/p*d]	Q: [l/d]	Q: [m <sup>3</sup> /d]	Q: [m <sup>3</sup> /s]	Q: [m <sup>3</sup> /år]
1.00E+00	150	1.50E+02	1.50E-01	0.000	54.75
5.00E+04	150	7.50E+06	7.50E+03	0.087	2.74E+06
1.00E+05	150	1.50E+07	1.50E+04	0.174	5.48E+06
5.00E+05	150	7.50E+07	7.50E+04	0.868	2.74E+07
1.00E+06	150	1.50E+08	1.50E+05	1.736	5.48E+07
5.00E+06	150	7.50E+08	7.50E+05	8.681	2.74E+08
1.00E+07	150	1.50E+09	1.50E+06	17.361	5.48E+08
1.20E+07	150	1.80E+09	1.80E+06	20.833	6.57E+08

### 5.3 SAMMENLIGNING: MENGDER AVLØPSVANN

For å bedre kunne sammenligne verdiene, kan det sees på slik:

- Summen for vannforbruket for settefisk og matfisk ved bruk av RAS tilsvarer sammen vannforbruk som 10,7 millioner personer

- Utregning:  $\frac{588 \cdot 10^6 \frac{m^3}{\text{år}}}{54,75 \frac{m^3}{Pe \cdot \text{år}}} = 1,07 * 10^7 Pe$

- Hvis all settefiskproduksjonen hadde brukt RAS, ville produksjonen av settefisk på 0,15kg tilsvare forbruket til 372 tusen mennesker og settefisk på 1,5kg tilsvare forbruket til 1,2 millioner mennesker.

- Utregning:  $\frac{68 \cdot 10^6 \frac{m^3}{\text{år}}}{54,75 \frac{m^3}{Pe \cdot \text{år}}} = 1,242 * 10^6 Pe$ ,  $\frac{20,4 \cdot 10^6 \frac{m^3}{\text{år}}}{54,75 \frac{m^3}{Pe \cdot \text{år}}} = 372\ 603 Pe$

- Vannforbruk til 1 million settefisk a 0,15kg, tilsvarer vannforbruket til ca. 1100 personer

- Utregning:  $\frac{60\ 000 \frac{m^3}{\text{år}}}{54,75 \frac{m^3}{Pe \cdot \text{år}}} = 1\ 096 Pe$

- Ved gjennomstrømningsanlegg ville produksjon av 1 million settefisk tilsvare vannforbruket til 96 800 personer i løpet av ett år.

- Utregning:  $\frac{5\ 300\ 000 \frac{m^3}{\text{år}}}{54,75 \frac{m^3}{pe \cdot \text{år}}} = 96\ 803 Pe$



Ikke alle settefiskanlegg i Norge bruker RAS teknologi. Det er i underkant av 200stk settefiskanlegg i Norge og opp mot 70 RAS-anlegg (Fiskeridirektoratet, 2020; Jenssen, 2020; Ulveseth and Sørheim, 2021). Resterende anlegg er da gjennomstrømningsanlegg. Vannforbruket vil være betydelig høyere i et gjennomstrømningsanlegg da RAS kan resirkulere >95% av vannstrømmen. I Norge er det opp mot Tallene utregnet i (Holte *et al.*, 2018) er for post-smolt (0,15-1,0kg), vanligvis selges også smolt ved størrelse på 0,1kg, og det brukes da mindre vann -> produserer mindre avløpsvann. Det er bare sett på vannforbruk fra personer/husstander, andre faktorer som overvann, fremmedvann, industri, og bedrifter er ikke tatt med.

## 6 BEHANDLING AV AVLØPSVANN

Innen avløpsrensing i kommunal sektor brukes begrepene primær-, sekundær-, og tertiærrensing om graden av rensing. Dette gjenspeiles også i krav til utslipp i forurensningsforskriften. Innen akvakultur er ikke disse begrepene så vanlig å bruke, men teknikkene brukt i akvakultur passer inn med de samme prinsippene.

### 6.1 PRIMÆR-, SEKUNDÆR-, OG TERTIÆRRENSING

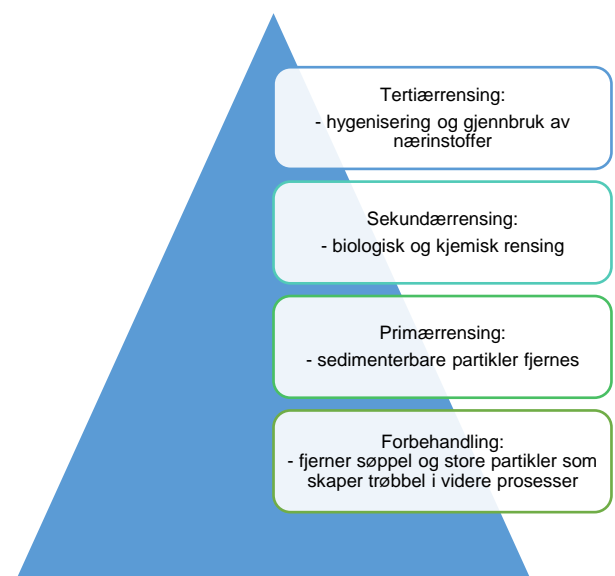
Hovedmålet med behandlingen av avløpsvann er å kunne fjerne og nedbryte det organiske materialet under kontrollerte forhold. For å få kloakken ren nok til å slippe det ut i en resipient må det gjennom flere prosesser avhengig av utslippstillatelse.

Disse prosessene deles i ulike nivå; primærrensing, sekundærrensing og tertiærrensing. Primærrensing har minst grad av rensing og tertiærrensing høyest, men trinnene må gjøres i rett rekkefølge for å oppnå gode resultater.

Det skilles også mellom de ulike

renseprinsippene/prosessene; mekanisk rensing, kjemisk rensing, biologisk rensing og

kjemiskbiologisk rensing, det er vanlig å kombinere prosessene. Primærrensing er



Figur 14: Et pyramidediagram for avløpsrensing. I bunnen er det forbehandling, etterfulgt av primær-, sekundær-, og tertiærrensing.

ofte synonymt med mekanisk rensing, da fjernes slampartikler ned til en størrelse på 0,1mm. Ved kjemisk rensing tilsettes det kjemikalier for å få utfelling av oppløst og kolloidalt stoff, grunnet kjemikalie bygges partiklene seg opp til større partikler (fnokker) slik at de lettere kan skilles fra vannet. Disse kan også tilsettes før slampartikkelseparasjon for å oppnå høyere effekt i primærrensingen (kjemisk primærrensaneanlegg). Ved biologisk rensing omdanner mikroorganismer partikulære og løste stoffer til enkle forbindelser. Mikroorganismene kan deretter separeres fra vannet som biologisk slam (Ødegaard, 2014, p. 413; Pepper, Gerba and Gentry, 2014).

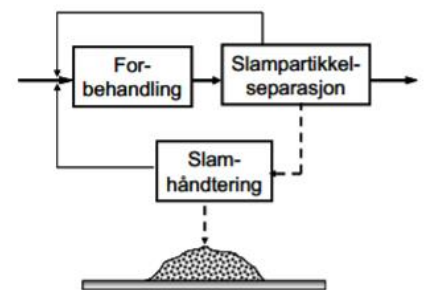
### 6.1.1 Forbehandling

I kommunal sektor trenger avløpsvannet å forbehandles for å unngå gjentetting og andre driftsproblemer. Forbehandlingen består ofte av at søppel og de største substansene blir håndtert av forbehandlingsenheter, dette gir ubetydelig renseeffekt. Forbehandling utføres ofte av kverner, rister, siler, sand- og fettfang (Ødegaard, 2005, 2014, p. 413).

### 6.1.2 Primærrensing

Både i historisk sammenheng og i prosessteknisk sammenheng, kommer primærrensing først. Primærrensing fjerner sedimenterbare partikler, ved bruk av sedimentering/-bunnfelling (slampartikkelseparasjon), se Figur 15. Det benyttes også flotasjon, grovfiltrering, og siling for å oppnå primærrensekraft. Renseeffekten ved primærrensing er normalt ca. 30% organisk stoff, ca. 50% suspendert stoff og < 20 % av næringsstoffer. Noe reduksjon i metaller og bakterier/virus som er partikkelbundet kan også forventes.

Patogene mikroorganismer er ikke effektivt fjernet ved primærrensing, men noe fjerning kan oppnås. Kravet for primærrensing er basert på hva som er forventet å oppnå i et sedimenteringsanlegg, som er: 50% SS-fjerning og 20% BOD<sub>5</sub>-fjerning, se Figur 16. Renseprinsipper som brukes for primærrensing er i hovedsak siling/planfiltrering, sedimentering (inkludert lamellasedimentering, flotasjon, og dybdefiltrering). Slammet som kommer fra dette steget, refereres til som primærslam



Figur 15: Prinsippskisse av oppbygningen til et enkelt primærrensaneanlegg (Ødegaard, 2005).

(Ødegaard, 2005; Pepper, Gerba and Gentry, 2014).

**§ 14-2. Definisjon av rensegrad**

Følgende definisjoner for rensegrad gjelder i kapittel 14:

a) *Primærrensing*: En renseprosess der både

- 1) BOD<sub>5</sub>-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 20% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 40 mg O<sub>2</sub>/l ved utslipp og
- 2) SS-mengden i avløpsvannet reduseres med minst 50% av det som blir tilført renseanlegget eller ikke overstiger 60 mg/l ved utslipp.

Figur 16: Utklipp fra Forurensningsforskriften (LOVDATA, 2007).

### 6.1.3 Sekundærrensing

Neste nivå i renseprosessen er sekundærrensing. Kjemisk rensing, i form av for eksempel koagulering, faller også innunder kategorien sekundærrensing. Et biologisk rensetrinn fjerner 85-95% av organisk stoff og suspendert stoff, i tillegg en god reduksjon av metaller, organiske mikro-forurensninger samt bakterier og virus. I Norge er koagulering i utstrakt bruk (kjemisk renseanlegg). Ved koagulering oppnås det god fosforreduksjon, i tillegg til fjerning av partikler, organisk stoff, bakterier, virus og mikroforurensninger (Ødegaard, 2000). For å møte EU-direktivets sekundærrensekrav, har mekaniske/kjemiske-renseanlegg måtte oppgraderes til å inneholde et biologisk rensetrinn for å oppnå nitrogenfjerning (Wessman, Flemming G and Æsøy, 2010).

#### Biologisk rensing

I et biologisk rensetrinn omgjøres ammoniakk, ammonium og andre enklere N-forbindelser om til nitrat. Dette benyttes for å fjerne organisk stoff, men også nitrogen og fosfor. Mikroorganismer gis betingelser for å benytte det organiske stoffet i avløpsvannet som næring, slik at det kan nedbrytes. Grovt sett kan prosess- og reaktorutforminger for aerobe, biologiske anlegg deles i to: anlegg med suspendert bakteriekultur (aktivslamanlegg) og anlegg med fastsittende bakteriekultur (biofilmanlegg). Aktivslamanlegg kan ha høy bakteriediversitet (JIANG *et al.*, 2008).

Under nitrifikasjon (aerobe forhold) omdannes ammonium til nitritt, deretter nitritt til nitrat. Deretter følger ofte denitrifikasjon (anaerobe forhold) som reduserer nitritt/nitratet til nitrogengass. Nitrifikasjon gir fall i pH, da det er alkalitetssenkning i

nitrifikasjonsprosessen. Ved  $\text{pH} > 11$  foreligger den vesentlige delen av ammoniumet som ammoniakk. Ammoniumet er viktig å fjerne fordi at ved biologisk oksidasjon (nitrifikasjon) i resipientene vil dette forbruke en vesentlig oksygenmengde, og fordi ammoniakk er svært toksisk for fisk. For at mikroorganismer skal utvikle seg har dem næringskrav, forskjellige elementer skal til for å bygge opp cellene. For god utvikling må også forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet), være passende. Hvis forholdstallet er lavt, vil det høye innholdet av nitrogen kunne føre til høye konsentrasjoner av ammoniakk, da blir nitrogen den begrensede komponenten. Når C/N-forholdet er for lavt vil ikke nitrogenet kunne utnyttes, det ikke er nok energi eller materiale å bygge det inn i (Pommeresche and McKinnon, 2011; Ødegaard, 2014).

### Kjemisk rensing

Under kjemisk rensing tilsettes fellingskjemikalier i avløpsvannet for at partikler skal knytte seg sammen og danne større partikler (koagulere) under flokkulering. Deretter kan disse fjernes fra vannet som slam. Det brukes vanligvis et metallsalt av enten aluminium eller jern, for å starte koaguleringsprosessen. Kjemisk rensing brukes for å oppnå fjerning av fosfor, tungmetaller og andre uorganiske og organiske miljøgifter fra avløpsvann (Ødegaard, 2014).

#### **6.1.4 Tertiærrensing**

Tertiærrensing brukes kun i tillegg til primær- og sekundærrensing. Dette steget kan bestå av fjerning av næringsstoffer som fosfor og nitrogen, redusere turbiditet, metaller og patogener. I Norge brukes det generelt bare for utslipp til innlandsvassdrag hvor eutrofieringen er styrt av tilgang på fosfor. I andre land, hvor vannressursene er begrenset, er det viktig å fjerne de minste partiklene og å hygienisere avløpsvannet. Teknologier for dette er blant annet; membranfiltrering, aktivkull-adsorpsjon, revers osmose, og desinfeksjon (eks. UV-stråling og klorering), disse metodene er mer kjent innen drikkevannsrensing i Norge (Ødegaard, 2000; Pepper, Gerba and Gentry, 2014).

### 6.1.5 Forventede renseseffekter

Fra Tabell 9 sees det at primærrensing kan oppnås med mekanisk rensing, men oppnådde renseseffekter avhenger av dimensjoneringen av rensenanlegget.

Tabell 9: Tabellen viser forventet renseseffekt innen primær-, sekundær-, og tertiærrensing som prosentvis reduksjon i SS, BOD<sub>5</sub>, TOT-P og TOT-N.

Oversikt over rensemetoder og renseseffekter		SS %	BOD <sub>5</sub> %	Tot P %	Tot N %
Primærrensing	Mekanisk	50	20	15	10
Sekundærrensing	Kjemisk	90	75	85	30
	Biologisk	85	90	45	30
Tertiærrensing	Biokjemisk Med P - fjerning	95	95	95	30
	Biokjemisk. Med P+N- fjerning	95	95	95	80

### 6.1.6 Forurensningsforskriften

I likhet med behandling av utslipp fra rensenanlegg for kloakk, reguleres utslipp fra akvakultur gjennom forurensningsloven (både sjø- og landbasert oppdrett). Dette forvaltningssystemet regulerer utslippene av løst og partikulært organisk materiale. I tillegg til forurensningsloven, blir også akvakultur regulert av akvakulturloven med underliggende forskrifter. Når en søknad om utvikling av et akvakulturanlegg er godkjent, er det innarbeidet en utslippstillatelse i produksjonslisensen.

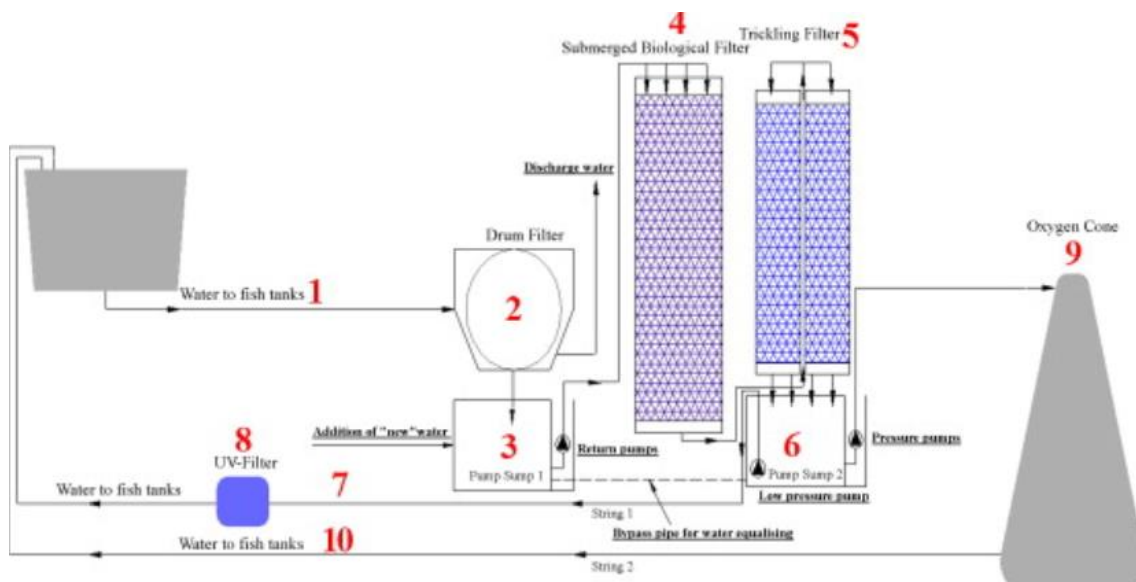
Utslippstillatelsen baserer seg på utslippsmengder, konsentrasjon i utløpet, resipient, og miljøovervåkning (Kupka Hansen *et al.*, 2017; Flo, 2020; Regjeringe.no, 2020).

