RENS-TEK
Optimerede rensningsteknologier til forbedret drift af recirkulerede opdrætsanlæg

Dansk Akvakultur
Rapport
September 2008

VAND • MILJØ • SUNDHED

RENS-TEK
Optimerede rensningsteknologier til forbedret drift af recirkulerede opdrætsanlæg

Agern Allé 5
2970 Hørsholm

Tlf: 4516 9200
Fax: 4516 9292
kfj@dhigroup.com
www.dhigroup.com

September 2008

Klient	Klientens repræsentant
Dansk Akvakultur	Brian Thomsen

Projekt	Projekt nr.
RENS-TEK Optimerede rensningsteknologier til forbedret drift af recirkulerede opdrætsanlæg	11800293
Forfattere Kenneth Janning, Per Elberg Jørgensen, Morten Møller Klausen, DHI Bent Højgaard, Højgaard Consult Uffe Thomsen, Teknologisk Institut	Dato September 2008 Godkendt af Sten Lindberg

Revision	Beskrivelse	Udført	Kontrolleret	Godkendt	Dato
	Rapport	KFJ	PJO/ELS	SL	08-09-18

Nøgleord	Klassifikation
Akvakultur; Biofilter; Fiskeopdrætsanlæg; Recirkulation; Slam	☐ Åben ☐ Intern ☒ Tilhører klienten

Distribution		Antal kopier
Dansk Akvakultur:	Brian Thomsen	5
Højgaard Consult:	Bent Højgaard	1
Teknologisk Institut:	Uffe Thomsen	1
DTU Miljø:	Erik Arvin	1
DHI:	PJO-MMK-GHK-PRA-KFJ	5

INDHOLDSFORTEGNELSE

0 FORORD 1

1 SAMMENFATNING 2
1.1 Mekanisk/biologisk rensning 2
1.2 Andre rensningsteknologier og applikationer 3
1.3 IT-anvendelse til driftsoptimering, herunder styring, monitering og overvågning 7

2 INDLEDNING 8
2.1 Formål 9

3 BAGGRUND 10

4 PROJEKTETS RELEVANS FOR AKVAKULTURBRANCHEN 12

5 ARBEJDSOMRÅDE 1. MEKANISK/BIOLOGISK RENSNING 13
5.1 Teknisk introduktion 13
5.1.1 Mekanisk filtrering 14
5.1.2 Biologisk rensning i biofiltre 15
5.1.3 Biofiltertyper 18
5.2 Fact-finding 23
5.2.1 Filtrering 23
5.2.2 Biofiltertyper i recirkulerede opdrætsanlæg 26
5.3 Problemstillinger 32
5.3.1 Tilstopning af filtermedie 32
5.3.2 Effektivitet af driftskoncepter 33
5.3.3 Valg af filtermedier 34
5.3.4 Kinetik i biofiltre, herunder designkriterier og omsætningshastighed 35
5.4 Identifikation af fokusområder 36
5.4.1 Effekt af mekanisk filtrering på den biologiske rensning 36
5.4.2 Afprøvning af nye biofilterteknologier 36
5.4.3 Monitering og validering af medier, reaktorer og processer 36
5.4.4 Optimering af eksisterende biofilteranlæg 37
5.5 Referencer 38

6 ARBEJDSOMRÅDE 2. ANDRE RENSNINGSTEKNOLOGIER OG APPLIKATIONER 40
6.1 Iltning 40
6.1.1 Teknisk introduktion 40
6.1.2 Fact-finding 45
6.1.3 Problemstillinger 46
6.1.4 Identifikation af fokusområder 46
6.2 CO_2-fjernelse 46
6.2.1 Teknisk introduktion 46
6.2.2 Fact-finding 50
6.2.3 Problemstillinger 51
6.2.4 Identifikation af fokusområder 52
6.3 Lugt- og smagsstoffer 52

6.3.1 Teknisk introduktion ... 52
6.3.2 Fact-finding ... 54
6.3.3 Problemstillinger ... 54
6.3.4 Identifikation af fokusområder ... 55
6.4 Farvestoffer ... 56
6.4.1 Teknisk introduktion ... 56
6.4.2 Fact-finding ... 56
6.4.3 Problemstillinger ... 56
6.4.4 Identifikation af fokusområder ... 56
6.5 Hygiejne og desinfektion ... 57
6.5.1 Teknisk introduktion ... 57
6.5.2 Fact-finding ... 60
6.5.3 Problemstillinger ... 61
6.5.4 Identifikation af fokusområder ... 61
6.6 Referencer ... 62

7 ARBEJDSOMRÅDE 3. SLAMOPSAMLING OG -HÅNDTERING ... 65
7.1 Teknisk introduktion ... 65
7.1.1 Fjernelse af suspenderet stof fra produktionsvand ... 65
7.1.2 Koncentrering af suspenderet stof ... 66
7.1.3 Slambehandling ... 68
7.1.4 Slutdisponering ... 69
7.2 Fact-finding ... 70
7.3 Problemstillinger ... 76
7.4 Identifikation af fokusområder ... 76
7.4.1 Koncentrering af primærslam ... 76
7.4.2 Slambehandling ... 77
7.4.3 Rejektvandsbehandling ... 77
7.4.4 Slutdisponering ... 77
7.5 Forslag til projektforslag ... 78
7.5.1 Koncentrering af primærslam ... 78
7.5.2 Slambehandling ... 79
7.5.3 Rejektvandsbehandling ... 79
7.5.4 Slutdisponering ... 79
7.6 Referencer ... 81

8 ARBEJDSOMRÅDE 4. IT-ANVENDELSE TIL DRIFTSOPTIMERING, HERUNDER STYRING, MONITERING OG OVERVÅGNING ... 82
8.1 Teknisk introduktion ... 82
8.1.1 Potentielle IT-moniteringsparametre ... 82
8.1.2 Anvendt IT i akvakultur ... 88
8.2 Fact-finding ... 90
8.2.1 Ilt ... 90
8.2.2 Temperatur ... 91
8.2.3 pH ... 92
8.2.4 CO_2 ... 92
8.2.5 TAN, nitrit og nitrat ... 92
8.2.6 H_2S (Hydrogensulfid) ... 93
8.2.7 Salinitet ... 93
8.2.8 PO_4^- (Ortho-fosfat) ... 93
8.2.9 Visuel overvågning ... 93
8.2.10 Vandniveau ... 93
8.2.11 Managementprogrammer ... 93
8.2.12 Overordnet styring. ... 93

8.3 Problemstillinger 93
8.4 Identifikation af fokusområder 94
8.4.1 Dataoverførselsstandarder 94
8.4.2 Kvalitet af måledata 94
8.4.3 ”Intelligent styring” af PLC-systemer 95
8.4.4 Udnyttelse af måle- og produktionsdata til styring af PLC-systemer 95
8.4.5 Udnyttelse af eksterne data til styring af PLC-systemer 95
8.5 Projektforslag 96
8.5.1 Standard for dataudveksling 96
8.5.2 Validering af måledata 96
8.5.3 Vurdering af anvendeligheden af intelligente reguleringssystemer 96
8.5.4 Udnyttelse af måle- og produktionsdata til ”intelligent styring” af PLC-systemer 96
8.5.5 Udnyttelse af eksterne data som supplement til styring af PLC-systemer 97

0 FORORD

Denne rapport er udarbejdet som led i gennemførelse af projektet ”RENS-TEK – Rensningsteknologi og processer i recirkulerede opdrætsanlæg”.

Som titlen antyder, handler projektet primært om rensningsteknologi og problemstillingerne i forbindelse med fiskeopdræt. Dette emne er yderst relevant at fokusere på i lyset af den stadigt stigende interesse for installering af recirkulerede landbaserede opdrætsanlæg, når det samtidig må erkendes, at disse opdrætsanlæg drives af fiskeopdrætseksperter og ikke af rensningsspecialister.

RENS-TEK projektet er primært gennemført med deltagelse af spildevandsrensningsspecialister, som ikke har megen viden om fiskeopdræt, men som har arbejdet med rensningsteknologi indenfor spildevandsbranchen de sidste 20 år. Projektet har derfor været meget afhængigt af, at spildevandsspecialisterne har kunnet få relevant information om de recirkulerede opdrætsanlægs funktionsmåde og den teknologi, som indtil nu har været anvendt i både simple og avancerede recirkulationsanlæg til fiskeopdræt.

Projektet er gennemført af Dansk Akvakultur med DHI som projektleder i en arbejdsgruppe bestående af Højgaard Consult, Teknologisk Institut og DTU Miljø. Projektet har desuden været understøttet af videncentret AquaCircle (Jesper Heldbo), som har bidraget med en særdeles aktiv interesse og vilje til at få RENS-TEK’s forløb og resultater kommunikeret ud til medlemmer af AquaCircle og offentligheden generelt. Projektets aktiviteter har været opdelt i fire arbejdsområder:

1. Mekanisk/Biologisk rensning, v/ Kenneth Janning, DHI.
2. Andre rensningsteknologier og applikationer, v/ Morten Møller Klausen, DHI og Hygiejne og Desinfektion, v/Uffe Thomsen, Teknologisk Institut.
3. Slamopsamling og -håndtering, v/ Per Elberg Jørgensen, DHI.
4. IT-anvendelse til driftsoptimering, herunder styring, monitering og overvågning, v/ Bent Højgaard, Højgaard Consult.

Dansk Akvakultur, AquaCircle og DTU Miljø har bidraget med en aktiv indsats i forhold til studieture, faglige diskussioner og ved besøg hos videncentre, institutioner og diverse recirkulerede opdrætsanlæg og modeldambrug.

Projektet er med tak støttet økonomisk af FIUF. FIUF er forkortelsen for Det Finansielle Instrument til Udvikling af Fiskeriet, som er en EU-fond, der støtter udvikling af fiskeriet. Når der gives tilskud fra FIUF, stammer halvdelen af pengene fra EU og resten fra Fødevareministeriet og andre offentlige danske kilder.

Der skal rettes en stor tak til følgende personer og firmaer, som har bidraget med den nødvendige information til gennemførelsen af projektet: Bent Urup (AKVA group Denmark A/S), Bjarne Hald Olsen (Billund Aquakultur Service ApS.), Jesper Heldbo (AquaCircle), Niels Erik Espersen (EXPO-NET Danmark A/S), Per Bovbjerg Pedersen (DTU Aqua), Per Halkjær Nielsen (Aalborg Universitet), samt alle de dambrugsejere og repræsentanter fra fiskeopdræt i Danmark og udlandet, som velvilligt har bidraget med spændende og nyttig information.

1 SAMMENFATNING

RENS-TEK projektet er et fact-finding projekt, som har til formål at give et overblik over den eksisterende rensningsteknologiske situation i recirkulerede opdrætsanlæg. Projektet er primært gennemført af spildevandsfolk, som ikke er specialister på fiskeopdræt, men som har en mangeårig erfaring med de teknologier, der typisk anvendes i recirkulerede opdrætsanlæg.

Projektets primære mål har været at identificere og prioritere indsatsområder indenfor mekanisk/biologisk/kemisk rensning samt slambehandling i recirkulerede opdrætsanlæg herunder at kortlægge den nuværende status, hvad angår teknologi, viden og kapacitet – samt at vurdere/analysere hvilke forbedringsmuligheder der på sigt kan og bør indføres. Med dette mål som udgangspunkt har projektgruppen foretaget en række studieture i form af besøg hos recirkulerede opdrætsanlæg i ind- og udland, interviewet branchespecialister, leverandører af recirkulationsanlæg og forskere, som har arbejdet med recirkulerede opdrætsanlæg de sidste 20 år. Dette arbejde kombineret med indgående analyser af forholdene på recirkulerede opdrætsanlæg – såvel modeldambrug som fuldt recirkulerede opdrætsanlæg – har resulteret i en problemstillingsbeskrivelse indenfor hvert af arbejdsområderne mekanisk/biologisk rensning, andre rensningsteknologier og applikationer, slamopsamling og -behandling samt området IT-anvendelse i driften, styring, monitering og overvågning.

Projektet blev af praktiske årsager inddelt i fire arbejdsområder:

1. Mekanisk/Biologisk rensning.
2. Andre rensningsteknologier og applikationer.
3. Slamopsamling og -håndtering.
4. IT-anvendelse til driftsoptimering, herunder styring, monitering og overvågning.

1.1 Mekanisk/biologisk rensning

Mekanisk/Biologisk rensning er vel nok det område, som i branchen hidtil har haft størst fokus på grund af det helt essentielle behov for at fjerne ammonium og partikler/organisk materiale fra procesvandet. Denne proces er også den mest komplekse og dyre proces at etablere i et recirkuleret opdrætsanlæg og har således været hovedhjørnestenen til opretholdelse af en tilstrækkelig god vandkvalitet. Mens man relativt hurtigt fandt ud af, at behovet for mekanisk rensning forud for den biologiske proces var essentiel og samtidig indså, at kun de bedste tromlefiltre i branchen kunne leve op til driftskravene for fjernelse af partikler, har der været eksperimenteret kraftigt med biofiltre. Den biologiske proces er væsentlig mere kompliceret, da den dels indbefatter flere bakteriearter, som ikke trives specielt godt sammen under ugunstige vækstbetingelser (nitrificerende bakterier udkonkurreres let af heterotrofe bakterier, der omsætter opløst organisk stof), og dels omsætter kvælstof som i omsætningsforløbet kan danne toksiske forbindelser, der er ugunstige for fiskenes trivsel. Der er i projektforløbet set flere eksempler på ubalancer i flere opdrætsanlægs biofiltre i form at overbegroning og høje nitritkoncentrationer, hvilket i sidste ende fører til forringede foderkvotienter og dårlig økonomi for opdrætterne.

Hele recirkulationsbranchen (i Danmark) har været præget af en relativ snæver satsning på kun enkelte biofiltertyper. I de fleste tilfælde har biofiltrene løst opgaven med omsætning af opløste forureningskomponenter, men har langt fra været optimerede og forstået med hensyn til deres omsætningskinetik (hastigheden og den matematiske beskrivelse af, hvorledes omsætningen forløber). Det vurderes, at de eksisterende biofiltermedier, som anvendes i branchen i dag, kan forbedres, men først og fremmest er der behov for en indgående analyse af biofiltrenes reelle omsætningsmønster i forhold til den måde, de drives på. Det vurderes også, at branchen indenfor fuldt recirkulerede opdrætsanlæg med fordel vil kunne satse på nye typer biofiltermedier og -reaktorer, som stort set ikke har været afprøvet, og som formodes at ville forbedre både økonomien, rensningsgraden og driftsforholdene omkring oprensningen af biofiltrene, så fremtidige opdrætsanlæg vil kunne bygges kompakt, billigere og med en langt højere grad af automatiseret driftsovervågning. Netop kompakthed forventes at komme til at spille en langt større rolle for designet af fremtidens recirkulationsanlæg, da man f.eks. i Norge (som er verdens største producent af landbaseret fiskeopdræt) har behov for at installere anlæggene indendørs og har begrænsede velegnede arealer til rådighed.

I forbindelse med valget af biofiltre skal det dog påpeges, at der i recirkulationsbranchen (lige fra modeldambrug til fuldt recirkulerede opdrætsanlæg) er behov for en variation af muligheder, som strækker sig fra simple biofiltermedier, der absolut har vist deres værd (bedst illustreret ved EXPO-NET Danmark A/S's BIO-BLOK medie) videre til halvkompakte MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), der også har slået fuldstændigt igennem, men som vurderes at kunne forbedres i deres driftsmåde til ekstremt kompakte og fuldautomatiserede biofilteranlæg som fluidiserede filtre og kuglefiltre, som f.eks. Biostyr.

Det vurderes på denne baggrund, at der er behov for at gennemføre et større forskningsprojekt, hvor eksisterende og kommercielt anvendte biofilter medier såvel som nye typer medier testes, moniteres og valideres i forhold til deres omsætningskinetik og robusthed, så recirkulationsbranchen som helhed har et bedre udgangspunkt at designe recirkulationsanlæg ud fra.

1.2 Andre rensningsteknologier og applikationer

Arbejdsområde "Andre rensningsteknologier og applikationer" har haft til formål at gøre status over vandkvalitetsproblemstillinger og teknologier i recirkulerede akvakultursystemer, der ikke direkte vedrører den biologiske rensning og slamseparation, men som teknologisk set også spiller er stor rolle i forhold til rensningen af produktionsvandet. De vandkvalitetsproblemstillinger, der er identificeret for dette arbejdsområde, omfatter:

- Iltning
- CO_2-fjernelse
- Lugt- og smagsstoffer
- Farvestoffer
- Hygiejne og desinfektion

Iltning
Iltning af vand til recirkulerede opdrætsanlæg er et velbeskrevet område, hvor der i såvel de akademiske kredse som i den praktiske del af branchen er gennemført en omfattende mængde forskning og udvikling. Teoretisk set er iltning af vand ligeledes velbeskrevet med hensyn til en række faktorer, der er afgørende for en effektiv iltning, herunder tryk, temperatur og salinitet. Det kan således være vanskeligt at pege på områder, hvor der kan ske en optimering af eksisterende anlæg. Imidlertid synes der at være et stort dokumentationsbehov for, hvordan eksisterende anlæg kører i praksis herunder især energieffektiviteten af processerne. Derudover er der andre faktorer, som ligeledes er afgørende for en effektiv iltning, men som der ikke har været arbejdet væsentligt med i forhold til optimering af iltningsprocessen. Disse faktorer omfatter således væskens overfladespænding, viskositet og gasboblernes overfladeladning.

På baggrund af den gennemførte fact-finding og litteraturstudier er der nedenfor peget på fokusområder, der vurderes at kunne bidrage til energioptimering af iltningsteknologierne i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg.

- Dokumentation af eksisterende anlægs iltudnyttelse og specifikke iltningskapacitet
- Øget viden om effekten af at manipulere med overfladekemien i gas-væskedispersionen i forhold til iltudnyttelse og specifik iltningskapacitet i eksisterende anlæg
- Afprøvning af en ny type iltningsreaktor ”Colloidal gas aphron” i recirkulerede opdrætsanlæg med manipulation af overfladekemien

CO_2-stripning
Med hensyn til CO_2-problemstillingen er det tydeligt, at der i akvakulturbranchen allerede er foretaget en del forskning og udvikling – herunder betydningen for fiskenes vækst – og teknologier til fjernelse af CO_2. Der foreligger således allerede et solidt vidensgrundlag hvorpå der kan foretages mere anvendelsesorienteret forskning og udvikling, som kan sikre en hurtig implementering af kost-effektiv teknologi til CO_2 i danske recirkulerede fiskeopdræt. Af følgende årsager bør der således med baggrund i den eksisterende viden ofres endnu mere opmærksomhed på dette område af akvakulturproduktionen:

- Et forhøjet CO_2-indhold synes at være en af de væsentligste faktorer til forringet væksthastighed hos fisk
- Indholdet af CO_2 i danske recirkulerede fiskeopdræt er dårligt belyst
- Der eksisterer praktisk taget ingen viden om effektiviteten for forskellige typer af stripningsanlæg til CO_2-fjernelse
- Der findes ingen viden om betydningen af forskellige pakningsmaterialer for effektiviteten af stripningsanlæg til CO_2-fjernelse
- Der eksisterer ingen designgrundlag for kost-effektiv implementering af CO_2-stripningsanlæg

På denne baggrund er der nedenfor peget på følgende fokusområder, som vurderes at være centrale for implementeringen af kost-effektiv teknologi til CO_2-fjernelse i danske recirkulerede opdrætsanlæg:

- Moniteringskampagne til kortlægning af CO_2-indholdet i danske recirkulerede opdrætsanlæg

- Udvikling af designkriterier for kost-effektive CO_2-stripningsanlæg, herunder:
  - Afprøvning og dokumentation af forskellige pakningsmaterialers betydning for effektiviteten af stripningsanlæg
  - Afprøvning og dokumentation af forskellige lufttransportprincipper (Vakuum og blæser)
  - Afprøvning og dokumentation af betydningen af højden af stripningsanlægget
- Dokumentation af forbedret foderkvotient ved fastholdt lavt indhold af CO_2

Lugt- og smagsstoffer
På drikkevandsområdet har der i en årrække været stigende fokus på dannelsen og forekomsten af lugt- og smagsstofferne geosmin (4,8a-dimethyldecalin-4a-ol) og MIB (2-methylisoborneol) samt på rensningsteknologi til fjernelse af disse. Inden for akvakulturbranchen har der ikke været tilsvarende fokus, og der mangler således viden på en række områder i forhold til at kunne håndtere denne problemstilling og dermed minimere produktionstider og undgå kassation af producerede fisk fra fremtidens recirkulerede fiskeopdrætsanlæg. Af følgende årsager bør der således ofres mere opmærksomhed på lugt- og smagsstofproblematikken:

- Lugt- og smagsstoffer udgør en potentiel risiko for kassation af producerede fisk
- Lugt- og smagsstoffer bevirker en forlænget produktionstid ved langtidsophold i tanke med friskvandtilførsel, inden de kan høstes
- På ovenstående baggrund bevirker lugt- og smagsstoffer forøgede produktionsomkostninger for de recirkulerede fiskeopdræt

På denne baggrund er der nedenfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til håndtering af lugt- og smagsstoffer i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg:

- Øget viden om forekomst og biologi hos de vigtigste lugt- og smagsstofdannede bakterier i recirkulerede opdrætsanlæg
- Øget viden om opdrætsanlæggenes driftsbetingelsers indflydelse på forekomsten af smagsstofproducerende bakterier og dannelsen af lugt- og smagsstofferne
- Øget viden om opdrætsfiskenes optag og udskillelse af lugt- og smagsstofferne
- Øget viden om effektivitet, kapacitet, drifts- og investeringsomkostninger for nye innovative rensningsteknologier til dedikeret fjernelse af lugt- og smagsstoffer i recirkulerede opdrætsanlæg

Farvestoffer
Der er ikke umiddelbart nogle produktionsmæssige problemstillinger knyttet til farve i vandet hvorfor det ikke umiddelbart kan retfærdiggøres at ofre særlig opmærksomhed på dette område i nærmeste fremtid.

Hygiejne og desinfektion
Blandt de recirkulerede akvakulturanlæg, der er besøgt i løbet af projektet, er der flere steder observeret anvendelse af UV-anlæg til desinfektion – især i yngelanlæg, hvor infektioner er kritiske. Mange af stederne anvendes UV-anlægget til at behandle en delmængde af den samlede recirkulerede vandmængde, og enkelte steder anvendes den på hele mængden. På et enkelt anlæg er der anvendt ozon til desinfektion i et yngelanlæg med efter sigende gode resultater. Generelt synes anvendelsen af UV- og ozonteknolo-

gierne i de besøgte anlæg at være mere tilfældig en egentlig veldesignede dokumenterede anlæg, og enkelte steder har anlæggene set meget "hjemmelavede" ud. Hos en enkelt anlægsleverandør er UV-behandling en fast del af anlægskonceptet, om end vidensgrundlaget i relation til design i forhold til såvel vandkvalitet som relevante mikroorganismer og placering af UV-behandlingen i vandkredsløbet synes begrænset.

På baggrund af den tekniske introduktion og fact-finding er det tydeligt, at der indenfor området desinfektion af procesvand i recirkulerede opdrætsanlæg er et mangelfuldt vidensgrundlag omkring såvel design som placering af anlæg til desinfektion i forhold til at minimere smitterisici og spredning af patogener. Der er derfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til teknologier til håndtering af patogene mikroorganismer i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg:

- Øget viden om de mest almindelige mikroorganismer, der forårsager fiskesygdomme i recirkulerede fiskeopdræt
- Øget viden om UV-anlægs effekt på de relevante mikroorganismer herunder:
  - Etablering af designgrundlag i relation til vandkvaliteten og de mest relevante patogene mikroorganismer i recirkulerede opdrætsanlæg
  - Øget viden om relevant placering af UV-anlæg i relation til minimering af smittespredning
- Øget viden om effekten af eksisterende anlæg til desinfektion

Slambehandling og -håndtering

Området indenfor slamopsamling og -håndtering har der indtil nu generelt kun været meget lidt fokus på i forbindelse med recirkulerede akvakulturanlæg. Af følgende årsager må det imidlertid forventes, at det fremover vil være nødvendigt at ofre denne del af akvakulturproduktionen betydeligt mere opmærksomhed:

- Slamhåndteringsprocesserne er et område hvor der i sagens natur forekommer potentielle forureningskomponenter i høj koncentration, og hvor der derfor principielt er risiko for en betydelig forurening af miljøet.
- Skærpet miljø-fokus og overvågning i samfundet i almindelighed må forventes at føre til øget fokus og skærpede krav fra myndighedssiden.
- Bortskaffelse af slammet til jordbrugsformål synes at blive stadigt vanskeligere fordi landbrugene har begrænset areal-kapacitet i forhold stigende mængder af næringsstoffer fra f.eks. gylle og byspildevandsslam, der traditionelt udspredes på landbrugsjord i vidt omfang.
- I lighed med den generelle udvikling indenfor landbrugssektoren, kan det forventes at produktionsenhederne indenfor recirkulerede akvakulturanlæg skal være stadigt større for at være rentable. Denne udvikling vil forstærke de ovennævnte forhold.