## 6.2 RENSING AV AVLØPSVANN INNEN AKVAKULTUR

Akvakultur følger egentlig prinsippene for primær, sekundær og tertiærrensing.

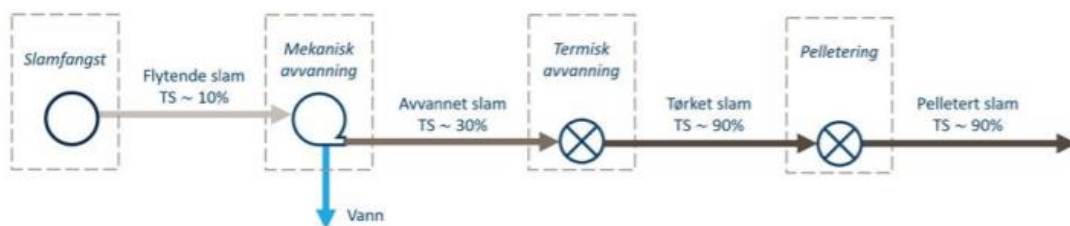
Innen akvakultur deles typisk behandlingsprosessen inn i: partikkelfiltrering, slamfangst, avvanning, og eventuelt tørking (slambehandling). I RAS-anlegg brukes også vannbehandling som biofiltrering, desinfeksjon og avgassing. Det er kunnskap og informasjon om hva som blir tilsatt karet, hva fisken forbruker og produserer, og derav mulighet til å vite hva som kommer ut utløpet.

I RAS anlegg blir avløpsvannet behandlet i biologisk filter, det er nødvendig å omgjøre ammoniakken som fisken produserer for å ikke skape et toksisk vannmiljø. Filter med fastsittende bakteriekultur (biofilmanlegg) er mye brukt i RAS. Problemer knyttet til biofilteret i akvakultur er blant annet at det er stor variasjon i daglig fôring (bakteriene blir ikke matet kontinuerlig) som fører til ustabil konsentrasjon for nitrogenforbindelsene, også høy tetthet i bakteriekulturen kan skape problemer da det generelt gir dårlige forhold for bakteriene. Derfor er det viktig å opprettholde god vannkvalitet for å sikre effektiv vekst av både målart og de nitrifiserende bakteriene (Emparanza, 2009). Avløpsvannet fra oppdrett har lavt karbon – nitrogen forhold, C/N er lav. Derfor trengs det partikkelfilter før biologisk rensing. Figur 17 viser et flytskjema for et kommersielt RAS-anlegg med biofilter.



Figur 17: Flytskjema for et kommersielt RAS. Vannet føres fra fiskekaret til et trommelfilter, her tas vann ut og slammet går via en pumpestasjon til biofilteret. Etter biofilteret føres det gjennom et sprinkling/trickling filter. Deretter må vannet UV-behandles og tilsette oksygen før det sendes tilbake til fiskekaret (Emparanza, 2009).

Figur 18 viser en typisk behandling med tørrstoffinnholdet oppgitt i prosent til hvert steg, i dette tilfellet er siste steg pelletering (Holte et al., 2018).



Figur 18: Flytskjema som viser TS [%] for hvert steg i behandlingen (Holte et al., 2018).

Primærrensingen/slamfangst, som ofte består av sedimentasjon, kan starte i utløpet på karet. Partikler som sedimenterer, kan skilles fra resten av utløpet her ved å ha separat utløp.

I Tabell 10 kan man se resultater fra et prosjekt ang. kunnskapsgrunnlag for rensing av utslipp fra landbasert akvakultur (Lomnes, Senneset and Tevasvold, 2019). I forsøket lå konsentrasjoner for SS og BOF under deteksjonsgrensen i flere gjennomstrømningsanlegg, grunnet lave konsentrasjoner, som resulterte i veldig høye renses effekter for parameterne.

Tabell 10: Estimerte verdier for renses effekten i prosjekt angående kunnskapsgrunnlag for rensing av utslipp fra landbasert akvakultur (Lomnes, Senneset and Tevasvold, 2019).

	Kombianlegg		Gjennomstrømnings- anlegg		RAS-anlegg	
BOF <sub>5</sub> /KOF/TOC	55,2 % <sup>1</sup>	85 % <sup>2</sup>	100 % <sup>3</sup>		79,5 % <sup>3</sup>	97 % <sup>2</sup>
SS			93 % <sup>3</sup>	52-63% <sup>2</sup>	71,8 % <sup>3</sup>	
Fosfor	62,5 % <sup>1</sup>	43 % <sup>2</sup>				52% <sup>2</sup>
Nitrogen	42,2 % <sup>1</sup>	50 % <sup>2</sup>				54% <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Beregnet fra massebalanseregnskap, anlegg 10.

<sup>2</sup> Beregnet fra massebalanseregnskap og analyseresultater, anlegg 1, anlegg 7 og anlegg 4 og 7 i kombinasjon.

<sup>3</sup> Beregnet fra analyseresultater, anlegg 5 (gjennomstrømning) og anlegg 6 (RAS).

### 6.2.1 Kar og avløpsmodeller for vannuttak i fisketank

Grunnet vedlikehold, uniform vannkvalitet, plassering av vannuttak, og muligheten til å justere vannhastighet, er sirkulære utforming av kar mye brukt i fiskeoppdrett (Timmons, Summerfelt and Vinci, 1998). Hoved-utløpet er plassert i sentrum, helningen ned mot midten fører sedimenterbare partikler til utløpet.

Det skilles mellom utløp med partikkelseparasjon og utløp uten partikkelseparasjon (felles utløp for partikler og vann), samt hvor mange utløp det er knyttet til enheten. Partikkelseparasjon i utløpet kan forhindre at de sedimenterbare partiklene blir oppløst til mindre partikler grunnet vannstrømning og rørbend.

Et utløp: uten partikkelseparasjon

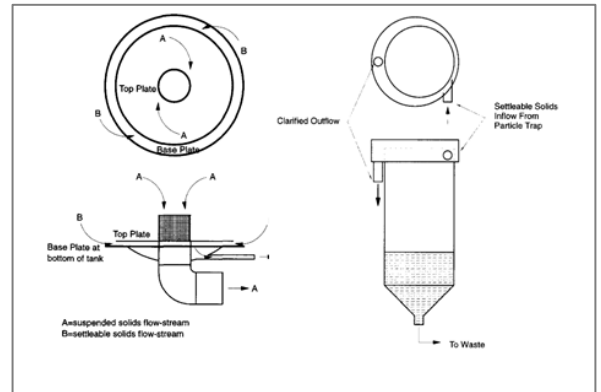
Den tradisjonelle løsningen er å ha et utløp hvor alt vannet og partiklene drar ut gjennom samme utløp.

To utløp: hovedavløp og partikkelavløp

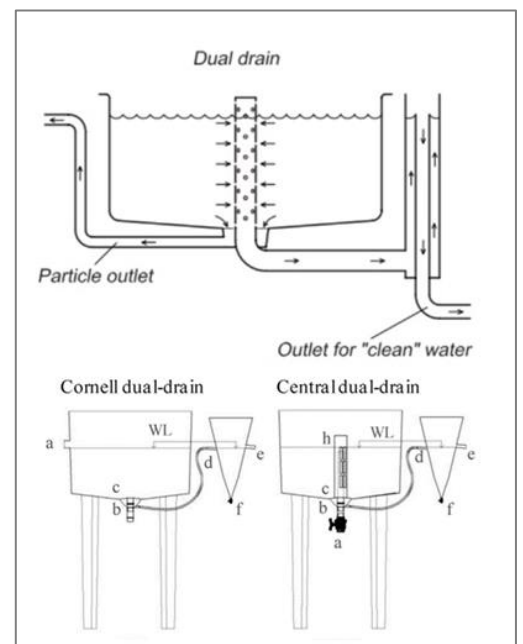
Ved en separerte avløpsløsning vil det være ett avløp i bunnen av tanken, og et øverst. I det øverste utløpet vil det vannet med lavest partikkelkonsentrasjon renne ut, og nederst det med høyere partikkelkonsentrasjon. Hovedfordel med å ha separert utløp i RAS er at det fjerner den største delen av sedimenterbare partikler, disse fjernes med relativt lav strøming. Partiklene blir konsentrert i en liten strøm som vanligvis er rundt 5-20% av det totale utløpsvannet (Davidson and Summerfelt, 2005; De Carvalho, Lemos and Tacon, 2013).

Utløpet reduserer vannvolumet tilknyttet partiklene, som er gunstig for videre behandling av vannet. Det blir muligheten for å tilpasse videre renseteknologi ut fra de to forskjellige vannstrømmene. Det er vist i forsøk at 79% (totalt gjennomsnitt) av TSS som ble produsert daglig ble skylt ut med bruk av 12-18% av den totale volumstrømmen i tanken (Davidson and Summerfelt, 2004).

Denne type system refereres til som «dual drain». Grunnet sedimenteringen og partikkelseparasjonen kan dette sees på som første rensessteg.



Figur 19: til venstre er et uttak med partikkelfilter (type: ECO-TRAP) for fange opp partikler, og til høyere er tilhørende slamoppsamler som det partikkelrike vannet ble sendt til. Den andre vannstrømmen ble sendt videre til roterende trommelfiltre (Twarowska, Westerman and Losordo, 1997).



Figur 20: skjematisk tegninger på utløp med dual-drain teknologi. Bildet på toppen (MGR University, Anna University and TN Board School, no date), nederste (De Carvalho, Lemos and Tacon, 2013) hvor a: primærutløp, b: sekundærutløp, c: coverplate, d: inntak av rent vann.



## 6.2.2 Lukkede anlegg

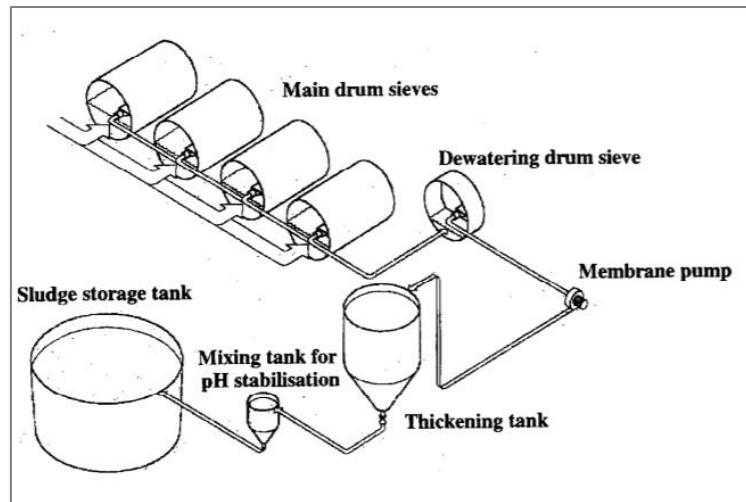
Mulighetene seg for utnyttelse av avfallet fra oppdrett åpner seg ved bruk av lukkede anlegg. Slammet som pumpes til overflaten er tyntflytende og trenger derfor både fortykning og avvanning, dette for videre behandling og lagringskapasitet. Hvor mye vann som kommer sammen med partiklene avhenger av effektiviteten til oppsamlingssystemet. Et eksempel på avløpsbehandling til smoltanlegg med kombinert utløp er vist i Figur 21.

Behandling av oppsamlet partikkelrikt vann fra lukkede sjøsatte anlegg behandles gjerne likt, men har som nevnt litt andre kjemiske egenskaper.

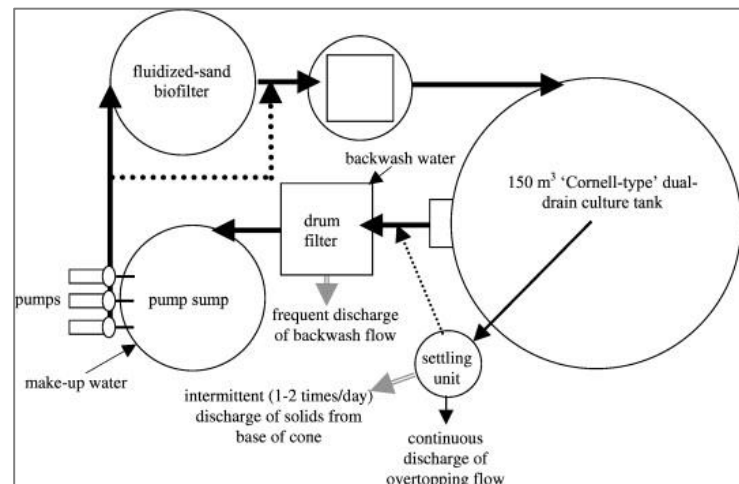
### RAS

Resirkulerende akvakultursystemer (RAS) har ofte to separate avløp, «dual drain». Avløpsvannet fra de forskjellige krever derfor forskjellig grad av behandling. Det sammen gjelder vann fra utløp i trommelfilter og «back-washing» (skylling) av biofilteret, hvor det vil være et utløp med høy partikkelkonsentrasjon, og et med lav. I Figur 22 er det vist et RAS med «dual drain» og rensetrinnene tilknyttet hvert utløp.

Vannet blir desinfisert, tilført oksygen og karbondioksid blir fjernet, som vist i Figur 17. Før vannet føres tilbake til fisken justeres temperaturen for optimal produksjon. Disse prosessene oppnår enn daglig resirkulering av vannet på mer enn 95%, og forbedrer merkbart effektiviteten (Xiao *et al.*, 2019b). Slik intensiv fiskeoppdrett reduserer bruk av naturlige vannressurser og bruk av landareal, men selv om input-verdiene (vanninntak) blir redusert øker output-verdiene (slammengder) (Dauda *et*



Figur 21: Skisse av avløpsbehandlingen til et smoltanlegg med kombinert utløp, med marin resipient. Trommelfiltrene hadde en porestørrelse størrelse på 80-100 mikrometer, og 80 på en ekstra som er satt inn for avvanning. Etter avvanning følger fortykning, deretter mikses kalk inn for å oppnå langtidslagring for å stabilisere ved å ha pH >12 (BERGHEIM, CRIPPS and LILTVED, 1998).



Figur 22: Vviser et RAS med «dual drain» med rensetrinn tilknyttet hvert utløp (Davidson and Summerfelt, 2005)

*al.*, 2019). Ved effektiv fjerning av faste stoffer kan RAS fjerne 85-98% av organiske materiale og suspenderte stoffer, og 65-96% av fosfor. Lavere verdier har også blitt rapportert (van Rijn, 2013).

### **6.2.3 Filter**

Det er mange variabler som påvirker ytelsen til et mekanisk filter. Tilpasning av filter baserer seg på hvilken porestørrelse det er behov for og strømningskapasitet, og tar ikke hensyn til fiskeart. Parametere som partikkelform og tetthet påvirker filtreringsevnen. Partikkelstørrelsesfordelingen av de faste stoffene i forhold til porestørrelsen på filteret er vist å påvirke mest (Dolan, Murphy and O'Hehir, 2013).

Resultater viser til at filtreringsprosesser i akvakulturanlegg reduserer fast avfall, men også reduksjon i mengde gener mot antibiotikaresistens (ARG). Det ble oppnådd maksimal renseseffekt på 66% av ARG ved bruk av filter med porestørrelse på 25mikrometer (Kim *et al.*, 2018).

Når avløpsvannet filtreres, samles partikler og vannet bundet til dem på filteret som slam. Dannelsen av slammet øker ikke den mekaniske filtreringseffektiviteten med mindre filtrert blir fult, men et fult filter fører til motstand i strømmingen og redusert hydraulisk kapasitet. Faste stoffer kan enkelt fjernes ved eksempelvis trommelfilter (Dolan, Murphy and O'Hehir, 2013). Resultater viser til at behandling med trommelfilter på all resirkulerende vannstrøm spiller en stor rolle for å motvirke økning i akkumulerte partikler i systemet (Davidson and Summerfelt, 2005).

## **6.3 KOMMUNALTEKNISK AVLØPSRENSING**

I Norge begynte vi med kjemiske renselanlegg på 1970-tallet, dette for å begrense eutrofiering i ferskvannsresipienter. På 80-tallet kom det krav om rensing av avløpsvannet fra tettbebyggelse som hadde utslipp til gode sjøresipienter, det ble da vanlig å bruke siler som eneste rensemetode. Hensikten med silene var hovedsakelig å fjerne avløpssjøppel, disse ble betegnet som mekaniske anlegg, men hadde en mye dårligere renseseffekt enn de tradisjonelle sedimenteringsanleggene. Senere kom kravet om primærrensing, og det ble da interesse for «finsiler» for å utnytte de allerede etablerte silanleggene men også øke rensesgraden. Da finsilene ble tatt i bruk, økte behovet for forbehandling (fjerning av avløpssjøppel) av avløpsvannet for ikke å tette silene, og for at renskravene skulle bli oppnådd. Slammengdene økte siden mer partikler ble fjernet fra kloakken, og fikk en annen sammensetning enn

tidligere. I dag baserer utløpskravene seg på prosentvis reduksjon av SS og BOF, og er regulert av forurensningsforskriften. Hvor stor reduksjonen må være er basert på sensitiviteten til resipienten og antall innbyggere (Ødegaard, 2005; LOVDATA, 2007).