Ud fra en teknisk synsvinkel synes udfordringerne således fremover at være, at optimere, udvikle og etablere slamhåndteringsprocesser, hvor udledning af rejektvand og slutdisponering af slam kan leve op til skærpede miljøkrav, og hvor slamhåndteringen samtidig sker så kost-effektivt som muligt. Der er i projektet peget på en række tekniske fokusområder (højteknologiske såvel som lavteknologiske områder), som fremtidigt bør belyses, afprøves og optimeres i komne projekter:

1. **Koncentrering af primærslam**, herunder mekanisk koncentrering af tyndt slamvand, forkoncentreret slam og slutafvanding med højteknologiske slamafvandingsteknologier
2. **Slambehandling**, herunder slambehandling i slammineraliseringsanlæg og ormefiltre
3. **Rejektvandsbehandling,** herunder fjernelse af suspenderet stof samt kvælstof og fosfor på opløst form.
4. **Slutdisponering,** herunder udredning vedrørende slamkvaliteten

1.3 IT-anvendelse til driftsoptimering, herunder styring, monitering og overvågning

PLC styresystemer bruges ofte i recirkulerede anlæg til at måle forskellige parametre som ilt, temperatur og pH. En PLC kan potentielt styre mange andre funktioner hvis det bliver fundet hensigtsmæssigt, men denne styring er dog relativt simpel, idet PLC'en aktiverer sine output direkte ud fra de input den modtager fra sensorerne i anlægget. På nuværende tidspunkt kan PLC'en sende de data den modtager fra proberne videre til dedikerede "Management" systemer (offline baseret) på PC, hvilket giver et bedre overblik over den aktuelle situation i anlægget.

Generelt kan det konkluderes at testkits og håndholdt måleudstyr, som i stor udstrækning benyttes i selv moderne recirkulerede opdrætsanlæg, ikke giver mulighed for automatisk alarmering eller styring af ilttilførslen og samtidig afhænger målefrekvensen af personalet. Resultaterne skal i dag indføres manuelt i f. eks. regneark, hvis de skal bruges i IT-sammenhæng, hvilket begrænser anvendelsesmulighederne væsentligt.

Der kan i moderne recirkulerede opdrætsanlæg sagtens tænkes alternative udnyttelser af temperaturmålinger, iltmålinger og CO_2 målinger til styring af eksempelvis recirkulation, iltning med videre mere intelligent, hvilket ville kunne minimere driftsomkostningerne og forbedre vandkvaliteten, samtidig med at man med sådanne systemer ville kunne få langt mere indsigt i deres funktionsmåde og driftssymptomer.

Det vil være relevant at måle H_2S koncentrationen, da utilsigtede slamophobninger vil kunne opdages tidligere. Ydermere vil forhøjede niveauer af H_2S kunne indikere anaerobe zoner i biofiltret. Dermed vil målingen af H_2S kunne bruges til bestemme frekvensen af biofilter returskylning.

Der er ikke identificeret PLC systemerne i de recirkulerede fiske opdræts anlæg som er forbundet med mere intelligente styringsværktøjer, der vil være i stand til at regulere PLC systemerne og dermed fiske opdræts anlæggene på en mere "intelligent måde".

Men det er i dag muligt at forbinde intelligente computerstyringsværktøjer (f.eks. DIMS - Dynamic Integrated Monitoring System) med de PLC systemer der allerede er en del af mange recirkulerede fiske opdræts systemer og som det på lignende vis foregår på en lang række af danske renseanlæg. Dette åbner muligheden for online at regulere PLC systemerne og dermed styre fiske opdræts anlæggene på mere intelligent vis, hvilket vil medvirke til forbedring af opdrætsanlæggenes driftsforhold og -egenskaber. Det skal imidlertid påpeges, at denne udvikling på kort sigt kun er realistisk for større fuldt recirkulerede opdrætsanlæg, hvor investering af denne teknologi vil kunne tjene sig hjem.

2 INDLEDNING

Forventningerne om en kraftig forøgelse af den danske produktion af opdrætsfisk, samtidig med en reduktion i udledning af næringsstoffer, baseres i vid udstrækning på øget brug af recirkuleringsteknologi. Akvakultur i recirkulerede anlæg stiller store krav til de rensningsteknologiske foranstaltninger, som er helt afgørende for at sikre og opretholde en stabil og god kvalitet af produktionsvandet i opdrætsanlæggene. Selv om opdræt i anlæg med vekslende grader af recirkulering af produktionsvandet drives med en vis succes, er der mange endnu uløste problemstillinger i forhold til dette. Øget overvågning og styring, baseret på en bedre forståelse for såvel biologiske som tekniske forhold, og rensningsteknologiske interaktioner mellem disse vil utvivlsomt kunne medvirke til en forbedret kvalitet af produktionsvandet i opdrætsanlæg.

Det vurderes, at en større og bredere indsatsramme, med sammenhængende og koordineret indsats af såvel forskning som teknologisk udvikling indenfor optimering af produktionsvandsrensning, vil være et formålstjenligt redskab for at nå frem til forbedret performance, stabilitet og driftsrobusthed af recirkulerede opdrætsanlæg. En sådan indsats vil kraftigt medvirke til at sikre, at de store investeringer, som forventes foretaget indenfor recirkulationsanlæg til opdræt, på mere sikker vis kan tjene sig hjem. Samtidig vil denne viden være en vigtig ballast for øget eksport af dansk teknologi, udstyr og know-how indenfor opdrætssektoren.

De væsentligste rensningsmæssige problemstillinger og rensningstekniske dilemmaer i recirkulerede akvakulturanlæg, som branchen i dag udfordres af, har været på dagsordenen i forbindelse med AquaCircle's temadag for vandrensning i recirkulationsanlæg (marts 2007) samt ved årsmødet i april 2007. Forholdene har endvidere været fremlagt og drøftet blandt danske nøgleaktører indenfor recirkulationsteknologi i opdrætsanlæg, hvor der var enighed om vigtigheden af en målrettet satsning på dette felt.

Branchen finder, at grundlaget for en rammeindsats må etableres gennem en grundig "screening", hvor problemer og behov identificeres, beskrives og prioriteres. En "screening", der gennemføres i form af et forprojekt, må involvere såvel branchens systembyggere, udstyrsproducenter og de viden- og forskningsinstitutioner, som kan bidrage med den nødvendige proces know-how indenfor området. Igangværende, ansøgte og påtænkte projektaktiviteter indenfor området bør inddrages i screeningen.

Resultatet af forprojektets screening skal ideelt set skitsere den flerårige indsats i et prioriteret forløb med identifikation af mulige løsningsparter, omkostningsoverslag og mulige finansieringskilder.

2.1 Formål

RENS-TEK's projektets hovedformål er at:

- få tilvejebragt en grundlæggende indsigt i de rensningsteknologiske udfordringer og optimeringsmuligheder i recirkulerede opdrætsanlæg
- skabe et mere fokuseret grundlag, hvorpå indsatsen i et hovedprojekt kan prioriteres, hvilket forventes at billiggøre den samlede forskningsindsats indenfor dette område
- identificere, hvilke rensningsteknologier som det teknologisk-økonomisk (anlægs-økonomisk såvel som driftsøkonomisk) vil være relevant at anvende i forbindelse med behandling af produktionsvand i recirkulerede opdrætsanlæg
- koble den eksisterende praktiske viden om rensningsteknologi og monitering i recirkulerede opdrætsanlæg med den viden og dybereliggende indsigt som forskningsinstitutioner og universiteter måtte have indenfor de relevante områder
- få identificeret, hvilke aktører der i dag kan bidrage med relevant viden og erfaring, samt at få klarlagt finansieringsmulighederne til et kommende hovedprojekt

3 BAGGRUND

Med regeringens målsætning, om en kraftig forøgelse af ferskvandsproduktionen indenfor akvakultur inden år 2010, accentueres behovet for driftssikre og effektive rensningsteknologiske tiltag, der kan modvirke den miljøbelastning, som en forøgelse af produktionen ellers vil medføre. Samtidig med ønsket om en produktionsforøgelse strammes de miljømæssige krav til de fremtidige ferskvandsdambrug nemlig op, således at miljøbelastningen pr. kg produceret fisk skal reduceres, og der lægges samtidig loft på, hvor meget kvælstof branchen som helhed må udlede. Måden at imødekomme disse krav på er ved at etablere recirkulationsdrift i dambrugene – en metode, som stiller store krav til rensningsteknologien i anlæggene.

Rensningsteknologi i recirkulerede opdrætsanlæg
Rensningsteknologiens opgave i recirkulerede akvakulturanlæg er dels, at **opretholde en tilstrækkelig god vandkvalitet i produktionsanlægget**, der giver maksimale opdrætsbetingelser for fiskene og dels, at **reducere forureningsbelastningen ved udledning til recipient**. Set i forhold til almindelig spildevandsrensning må der således her stilles væsentligt større krav til rensningens effektivitet, robusthed og sikkerhed, da et nedbrud eller en overbelastning af rensningsprocessen meget hurtigt kan blive fatal for fiskeopdrættet. Rensningen, som i recirkulationsanlæg i dag typisk består af en kombineret mekanisk/biologisk rensning, er procesmæssigt ret kompleks. Kompleksiteten opstår bl.a. på grund af interaktionen mellem organisk stoffjernelse og kvælstoffjernelse i form af forskellige biologiske omsætningsprocesser (langsomt og hurtigere voksende bakteriearter). Disse processer skal forløbe maksimalt samtidig med, at en stabil og god vandkvalitet skal opretholdes i fiskekarrene. Interaktionen mellem produktionsforureningen fra fiskekarrene og rensningsgraden i renseanlægget er således udslagsgivende for, om en tilstrækkelig god, ensartet og stabil vandkvalitet kan opretholdes i praksis.

Vidensniveau om mekanisk/biologiske processer er begrænset
På trods af at Danmark har en internationalt førende position i forhold til bygning af recirkulationsanlæg til fiskeopdrætsindustrien, er vidensniveauet om de biologiske og fysisk-kemiske processer i anlæggene indenfor denne branche begrænset og vil kunne optimeres i betydelig grad. Især er viden om forholdene i den biologiske del af recirkulationsanlæggene meget begrænsede, hvilket især gælder koblingen mellem design og mere avanceret biofilterkinetik. De biologiske processer, der foregår i biofiltre, er i teorien velkendt, men i praksis er forståelsen for filtrenes kinetik, dvs. den matematiske beskrivelsen af hastigheden, hvormed de mikrobiologiske processer forløber, begrænset, og der mangler en mere tilbundsgående beskrivelse af omsætningsfænomenerne og kinetikforholdene, som vil kunne lede til mere driftssikre og robuste renseanlæg for at sikre en mere ensartet vandkvalitet i fiskekarrene. Den eksisterende viden om rensningsprocesserne i biofilmanlæg, som oftest udgør de biologiske rensetrin i recirkulerede fiskeopdrætsanlæg, er indenfor spildevandsområdet velbeskrevet, takket være den teknologiske udvikling og forskning, der de sidste 30 år har præget denne branche. Derudover er der indenfor denne branche udviklet moniterings- og styringssystemer, der løbende optimerer driften af anlæggene. Sådanne systemer har dels resulteret i væsentlige driftsbesparelser og dels resulteret i en forbedret rensning til fordel for miljøet. Denne udvikling bør også komme akvakulturindustrien til gode, da udfordringerne indenfor denne branche bestemt ikke bliver mindre. Reelt set vil der skulle stilles større krav til

styringen og forløbet af de biologiske processer i recirkulerede fiskeopdrætsanlæg end i spildevandsrenseanlæg, da fiskenes opvækst og velbefindende direkte vil påvirkes af udfald i vandkvaliteten.

Integreret syn på rensningsproblematikken

Som led i forbedringen af recirkulationsanlæggenes samlede performance og robusthed er der imidlertid også andre områder, som bør forbedres og optimeres, og i det hele taget er der behov for et mere integreret syn på rensningsproblematikken i form af monitering, styring og modellering, som vil kunne forudsige, om driftsmæssige uregelmæssigheder er ved at opstå til skade for fiskeproduktionen. Tidligere modeldambrugs- og moniteringsprojekter har ikke tilvejebragt denne viden, og nye projektansøgninger rettet mod ammoniak samt nitrat-dannelsesproblematikken indikerer da også det akutte behov, som flere af de nystartede modeldambrug står over for.

Et mere integreret syn på de rensningsteknologiske løsninger er derfor vejen frem mod en bedre forståelse for interaktionerne mellem processerne samt, hvilke løsninger der mest optimalt vil kunne styre og regulere vandkvaliteten. Sådanne løsninger kræver en dyb forståelse for, hvilken vandkvalitet der reelt er behov for samt interaktionen mellem fodring/fækalieproduktion, monitering og styring samt rensningsteknik og mikrobiel kinetik. Derudover vurderes det, at nye rensningsteknologier og viden om AOP/AOT (avancerede oxidationsprocesser/teknologier), partikelseparation, slamseparation, og ikke mindst næringssaltfjernelse (N, P) vil kunne forbedre den samlede rensningsperformance væsentligst og for alvor bibeholde Danmark i en førerposition indenfor konstruktion af recirkulationsanlæg til intensiveret fiskeopdræt.

4 PROJEKTETS RELEVANS FOR AKVAKULTURBRANCHEN

Ud over åleopdrætsanlæg er der i Danmark i dag etableret relativt få recirkulationsanlæg (ca. 10), der typisk er indrettet som modeldambrug med en produktionskapacitet op til 1.000 tons produceret fisk/år. Det forventes, at produktionskapaciteten indenfor landbaserede akvakulturanlæg af mere temperatur- og forureningsfølsomme fisk skal udvides kraftigt i de kommende år, og dette vil primært ske i form af større og mere avancerede recirkulationsanlæg, som vil stille store krav til rensningseffektiviteten og moniteringen.

Akvakulturbranchen står således over for en meget væsentlig udfordring, som man ifølge de eksisterende danske anlægsproducenter er klar til at tage op. Branchen har imidlertid klart indikeret, at der i forbindelse med vandbehandlingen og slamhåndteringen ***bør opnås en større indsigt i og forståelse for interaktionen mellem de processer, som forløber***, da disse i dag indenfor denne branche typisk bygger på et ret empirisk grundlag. En bedre forståelse for procesinteraktionen, rensningskinetikken og vandkvaliteten i recirkulerede akvakulturanlæg vil således kunne føre til bedre design og mere robuste og driftssikre opdrætsanlæg, som også vil kunne styrke udstyrs- og anlægsbranchens i forvejen gode renommé.

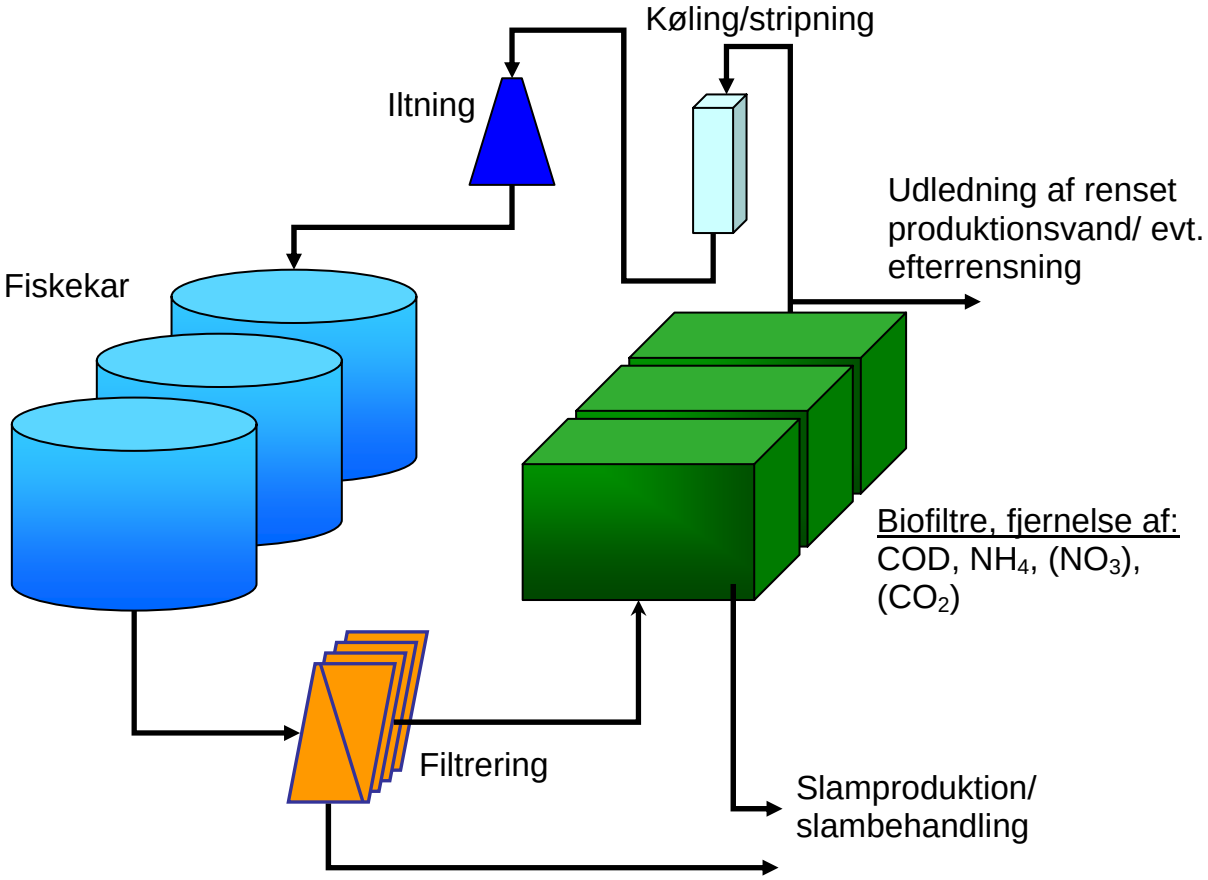
Projektets relevans er derfor oplagt både set i forhold til ønsket om vækst indenfor landbaserede opdrætsanlæg i forhold til optimeringen og forståelsen for rensningsteknologiens funktion og ydeevne samt i forhold til indførelsen af bedre og mere avanceret monitering og styringsredskaber til løbende optimering og overvågning af driften.

5 ARBEJDSOMRÅDE 1. MEKANISK/BIOLOGISK RENSNING

5.1 Teknisk introduktion

Opdrætsanlæg til akvakulturanlæg er en proces, som i kraft af foderspild og udskillelse af fiskeekskrementer generer forurening. Forureningen består primært af **organisk stof, COD/BOD** (primært på partikulær form), **kvælstof, N** (primært som ammonium) og **fosfor, P** (primært på partikulær form). I traditionelle gennemstrømningsanlæg ledes denne forurening (som opløst stof) direkte ud til recipient, hvorved recipienten belastes miljømæssigt. Disse anlæg er hidtil blevet reguleret i forhold til fodertildelingskvoter, som direkte bestemmer produktionens størrelse.

For at øge produktionen og dermed fodertilsætningen kræves, at den forøgede forureningsproduktion fjernes i opdrætsanlægget. Dette gøres ved at recirkulere store mængder produktionsvand fra fiskekarrene over et internt renseanlæg, som både fjerner partikulært stof og opløste stoffer. I Figur 5.1 er optegnet princippet i et typisk renseanlæg for rensning af produktionsvand fra et recirkuleret opdrætsanlæg.



Figur 5.1 Principskitse af rensningsfaciliteterne i et recirkuleret akvakulturanlæg.

Renseanlægget består typisk af 1) mekanisk filtrering, 2) biologiske filtre og 3) et slambehandlingsanlæg, som tilsammen varetager en kontinuert rensning af produktionsvandet.

5.1.1 *Mekanisk filtrering*

Den mekaniske filtrering varetages oftest af et tromlefilter, som typisk fjerner partikler ned til ca. 40-60 µm. Denne filtrering er nødvendig dels for at nedbringe indholdet af partikulært stof i fiskekarrene og dels for at beskytte den efterfølgende biofilterproces mod tilstopning. Den mekaniske filtrering fjerner således op imod 80% af den samlede organiske stofmængde, som opstår i fiskekarrene. Den mekaniske filtrering foretages altid umiddelbart før den biologiske rensning, men kan også foretages i flere step, f.eks. før og efter den biologiske proces. Filtratet fra den mekaniske filtrering føres direkte til slamafvanding med det formål at opkoncentrere filtratet.

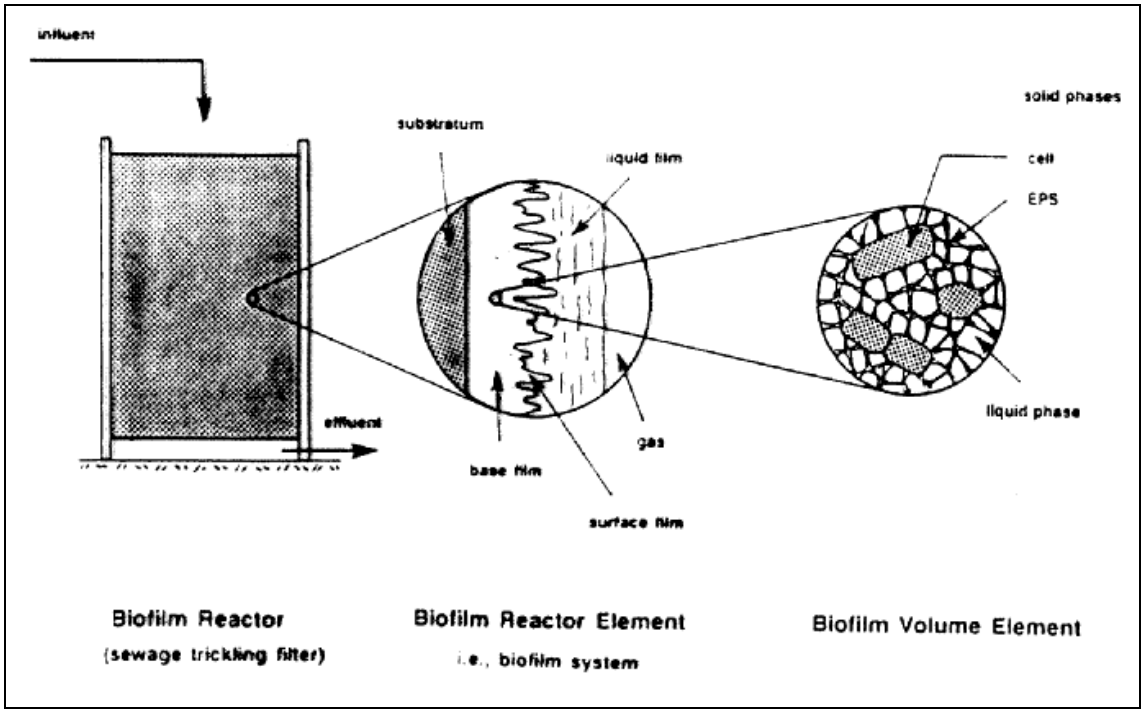
Figur 5.2 Mekaniske tromlefiltre, der typisk anvendes som hovedfiltreringsenhed i recirkulerede akvakulturanlæg.

Der er blevet spekuleret i, om den mekaniske rensning kan undgås for dermed at kunne genudnytte kulstofkilden (til denitrifikation), som fjernes ved filtrering, men al erfaring viser, at den mekaniske rensning er nødvendig, og at den er direkte udslagsgivende for driftsforløbet af den biologiske rensningsproces. Et andet væsentligt aspekt er, at CO_2 akkumulering ofte er et problem, der hæmmer opdrættes opvækst. Den biologiske (heterotrofe) aktivitet bør derfor i videst muligt omfang reduceres, hvor det er muligt af hen-

syn til nitrifikationsprocessen og for undgåelse af yderligere CO_2-opbygning og slam-akkumulering internt i opdrætsanlægget.