De forventede renseeffektene av siling, sedimentering, kjemisk-, biologisk- og biologisk-kjemisk rensing er vist i Tabell 11, her vises det tydelig at renseeffekten av siling er mindre enn sedimentering.

Tabell 11: Forventet renseeffekt for kommunalt avløpsvann ved bruk av renseteknikkene: siling (konservative resultater, kan oppnå bedre resultater ved rett dimensjonering), sedimentering, kjemisk rensing, biologisk rensing (biologiske P-prosesser kan ha en renseeffekt på > 90%), og biologisk-kjemisk rensing (Stel, 2018).

Oversikt over rensemetoder og renseeffekt	SS (%)	BOF <sub>5</sub> (%)	Tot-P (%)
<i>Siling</i>	< 30	< 20	< 10
<i>Sedimentering</i>	50	30	25
<i>Kjemisk</i>	90	75	90
<i>Biologisk</i>	85	90	45
<i>Biologisk-Kjemisk</i>	95	95	95

Noen eksempler på renseteknikker ved Norske avløpsrenseanlegg er:

➤ **Hias:**

Rensing av avløpsvannet: først en rist som fanger opp filler, papir, steiner og andre store partikler, dette sendes til forbrenning. Deretter sandfang og fettfang, med innblåsing av luft. Sand, kaffegrut og lignede faller til bunn og sendes til deponi. Fett flyter til overflaten og pumpes videre i behandlingen. Neste steg er forsedimentering, sedimenterte partikler skrapes vekk og sendes til slambehandling. Deretter biologisk rensetrinn med luftebassenger og slamavskilling, slammet pumpes til slambehandling. Kjemisk rensetrinn til slutt for å fjerne fosfor, kjemikalietilsetning skjer på vei inn til flokkuleringsbasseng.

Slambehandling består av: forbehandling -> termisk hydrolyse -> råtnetank -> biogass-> sluttavvanning. (Hias, 2021).

➤ **Veas:**

Rensing av avløpsvannet: rister-> sandfang -> kjemisk rensing -> biologisk rensing -> renset avløpsvann.

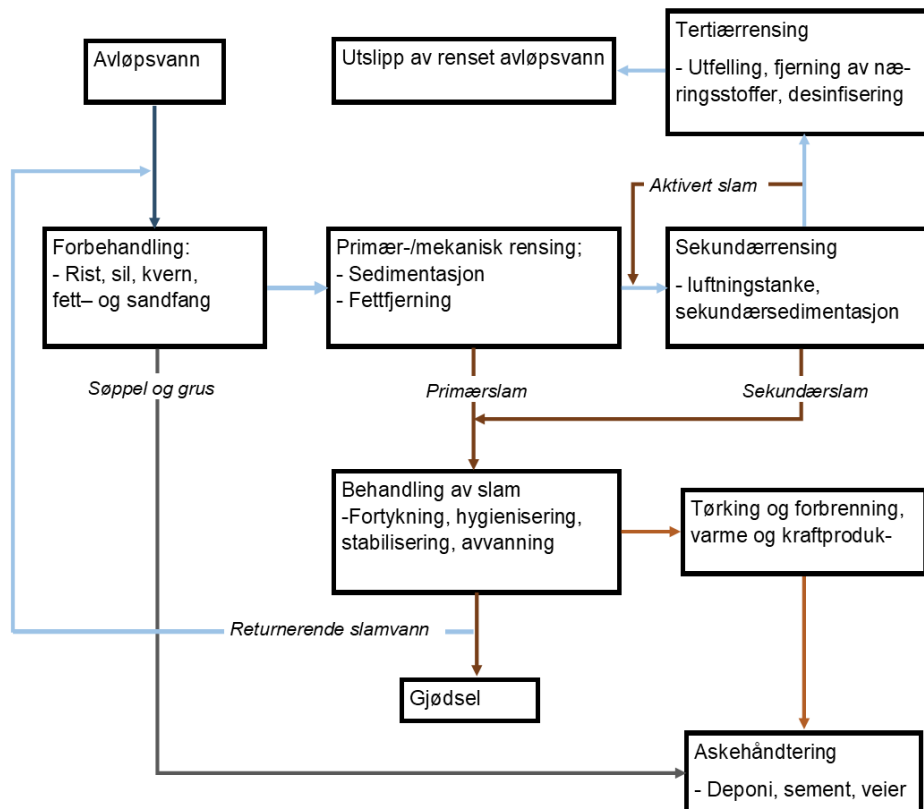
Slambehandling består av: foravvanning -> biogassreaktor -> sluttavvanning (sluttprodukt er blant annet Veas-jord). (Veas, 2021).

➤ **IVAR:**

Rensing av avløpsvannet: forbehandling -> fett- og sandfang -> filteranlegg med 20 trommelfiltre -> 3 store bassenger for biologisk rensing (soneinndelt hvor det først er uten oksygen (anaerobt) deretter med oksygen (aerobt)), til slutt 12 sedimenteringsbasseng.

Slambehandling består av råtnetanker for biogassproduksjon, deretter avvanning, tørking og gjødselpelletsproduksjon. (IVAR, 2021).

Figur 23 viser flytskjema for et kommunalt avløpsrenseanlegg, eksempelet inneholder både primær-, sekundær-, og tertiærrensing.



Figur 23: Flytskjema for et kommunalt renseanlegg hvor både forbehandling, primær-, sekundær-, og tertiærrensing er tatt med. I tillegg vises de forskjellige uttakene til slam, og noen muligheter etter slambehandling

## 6.4 SAMMENLIGNING: AVLØPSRENSING

Både akvakultur og kommunalteknikk bruker samme teknikker, men noen er mer utbredt enn andre innen hvert felt. Renseteknikkene er naturligvis tilpasset hva som må fjernes og hva som er i vannet som skal renses, kommunalt avløpsvann inneholder flere komponenter og krever flere former for rensing.

I akvakultur er mekanisk rensing gjennom filter utbredt. Vannet har lave konsentrasjoner av partikler, noe som gjør filtrering i trommelfilter praktisk og arealbesparende kontra sedimenteringsbasseng, som er mye brukt i kommunale renseanlegg. Sedimentering ved oppdrett kan skje i karet ved bruk av løsninger som «dual drain», som krever mindre plass enn om det skulle vært brukt ekstra sedimenteringsbasseng.

Løsninger med flotasjon (fett- og sandfang med innblåsing av luft) som gjør at de forskjellige massene kan deles (sand faller ned mens fett og partikler knyttet til luftbobler flyter opp), er ikke nødvendig for avløpsvann fra akvakultur. I kommunalteknisk perspektiv er flotasjon populært, siden avløpsvannet inneholder flere substanser som sand og fett.

RAS bruker biologiske rensemetoder for å håndtere nitrogenforbindelser, her er det også viktig at ammoniakken fjernes pga. fiskevelferd. Avløpsvannet fra oppdrett har lavt karbon – nitrogen forhold, C/N er lav. Tolket fra utslipp fra matfiskanlegg sees det at forholdet vil være  $\frac{224\ 000\ \text{tonn karbon}}{66\ 000\ \text{tonn nitrogen}} = ca. 3,4$  Derfor trengs det partikkelfilter før biologisk rensing for å oppnå god nitrogenfjerning. Innen RAS brukes biologiske prosesser med fastsittende bakteriekultur. Biologiske rensemetoder behøver jevn tilførsel av næring (avløpsvann) for å vedlikeholde ønsket bakteriekultur, noe som kan være utfordrende i fiskeoppdrett.

Kommunale anlegg er avhengig av forbehandling for å fjerne søppel ol. Dette trengs ikke innen fiskeoppdrett. Det sammen gjelder fjerning av elementer som kan komme med i avløpet som fett, olje, voks, kaffegrut, sand, toalettpapir, matrester, menneskelige patogener, o.l. I vanninntaket på et landbasert fiskeoppdrettsanlegg kan det være aktuelt å ha plassert en sil ved innløpsrøret for å forhindre at store legemer kommer inn i systemet.

Partikkelstørrelsene kan beregnes i akvakultur, da de er påvirket av fiskens størrelse og hvilket fôr som blir brukt, videre studier på dette vil kunne gjøre bruk av filter mer effektiv.

I kommunale avløpsrensaneanlegg er det ved store anlegg designet for slamhåndteringen (Eks. Veas, Hias, IVAR), og prosessene foregår i samme område. Dette medfører at slammet ikke trengs å lagres og sendes før videre behandling, noe som ofte er en problemstilling for oppdrett.

## 7 KARAKTERISERING AV SLAM

---

Ved karakterisering av slam analyseres det mengde og hvilke næringsstoffer slammet har, og innholdet av tungmetaller. Tungmetaller er metaller som selv i lave konsentrasjoner, etter kort eller langvarig påvirkning, kan ha skadevirkning på levende organismer. Tungmetallene i det generelle kvalitetskravet til gjødselsforskriften er: Kadmium (Cd), Bly (Pb), Kvikksølv (Hg), Nikkel (Ni), Sink (Zn), Kobber (Cu) og Krom (Cr). Det er også krav til minsteinnhold av sekundær- og mikronæringsstoffer i gjødsel. For fiskeoppdrettsavfall er det også krav ang. saltinnholdet (*Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav, 2003*).

Generelt beskrives slam som en gjørmete eller «slushy» masse, avsetning eller sediment. Her er slammet et biprodukt etter rensing av avløpsvann (industriell prosess), det er en blanding av organisk og uorganisk materialer, næringsstoffer, kjemikalier, med mikroorganismer inkludert patogene bakterier. Slammet etter rensingen inneholder suspenderte faste stoffer, og koagulasjonskjemikalier hvis kjemisk utfelling er brukt. Med slambehandling menes all behandling, både fysisk, biologisk og kjemisk, av slam som er fjernet fra avløpsvannet (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002; Nazari *et al.*, 2018).

### Vanninnhold i slam

Vanninnholdet i slam kan være opp til 99%, dette vannet kan deles i flere kategorier: a. fritt: ikke festet til slampartiklene og kan fjernes ved sedimentering, b. interstitiell (fanget i fnokker av faste stoffer eller holdes av kapillære krefter): kan fjernes med sterke mekaniske krefter, c. overflatefuktighet (holdes fast pga. adsorpsjon og adhesjon), og d. intracellulært og kjemisk bundet. I praksis betyr det at «fritt vann» er

vannet som kan fjernes ved mekanisk avvanning, og det gjenværende betegnes som «bundet vann». Innholdet av bundet vann blir da den teoretiske grensen for mekanisk avvanning. Da blir «fritt vann» å inkludere det virkelig frie vannet (a), men også mellomliggende vann (b), og delvis overflatefuktighet (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002).

#### Betegnelser av slam

Når slammet er separert fra resten av avløpet, betegnes det som råslam. Råslam er definert som slam som ikke er stabilisert og/eller hygienisert. Returslam er slam som sendes tilbake til et tidligere trinn i en prosess, for eksempel i aktivslam anlegg. Videre er det fortykket slam, her er tørrstoffmengden (TS) økt til 3-7% (Norsk Vann, 2010). Det skilles mellom primær- og sekundærslam, dette avhenger av hvor i avløpsvannbehandlingen slammet er tatt ut. Primærslam er ubehandlet slam fra mekaniske renseanlegg eller fra en forsedimenteringsenhet, altså råslam. Sekundærslam er slam fra et biologisk rensetrinn (biologisk slam, aktivslam, overskuddsslam) (Nybruket, 2010).

### **7.1 AKVAKULTUR**

Slammet fra fiskekaret kan ha opp mot 10% TS etter første slamfangst, deretter økes tørrstoffinnholdet i den videre behandlingen.

Tabell 12 viser verdier for diverse næringsstoffer og metaller fra: avvannet slam fra settefiskanlegg, kjøttbeinmel, slam fra settefisk, slam fra torsk, og matavfall. Fra tabellen avleses det at det totale innholdet av nitrogen på tørrstoffbasis ligger rundt samme verdier for avvannet slam fra settefiskanlegg og matavfall. De totale verdier for fosfor er høyere i fiskeslam enn matavfall, men lavere enn i kjøttbeinmel.

Tabell 12: Utklipp fra (Diana Blytt et al., 2011), tabellen viser verdier for næringsstoffer og tungmetaller i fiskeslam fra settefiskanlegg i forhold til andre organiske gjødselstyper.

Parameter	Enhet	Avvannet slam fra settefiskanlegg		Kjøttbeinmel		Behandlet organisk avfall (GE)		
		2004-1	2004-2	Hamar	Mosvik	Fiskeslam settefisk	Fiskeslam torsk	Matavfall
År		2004-1	2004-2	Hamar	Mosvik	2011	2010	2010
Tørrestoff	%	13,5	10,6	97	96	86	87	92
TOC	g/100 g TS	-	-	-	-	45,0	49,0	-
Total-N	g/100 g TS	3,98	4,76	8,0	9,6	6,9	7,7	4,9
Ammonium-N	g/100 g TS	1,22	1,64	-	-	0,26	0,26	0,02
Total-P	g/100 g TS	2,38	2,87	5,6	3,3	1,7	2,2	0,52
Total-K	g/100 g TS	0,05	0,06	0,33	0,46	0,3	0,13	0,76
Total-Mg	g/100 g TS	0,06	0,07	0,16	0,13	0,17	0,49	0,09
Total-Ca	g/100 g TS	-	-	12,0	8,0	2,9	5,3	1,3
Total-S	g/100 g TS	0,37	0,43	0,28	0,45	0,42	0,46	0,23
Total-Na	g/100 g TS	-	-	0,64	0,52	0,20	1,0	0,05
Løst klorid	g/100 g TS	-	-	0,39	0,39	-	-	-
Kadmium	mg/kg TS	0,89	1,00	<0,006	<0,006	0,40	0,17	0,01
Kobber	mg/kg TS	-	-	7,6	8,1	11	16	10
Sink	mg/kg TS	-	-	82	89	290	290	36
Krom	mg/kg TS	2,8	3,6	1,3	0,9	2,0	2,1	0,5
Nikkel	mg/kg TS	<4	<4	4,0	3,4	0,5	2,4	2,1

Tabell 13 viser konsentrasjoner av utvalgte tungmetaller i slam fra 3 forskjellige settefiskanlegg, både som det er og pr. kg tørrestoff. Innholdet av tungmetaller og polyklorete bifenyler (PCB) utgjør ikke noe risiko for å bruke slammet som jordforbedringsmiddel. Innholdet av sink og kadmium kan sette noen begrensninger ved bruk av fiskeslammet til gjødselprodukt til matproduksjon (Ytrestøyl et al., 2016)

Tabell 13: Utklipp fra (Ytrestøyl et al., 2016), tabellen viser verdier for tungmetallinnhold for slam og GE-pulver fra 3 forskjellige settefiskanlegg. GE-pulver er her et slam behandlet i komposteringsreaktor fra Global Enviro.

		Arsen	Bly	Kadmium	Kvikksølv	Krom	Nikkel
(«as is»)		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Haukå	slam	0,55	0,04	0,06	0,00	0,41	0,12
Haukå	GE-pulver	1,89	0,37	0,41	0,04	13,91	5,86
Sævareid	slam	0,32	0,12	0,11	0,01	0,44	0,27
Sævareid	GE-pulver	0,81	0,50	0,36	0,02	1,61	0,93
Dalsfjord	slam	0,18	0,04	0,07	0,01	0,43	0,15
(pr kg tørrestoff)							
Haukå	Slam	2,43	0,17	0,29	0,00	1,80	0,51
Haukå	GE-pulver	1,95	0,38	0,42	0,04	14,40	6,07
Sævareid	Slam	1,05	0,41	0,38	0,03	1,47	0,91
Sævareid	GE-pulver	0,97	0,61	0,43	0,03	1,95	1,13
Dalsfjord	slam	1,59	0,38	0,64	0,05	3,71	1,27



## 7.2 KOMMUNALT

Det første slammet som blir tatt ut i slambehandling, primærslammet, har vanligvis TS verdier på 3,0-7,0%, mens sekundærslammet ligger 0,5-2,0% (Mateo-Sagasta, Raschid-Sally and Thebo, 2015).

Tabell 14 viser vanlige karakteristikk fra kommunalteknisk slam, samt verdier for variasjoner og median for innhold av diverse metaller (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002). Tabellen viser at variasjonen i tungmetaller i avløpslammet kan variere veldig. Tabell 15 viser blant annet verdier for kadmium, kobber og sink, som registrert i slammet fra fire forskjellige norske avløpsrensaneanlegg. Ut fra tabellen sees det av verdiene for tungmetaller er lavere i Tabell 15 enn for medianen i Tabell 14.