5.1.2 *Biologisk rensning i biofiltre*

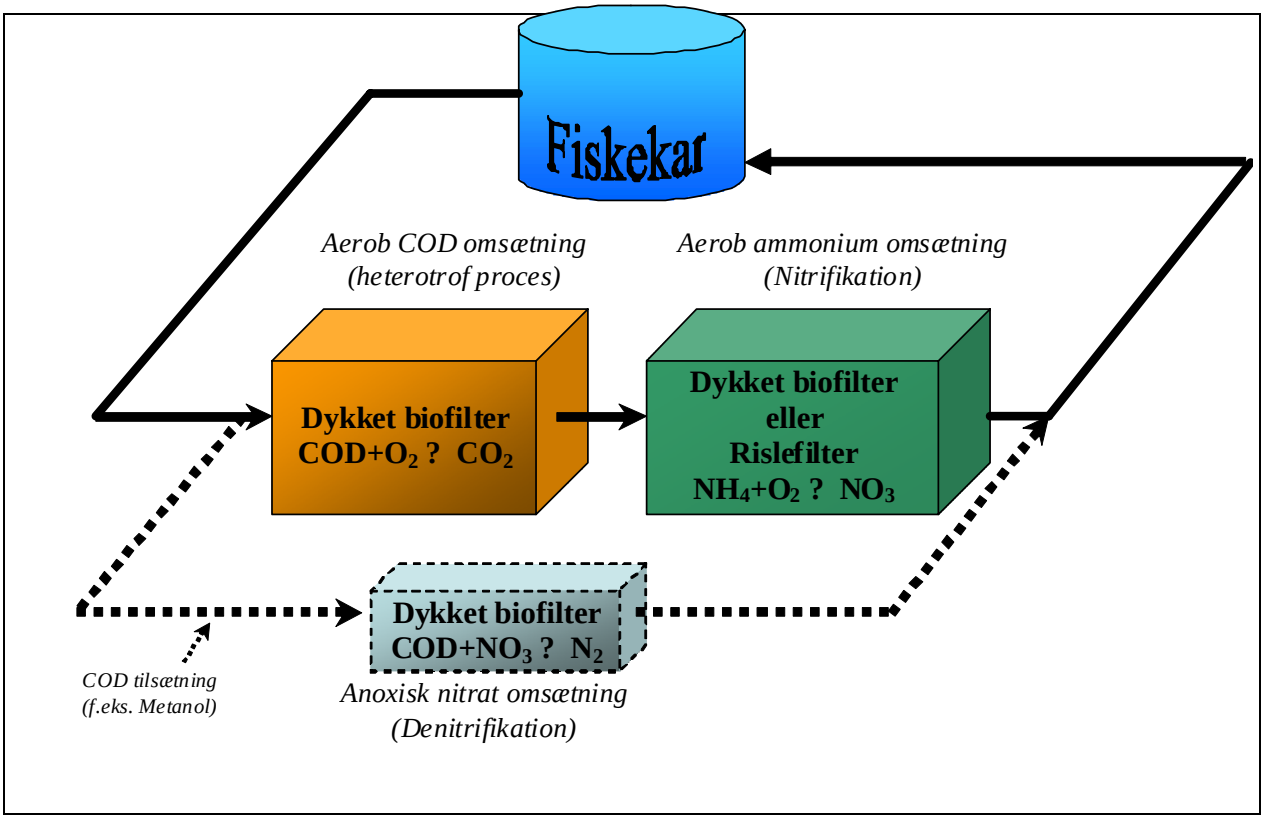
Den biologiske rensning i biofiltre er i sin virkemåde simpel, men procesmæssig ret kompleks. Den biologiske rensning har primært til formål at fjerne opløste stoffer men kan i et vist omfang også fjerne små partikler, som den mekaniske rensning ikke tilbageholder. Den biologiske rensning foretages i recirkulerede akvakulturanlæg stort set altid i biofiltre, hvor en film af bakterier gror på et medie, typisk plastic eller stenmaterialer (Figur 5.3). Fordelen ved at bruge biofiltre er dels, at disse filtre kan modtage en høj hydraulisk belastning, uden at biomassen udskylles. Derudover er processen særdeles kompakt i forhold til f.eks. aktiv slamanlæg og kræver ikke en efterfølgende klaringstank eller membran for separation af slam produceret fra den biologiske proces. Slamproduktionen opfanges enten i slamopsamlingssystemet i fiskekarrene eller ved den før omtalte mekaniske filtrering. I visse systemer er der dog indført efterfølgende mikrofiltrering for at sikre klart vand i fiskekarrene.



Figur 5.3 Opbygningen af et biofilter (biofilmreaktor), hvor bakterier sidder fasthæftet på en fast overflade i en biofilmmatrix, som bakterierne selv opbygger (EPS).

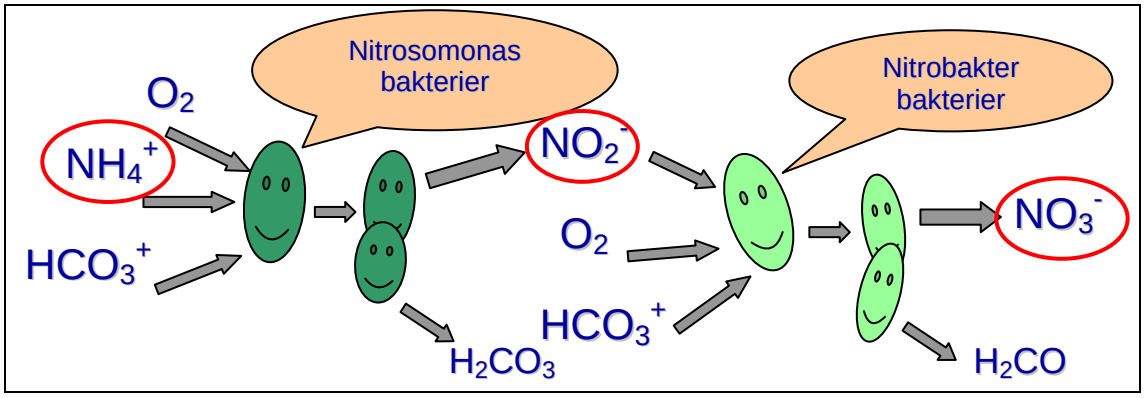
Nitrifikation

Den biologiske proces har primært til formål at fjerne ammoniumkvælstof (ved nitrifikationsprocessen), som produceres af fiskene. Da der forekommer en rest af opløst COD og små partikulært COD, indrettes de biologiske filtre, således at det organiske stof fjernes forud for de nitrificerende filtre, idet de bakterier, som omsætter organisk stof (heterotrofe bakterier), vokser langt hurtigere end nitrifikanterne (autotrofe bakterier), se Figur 5.4.



Figur 5.4 Princip skitse af den biologiske rensningsproces i recirkulerede akvakulturanlæg.

Procesindretningen, hvor COD fjernes forud for ammoniumfjernelsen, skal således sikre, at nitrifikationen kan forløbe relativt problemfrit og med tilstrækkeligt høje omsætningshastigheder, der minimerer arealbehovet til denne proces.



Figur 5.5 Nitrifikationsprocessen, som udføres af to grupper af bakterier.

Nitrifikationsprocessen er en særdeles følsom proces, som hurtigt kan aftage, såfremt biofilmen overbegros med heterotrofe bakterier, idet de heterotrofe bakterier først vil omsætte den ilt, de nitrificerende bakterier skal bruge til ammoniumomsætningen.

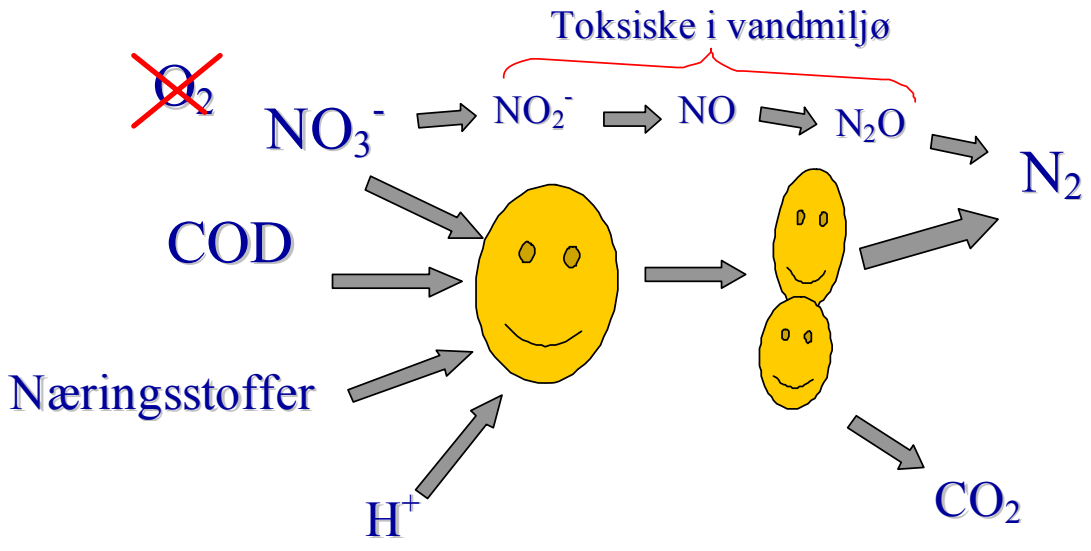
Økologien i biofiltre vil dog indstille sig således, at en vis mængde nitrificerende bakterier vil vokse i de heterotrofe biofiltre, mens heterotrofe bakterier også i et vist omfang vokser op i de nitrificerende biofiltre. Balancen kan imidlertid hurtigt forskubbes, så-

fremt belastningen af de forskellige stofkomponenter ændrer sig – f.eks. fordi fodrings-optaget svigter på grund af sygdomme i bestanden.

Denitrifikation

Mens fisk kun tåler meget lidt ammonium (ammoniak), er fisk oftest langt mere tolerante over for nitrat. Nitrat er imidlertid et miljøbelastende stof, som i et vist omfang skal fjernes inden udledning til recipient. Derudover vil nitraten, såfremt recirkulationskredsløbet lukkes helt (dvs. ned til ca. 20 l frisk vand/kg foder, der tilsættes), akkumuleres voldsomt i produktionsvandet til koncentrationer, som overstiger 100-200 mg NO_3-N/l. Mange fiskearter (f.eks. ørred) tåler kun nitratkoncentrationsniveauer op til 60-70 mg NO_3-N/l, hvorfor en vis grad af denitrifikation oftest behøves for at undgå alt for høje nitratkoncentrationsniveauer.

Nitratomsætningen (denitrifikation) kan enten foregå i forbindelse med den interne rensningsproces eller ved ekstern rensning i den delstrøm, som sendes ud til recipient. Denitrifikationen kræver – ligesom den aerobe heterotrofe omsætning – opløst COD for at kunne forløbe. Opløst COD er til stede, men kun i meget begrænsede koncentrationer, hvilket er hæmmende for en effektiv denitrifikationsproces. Dette er ikke kun problematisk for omsætningshastigheden (designet og voluminet), men kan også bevirke, at der periodevist produceres nitrit (NO_2) og andre iltede kvælstofforbindelser, som er toksisk for fiskene. Den væsentligste nitritdannelse, som oftest ses at opstå, stammer enten fra nitrifikationens første omsætningsled eller fra denitrifikationen, som er en proces, der omsætter nitraten i mange trin og ideelt set ender op som frit kvælstof (N_2). Særligt i systemer med tykke biofilm (flere millimeter) kan nitritdannelse let dannes under strengt anaerobe forhold dybt inde i biofilmen.



Figur 5.6 Forløbet og omsætningskomponenterne i denitrifikationsprocessen, som er ansvarlig for den fuldstændige kvælstoffjernelse i den biologiske proces.

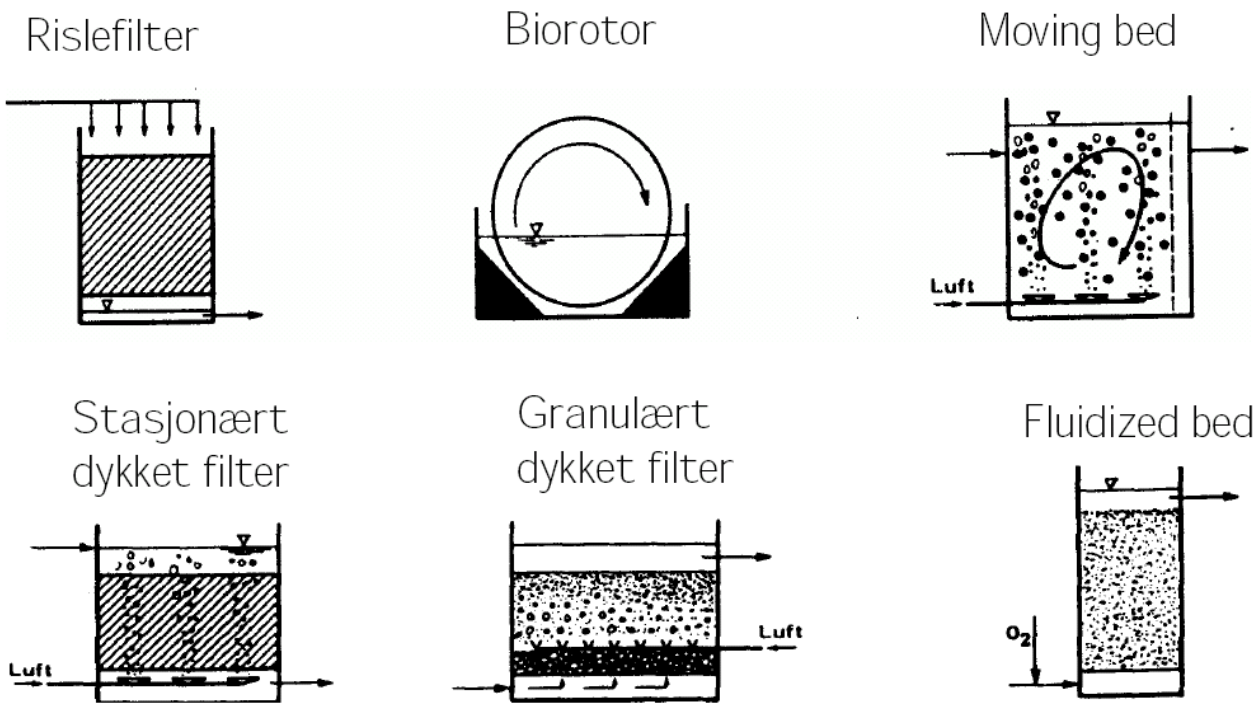
For at opnå høje denitrifikationshastigheder og fjernelse af de toksiske mellemprodukter (NO_2, NO, N_2O) kan en ekstern kulstofkilde tilsættes i form af letomsætteligt COD (f.eks. glycol, metanol, etanol mv.).