Tabell 14: Innhold av tørrstoffinnhold, næringsstoffer, energi og tungmetaller for kommunalt slam. Det er delt inn i primær- og sekundærslam. Tungmetallenes verdier viser hvor stor variasjon det kan være i konsentrasjonene, og medianen. (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002).

Parameter	Primary	Secondary
Total solids (TS) (%)	3.0–7.0	0.5–2.0
Volatile solids (% of TS)	60–80	50–60
Nitrogen (N, % of TS)	1.5–4.0	2.4–5.0
Phosphorus (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , % of TS)	0.8–2.8	0.5–0.7
Potash (K <sub>2</sub> O, % TS)	0–1.0	0.5–0.7
Heat value (kJ/kg, dry basis)	23 000–30 000	18 500–23 000
pH	5.0–8.0	6.5–8.0
Alkalinity (mg/l as CaCO <sub>3</sub> )	500–1500	580–1100
Metal contents (mg/kg, dry basis)	Range	Median
Arsenic	1.1–230	10
Cadmium	1–3410	10
Chromium	10–99 000	500
Copper	84–17 000	800
Lead	13–26 000	500
Mercury	0.6–56	6
Molybdenum	0.1–214	4
Nickel	2–5300	80
Selenium	1.7–17.2	5
Zinc	101–49 000	1700
Iron	1000–154 000	17 000
Cobalt	11.3–2490	30
Tin	2.6–329	14
Manganese	32–9870	260

Tabell 15: Egenskaper til slammet fra avløpsrensaneanleggene IVAR, FREVAR, VEAS, og et silrensaneanlegg. IVAR og FREVAR er kjemiske rensaneanlegg, VEAS er et kjemisk-biologisk rensaneanlegg og sluttprodukt er brukt som jordforbedringsmiddel (Diana Blytt et al., 2011).

Parameter	Slam fra IVAR, kjemisk rensaanl.	Slam fra FREVAR, kjemisk rensaanl.	Slam fra VEAS, kjemisk-biologisk rensaanl.	Slam fra silanlegg (PRIMÆR-RENS)
Org. Stoff %TS	25,9	19,0	16,2	72-97
Total-N, %TS	2,62	2,50	1,97	0,8-9,4
NH <sub>4</sub> -N, %TS	0,18	0,55	0,18	<0,01-3,3
Total-P, %TS	2,91	1,33	1,48	0,1-1,1
P-AL, %TS	0,14	0,04	0,26	Ikke data
Total-K, %TS	0,25	0,22	0,20	0,04-0,34
Total-Ca, %TS	1,88	1,45	12,5	0,37-2,9
Cd, mg/kg TS	1,8	1,0	0,77	0,15-1,0
CU, mg/kg TS	231	132	385	12-270
Zn, mg/kg	593	373	243	56-520

### 7.3 SLAMMENGDER

For å beregne mengdene slam som blir produsert kan det estimeres etter TS-innhold eller mengden SS. Å beregne etter TS-innholdet går igjen i akvakultur, mens kommunalteknikk er det beregningsmetoder som går ut på SS-produksjonen per personekvivalent, og hvilken behandlingsmetode som blir brukt (Diana Blytt *et al.*, 2011; Ødegaard, 2014; Holte *et al.*, 2018; Norconsult AS, 2018). Derfor er det estimert noen verdier for slammengder ut fra SS både for oppdrett og personekvivalenter, for så å kunne sammenligne disse. Det er gjort beregninger for settefiskanlegg, ikke matfisk.

#### 7.3.1 Akvakultur

For å beregne mengden av slam fra et oppdrettsanlegg brukes det tall for spesifikk slamproduksjon som ligger mellom 0,7-2,0 L/ (kg. fôr). I Tabell 16 er det brukt 1,5 kg slam pr. kg fôr for lavt estimat, og 2,0 kg slam pr kg fôr for høyt estimat. Et smoltanlegg som produserer 1 million smolt (0-ringer og 1-åringer) pr år, vil etter dette estimatet produsere mellom 143,2-191,0 tonn slam med 10% TS innhold (Diana Blytt *et al.*, 2011), vist i Tabell 16.

Tabell 16: Viser tall for beregnet biomasse, fôrbruk og estimert slamproduksjon med 10% TS for et produksjonsår med 1 million smolt. Det er brukt et 1.5 kg slam pr kg fôr for lavt estimat, og 2.0 kg slam pr kg fôr for høyt estimat (Diana Blytt *et al.*, 2011).

	Biomasse produsert	Fôrforbruk	Slamproduksjon	
			Lavt estimat	Høyt estimat
	tonn	tonn	tonn	tonn
Januar	3,6	3,6	5,5	7,3
Februar	4,2	4,2	6,3	8,5
Mars	6,3	6,3	9,4	12,6
April	7,1	7,1	10,6	14,2
Mai	7,3	7,3	11,0	14,6
Juni	6,2	6,2	9,3	12,3
Juli	8,4	8,4	12,6	16,8
August	17,2	17,2	25,8	34,4
September	16,9	16,9	25,3	33,8
Oktober	8,3	8,3	12,4	16,5
November	6,2	6,2	9,4	12,5
Desember	3,7	3,7	5,6	7,5
Sum pr år	<b>95,5</b>	<b>95,5</b>	<b>143,2</b>	<b>191,0</b>

Det er beregnet SS-verdier for akvakultur ut fra gjennomsnittsverdi for SS i settefiskanlegg for gjennomstrømning og RAS hentet fra (Rosten, 2015). Ved å ta vannforbruk gjennom et helt år multiplisert med konsentrasjon fås det et estimat på SS-produksjon. Aquaoptima påstår at det kreves 10 kubikk per minutt for å produsere 1 million settefisk i et gjennomstrømningsanlegg (AquaOptima, 2008). Opplysninger i

(Holte et al., 2018) gir estimerte vannforbruk for settefiskproduksjon ved bruk av RAS men det vi være like mye vann inn til fisken uavhengig av RAS eller gjennomstrømning. Ut fra disse verdiene er det gjort et overslag på mengder slam, tonn SS per år, vist i Tabell 17. Lest av tabellen sees det at tallene er varierende, og om det brukes lave eller høye verdier for konsentrasjoner gir merkbare resultater. Produksjon av 1 million smolt i gjennomstrømningsanlegg gir 33 tonn SS per år, mens i RAS viser resultatet 63-207 tonn. Resultatene samsvarer ikke, fisken burde produsere like mye ekskrementer uavhengig av gjennomstrømningsanlegg eller RAS, selv om biologisk rensing produserer noe ekstra slam.

Tabell 18 viser slammengder beregnet etter TS innhold (Holte et al., 2018).

Tabell 17: Estimerte verdier for slamproduksjon gjennom et år, input-verdier er hentet fra oppgitt litteratur.

SS-produksjon	Gj.snitt settefiskanlegg undersøkelse (Rosten, 2015)	RAS (Rosten, 2015)	
	(6.28g/m <sup>3</sup> )	Lav (12.0 g/m <sup>3</sup> )	Gj.snitt (39.5 g/m <sup>3</sup> )
SS [tonn/år]			
SS, 1 mill settefisk		63.1	207.6
SS, 340 mill settefisk		21444	70588
SS, 1 mill settefisk	33		
SS, 340 mill settefisk	11223		

Tabell 18: Viser estimert slamproduksjon for post-smolt i RAS ved produksjon av 340 mill. ved forskjellige størrelser. Slamproduksjonen er oppgitt i 10% og 90% tørrstoff (Holte et al., 2018).

Produksjon laks og regnbueørret	Prod per år (tonn)	Slamproduksjon (10 prosent tørrstoff, tonn)	Slamproduksjon (90 prosent tørrstoff, tonn)
340 Mill settefisk a 0,15 kg	51 000	84 150	8 415
340 Mill settefisk a 0,5 kg	170 000	280 500	28 050
340 Mill settefisk a 1,0 kg	340 000	561 000	56 100

### Matfisk

Hvis det produseres 1,3 millioner tonn matfisk, på anlegg med produksjonskapasitet på 10 000 tonn per år per anlegg, vil det gi følgende estimerte slamproduksjon:

- Ved bruk av RAS: slamproduksjon på 238 244 tonn/år (90% tørrstoff). Tall fra (Holte et al., 2018).

### 7.3.2 Kommunalt

Overslagsberegning for SS-produksjon for 10 000 PE, antatt at rensing fjerner >70% av BOD<sub>5</sub>, og at utløpet har < 25 mg BOD<sub>5</sub>/L, er vist i Tabell 19. Fremgangsmåten er hentet fra læreboken «Vann- og avløpsteknikk» utgitt av Norsk Vann. Estimeringer viser at det produseres mer slam ved bruk av biofilmprosesser enn ved aktivslam. Ved 10 000 pe tilknyttet et renseanlegg, vil det produseres på et år: 146 tonn SS ved mekanisk rensing, 328,50 tonn SS ved mekanisk rensing og aktivslam, og 346,75 tonn SS ved mekanisk rensing og biofilm. **Feil! Fant ikke referanseilden.** viser mengden SS ved økende personekvivalenter, både ved utregning basert på SS-konsentrasjon i avløpsvannet og ved utregning basert på SS-produksjon ved mekanisk rensing + biofilmprosess eller aktivslamanlegg.

Tabell 19: Utklipp fra Excel-regneark som viser slamproduksjon (SS-opsamling) ved mekanisk rensing + aktivslamprosess og mekanisk rensing + biofilmprosesser. Tallene gir et estimat på slamproduksjonen per personekvivalent, fremgangsmåte er hentet fra lærebok. Her er det tall for 10 000 personekvivalenter.

Renseprosesser	Slamproduksjon g SS/pe*d	g SS på ett år	tonn SS på ett år
<b>Mekanisk</b>			
Sedimentering eller finsiling	40	146000000	146
<b>Biologisk</b>			
Aktivslam	50	182500000	182.50
Biofilm	55	200750000	200.75
SUM TS/SS pr. år:			
mekanisk + aktivslam		328500000	328.50
mekanisk + biofilm		346750000	346.75

Tabell 20: Estimerte verdier for SS i tonn per år ved. Viser utregnede verdier ved personekvivalenter fra 100 til 5 000 000 ved lav til høy konsentrasjon av SS, og hva som beregnes pr. pe ved mekanisk rensing + aktivslam eller biofilmanlegg.

		lav	medium	høy	Beregnet pr. PE, mekanisk rensing	Beregnet pr. PE, mekanisk+ aktiv slam	Beregnet pr. PE, mekanisk+ biofilm
Kilde brukt til utregning:	Antall	SS [tonn/år]					
Slamproduksjon pr. pe: Pepper.et al, og Norsk Vann	SS, 100pe	0.6	1.2	1.9	1.5	3.3	3.5
	SS, 1000pe	6	12	19	15	33	35
	SS, 2000pe	11	24	38	29	66	69
	SS, 3000pe	17	36	58	44	99	103
	SS, 4000pe	22	42	63	58	131	139
	SS, 5000pe	28	47	69	73	164	173
	SS, 6000pe	33	53	74	88	197	206
	SS, 7000pe	39	58	80	102	230	241
	SS, 8000pe	44	64	85	117	263	275
	SS, 9000pe	50	69	91	131	296	310
	SS, 10 000pe	55	121	192	146	328	345
	SS, 50 000pe	274	603	959	730	1641	1724
	SS, 100 000pe	548	1206	1918	1460	3283	3448
	SS, 500 000pe	2740	6028	9590	7300	16414	17239
	SS, 1 000 000pe	5480	12056	19180	14600	32828	34478
SS, 5 000 000pe	27400	60280	95900	73000	164140	172390	

## 7.4 SAMMENLIGNING: KARAKTERISERING OG MENGDER SLAM

Verdiene i Tabell 22 viser til at settefiskanlegg har høyere verdier for fosfor og nitrogen, og generelt lavere verdier for tungmetaller enn kommunalt slam.

Verdiene i Tabell 21 viser til at 1 mill. settefisk i RAS produserer ca. like mye slam som 2000pe, men ved gjennomstrømningsanlegg tilsvarer det 1000-2000pe. Ut fra tabellen avleses det at 340 million settefisk, vil i løpet av et år produsere like mye SS som 500 000 – 1 000 000pe avhengig av referansetall. Fisken tilfører vannet like mye ekskrementer om den er i RAS-anlegg eller gjennomstrømningsanlegg, noe som ikke kommer frem her. Når det brukes biologisk filter, vil det automatisk bli produsert litt mer SS grunnet mikroorganismene.

Å beregne «generelle» tall for slamproduksjon er vanskelig da det er mange faktorer å ta hensyn til og store variasjoner fra sted til sted og anlegg til anlegg. Å jobbe med tall med høye standardavvik, resulterer i enda høyere standardavvik (større usikkerhet i estimatene).

Det er vanskelig å sammenligne verdier for TS og SS, da TS omfatter alle partikler, og forholdet mellom suspendert stoff og resterende (kolloidalt og løst stoff) ofte ikke er kjent eller er varierende fra sted til sted. TS brukes veldig mye i akvakultur, dette gir mening da TS brukes for å kunne regne ut fôr-svinn, samt at næringsstoffer også

slippes ut på oppløst form. I tillegg er mye av renseteknologien tilpasset for å få slam med minst mulig tørrstoffinnhold for å lettere kunne lage og frakte slammet. SS og TS er ikke sammenlignbare mål i dette tilfellet.

Tabell 21: Oversiktstabell som viser tall fra Tabell 17 og **Feil! Fant ikke referansekilden..** Nærliggende SS-verdier fra oppdrett og kommunal sektor er merket med samme farge.

		SS-produksjon						RAS (Rosten, 2015)		
		Kommunalt			Beregnet pr. PE, mekanisk rensing	Beregnet pr. PE, mekanisk+ aktiv slam	Beregnet pr. PE, mekanisk+ biofilm	Gj.snitt settefiskanlegg undersøkelse (Rosten, 2015) (6.28g/m <sup>3</sup> )	Lav (12.0 g/m <sup>3</sup> )	Gj.snitt (39.5 g/m <sup>3</sup> )
Kilde brukt til utregning:	Antall	lav	medium	høy						
		SS [tonn/år]								
	SS, 100pe	0.6	1.2	1.9	1.5	3.3	3.5			
	SS, 1000pe	6	12	19	15	33	35			
	SS, 2000pe	11	24	38	29	66	69			
	SS, 3000pe	17	36	58	44	99	103			
	SS, 4000pe	22	42	63	58	131	139			
	SS, 5000pe	28	47	69	73	164	173			
	SS, 6000pe	33	53	74	88	197	206			
Slamproduksjon pr. pe: Pepper.et al, og Norsk Vann	SS, 7000pe	39	58	80	102	230	241			
	SS, 8000pe	44	64	85	117	263	275			
	SS, 9000pe	50	69	91	131	296	310			
	SS, 10 000pe	55	121	192	146	328	345			
	SS, 50 000pe	274	603	959	730	1641	1724			
	SS, 100 000pe	548	1206	1918	1460	3283	3448			
	SS, 500 000pe	2740	6028	9590	7300	16414	17239			
	SS, 1 000 000pe	5480	12056	19180	14600	32828	34478			
	SS, 5 000 000pe	27400	60280	95900	73000	164140	172390			
Vannforbruk: Aquaoptima	SS, 1 mill settefisk							63.1	207.6	
	SS, 340 mill settefisk							21444	70588	
	SS, 1 mill settefisk							33		
	SS, 340 mill settefisk							11223		

Tabell 22: Viser for næringsstoffer og tungmetallinnhold i slam fra settefiskanlegg og kommunalteknikk. Tallene er hentet fra tidligere viste tabeller. Merket i rødt er tungmetallene nevnt i gjødselvereforskriften.

	Avvannet slam fra settefisk (fra Tabell 12)		Behandlet slam fra settefisk (fra Tabell 12)	GE- pulver, gjennomsnitt (fra Tabell 13)	Kommunalt avløpslam (fra Tabell 14)		Kommunalt avløpsvann: Gjennomsnitt sverdier (fra Tabell 15)
	2004-1	2004-2			Primærslam	Sekundærslam	
<b>Tørrstoff %</b>	13,5	10,6	86		3,0-7,0	0,5-2,0	
<b>Nitrogen (% av TS)</b>	3,98	4,76	6,9		1,5-4,0	2,4-5,0	2,36
<b>Fosfor (% av TS)</b>	2,38	2,87	1,7		0,8-2,8	0,5-0,7	1,9
<b>Mg / kg TS</b>					<i>Rang</i>	<i>Median</i>	

<b>Arsen</b>				1,46	1,1-230	10	
<b>Kadmium</b>	0,89	1,00	0,40	0,425	1-3410	10	1,19
<b>Krom</b>	2,8	3,6	2,0		10- 99000	500	
<b>Kobber</b>			11	8,175	84- 17000	800	249
<b>Bly</b>				0,495	13- 26 000	500	
<b>Kvikksølv</b>				0,035	0,6 – 56	6	
<b>Molybden</b>					0.1 – 214	4	
<b>Nikkel</b>	< 4	< 4	0,5	3,6	2 – 5 300	80	
<b>Selen</b>					1,7 – 17,2	5	
<b>Sink</b>			290		101 – 49 000	1700	403
<b>Jern</b>					1 000 – 154 000	17 000	
<b>Kobolt</b>					11,3 – 2 490	30	
<b>Tinn</b>					2,6 – 329	14	
<b>Mangan</b>					32 – 9 870	260	

## 8 BEHANDLING AV SLAM

---

Vanlige steg etter forbehandling av slam er: fortykning, stabilisering, avvanning, avhending / gjenbruk/tørking (se flytskjema i Figur 24). Det finnes flere ulike metoder og utstyr for hvert steg. Fortykning og avvanning har samme formål: å få ned vannmengden. Hovedforskjellen er at fortykning skjer før stabiliseringen og ved høyere vannprosent enn avvanning. Et av de nyere målene ved renseanlegg er å bruke miljøvennlige prosesser for å redusere volumet av slam som skal avhendes, og omgjøring av slam til bioenergi (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002; Nazari *et al.*, 2018).