Denne tilsætning skal foregå meget præcist i det korrekte støkiometriske forhold, som sikrer, at stort set al letomsætteligt COD når at blive omsat ved denitrifikationsprocessen. Alternativt omsættes dette stof andetsteds, hvor der måtte være ilt, dvs. i fiskekarrene (biofilmbegroning af væggene), eller i de aerobe filtre, hvilket er særdeles uønskeligt.

5.1.3 Biofiltertyper

Omfanget af filtermedier og konfigurationer af disse er særdeles omfangsrigt. Af samme årsag er det derfor interessant, at de filtermedier, som typisk bruges i recirkulerede akvakulturanlæg, typisk er lavkompakte med lave specifikke overfladearealer. Dette medfører nemlig, at voluminet af disse filtre bliver uforholdsmæssigt store, da overfladearealet af filtermedierne er den direkte dimensionsgivende parameter.

I Figur 5.7 er opstillet en række eksempler på forskellige reaktortyper, som benyttes kommercielt i recirkulerede akvakulturanlæg.



Figur 5.7 Eksempel på biofilmreaktortyper til behandling af spildevand.

Der benyttes primært to typer aerobe biofiltersystemer til recirkulerede akvakulturanlæg i Danmark:

- **Dykkede biofiltre** (med faste eller bevægeligt filtermedie)
- **Rislefiltre** (fast filtermedie)

Biorotorsystemer benyttes kun sjældent i recirkulerede akvakulturanlæg, mens fluidiserede filtre i stor udstrækning anvendes i USA /1,24/ men eksperimenter med fluidiserende filtre ses også at være foretaget i Danmark /25/.

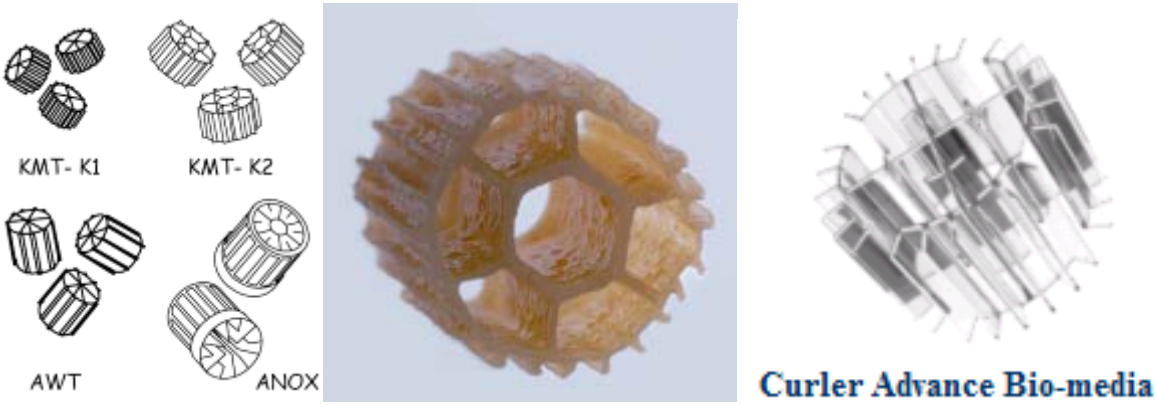
Dykkede biofiltre, stationært medie
De dykkede biofiltre kræver typisk ilttilførsel, med mindre de fungerer som denitrificerende enheder. Dykkede biofiltre kræver desuden typisk returskylning for fjernelse af overskudsslam, som gradvist ophobes i filtret.

Figur 5.8 Biofiltermedie fra EXPO-NET Danmark A/S, som primært benyttes i Billund Aquakultur Service's biologiske renseanlæg. Specifik overfladeareal: Typisk 100 m^2/m^3 og 200 m^2/m^3. Et filtermedie på 300 m^2/m^3 er p.t. ved at blive udviklet.

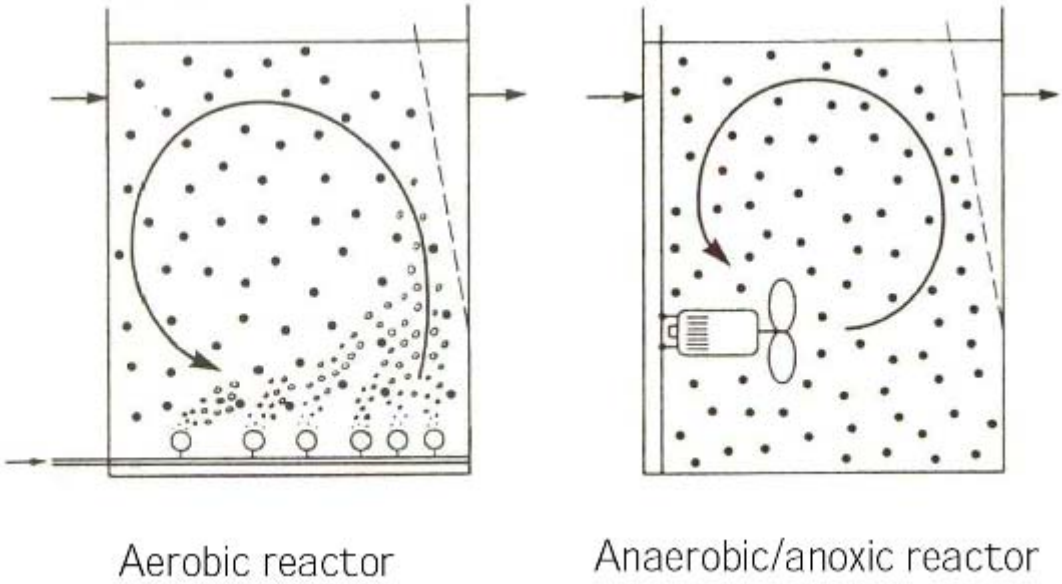
De fleste recirkulationsanlæg til opdræt benytter sig i dag af dykkede biofiltre med fastmonteret medie (ikke-bevægeligt). Fordelen ved disse anlæg er, at de er simple i design og konstruktion og relativt billige at opføre og drive. Ulempen er, at manglende biofilmkontrol ofte fører til, at filtrene tit skal spules/rengøres for akkumuleret slam, hvilket fører til forstoppelse og gradvist reduceret effektivitet. Rent faktisk forholder det sig sådan, at de mindre modeldambrug og mange af åleopdrætsanlæggene, som i dag er opført, netop lider af dette problem, hvorfor man i praksis ofte er nødt til at tage biofiltrene ud af drift og i værste fald udskifte filtermediet. Årsagen skyldes formentligt manglende forståelse for og beskrivelse af, hvilke driftsbetingelser disse filtre typisk skal drives ved, hvorfor organisk overbelastning fører til tilstopning og sammenbrud af den biologiske proces. Det skal bemærkes, at disse sammenbrud finder sted på trods af, at filtrene reelt er ret lavt belastede stofmæssigt, men manglende hydraulisk beskylning fører som sagt til denne irreversible og særdeles uønskelige tilstand. Det er desværre en udbredt misforståelse, at bæremediet helst skal begros så meget som muligt for dermed at opnå en så tyk biofilm som muligt (dog uden at stoppe til rent hydraulisk). Ideelt set bør en biofilm ikke være tykkere end 100-200 µm, da stofferne i de koncentrationer, de optræder med, ikke vil trænge længere ind.

Dykkede biofiltre, bevægeligt medie

Andre systemleverandører benytter sig af dykkede biofiltre med filtermedie, der kan bevæges – den såkaldte MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor), som blev udviklet for ca. 20 år siden. MBBR-medierne fås i mange variationer som små plastiklegemer med størrelser omkring 1-2 cm i diameter.



Figur 5.9 Eksempler på forskellige MBBR-bæremedier. Det midterste billede illustrerer et KMT-K2-medie dækket af en nitrificerende biofilm i passende tykkelse.



Figur 5.10 MBBR-processen er en hybridproces, som kobler biofilm og aktiv slam teknologi.

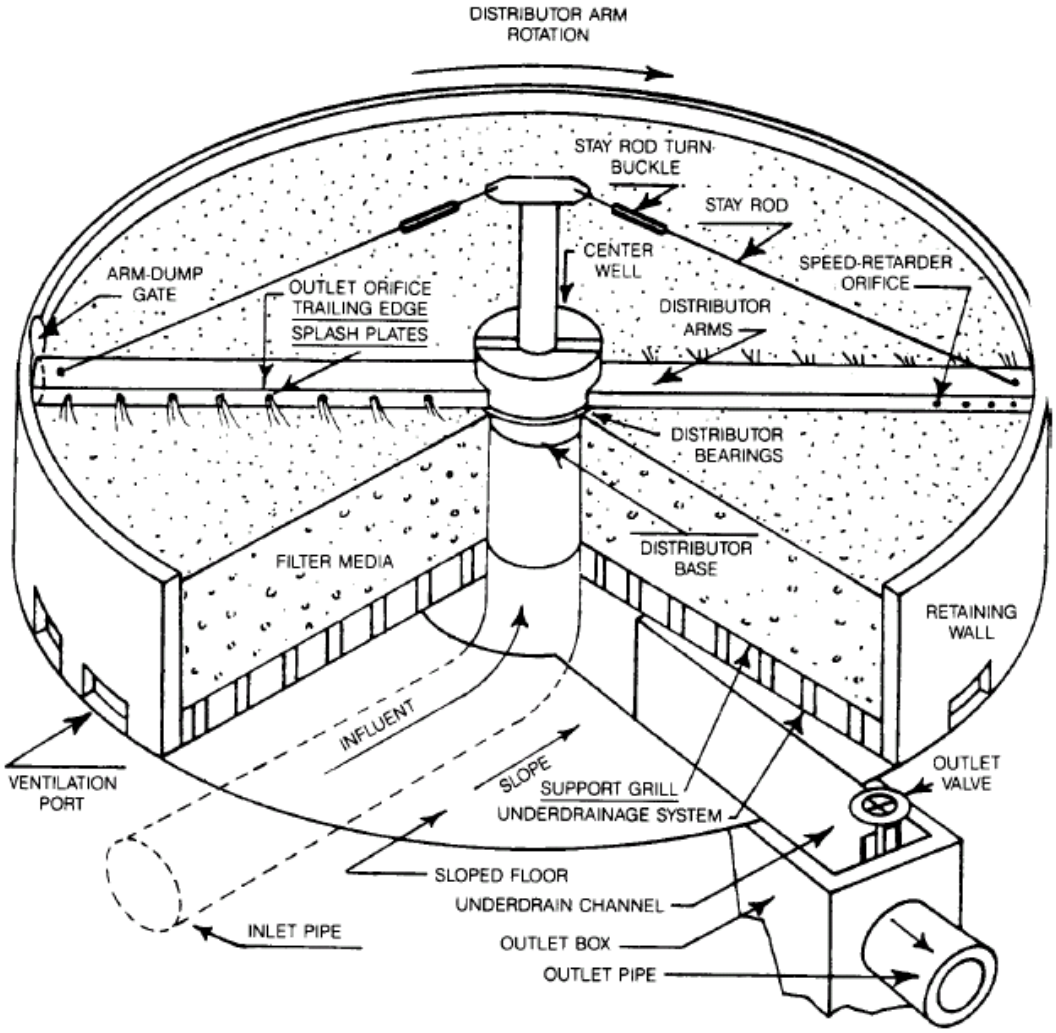
Fordelen ved MBBR-processen er dens kompakthed, som væsentligt overstiger de faste mediers med hensyn til specifik overfladeareal samt processens selvrensende evne til at opretholde en relativ tynd biofilm på ydersiden af mediet. Det størst opnåelige specifikke overfladeareal vurderes teoretisk at ligge omkring 500 m^2/m^3 /2,3,4,5,6/, men det skal anføres, at en del af det beregnede areal (ca. halvdelen) afskærmes fra konvektiv strømning, hvilket resulterer i væsentlig reduceret omsætning på grund af kraftig påvirkning fra den hydrauliske filmdiffusion, som dannes over biofilmen. Ulempen ved MBBR-processen er desuden, at der løsrives mange små partikler fra processen, som til-

føres fiskekarrene, med mindre der foretages efterfiltrering efter MBBR-processen. Små partikler er et stort problem for mindre fiskearter eller yngelopdræt, da de irriterer fiskenes gæller. Derudover er det kendt, at processen kræver relativt stort energiforbrug til omrøring (når mediet er pakket tæt) og beluftning.

MBBR anvendes også i visse opdrætsanlæg som stationært filtermedie, så omrøring og suspendering af filtermaterialet undgås. Dette bevirker, at filtermediet får en mekanisk filtrerende egenskab, som reducerer partikeltilbageførslen til fiskekarrene. Til gengæld må der i sådanne filtre foretages jævnlige returskyl for at fjerne partikler og produceret biomasse.

Rislefiltre

Rislefiltre er en ofte benyttet biofilterproces af mange årsager. Rislefiltrene har de seneste 20 år fået en renæssance som følge af udviklingen af nye bæremedier og bedre forståelse for driftsforholdene og kinetikken /7,8/. Rislefiltre er en aerob proces, hvor beluftningen opstår ved den risling, der foregår gennem filtermediet.



Figur 5.11 Typisk cirkulært rislefilter.

Rislefiltrene benyttes typisk udelukkende som nitrifikationsenhed efter de dykkede filtre, hvorved rislefiltret kan opnå høje nitrifikationshastigheder. Rislefiltret er ideelt i recirkulerede akvakulturanlæg af flere årsager:

1. Rislingen er en selviltende proces, som ikke kræver særligt iltningsudstyr i filtret.
2. Rislingen er medvirkende til at udlufte CO_2 og andre for fiskene skadelige stoffer (f.eks. svovlbrinte), som ofte akkumulerer i vandfasen.
3. Rislingen kan medvirke til at køle vandet, hvilket er påkrævet for flere fiskearter i sommermånederne.
4. Nye filtermedier udviklet til rislefiltre har medført, at processen er blevet mere effektiv, har fået bedre selvrensningseffekt og dermed ikke lider af tidligere tiders problemer med hensyn til tilstopning og dårlig performance.

Ulempen ved rislefiltrene er, at processen ikke er ret kompakt og ofte kun opnår specifikke overfladearealer på op til 200-250 m^2/m^3. Rislefiltrene bliver dermed relativt store i volumen, idet effektiviteten automatisk bliver lav, når ammoniumkoncentrationen i produktionsvandet skal renses ned til 1 mg TAN (Total Ammoniak = NH_4-N + NH_3-N). Et andet problem, som kan opstå, er den manglende eller begrænsede mulighed for returskylning, man har i disse filteranlæg, samt de nødvendige løftehøjder, som i recirkulationsanlæg er temmelig energikrævende. Rislefiltre kan sammenfattende derfor siges at være en fornuftig men ikke særlig kompakt og avanceret rensningsteknologi til rensning af primært ammoniak fra opdrætsvand.

Denitrificerende biofiltersystemer

Biofilter til denitrifikation er endnu meget sporadisk etableret på recirkulerede opdrætsanlæg. Dette skyldes ikke manglende viden og forståelse for denne proces men snarere det faktum, at nitrat ikke – selv i høje koncentrationer – nævneværdigt hæmmer fiskenes opvækst og trivsel. I realiteten kan man ved selv intensivt recirkulerede opdrætsanlæg lade nitratkoncentrationen bygge op til 50-70 mg NO_3-N/l, hvilket normalt muliggør en recirkulationsgrad på 90-95%. Meget tyder imidlertid på, at nitratproblematikken vil ændre sig på grund af de store kvælstofudledninger, som recirkulationsanlæg forårsager.

Der eksisterer indtil flere typer biofiltersystemer, som effektivt kan denitrificere /11/. Mest udbredt er de dykkede biofiltre med forskellige typer medier, mens fluidiserede filtre forekommer mere sjældent. Derudover kan MBBR og sågar roterende skivefiltre benyttes under specielle omstændigheder.

Fluidiserede filtre er kendt som værende de mest volumeneffektive med omsætningsrater op til 20 kg NO_3-N/m^3/d, mens almindelige dykkede filtre typisk omsætter 1-2 kg NO_3-N/m^3/d ved tilstedeværelse af letomsætteligt organisk kulstof (10°C). Dette skal sammenholdes med, at de bedste nitrificerende biofiltre (Biostyr) omsætter 0,8-1,0 kg NH_4-N/m^3/d, mens et EXPO-NET Danmark A/S's BIO-BLOK 200 filter typisk vil omsætte 0,08 kg NH_4-N/m^3/d ved ca. 10°C.

Nye og endnu mere kompakte rensningsteknologier til fjernelse af nitrat, som kunne være hensigtsmæssigt at implementere i fuldt recirkulerede opdrætsanlæg, er formentligt på vej i form af såkaldte Air-lifts/Circulating beds (Pacques), Biostyr, BioBooster (Grundfos tryksatproces men uden tryksætning) og den såkaldte Mixazur-proces udviklet af Degremont /2/.

En alternativ mulighed for at koble kulstoftilsætning og medieoverflade ses foreslået i /16/, hvor selve bæremediet er bionedbrydeligt og således fungerer som kulstofkilde til denitrifikationsprocessen. Netop manglen på kulstofkilden er et fokusområde, som vækker større og større interesse /17,18/, da krav om nitratfjernelse i selve opdrætsanlægget forventes indført i nærmeste fremtid.

5.2 Fact-finding

Det er i RENS-TEK projektet blevet forsøgt at få inspiceret så stor en variation af recirkulationsanlæg som muligt i Danmark såvel som i udlandet. På baggrund af disse inspiceringer og samtaler med opdrættere omkring deres erfaring med diverse rensningsteknologier, der måtte blive benyttet, er der blevet dannet en grundlæggende forståelse for, hvilke teknologier der benyttes, og hvilke umiddelbare erfaringer der haves i forbindelse med brug af teknologierne. Grundlæggende set drejer det sig i arbejdsområdet mekaniske/biologiske processer om to typer af teknologier: Mekanisk filtrering for fjernelse af partikulært stof og biologisk rensning i biofiltre for fjernelse af opløste stoffer (COD, ammonium og delvist fosfor). I dette afsnit vil situationen omkring mekanisk/biologisk rensning blive gennemgået, som den er blevet observeret i forbindelse med rækken af studieture i ind- og udland samt ved litteraturstudier. Runden af studieture er dels gennemført i Danmark ved besøg på en række recirkulationsanlæg og modeldambrug og dels i Chile ved besøg på en række af verdens mest avancerede opdrætsanlæg (lakse smolt).

5.2.1 Filtrering

Det er i branchen efterhånden erkendt, at filtrering af procesvand er nødvendig for at opnå en god nitrifikationsproces. Dette skyldes dels behovet for at reducere den heterotrofe dominans, som dels vil snavse filtrene hurtigt til (og dermed medføre gradvis tilstopning af filtermediet) og dels vil reducere filtrenes nitrificerende evne. På trods af at mekanisk filtrering er relativ dyr i indkøb og i drift, er tromlefiltrene som udgangspunkt derfor en nødvendighed for at sikre den biologiske processtabilitet. Undlades den mekaniske filtrering, skal der meget ofte foretages returskyl/rensning for at modvirke overbegroning og for fjernelse af sediment, som hurtigt afsættes i biofiltrene. Biofiltrene vil dermed også varetage filtreringsfunktionen, hvilket i nogle henseender kunne være attraktivt (f.eks. ved marine opdrætsanlæg, hvor tromlefiltrene fremstilles i ekstremt dyre materialer). Benyttes denne praksis, skal man imidlertid være sikker på, at biofiltrene kan absorbere det partikulære materiale uden nævneværdig påvirkning af den følsomme nitrifikationsproces, og biofiltrene skal let kunne renses grundigt i bund, så overskydende slam og biofilm kan fjernes fra biofiltret.

Figur 5.12 Eksempel på et opdrætsanlæg uden mekanisk filtrering foran de biologiske filtre (Funder Holme dambrug ved Silkeborg).

Grundlæggende benyttes tromlefiltre (oftest Hydrotech, Grimstrup maskinforretning ApS. – ellers andre mindre kendte fabrikater) i kombination med biofiltre, selvom der er blevet identificeret opdrætsanlæg (Funder Holme, Silkeborg), som udelader den mekaniske filtreringsproces (se Figur 5.12).

Figur 5.13 Hydrotechfiltre installeret på et Billund Aquakultur anlæg i Chile (Camanchaca).

Hydrotech's tromlefiltre (Figur 5.13) ses oftest installeret på udenlandske opdrætsanlæg på grund af koncernens (Veolia) internationale karakter, mens dansk producerede tromlefiltre typisk er installeret på modeldambrug og andre recirkulerede opdrætsanlæg i Danmark. Skal der filtreres med porestørrelser under 70-80 µm, bruges udelukkende Hydrotech filtre, som også kan foretage styret spuling af tromlesien.

På danske modeldambrug ses Hydrotech-filtre sjældent installeret, da prisen typisk er 2-3 gange højere end andre (danske) fabrikater, der fås på markedet. Oftest ses tromlefiltre fra Grimstrup installeret, som udmærker sig ved at være væsentligt billigere end Hydrotech's filtre, men som oftest kun kan filtrere ned til ca. 70 µm. En anden grund til at Grimstrup tromlefiltre primært installeres i Danmark (Jylland), er den nærliggende supportmulighed, der ofte er problematisk for et firma som Grimstrup, når der er tale om udenlandske leverancer.

Figur 5.14 Grimstrup tromlefiltre installeret ved Kongeåens dambrug (Modeldambrug type 3).

Spørgsmålet om, hvorvidt man skal filtrere, og hvor langt ned i partikelstørrelse man bør indrette filtreringsprocessen efter, er et åbent spørgsmål. De store anlægsproducenter (f.eks. Billund Aquakultur Service ApS. og UNI-Aqua A/S) har fundet, at en filterdug på 50 µm monteret på et Hydrotech-filter giver en tilstrækkelig god partikelfjernelse til, at nitrifikationshastigheden i de efterfølgende biofiltersektioner bliver optimal. Der er imidlertid ikke lavet videnskabelige undersøgelser i recirkulerede akvakulturanlæg, der direkte påviser en sammenhæng mellem filtreringen (porestørrelse af dug) og den efterfølgende effekt på nitrifikationshastigheden. I spildevandsbranchen er denne problemstilling imidlertid blevet påvist for år tilbage for roterende skivefiltre (RBC) /9,10/, og man fandt i disse undersøgelser, at nitrifikationshastigheden optimalt set kunne fordobles ved en effektiv fjernelse af partiklerne i det indkomne spildevand. Det vurderes imidlertid ikke, at en så stor forbedring vil kunne opnås i recirkulerede opdrætsan-

læg, da der i forvejen foretages en vis filtrering, og da procesvandet sammenlignet med spildevand er meget tyndt.

5.2.2 Biofiltertyper i recirkulerede opdrætsanlæg

Der er i projektforløbet blevet identificeret en række typer af biofilterteknologier, som varetager den biologiske omsætning af organisk stof og næringssalte.

På danske opdrætsanlæg (modeldambrug) samt anlæg produceret af de to store anlægsproducenter, Billund Aquakultur Service ApS. og UNI-Aqua A/S (nu en del af norske AKVA group Denmark A/S) benyttes typisk det stationære BIO-BLOK medie, produceret af EXPO-NET Danmark A/S samt forskellige varianter af det såkaldte Moving Bed medie, selvom mediet ikke altid aktivt bevæges. I andre dele af verden benyttes i stor udstrækning rislefiltre /8/, mens man på det amerikanske marked typisk bruger fluidiserede sandfiltre /1/.

BIO-BLOK mediet udmærker sig ved at have en god kontakt mellem biofilm og vandlaget, som sikrer relativt gode overfladeomsætningshastigheder, og samtidig er BIO-BLOK mediet konstrueret på en måde, så (hydraulisk) tilstopning og kanaldannelseseffekter stort set er umulig, da vandet uhindret kan passere igennem det rørformede filtermedie.

BIO-BLOK bruges både som dykket filter i forbindelse med heterotrof omsætning og kontaktfiltrering såvel som til nitrifikation. Der er både set eksempler på dykkede nitrifikationsfiltre såvel som nitrifikationsrislefiltre.

Figur 5.15 BIO-BLOK medie som dykket biofilter (Billund Aquaculture Chile S.A., Camanchaca, Chile).

Procesmæssigt kan BIO-BLOK således både varetage heterotrof omsætning af COD, nitrifikation og CO_2-stripning (som i Uni-Aqua anlæg varetages særskilt af en særlig variant af BIO-BLOK mediet).

BIO-BLOK er på grund af sin åbne struktur ikke specielt kompakt. Mediets specifikke overflade kan således p.t. anskaffes i størrelser fra 100 til 200 m^2/m^3, mens et medie med en overflade på 300 m^2/m^3 er på vej. Da stofoverførslen fra vandfase til biofilm imidlertid er rimelig god, giver det en volumenspecifik omsætning, der er sammenlignelig med selv relativt tætpakkede MBBR-anlæg, som ofte er begrænsede i deres arealspecifikke omsætningsperformance. Ifølge /12/ designes BIO-BLOK mediet til en ammoniumomsætning på ca. 0,4 g NH_4-N/m^2/d ved en minimumstemperatur på ca. 12°C, hvilket resulterer i en omsætningsrate på ca. 0,08 kg NH_4-N/m^3/d med BIO-BLOK 200 filtermediet.

Figur 5.16 BIO-BLOK medie som rislefilter.