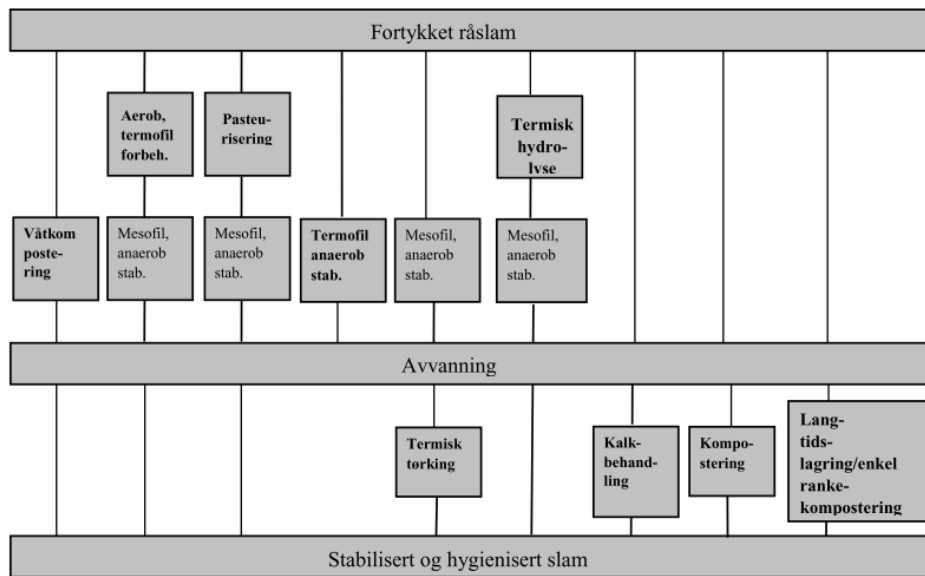


Figur 24: Flytskjema for behandling av slam

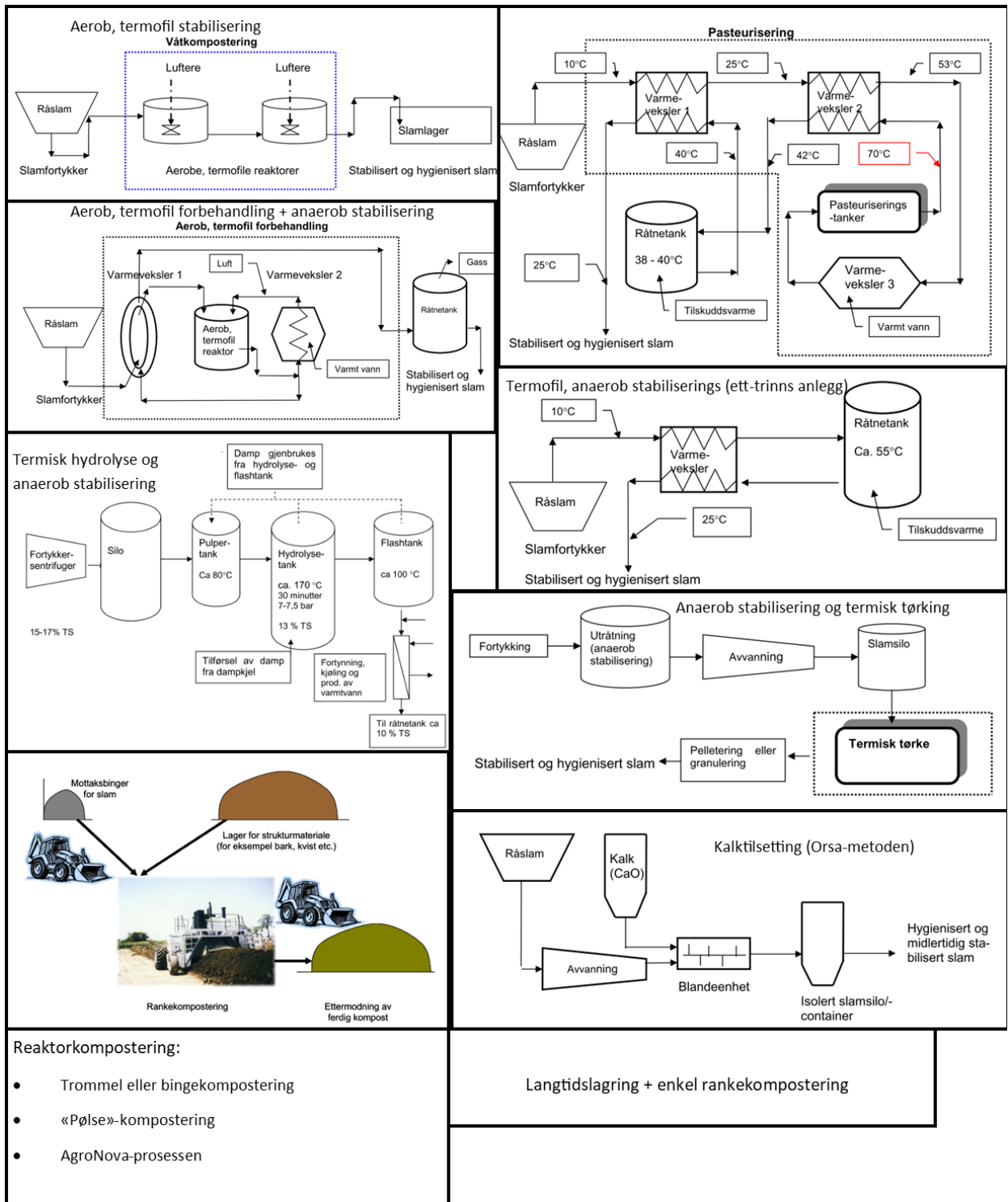
*Stabilisering* er behandling som har hovedmål å redusere luktulempene ved disponering av slam eller annet organisk materiale. *Hygienisering* er behandling som har som hovedmål å redusere faren for overføring av smittestoffer til mennesker, dyr eller planter, slik at det behandlede slammet kan brukes trygt (Nybruket, 2010).

I en rapport fra Norsk Vann, fra 2010, ble det konkludert med at det i prinsippet er 9 forskjellige slambehandlingsmetoder som brukes i Norge som resulterer i stabilisert og hygienisert slam. Se Figur 25 som viser en figur over prosessene som ender opp med stabilisert og hygienisert slam. Lest fra figuren vil dette være våtkompostering, termofil anaerob stabilisering (biogassanlegg), kalkbehandling (tilsetting av brent kalk til avvannet slam), kompostering (reaktor eller ranke) og langtidslagring/enkel rankekompostering. Kalkbehandling, kompostering og langtidslagring vil også gi en ytterligere reduksjon av vanninnholdet etter avvanning. Prinsippskisser fra disse behandlingsmetodene er hentet fra artikkelen og samlet i Figur 26 (Norsk Vann, 2010).



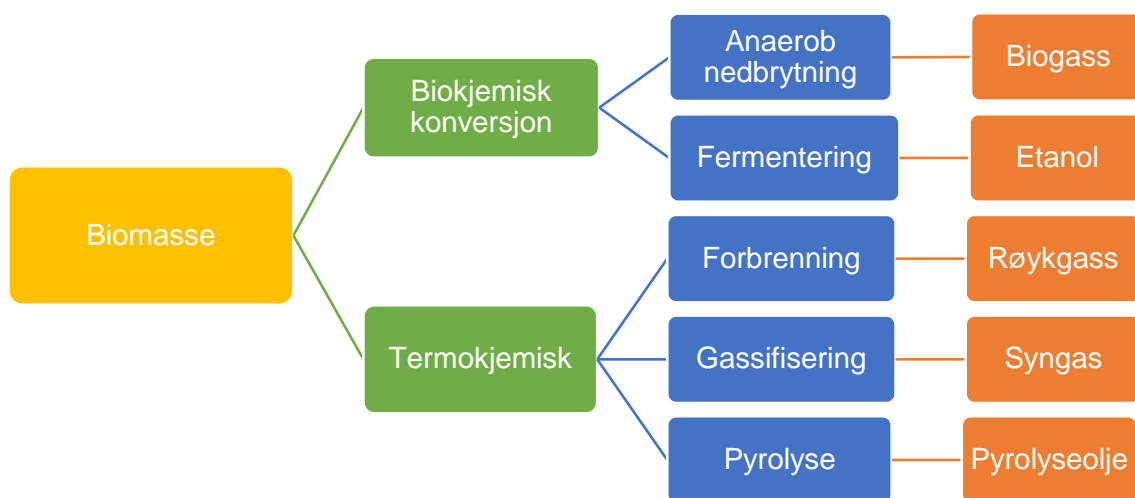


Figur 25: De 9 slambehandlingsmetodene som er i bruk i Norge som gir stabilisert og hygienisert slam (Norsk Vann, 2010).



Figur 26: Prinsippskisser av slambehandlinger som gir stabilisert og hygienisert slam (Norsk Vann, 2010).

Biomasse omhandler alt materiale som har organisk opprinnelse og som hovedsakelig består av karbon (C), hydrogen (H) og oksygen (O). Sluttproduktet fra avløpsrensning er biomasse, i likhet med avfall fra landbruk og landbruksindustri, avfallsprodukt fra dyr, tre-brensel, og husholdningsavfall. Biomassen kan brukes som gjødsel- og jordforbedringsprodukt, men også utvinnes ved biokjemiske eller termokjemiske prosesser. Det finnes mange teknologiske løsninger som gir utnyttelse av biomassen, Figur 27 viser noen av mulighetene for utvinning av biomassen (Nygård, 2011; Nazari *et al.*, 2018; HIAS, 2021).



Figur 27: Kart over hva som kan gjøres med biomasse og frem til endt produkt

## 8.1 FORTYKNING / PARTIKKELSEPARASJON

Under den fortykningen, økes normalt tørrstoffinnholdet til 3-5%. Fortykningen av slammet skjer i en slamfortykker, her blir partiklene separert fra vannet.

Innen kommunal avløpsrensing brukes sedimentasjon (partikler synker til bunnen), flotasjon (partikler fester seg til tilførte luftbobler og stiger til toppen), eller maskinell fortykning (sentrifuge, roterende filter, beltefilter). Ved behandling av vann fra akvakultur er maskinell fortykning mye brukt, men andre metoder er også i bruk. Her blir steget ofte referert til som partikkelseparasjon. For å oppnå god og effektiv partikkelseparasjon burde partiklene bli separert fra vannet raskest mulig (ved primæravløp og steder med høye konsentrasjoner av partikler) før de knuses til

mindre partikler av vannstrøm og rørbend. I akvakultur kan dette gjøres ved å ha separasjonssystemer i karet / utløpet, eks. dual-drain systemer (Cripps and Bergheim, 2000).

Teknologier for fortykning i RAS er blant annet trommelfilter, beltefilter, geotekstil poser eller rør (Martins *et al.*, 2010). Det er brukt sedimentering i kummer eller dammer, men også nyere metoder som membranreaktorer. De forskjellige metodene kan brukes i kombinasjon med koagulasjon/flokkuleringsprosess for å oppnå større effekt og fosforfjerning (van Rijn, 2013). Tabell 23 oppsummerer teknikkene for fortykning.

Tabell 23: Metoder brukt for fjerning av partikler i akvakultur hentet fra (Bao *et al.*, 2019).

Prinsipp	Teknikk	Materiale eller metode
Basert på tyngdekraft eller sentrifugalkraft	Sedimenterbare partikler synker til bunns, kan bruke fellingskjemikalier for koagulering og flokkulering. Sentrifugering er en sedimenteringsprosess som akselereres med et sentrifugalfelt.	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sedimenteringsbasseng</li> <li>○ Koagulasjon eller flokkulering</li> <li>○ Dual-drain</li> <li>○ Virvelseseparatorer</li> </ul>
Filtrering, tilbakeholdelse og adsorpsjon	Partikler fanges grunnet størrelsen og blir holdt tilbake. Binder partikler fast til overflaten.	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Trommelfiltre</li> <li>○ Stasjonære «bowed screen»</li> <li>○ Diskfiltre, beltefiltre</li> <li>○ Trykksatte og ikke trykksatte granulære filtre</li> <li>○ Membran bioreaktor mikrofiltrering, ultrafiltrering, nanofiltrering og revers osmose</li> </ul>
Flotasjon	Luftbobler løfter partikler og fett opp når partiklene fester seg på dem og det dannes et skum på toppen	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Flotasjon / Skumfraksjonering</li> </ul>

Sedimentasjon kan fjerne partikler > 40µm, optimalt >100µm, effektivitet avhenger av partikkelstørrelse og tettheten av suspenderte stoffer, vannstrømningen,

innløpskonsentrasjonen og dimensjoneringen til anlegget. Virvelseparatorer kan typisk fjerne partikler  $>50\mu\text{m}$ . Filtrering med screening fjerner partikler mellom 20-500  $\mu\text{m}$ , trommelfilter har 20-200 $\mu\text{m}$  (optimalt på 60-100 $\mu\text{m}$ ), begge metodene er avhengig av porediameter, innløpskonsentrasjon, og partikkelstørrelse (Schumann and Brinker, 2020, p. Tabell 5). Effektiviteten av de forskjellige metodene er oppsummert i Tabell 24.

Tabell 24: Vanlige teknikker for fortykning av slam med oppgitte verdier for hvilken partikkelstørrelse de fjerner og hva som er optimalt i systemet.

Teknikk:	Partikkelstørrelse [ $\mu\text{m}$ ]	Optimalt [ $\mu\text{m}$ ]
Sedimentasjon	$> 40$	$> 100$
Virvelseparatorer	$> 50$	
Filtrering, screening	20 - 500	
Trommelfiltre	20-200	60-100

## 8.2 STABILISERING

En fellesbetegnelse på prosesser som har hovedhensikt å redusere luktproblematikk ved slamhåndtering er stabilisering. Målet er å bryte ned det organiske stoffet i slammet under kontrollerte betingelser, slik at forråtnelse ved lagring og bruk unngås (Ødegaard, 2014, p. 521).

Slamstabilisering skjer ved bruk av biologiske eller kjemiske prosesser. Stabilisert slam har ikke en støtende lukt, og kan bli behandlet uten å forårsake plager eller helsefare. Etter stabilisering minner konsistensen av

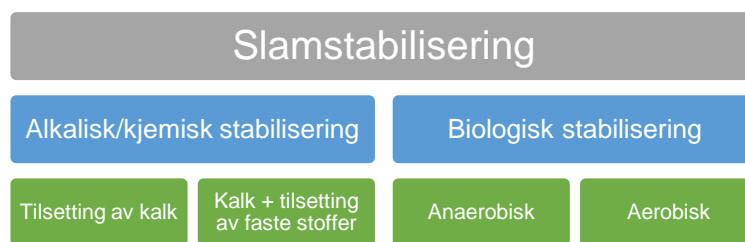
slammet om pottejord. Stabiliseringsprosesser kan skje kjemisk/alkalisk (tilsetting av kalk) eller biologisk (anaerob og aerob nedbrytning). Kalk brukes ofte til å stabilisere slam, da det hjelper å holde tungemettallioner i en uoppløselig form, eliminere patogener og gjæring, samt redusere lukt. Ved tilsetting av kalk øker pH'en, tilsettingen kan skje sammen med faste stoffer eller alene. Ved biologisk stabilisering (slamfordøyelse) nedbrytes organiske stoffer til stabile substanser, den totale slammengden blir redusert, patogene mikroorganismer blir ufarliggjort, og det gjør



Figur 28: Bildet viser et anlegg med stabilisert slam, og er hentet fra: <https://www.ciwem.org/training/sludge-treatment-and-management>

slammet lettere å avvanne og tørke (Ambulkar, no date; Waterleau, no date; Judd, 2020)

Stabiliseringen av det fortykkede råslammet kan skje på flere måter, en enkel oversikt er vist i Figur 29. Slammet kan våtkomposteres, som er en aerob biologisk nedbrytningsprosess av organisk stoff (det blir tilført luft i reaktoren), og temperaturen skal opp til 55°C for å oppnå hygienisering. Det brukes to former for anaerob stabilisering; mesofil (temp. mellom 30-40°C) og termofil (temp. over ca. 50°C). Før mesofil anaerob stabilisering kan det brukes aerob termofil forbehandling, pastaurisering (oppvarming til 70°C i min. 30 minutter), eller termisk hydrolyse (organisk materiale spaltes ved bruk av høy temperatur og høyt trykk, eks. 130°C og over 6 bar trykk) (Norsk Vann, 2010). Anaerobe råtning er en enkel og mye brukt prosess som biologisk konverterer den kjemiske energien i slammet om til metanrik biogass samtidig som den dreper patogene bakterier og fjerner lukt (Zhen *et al.*, 2017), dette er mer omtalt under Biogassproduksjon.