De såkaldte Moving bed medier, som oprindeligt blev indført med Kaldness bæremediet, og som blev patenteret i starten af 1990'erne, findes i dag i et utal af varianter. Oprindeligt blev mediet udelukkende brugt i suspension, hvor flydelegemerne ved hjælp af omrørere og beluftning blev holdt i bevægelse og dermed sikrede en så god kontakt mellem vandlaget og biofilmen som muligt.

Siden da er hundredvis af udformninger blevet udviklet, og MBBR-processen må i dag siges at være rimelig populær i recirkulerede opdrætsanlæg såvel som i spildevandsbranchen. På papiret er processen langt mere kompakt end BIO-BLOK mediet – også i kraft af, at betontankene typisk fyldes godt op med bæremediet. I praksis er mediets effektivitet dog kraftigt reduceret på grund af betydelig indvirkning fra hydraulisk filmdiffusion nær biofilmens overflade. Denne begrænsning i effektiviteten er særlig stor langs den mere beskyttede overflade, og især hvis filtermediet ligger stationært i betontankene uden nogen form for bevægelse af mediet.

Der er i løbet af RENS-TEK projektet blevet observeret adskillige typer medier, som enten har været bevægeligt eller ligget stationært. Årsagen til, at visse dambrug har undladt at bevæge mediet, skyldes udelukkende et ønske om at spare energi, men denne besparelse kan vise sig at resultere i en reduceret effektivitet eller en gradvis begyndende tilstopning af filtermediet.

Figur 5.17 Eksempel på bæremedie i bevægelse/omrøring (Kærhede dambrug).

I fuldt recirkulerede opdrætsanlæg produceret af UNI Aqua A/S bruger man et tilsvarende bæremedie, som under almindelig drift dog ikke holdes i suspension (kun ved oprensning/returskyl). Ifølge /13,14/ designes dette biofilter til en omsætning på 0,8 g NH_4-N/m^2/d ved 18°C, hvilket svarer til ca. 0,3 g NH_4-N/m^2/d ved 12°C /10/. Da dette bæremedie er mere kompakt (ca. 400 m^2/m^3) end BIO-BLOK mediet, resulterer dette i en større nitrifikationsvolumenomsætningshastighed på ca. 0,12 kg NH_4-N/m^2/d.

Figur 5.18 Eksempel på bæremedie uden bevægelse (Nielsby modeldambrug).

I akvakulturbranchen i Danmark har man primært satset på dykkede fastmediefiltre, rislefiltre og MBBR, mens andre typer biofilterreaktorer, som de seneste 20 år har været kommercielt og funktionelt succesrige indenfor spildevandsbranchen, typisk er forbigået. Dette skyldes formentligt en kombination af, at man selv har ønsket at kunne udvikle, konstruere og levere biofilterteknologien i recirkulerede opdrætsanlæg uden at skulle købe processen hos de traditionelle leverandører af rensningsteknologi (Krüger/Veolia, Degremont, Kaldness Miljøteknologi (nu Veolia), Pacques, etc.). Samtidig har branchen ikke i udpræget grad gjort brug af den rensningsteknologiske viden, som reelt gav Danmark en førerposition i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, da Vandmiljøplanen blev indført. Der er således blevet udviklet rensningsteknologier indenfor biofiltre (f.eks. Veolia's Biostyr proces og Degremont's Biopur proces) som vurderes at kunne forbedre rensningseffektiviteten væsentligt i forhold til besparet volumen af biofiltrene, forbedret vandkvalitet og bedre styring af returskylsprocessen. Brugen af kugler som filtermedie i nitrificerende biofiltre er imidlertid ikke ny, men problemer med tilstopning og kagedannelser har typisk sat deres præg på eksperimenter med denne medietype 19,20,21,22,23/, og processen har endnu aldrig rigtigt kommercielt slået igennem.

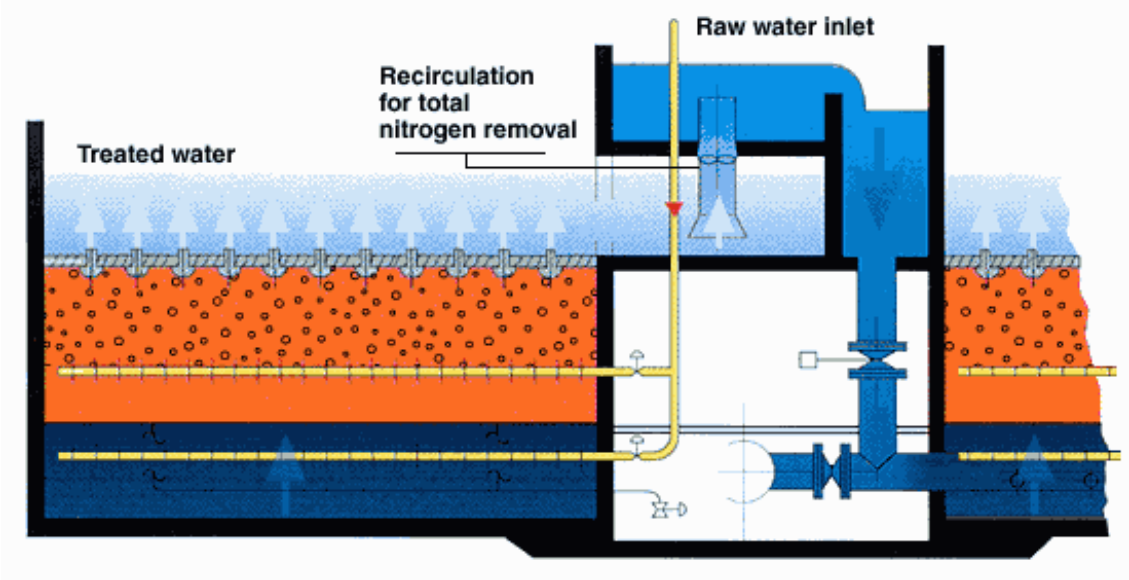
Biostyrprocessen fra Veolia vurderes imidlertid at være et af de mest optimale biofilteralternativer i forhold til rensning af det forholdsvise tynde procesvand i recirkulerede opdrætsanlæg. Det skyldes dels, at Veolia gennem mange år har eksperimenteret sig frem til et optimalt anlægsdesign med hensyn til kuglestørrelse, partikelbelastning og frem for alt returskylningsfunktion, der gør, at filtrene kan fungere optimalt. Filtermediet er med et specifikt overfladeareal på 800-1.200 m^2/m^3 (for henholdsvis 5,0-3,6 mm styrenkugler) ekstremt kompakt samtidig med, at mediet er kendt for at opnå relativt høje nitrifikationshastigheder på op til 1,0 g NH_4-N/m^2/d (tertiær nitrifikation ved 12°C og rensning ned til 1 mg NH_4-N/l). Dette svarer til, at den volumenmæssige omsætning i et

Biostyranlæg burde kunne nå 1-1,2 kg NH_4-N/m^3/d, hvilket vil reducere volumenbehovet til biofiltre radikalt i større recirkulationsanlæg.

Derudover har Biostyrfiltre en direkte filtrerende effekt, som ved kommunal spildevandsrensning indebærer, at efterklaring helt kan undgås. Dette vil for et recirkuleret opdrætsanlæg betyde, at det biologisk rensede procesvand vil være klart med et SS-indhold på maksimalt 5-8 mg SS/l (afhænger af forfiltreringen før Biostyr), når det tilbageledes til fiskekarrene. Normalt vil SS-indholdet i produktionsvandet efter passage af et biofilter være periodevist højere (10-50 mg/l), hvilket dog afhænger meget af måden, hvorpå biofiltret drives.

Endelig sker returskyl af Biostyrfiltre normalt automatisk ved indblæsning af vand og luft i filterlaget uden indblanding fra driftspersonalet. Såfremt det viser sig, at Biostyrfiltre kan drives uden mekanisk forfiltrering, vil dette være afgørende vigtigt, da filterstyringen selv detekterer forhøjede tryktab i filtrene. Denne teknologi vil formentlig også med fordel kunne implementeres i andre biofiltersystemer, hvor tryktabsændringer kan registreres, og således medvirke til at automatisere og forbedre driften af oprensningsprocessen i biofiltrene.

Samlet set vurderes Biostyr at have store muligheder indenfor recirkulerede opdrætsanlæg, netop fordi Biostyr's force ligger i rensning af relativt tyndt (med hensyn til COD og SS) spildevand for opnåelse af høje volumennitrifikationshastigheder. Biostyr's begrænsning ligger formentlig i den hydrauliske belastning, som filtrene kan udsættes for (17-30 m/h gennem filterlaget for henholdsvis 3,6 og 5,0 mm). Det antages imidlertid, at Biostyr kun vil være velegnet til store produktionsanlæg (måske større end 2.000-3.000 tons fisk/år?), idet biofiltret er forholdsvist mekanisk omfattende og dyrt at konstruere. Til fuldt recirkulerede opdrætsanlæg etableret i bygninger, hvor arealkravene er stringente, vil et Biostyrbiofilter kunne bygges væsentligt mindre end de eksisterende filteranlæg, som i dag etableres. Da Biostyranlæg kun er marginalt dyrere at etablere pr. kubikmeter installeret volumen end eksisterende større biofilteranlæg (typisk produktionsanlæg større end 1.000-1.500 tons foder/år), vil der også være en økonomisk gevinst ved implementeringen af denne nye type anlæg.



Figur 5.19 Illustration af Veolia's Biostyrproces (upflow), hvor små styrenkugler på 3.6-5 mm tilbageholdelses af et finmasket net.

Figur 5.20 Udendørs Biostyranlæg til kommunal spildevandsbehandling (kvælstoffjernelse).

5.3 Problemstillinger

Biofiltret er et af de væsentligste elementer i selve rensningsprocessen af procesvand i recirkulerede opdrætsanlæg. Stort set hele rensekonceptet er typisk bygget op omkring denne teknologi for at sikre en maksimal omsætning af opløste stoffer. Det ideelle biofilter ville fjerne alt ammonium uden produktion af nogen form for iltede kvælstofforbindelser (som for nogens vedkommende kan være endnu mere skadelige for fiskeopdrættet) i et højkompakt anlæg med billigt og simpelt bæremedie. Samtidig skal filtret kunne renses let op og ikke akkumulere slam over tid, mens tryktabet over filtret skal være lavt. Endelig skal filtret kunne klare store hydrauliske belastninger og fungere som sedimentfælde for at sikre tilbageførsel af klart renset vand.

Der findes ikke et filter, som kan imødekomme alle disse krav. Hvert filter har stærke og svage sider, som kan imødekomme visse af kravene. Imidlertid er der noget, som tyder på, at visse allerede eksisterende biofilterteknologier i spildevandsbranchen slet ikke har været afprøvet i større skala i recirkulerede opdrætsanlæg.

Akvakulturbranchen i Danmark har overordnet set tydeligvis fokuseret på ganske få biofiltertyper, som man har forsøgt at tilpasse i forhold til rensningskravene til givne opdrætsanlæg. Designkriterierne er udviklet empirisk i forhold til observerede fjernelseshastigheder, og man har til dels formået at konstruere løsninger, som giver stabile forhold med hensyn til stofomsætning af ammonium, og dels fået udviklet filterløsninger, som giver en fornuftig stabil drift uden at stoppe til.

5.3.1 Tilstopning af filtermedie

Generelt kan det være svært at holde et biofilter rent i forhold til opretholdelse af en optimal biofilmtykkelse. Reelt set behøves kun en biofilm på maksimalt 500 µm (½ mm) for heterotrof omsætning og blot 100-200 µm for nitrificerende biofilm. I praksis observeres millimeter eller ligefrem centimeter tykke biofilm, hvilket dels er helt unødvendigt og dels kan resultere i lokale forstoppelser. Derudover kan tykke biofilm resultere i dannelse af nitrit (NO_2), kvælstofmonooxid (NO) og lattergas (N_2O) i de anaerobe lag af biofilmen, som er toksisk for fiskeopdrættet. Når et biofilter stopper til, kræves en tilbundsgående oprensning, hvor filtret tages helt ud af drift.

Figur 5.21 Eksempel på tilstoppet EXPO-NET Danmark A/S's BIO-BLOK medie (Kongeåens dambrug).

Figur 5.22 Begyndende tilstopning af flydende bæremedie (Funder Holme Dambrug, Silkeborg).

5.3.2 Effektivitet af driftskoncepter

Effektivitet af driftskoncepter indbefatter dels sammensætningen af den mekaniske og biologiske rensningsfunktion og dels effektiviteten, hvormed denne drives.

Det er uomtvisteligt, at den mekaniske forfiltrering har en gavnlig effekt på den efterfølgende biologiske rensning. Effektiviteten, hvormed filtreringen foretages (dvs. porestørrelsen af filterdugen), er imidlertid ubelyst i forhold til påvirkningen af nitrifikationsprocessen. Dette forhold afhænger også i høj grad af, hvor effektivt