Figur 29: Oversikt over nevnte måter å stabilisere slam.

Ved bruk av råtneprosesser som anaerob eller aerob nedbrytning, øker innholdet av tørrstoff (%), tørrstoffinnholdet går fra 2-8 til 6-12 (Mateo-Sagasta, Raschid-Sally and Thebo, 2015). I behandling av avløp fra lukkede anlegg, brukes avfallsstabiliseringsdammer som aerobe og anaerobe laguner samt råtnetanker for å forbedre den biologiske nedbrytningen av slammet (van Rijn, 2013). Slammet produsert ved separasjonsteknologi kan bli fortykket og stabilisert ved å bruke kalk, for å drepe patogener og begrense avfall (Cripps and Bergheim, 2000).

Fordeler og ulemper med forskjellige alternativer for slamhåndtering er vist i Tabell 25 (Chen, Coffin and Malone, 1997).

Tabell 25: Fordeler og ulemper ved forskjellige alternativer for stabilisering av slam (Chen, Coffin and Malone, 1997).

<i>Alternativ</i>	<i>Fordel</i>	<i>Ulempe</i>
<i>Anaerob lagune</i>	Høy organisk belastning	Lukt
	Lite vedlikeholdsarbeid	
<i>Aerob lagune</i>	Høy organisk belastning	Energibruk
	Plasseffektiv	Moderat vedlikehold
<i>Aerob nedbrytning</i>	Høy belastning	Energiforbruk
<i>Anaerob nedbrytning</i>	Høy belastning	Kompleks
	Metangenerering (biogass)	Mye vedlikehold
	<i>Kompostering</i>	Nyttig sluttprodukt

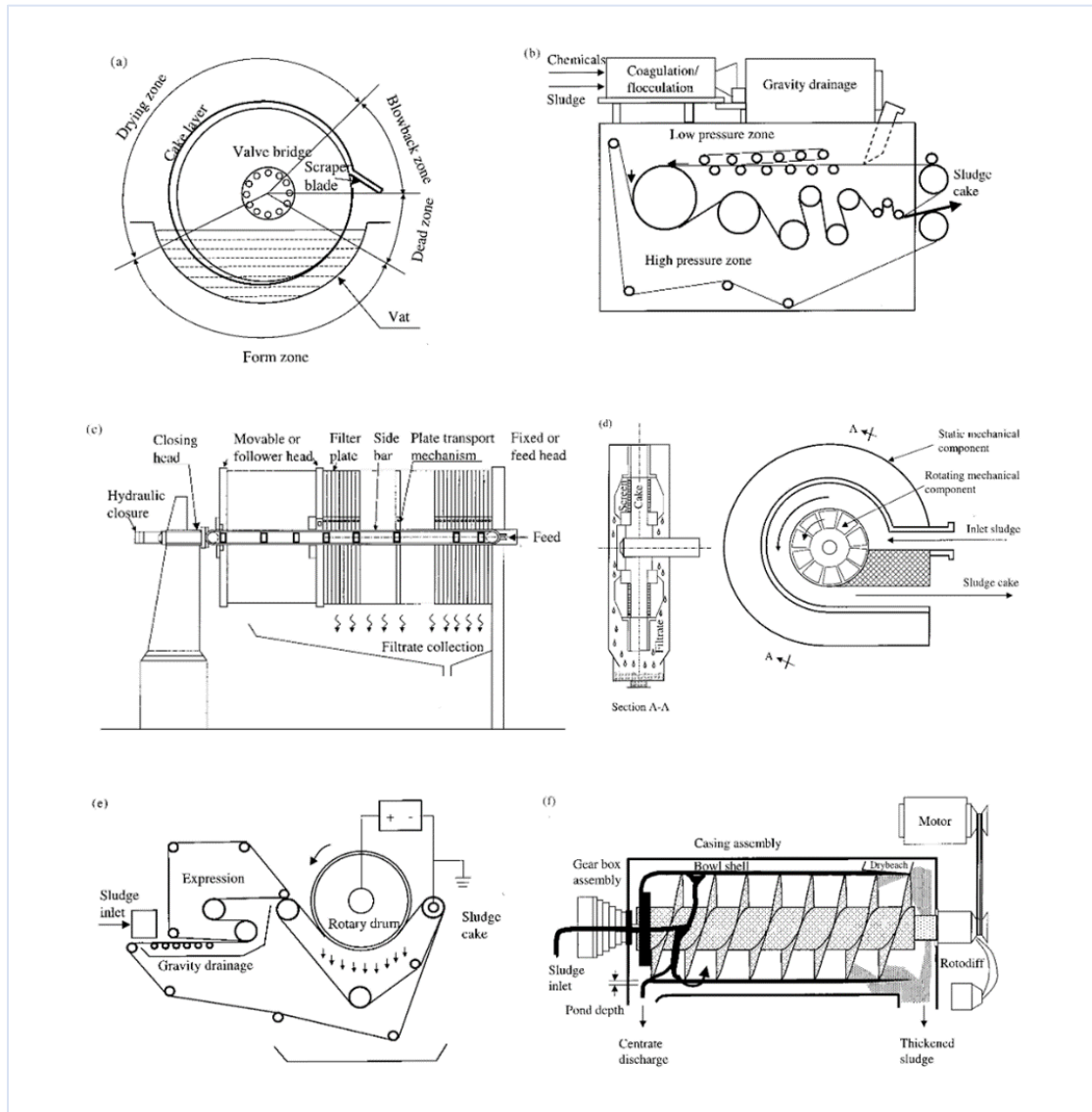
### 8.3 AVVANNING

Hovedmålet med avvanning av slammet å minske volumet slam og å tilpasse tørrstoffinnholdet til videre behandling eller sluttdisponering, men også for transportmuligheter. Naturmetoder kan være oppkonsentrering i laguner eller containere, mens maskinelle behandling bruker maskiner og ofte tilsetning av polymer, kalk eller jernsalter som kondisjoneringsmiddel (organiske og uorganiske kjemikalier for å forbedre fortykkings- eller avvanningsegenskaper) (Ødegaard, 2014, p. 532). Metoder for avvanning av slamvannet er for eksempel siling og/eller sedimentasjon, men maskinell avvanning er mye i bruk mye av det frie vannet allerede er fjernet ved sedimentering eller annen fortykningsteknologi før stabiliseringen av slammet.

Maskiner brukt for avvanning er blant annet silskruer, skruepresser, båndfilter (kombinerer separasjon av tørrstoff, slamfortykking og avvanning) vakuumsfilter, trommelfilter, og sentrifuge. Figur 30 viser skjematiske tegninger for noen av disse apparatene (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002).

Ved å bruke avvanning med gravitasjonssettler og trommelfilter, kan det oppnås slam med ca. 10% tørrstoff. For å oppnå 30% tørrstoff (som kreves før slam kan tørkes)

kan beltefilter eller skruve benyttes, videre kan slammet tørkes opp til 95% tørrstoff (Bergheim, Braaten and Lange, 2010; Oppen and Oterhals, 2016).



Figur 30: Prinsippsskisser av vanlige teknologier for avvanning av slam. (a): vakuumpfilter, (b): beltepresse, (c): platefiltrering, (d): roterende presse, (e): roterende trommelfilter (f): medstrøms sentrifuge (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002).

## 8.4 TØRKNING AV SLAM

Tørking av slammet reduserer vanninnholdet ytligere, og det kan oppnås et tørrstoffinnhold på over 85-90% i slammet. Tørkingen krever mye energi, men reduserer slammengden mye. 85-90% TS er aktuell for anlegg som har dårlig disponeringsforhold, og når slammet skal lagres burde TS være over 85%. Hvis slammet skal forbrennes, avsluttes gjerne på 40-65% TS. Tørkning deles inn i to



kategorier: direkte tørking (konveksjonstørking) og indirekte tørking (kontakttørking). Termisk tørking kan oppnås i direkte, indirekte eller kombinerte tørkestystemer. Det finnes mange forskjellige apparater til tørking, og valget på hvilken som velges avhenger blant annet av: TS% i slammet inn til tørking og ønsket TS% ut fra tørking, andre egenskaper til det sepsifikke slammet, bemanning og nødvendig vedlikeholdese (Chen, Lock Yue and Mujumdar, 2002; Ødegaard, 2014, p. 533).

## 8.5 BRUKSOMRÅDER FOR SLAM

For å kunne vite hva slammet kan brukes til, er kunnskap om sammensetningen til slammet viktig. Slam har et høyt innhold energi og kan derfor brukes til å utvinne energi samt biogass, og det inneholder næringsstoffer som fosfor og nitrogen som er viktig for plantevekst. En utfordring med slam fra oppdrett er innholdet av sink og kadmium, men slam har på en positiv side lavt innhold av organiske miljøgifter (Nofima, 2016).

I 2019 gikk oppsamlet slam fra norsk fiskeoppdrett hovedsakelig til biogassproduksjon, gjødselproduksjon samt kompostering og jordforbedring. Andre bruksanvendelser som ble undersøkt i «*Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av og mulighet for utnyttelse næringsstoffer fra oppdrett*» var; muligheten til gjenvinning av fosfor, gjødselvarer (både organisk og mineralsk), pyrolyse, produksjon av børstemark, encelleprotein, gammaridaer, og akvaponi (Hilmarsen *et al.*, 2021).

Kort oppsummert ble resultatene:

- Det ikke er økonomisk lønnsomt å gjenvinne kun fosfor fra slam, men at noe fosfor blir gjenvunnet ved produksjon av organisk gjødsel.
- Pyrolyse ikke er aktuelt da det ikke er marked for biokoksen som blir produsert.
- For produksjon av bakterier, alger, grønnsaker og sopp kan det brukes organisk materiale og næringssalter fra fiskeoppdrett.
- Slammet kan brukes som fôr-substrat til børstemark, reker og insekter, men dette stoppes av dagens regelverk.

Potensielle problemer/miljøpåvirkning ved gjenbruk av slam er at slam kan inneholde skadelige substanser som tungmetaller og patogene bakterier, som begrenser slammets egnethet som bla. gjødsel. Visse forhold kan føre til at P og N blir frigitt

som igjen fører til algevekst, slam fra saltvannsfisk kan inneholde store mengder natrium som påvirker jordstrukturen/planter, og at patogener fra oppdrettsfisken kan nå elver med villaks og infisere villaksen (Matias del Campo *et al.*, 2010). For at slammet skal kunne brukes må det altså være kontroll på skadelige substanser, kunnskap om næringsinnholdet, og behandling for skadelige mikroorganismer.

### **8.5.1 Slam som næring til planter**

Ved bruk av oppdrettsslam som gjødsel, må slammet klassifiseres i henhold til gjødselvereforskriften. Innholdet av sink og kadmium gjør at gjødsel fra settefisk er i kategori 1 i gjødselforskriften (SjømatNorge, no date; Rosten, 2016; Ytrestøyl *et al.*, 2016).

Slam inneholder både makronæringsstoffer (bla. Fosfor og nitrogen) og mikronæringsstoffer som klorid og bor. Plantene er avhengig av både makro- og mikronæringsstoffer, men i forskjellige konsentrasjoner. Klorid er essensielt for planten, men toksisk ved høy konsentrasjon. Natrium og klorid vil konkurrere med andre næringsstoffer om å bli tatt opp i planter, og derfor hindre opptak av de essensielle næringsstoffene. Høye saltkonsentrasjoner vil også kunne skape fysiologisk tørke, og følgende osmotisk trykk i planten kan føre til at energien blir brukt på å holde tilbake vann istedenfor vekst og utvikling. Altså, når det brukes slam fra oppdrett i sjøvann øker innholdet av natrium, klorid, magnesium, og bor (sammenlignet med ferskvannsoffdrett), dette kan hemme plantevekst (Hess-Erga *et al.*, 2013).

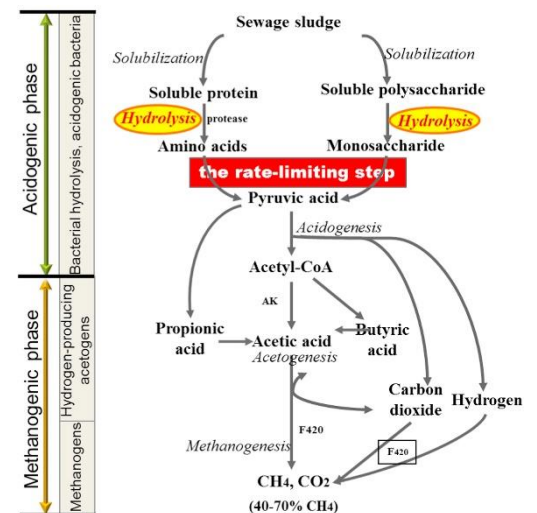
Tørket fiskeslam har potensialet til å erstatte 50-80% av nitrogenet i kunstgjødsel (Brod *et al.*, 2017). Det er vist at natriuminholdet i planter som ble gjødslet med 5% og 10% fiskeslam steg i forhold til kontrollprøvene, dette kan knyttes til Na-innholdet i fiskeslammet og økt salttilførsel i jorden. I samme forsøk økte også Zn-innholdet når det ble gjødslet med 10% fiskeslam, men de økte verdiene av natrium og sink så ikke ut til å hemme veksten til platen (Vangdal *et al.*, 2014).

### **8.5.2 Biogassproduksjon**

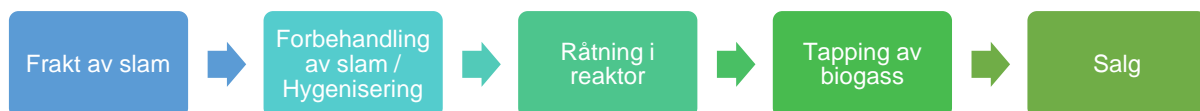
Dannelse av biogass skjer ved at mikroorganismer bryter ned organisk materiale (biomasse) under anaerobe forhold (uten oksygen), når dette skjer produseres metan. Biogass er hovedsakelig metan, ved forbrenning dannes karbondioksid og vann. Ved bruk av våtorganisk avfall dannes også en biorest, som er et restprodukt

etter biogassproduksjonen. Bioresten er en flytende næringsrik masse, og kan brukes til blant annet plantegjødsel. Råstoffer brukt til biogassproduksjon er: våtorganisk avfall, avløpsslam, fiskeslam, husdyrgjødsel, og annet organisk materiale. Det er vanlig å kombinere flere ulike råstoffer for å oppnå best mulig gassutbytte. Avfall som inneholder mye fett, proteiner og karbohydrater har vist seg å avgi mest gass. (Nibio, 2017; Miljødirektoratet, 2019a; Biogass Oslofjord, 2021).

Etter at slam har ankommet biogassanlegg, gjennomgår det en forbehandling hvor avfallet blir tilsatt vann og kvernet for å få et substrat som er nedbrytbart for bakteriene, og det hygieniseres ved oppvarming for å fjerne eventuell smitte. Deretter pumpes det til en lufttett reaktor hvor utråtningsprosessen foregår og det dannes biogass. Under anaerob råtning skjer det flere biologiske prosesser, bla. Hydrolyse, acidogenese, acetogonese og metanogenese, hvor forskjellige grupper mikrober blir involvert. Se Figur 31 for et utfyllende bilde av prosessene i biogassprosessen og Figur 32 for et enkelt flytskjema (Idsø and Årethun, 2013; Zhen *et al.*, 2017).



Figur 31: Biogassprosessen.



Figur 32: Flytskjema fra frakt av slam til salg av biogass.

Det er flere faktorer som kan påvirke biogassprosessen som er relevante med henhold til fiskeoppdrett. Tidligere forsøk tyder på at ammonium og langkjedede fettsyrer i slammet fra settefiskanlegg har en negativ påvirkning på biogassproduksjonen (Gebauer and Eikebrokk, 2006), som gjør at det blir problematisk å bruke slamme fra fiskeproduksjon alene. For matfiskanlegg kan det høye saltinnholdet bli utfordrende, men er noe som kan løses ved fortykning av slammet / vanne ut saltvannet (Ytrestøyl *et al.*, 2013).

## 8.6 GENERELLE UTFORDRINGER MED SLAM

Generelle utfordringer med slam er at det blir store mengder som skal håndteres. Tidligere har ikke slam blitt sett på som en ressurs, og har ikke vært like aktuell som en komponent i sirkulærøkonomien som den er i dag.

For fiskeoppdrettsanlegg er ikke slamhåndteringen direkte knyttet til anlegget, og slammet må derfor fraktes. For å levere slam til videre behandling må oppdretter betale en avgift som baserer seg på antall kilo slam, uavhengig av tørrstoffinnholdet. Frakt koster penger og slammet må også lagres før henting. Renseanlegg tilknyttet fiskeoppdrettsanlegg er ikke prisgunstig, og det blir mangel på økonomisk gevinst. Kommunene i Norge krever vann- og avløpsgebyrer fra sine abonnenter, disse får tjenester fra kommunale vannverk og avløpsanlegg (Miljødirektoratet, 2019b). For å redusere kostnaden for levering og transport, ønskes det å redusere vanninnholdet i slammet. Ved lagring av slam, er det enklere å lagre slam tørket til 90% tørrstoff enn å lagre vått slam, det tørre slammet er ikke reaktivt og kan derfor pakkes og lagres i sekker, i tillegg tar det mindre lagringsplass (Diana Blytt *et al.*, 2011; Oppen and Oterhals, 2016). Vanninnholdet i slammet er en utfordring, og må løses før transport. Problemstillinger rundt bruk av kommunalt slam på åker der det dyrkes mat er blant annet utviklingen av antibiotikaresistente bakterier, spredning av patogene mikroorganismer, og mikroplast.

## 9 DISKUSJON OG KONKLUSJON BASERT PÅ SAMMENLIGNINGENE

---

Det er beregnet at matfiskanlegg spiller ut 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen, og 14 000 tonn fosfor til norske kystvann (tall fra 2019). Merdanleggene representerer 75% av menneskeskapt fosforutslipp og 50% av nitrogenutslippet. Utslippene fra matfiskanlegg er nesten 10 ganger større for fosfor og 4 ganger større for nitrogen enn utslippene fra kommunal sektor, som er: ca. 1 490 tonn fosfor og ca. 15 000 tonn nitrogen. Effekten av utslipp fra matfiskanlegg har hittil blitt vurdert som ufarlig for påvirkning på bestandsnivå til arter, men at lokale effekter vil forekomme. Negativ innvirkning vil avhenge av miljø, totale utslippsmengder, og konsentrasjonen som frigjøres.

Avløp fra landbaserte fiskeoppdrettsanlegg er mindre konsentrert enn kloakk inn til et kommunalt renseanlegg, og kan sammenlignes med utløpet fra et kommunalt renseanlegg. Konsentrasjonene av SS, BOF, TOC, TOT-N, TOT-P er betraktelige høyere i kloakk enn for utløpet fra settefiskanleggene. For eksempel viser verdier for SS-konsentrasjon i ubehandlet kloakk (publisert av Norsk Vann, Tabell 4) at konsentrasjonen er 11-37 ganger høyere i kloakk enn i avløpsvann fra settefiskanlegg. Konsentrasjonene for suspendert stoff i kloakk ligger vanligvis mellom 70-233 g SS /m<sup>3</sup> avhengig av nedbør og ledningsnett. Selv om konsentrasjonen av stoffer og partikler er lavere i akvakultur enn i kommunal sektor, vil det høye vannforbruket resultere i store utslipp, dette viser tallene til (Hilmarsen *et al.*, 2021) for matfiskanlegg (utslipp fra matfiskanlegg: 224 000 tonn karbon, 66 000 tonn nitrogen, og 14 000 tonn).

Faktorer utenfor landbaserte fiskeoppdrettsanlegg påvirker ikke avløpsvannet. Det som tilsettes et kar med fisk er kontrollert og overvåket. Oppdrett i sjø blir påvirket av havet og forandringer i miljøet rundt. Kloakk har med seg både fremmedvann og overvann, samt det mennesker har fordøyd eller tilført husholdningens sluk.

Summen av vannforbruket estimert av (Holte *et al.*, 2018) for matfisk- og settefiskanlegg med RAS-teknologi, vil tilsvare vannforbruket til 10.7 millioner mennesker. Vannforbruket til et RAS-settefiskanlegg ved produksjon på 1 million

smolt, tilsvarer vannforbruket til ca. 1 100 personer. I et gjennomstrømningsanlegg ville samme produksjon på 1 million settefisk tilsvare 96 800 personer.

Renseløsningene innen hvert fagfelt er tilpasset egenskapene til avløpsvannet.

Samme teknikker er i bruk for hver type avløpsvann, men noen er mer utbredt enn andre. Grunnet flere komponenter i kommunalt avløpsvann er det behov for bruk av flere teknikker. I akvakultur er mekaniske filterløsninger mye brukt. Lave konsentrasjoner av faste partikler gjør det mer effektivt og arealbesparende å bruke trommelfiltre kontra sedimenteringsbasseng for avløp fra fiskeoppdrett.

Sedimentering kan også knyttes opp mot «dual drain»-løsninger i fiskekaret. Grunnet substanser som fett og sand i kloakk, er fett- og sandfang med innblåsing av luft (flotasjon) mye i bruk, det er ikke behov for dette i akvakultur.

Biologiske renseprosesser er hovedsakelig brukt for fjerning av nitrogenforbindelser. RAS-anlegg(fiskeoppdrett) bruker biologisk rensing med fastsittende bakteriekultur (biofilm), mens i kommunal sektor brukes også suspendert bakteriekultur (aktivslamanlegg). Å vedlikeholde ønsket bakteriekultur kan være mer utfordrende innen fiskeoppdrett da det er behov for jevn tilførsel av næring (avløpsvann).

Kommunale anlegg er avhengig av forbehandling for å fjerne søppel ol.. Det gjelder også fjerning av elementer som kan komme med i avløpet som fett, olje, voks, kaffegrut, sand, toalettpapir, matrester, menneskelige patogener, o.l. Det er ikke behov for slik forbehandling av avløpet fra fiskeoppdrett.

Slam fra settefiskanlegg har generelt høyere verdier av fosfor og nitrogen, og lavere verdier av tungmetaller, enn slam fra kommunale anlegg. Slammet fra settefiskanlegg har et innhold av nitrogen på ca. 4-7% av TS, og for fosfor ca. 2-3% av TS. Kommunalt avløpsvann (gjennomsnittsverdi fra flere avløpsvannrenseanlegg) viser at innholdet av nitrogen er ca. 2,36% av TS, og for fosfor ca. 1,9% av TS. Det er sink og kadmium som normalt sett kan sette begrensninger på om slam fra fiskeoppdrett kan brukes som jordforbedringsmiddel. For utvinning av biogass kan de langkjedede fettsyrene, ammonium, og saltinnholdet begrense produksjonen. Når det brukes slam fra oppdrett i sjøvann øker innholdet av natrium, klorid, magnesium, og bor (sammenlignet med ferskvannsoffdrett), dette kan hemme plantevekst. Tidligere forsøk tyder på at ammonium og langkjedede fettsyrer i slammet fra settefiskanlegg har en negativ påvirkning på biogassproduksjonen

De store kloakkrensaneanleggene i Norge er designet for å rense avløpsvann og behandle det utskilte slammet. Fiskeoppdrettsanlegg er laget for produksjonen av fisk, og renseanlegg blir da en tilleggsfaktor. Renseanlegget er sjeldent økonomisk gunstig for fiskeoppdrettsanlegget. Slammet fra oppdrettsanlegg sendes til andre fasiliteter for behandling etter avvanning, mot en avgift. Befolkningen i Norge betaler vann- og avløpsavgift, som skal hjelpe å dekke kommunal vannbehandling. Kunnskapen innad i oppdrettsanlegget angående renseteknikk er sannsynligvis varierende, mens de store kloakkrensaneanleggene har prosessingeniører som jobber fast. Tverrfaglig kompetanse når det kommer til utbygging av vannrensaneanlegg for oppdrettsanlegg, og muligheten til å blande fiskeslam med annet slam, kan skape større utnyttelse.

Ved behandling/avvanning av slammet fra oppdrett er TS-verdien viktig. Jo høyere TS, jo mindre lagringsplass tar slammet og volumet som må transporteres blir mindre. Slammet får en annen sammensetning ved mye fôr-svinn, TS-verdien kan brukes til å beregne fôr-svinnet og dermed redusere utgifter. Å finne SS-innholdet i slammet for å beregne slamproduksjonen er komplisert, da utløpsvannet er fortynnet og gir varierende prøveresultater.

For å få en bedre oversikt over utslipp fra settefiskanlegg og bedre utnyttelse av slammet, er videre arbeid på i dette feltet essensielt. Valg av renseteknikker/filter i akvakultur avhenger i stor grad av partikkelstørrelsesfordelingen i vannet før filteret, som igjen avhenger av fôr, fiskestørrelse, turbulens i vannet, m.m. For optimalisering av renseprosessene, slamfortykking, og avvanning, treng det mer konkret informasjon om partikkelstørrelsesfordelingen. For å få oversikt over utslipp fra settefiskanlegg er nasjonale standarder for prøvetakning og dokumentasjon viktig.

## 10 VIDERE ARBEID

---

Med bakgrunn i det som er gjennomgått og reflektert rundt i denne oppgaven, er det listet opp noen punkter på hva som er aktuelt for videre arbeid:

- Etablere et system for rutiner og kontroll for prøvetaking av avløpsvann for landbaserte oppdrettsanlegg, samt felles retningslinjer for utslipp. Slik blir det lettere å kontrollere utslipp, men også mulighet til utnyttelse av energien og næringsstoffene som går ut i resipient (havet) i dag.
- Forske mer på partikkelstørrelsesfordeling i avløpet fra akvakultur, slik at renseprosesser kan effektiviseres.
- Skape et samarbeid mellom ulike industrier som har slamfangst. Slam fra forskjellige prosesser har forskjellig karakterisering/innhold. Muligheten for å blande slammet fra forskjellige prosesser kan skape et slam med større potensiale for gjenvinning, samt større samlede mengder slam.
- Et felleskap med deling av kunnskap for avløpsbehandling, hvor erfaringer, resultater og ideer kan deles. I en konkurranseutsatt næring som akvakultur kan nok dette være litt problematisk, men muligheten er der.



## 11 REFERANSELISTE

---

- Aas, T. S. (2016) *A preliminary test of the possibility for reclamation of phosphorus from aquaculture sludge. A CtrlAQUA pre-project, Nofima AS*. Available at: <https://nofima.no/en/publication/1344766/> (Accessed: 15 March 2021).
- Ackefors, H. and Enell, M. (1994) 'The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries', *Journal of Applied Ichthyology*. John Wiley & Sons, Ltd, 10(4), pp. 225–241. doi: 10.1111/j.1439-0426.1994.tb00163.x.
- Akvadesign AS (2014) 'Norsk Patent nr. 337241: Oppdriftssystem for en merd'. Available at: <https://search.patentstyret.no/Patentskrifter/Publisering/337241.pdf> (Accessed: 16 February 2021).
- Akvakulturstatistikk: settefiskproduksjon av laks, regnbueørret og ørret* (2020). Available at: <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Akvakulturstatistikk-tidsserier/Laks-regnbueoerret-og-oerret/Settefiskproduksjon> (Accessed: 26 April 2021).
- Ambulkar, A. (no date) *Wastewater treatment - Dewatering | Britannica*. Available at: <https://www.britannica.com/technology/wastewater-treatment/Dewatering> (Accessed: 19 April 2021).
- Andersen, E. (2016) *Vannrapport 127: Vannforsyning og helse*. Available at: <https://www.fhi.no/publ/2016/vannrapport-127/> (Accessed: 24 March 2021).
- AquaOptima (2008) *Vann i settefiskanlegg- en begrensende ressurs?* Available at: <https://sjomatnorge.no/wp-content/uploads/importedfiles/Lovik.pdf> (Accessed: 21 May 2021).
- Bao, W. *et al.* (2019) 'Generation, characterization, perniciousness, removal and reutilization of solids in aquaculture water: a review from the whole process perspective', *Reviews in Aquaculture*. Wiley-Blackwell, 11(4), pp. 1342–1366. doi: 10.1111/raq.12296.
- Barthel, K. and Sælen, O. H. (2019) *Hav – Store norske leksikon*. Available at: <https://snl.no/hav> (Accessed: 19 February 2021).
- Bergheim, A., Braaten, B. and Lange, G. (2007) *Modell for utslipp fra norske matfiskanlegg til sjø*. Available at: [www.iris.no](http://www.iris.no) (Accessed: 20 January 2021).

Bergheim, A., Braaten, B. and Lange, G. (2010) *Vurdering av nye tekniske løsninger for å redusere utslippene fra fiskeoppdrett i sjø*. Available at:

<https://evalueringsportalen.no/evaluering/vurdering-av-nye-tekniske-losninger-for-aa-reducere-utslippene-fra-fiskeoppdrett-i-sjo> (Accessed: 2 March 2021).

BERGHEIM, A., CRIPPS, S. and LILTVED, H. (1998) 'A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms', *Aquatic Living Resources*. ESME - Gauthier-Villars, 11(4), pp. 279–287. doi: 10.1016/S0990-7440(98)80013-2.

Bergheim, A. and Nilsen, A. (2017) *Slamproduksjon ved mekanisk behandling av avløp fra lukkede merder, Akva Future AS, avd. Sæterosen, 2017. Konfidensiell (åpen fra: 15mai 2022)*.

Biogass Oslofjord (2021) *Om biogass*. Available at: <http://biogassoslofjord.no/om-biogass/> (Accessed: 9 March 2021).

Brod, E. *et al.* (2017) *Drying or anaerobic digestion of fish sludge: Nitrogen fertilisation effects and logistics*. Springer Netherlands. doi: 10.1007/s13280-017-0927-5.

De Carvalho, R. A. P. L. F., Lemos, D. E. L. and Tacon, A. G. J. (2013) 'Performance of single-drain and dual-drain tanks in terms of water velocity profile and solids flushing for in vivo digestibility studies in juvenile shrimp', *Aquacultural Engineering*. doi: 10.1016/j.aquaeng.2013.05.004.

Chen, G., Lock Yue, P. and Mujumdar, A. S. (2002) 'Sludge dewatering and drying', *Drying Technology*. Taylor & Francis Group, 20(4–5), pp. 883–916. doi: 10.1081/DRT-120003768.

Chen, S. *et al.* (1993) 'Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications', *Aquaculture*. Elsevier, 112(2–3), pp. 143–155. doi: 10.1016/0044-8486(93)90440-A.

Chen, S., Coffin, D. E. and Malone, R. E. (1997) *Sludge Production and Management for Recirculating Aquacultural Systems*, *Journal of the world aquaculture society*. Available at: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1749-7345.1997.tb00278.x> (Accessed: 20 April 2021).

Cripps, S. J. and Bergheim, A. (2000) 'Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 22(1–2), pp. 33–56. doi: 10.1016/S0144-8609(00)00031-5.

Dauda, A. B. *et al.* (2019) 'Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems', *Aquaculture and Fisheries*. KeAi Communications Co., 4(3), pp. 81–88. doi: 10.1016/j.aaf.2018.10.002.

Davidson, J. and Summerfelt, S. (2004) 'Solids flushing, mixing, and water velocity profiles within large (10 and 150 m<sup>3</sup>) circular "Cornell-type" dual-drain tanks', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 32(1), pp. 245–271. doi: 10.1016/j.aquaeng.2004.03.009.

Davidson, J. and Summerfelt, S. T. (2005) 'Solids removal from a coldwater recirculating system - Comparison of a swirl separator and a radial-flow settler', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 33(1), pp. 47–61. doi: 10.1016/j.aquaeng.2004.11.002.

Diana Blytt, L. *et al.* (2011) *Rapport Håndtering av slam fra rensing av avløp i settefiskanlegg, Forprosjektrapport*. Available at: <https://docplayer.me/2407558-Rapport-handtering-av-slam-fra-rensing-av-avlop-i-settefiskanlegg-forprosjektrapport.html> (Accessed: 15 March 2021).

Dolan, E., Murphy, N. and O'Hehir, M. (2013) 'Factors influencing optimal micro-screen drum filter selection for recirculating aquaculture systems', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 56, pp. 42–50. doi: 10.1016/j.aquaeng.2013.04.005.

Emparanza, E. J. M. (2009) 'Problems affecting nitrification in commercial RAS with fixed-bed biofilters for salmonids in Chile', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 41(2), pp. 91–96. doi: 10.1016/j.aquaeng.2009.06.010.

Facchini, F., Mummolo, G. and Vitti, M. (2021) 'Scenario Analysis for Selecting Sewage Sludge-to-Energy/Matter Recovery Processes', *Energies*. MDPI AG, 14(2), p. 276. doi: 10.3390/en14020276.

Fiskeridirektoratet (2020) 'Statistikk for akvakultur 2019', p. 46. Available at: <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Statistiske-publikasjoner/Statistikk-for-akvakultur>.

Fiskeridirektoratet (no date) *Akvakulturstatistikk: laks, regnbueørret og ørret*. Available at: <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Tall-og-analyse/Akvakulturstatistikk-tidsserier/Laks-regnbueoerret-og-oerret> (Accessed: 28 April 2021).

Flo, V. Ø. (2020) *Varieties in discharge of nutrient from land-based aquaculture freshwater*

*facilities: Flow-through System vs Recirculating Aquaculture System*. NMBU. Available at: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2678538> (Accessed: 30 April 2021).

*Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav* (2003). Available at: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951/KAPITTEL\\_3-1#§19](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951/KAPITTEL_3-1#§19) (Accessed: 3 May 2021).

Gebauer, R. and Eikebrokk, B. (2006) 'Mesophilic anaerobic treatment of sludge from salmon smolt hatching', *Bioresource Technology*. Elsevier, 97(18). doi: 10.1016/j.biortech.2005.10.008.

Godt Vann Drammensregionen (2009) *Felles hovedplan for vannforsyning og avløp i Drammensregionen*. Available at: <https://docplayer.me/16639356-Godt-vann-felles-hovedplan-for-vannforsyning-og-avlop-i-drammensregionen-faktabok-basert-pa-2007-data-drammensregionen.html> (Accessed: 27 April 2021).

Hess-Erga, O.-K. et al. (2013) *Utnyttelse av oppløst og partikulært avfall fra smoltproduksjon i et resirkulasjonssystem (AQP Vest)*. Available at: <http://akvarena.no/uploads/Rapporter/Slam NIVA.pdf> (Accessed: 18 February 2021).

Hias (2021) *Avløp*. Available at: <https://www.hias.no/om-hias/vann-og-avlop/avlop/> (Accessed: 22 May 2021).

HIAS (2021) *HIAS-biomasse*. Available at: <https://nyweb.hias.no/om-hias/vann-og-avlop/avlop/biomasse/> (Accessed: 10 May 2021).

Hilmarsen, Ø. et al. (2021) *Kunnskaps- og erfaringskartlegging om effekter av organisk materiale og næringssalter fra havbruk*. Tromsø. Available at: <https://www.fhf.no/%2Fnyheter%2Fnyhetsarkiv%2Fnaeringsstoffer-fra-lakseoppdrett-kan-bidra-til-sirkulaer-oekonomi%2F>.

Holte, E. A. et al. (2018) *Konsekvensanalyse av landbasert oppdrett av laks – matfisk og post-smolt*. Available at: [https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/bitstream/handle/11250/2564532/Konsekvensanalyse av landbasert oppdrett\\_Postsmolt\\_Matfisk.pdf?sequence=7&isAllowed=y](https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/bitstream/handle/11250/2564532/Konsekvensanalyse%20av%20landbasert%20oppdrett_Postsmolt_Matfisk.pdf?sequence=7&isAllowed=y) (Accessed: 28 April 2021).

Idsø, J. and Årethun, T. (2013) *Biogass i Sogn*. Available at: <https://hvlopen.brage.unit.no/hvlopen->

xmlui/bitstream/handle/11250/149491/HSF\_Notat\_2013\_2.pdf?sequence=1&isAllowed=y  
(Accessed: 9 March 2021).

IVAR (2021) *Slik renses avløpet*. Available at: <https://www.ivar.no/avlpsrensing/> (Accessed: 22 May 2021).

Jensen, E. (2020) *Holder stadig større fisk i lukkede anlegg*. Available at: <https://www.tu.no/artikler/holder-stadig-storre-fisk-i-lukkede-anlegg/495853> (Accessed: 29 May 2021).

JIANG, X. *et al.* (2008) 'Bacterial Diversity of Active Sludge in Wastewater Treatment Plant', *Earth Science Frontiers*. Elsevier BV, 15(6), pp. 163–168. doi: 10.1016/S1872-5791(09)60015-4.

Judd, S. (2020) *About sludge stabilisation | Sludge Processing*. Available at: <https://www.sludgeprocessing.com/sludge-stabilisation/about-sludge-stabilisation/> (Accessed: 19 April 2021).

Kim, Y. B. *et al.* (2018) 'Use of a filtering process to remove solid waste and antibiotic resistance genes from effluent of a flow-through fish farm', *Science of The Total Environment*. Elsevier B.V., 615, pp. 289–296. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.279.

Kupka Hansen, P. *et al.* (2017) *Vurdering av egnethet av utslippsindikator for næringsalter og organisk materiale på produksjonsområdenivå*. Available at: [www.imr.no](http://www.imr.no) (Accessed: 12 March 2021).

Laks.no (2021) *Lakseproduksjon*. Available at: <https://laks.no/lakseproduksjon/> (Accessed: 20 May 2021).

Letelier-Gordo, C. O. and Fernandes, P. M. (2021) 'Coagulation of phosphorous and organic matter from marine, land-based recirculating aquaculture system effluents', *Aquacultural Engineering*. Elsevier B.V., 92, p. 102144. doi: 10.1016/j.aquaeng.2020.102144.

Lindholm, O. (2015) *Beregning av dimensjonerende avløpsmengder : VA-Miljø*. Available at: <https://www.va-blad.no/beregning-av-dimensjonerende-avlopsmengder/> (Accessed: 17 April 2021).

Lindholm, O. (2017) *Fremmedvann i avløpsledninger*. Available at: [https://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2017/10/Blad-123\\_29.11.17.pdf](https://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2017/10/Blad-123_29.11.17.pdf) (Accessed: 27 April 2021).

Lomnes, B. S., Senneset, A. and Tevasvold, G. (2019) *Kunnskapsgrunnlag for rensing av utslipp fra landbasert akvakultur*. Trondheim. Available at: <https://no.ramboll.com> (Accessed: 6 May 2021).

LOVDATA (2007) *Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) - Del 4. Avløp - Lovdata*. Available at: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL\\_4#KAPITTEL\\_4](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_4#KAPITTEL_4) (Accessed: 22 March 2021).

Martins, C. I. M. *et al.* (2010) 'New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 43(3), pp. 83–93. doi: 10.1016/j.aquaeng.2010.09.002.

Mateo-Sagasta, J., Raschid-Sally, L. and Thebo, A. (2015) 'Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use', in *Wastewater*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 15–38. doi: 10.1007/978-94-017-9545-6\_2.

Matias del Campo, L. *et al.* (2010) *Utilization of sludge from recirculation aquaculture systems*, *Nofima*. Available at: <https://nofima.no/en/publication/1171669/> (Accessed: 20 January 2021).

MGR University, Anna University and TN Board School (no date) *Dual drain tank - Aquaculture Engineering*. Available at: [https://www.brainkart.com/article/Dual-drain-tank---Aquaculture-Engineering\\_15011/](https://www.brainkart.com/article/Dual-drain-tank---Aquaculture-Engineering_15011/) (Accessed: 7 April 2021).

Miljødirektoratet (2019a) *Hva er biogass?* Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/klimaarbeid/kutte-utslipp-av-klimagasser/klima-og-energitiltak/fornybar-energi/utrede-potensialet-for-biogass/hva-er-biogass/> (Accessed: 9 March 2021).

Miljødirektoratet (2019b) *Vann- og avløpsgebyr-kommentarer - Miljødirektoratet*. Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/regelverk/forskrifter/forurensningsforskriften/avlopsgebyr-kommentarer/> (Accessed: 31 March 2021).

Miljødirektoratet (2020) *Norske utslipp, oversikt utslippskomponenter*. Available at: <https://www.norskeutslipp.no/no/Listesider/Utslippskomponenter/?SectorID=100> (Accessed: 20 May 2021).

Miljødirektoratet (no date) *Akvakultur - fiskeoppdrett - Miljødirektoratet*. Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/vann-hav-og-kyst/Akvakultur-fiskeoppdrett/> (Accessed: 11 February 2021).

Nazari, L. *et al.* (2018) 'Recent advances in energy recovery from wastewater sludge', in *Direct Thermochemical Liquefaction for Energy Applications*. Elsevier, pp. 67–100. doi: 10.1016/B978-0-08-101029-7.00011-4.

Nibio (2017) *Biorest*. Available at: <https://nibio.no/tema/jord/organisk-avfall-som-gjodsel/biorest#publication--05f98b688-e2e2-4b77-93da-a4e232b042c3-collapse> (Accessed: 9 March 2021).

NIBIO (2021) *Spørsmål og svar til forurensningsforskriften*. Available at: <https://www.nibio.no/tema/miljo/mindre-avlop/kommuneveiledning/sporsmal-og-svar-til-forurensningsforskriften> (Accessed: 20 May 2021).

Nilsen, A. (2019) *Production of Atlantic salmon (Salmo salar) in closed confinement systems (CCS) - salmon lice, growth rates, mortality and fish welfare*. NMBU. Available at: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2685283>.

Nofima (2016) *Hva inneholder slam?* Available at: <https://nofima.no/forskning/naringsnytte/hva-inneholder-slam/> (Accessed: 8 March 2021).

Nofima Marin (no date) *Sjøvann i settefiskproduksjon?*. Available at: <https://www.nofima.no/filearchive/sjovann.pdf> (Accessed: 26 April 2021).

Norconsult AS (2018) *Ranem renseanlegg - Alternative løsninger*. Steinkjer. Available at: <https://overhalla.custompublish.com/getfile.php/4474411.1111.skaaasnpiqiab7/Vedlegg+til+sak+-+Sluttsak+forprosjekt+Ranem+renseanlegg.pdf>.

Norsk Vann (2010) *Behandlingsmetoder som er i bruk i Norge, for å stabilisere og hygienisere slam*. Available at: [https://www.norskvann.no/images/pdf/slambehandlingsmetoder\\_februar2010.pdf](https://www.norskvann.no/images/pdf/slambehandlingsmetoder_februar2010.pdf) (Accessed: 15 March 2021).

Nybruket, S. K. (2010) *VA ordbok, Norsk Vann*. Available at: <https://kurs.norskvann.no/mod/glossary/view.php?id=676> (Accessed: 24 March 2021).

Nygård, H. S. (2011) *Tre på Tanken! Saltsmeltepyrolyse av biomasse*. Available at:

<https://www.naturfagsenteret.no/c1519048/binfil/download2.php?tid=1782765> (Accessed: 10 May 2021).

Ødegaard, H. (2000) *Hvorfor avløpsvann som slippes ut til marine resipienter bør renses*. Available at: [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2000\\_30673.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2000_30673.pdf) (Accessed: 15 March 2021).

Ødegaard, H. (2005) *Primærrensing*. Available at: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/vann/2088/ta2088.pdf> (Accessed: 15 March 2021).

Ødegaard, H. (2014) *Vann- og avløpsteknikk*. 2nd edn. Norsk Vann.

Oppen, J. and Oterhals, O. (2016) 'Logistikk og forretningsmodeller for behandling av fiskeslam', (M 1602), p. 17. Available at: <https://www.moreforsk.no/publikasjoner/rapporter/logistikk/m1602-logistikk-og-forretningsmodeller-for-behandling-av-fiskeslam/1076/3054/>.

Pepper, I. L., Gerba, C. P. and Gentry, T. J. (2014) 'Part VII: Wastewater Treatment and Disinfection', in *Environmental Microbiology*. 3rd edn. Elsevier.

Piedrahita, R. H. (2003) 'Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation', *Aquaculture*. Elsevier, 226(1–4), pp. 35–44. doi: 10.1016/S0044-8486(03)00465-4.

Pommeresche, R. and McKinnon, K. (2011) *Kompostering*. Available at: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2506197> (Accessed: 22 May 2021).

Poxton, M. G. and Allouse, S. B. (1982) 'Water quality criteria for marine fisheries', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 1(3), pp. 153–191. doi: 10.1016/0144-8609(82)90026-7.

Regjering.no (2020) *Vil ha standardkrav til utslipp fra fiskeoppdrett*. Available at: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/vil-ha-standardkrav-til-utslipp-fra-fiskeoppdrett/id2741124/> (Accessed: 12 March 2021).

Reid, G. K. *et al.* (2009) 'A review of the biophysical properties of salmonid faeces: implications for aquaculture waste dispersal models and integrated multi-trophic aquaculture', *Aquaculture Research*, 40(3), pp. 257–273. doi: 10.1111/j.1365-2109.2008.02065.x.



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

Rosten, T. W. (2015) *Karakterisering av avløpsvann fra norske landbaserte settefiskanlegg*. Available at: [https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015\\_935380.pdf](https://vannforeningen.no/wp-content/uploads/2015/06/2015_935380.pdf) (Accessed: 20 April 2021).

Rosten, T. W. (2016) *Løsninger for håndtering av slam fra settefiskanlegg i Nordland*, SINTEF. Available at: [https://smoltproduksjon.no/Bilder/TidlKonf 2016/22 Trond W Rosten SINTEF.pdf](https://smoltproduksjon.no/Bilder/TidlKonf%202016/22%20Trond%20W%20Rosten%20SINTEF.pdf) (Accessed: 31 March 2021).

Schumann, M. and Brinker, A. (2020) 'Understanding and managing suspended solids in intensive salmonid aquaculture: a review', *Reviews in Aquaculture*. Wiley-Blackwell, 12(4), pp. 2109–2139. doi: 10.1111/raq.12425.

SjømatNorge (no date) *Høring gjødselvarer-forskriften*. Available at: [www.sjomatnorge.no](http://www.sjomatnorge.no) (Accessed: 31 March 2021).

SSB (2020) *64 prosent tilknyttet anlegg med høygradig rensing*. Available at: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/64-prosent-tilknyttet-anlegg-med-hoygradig-rensing> (Accessed: 20 May 2021).

Stel, H. (2018) *Driftsassistansen Telemark*. Available at: <https://driftsassistansen.no/wp-content/uploads/2018/01/Biologisk-rensing-Driftsassistansen.pdf> (Accessed: 3 May 2021).

Timmons, M. B., Summerfelt, S. T. and Vinci, B. J. (1998) 'Review of circular tank technology and management', *Aquacultural Engineering*. Elsevier BV, 18(1), pp. 51–69. doi: 10.1016/S0144-8609(98)00023-5.

Tveterås, R. *et al.* (2019) *En konkurransedyktig og kunnskapsbasert havbruksnæring*. Available at: <https://www.norskindustri.no/siteassets/dokumenter/rapporter-og-brosjyrer/en-konkurransedyktig-og-kunnskapsbasert-havbruksnaring.pdf> (Accessed: 2 March 2021).

Twarowska, J. G., Westerman, P. W. and Losordo, T. M. (1997) 'Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system', *Aquacultural Engineering*. Elsevier, 16(3), pp. 133–147. doi: 10.1016/S0144-8609(96)01022-9.

UiO - Universitetet i Oslo - Institutt for biovitenskap (2011) *Saltvann*. Available at: <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/s/saltvann.html> (Accessed: 22 February 2021).

Ulveseth, S. and Sørheim, B. (2021) *Tidlig kjønnsmodning bekymrer RAS-produsenter mest*. Available at: <https://www.kyst.no/advertisement/tidlig-kjoennsmodning-bekymrer-ras-produsenter-mest/> (Accessed: 29 May 2021).

Vangdal, E. *et al.* (2014) *Fiskeslam frå oppdrettsanlegg- Gjødseil til planter eller råstoff for biogass?*, *Bioforsk Rapport Bioforsk Report*. Available at: <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2449026/Bioforsk-Rapport-2014-09-27.pdf?sequence=1&isAllowed=y> (Accessed: 19 February 2021).

Veas (2021) *Om renseprosessen*. Available at: <https://www.veas.nu/produkter/vann> (Accessed: 22 May 2021).

Vymazal, J. (2009) 'The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater', *Ecological Engineering*. Elsevier, 35(1), pp. 1–17. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.08.016.

Waterleau (no date) 'Sludge stabilization | Waterleau'. Available at: <https://www.waterleau.com/en/solutions/waste/sludge-stabilization> (Accessed: 19 April 2021).

Wessman, Flemming G and Æsøy, A. (2010) *Praktiske eksempler på oppgradering fra mekanisk/kjemisk rensing til å inkludere biologisk rensetrinn*. Available at: <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/praktiske-eksempler-pa-oppgradering-fra-mekanisk-kjemisk-rensing-til-a-inkludere-biologisk-rensetrinn/> (Accessed: 8 April 2021).

Xiao, R. *et al.* (2019a) 'A review on the research status and development trend of equipment in water treatment processes of recirculating aquaculture systems', *Reviews in Aquaculture*. Wiley-Blackwell, 11(3). doi: 10.1111/raq.12270.

Xiao, R. *et al.* (2019b) 'A review on the research status and development trend of equipment in water treatment processes of recirculating aquaculture systems', *Reviews in Aquaculture*. Wiley-Blackwell, 11(3), pp. 863–895. doi: 10.1111/raq.12270.

Ytrestøyl, T. *et al.* (2013) *Utnyttelse av slam fra akvakultur i blandingsanlegg for*

*biogassproduksjon: teknologi og muligheter*. Available at:

<https://nofima.brage.unit.no/nofima-xmlui/handle/11250/284018> (Accessed: 2 March 2021).

Ytrestøl, T. *et al.* (2016) *Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår*. Available at: <https://nofima.no/publikasjon/1382702/> (Accessed: 2 March 2021).

Zhen, G. *et al.* (2017) 'Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd, 69, pp. 559–577. doi: 10.1016/j.rser.2016.11.187.



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

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway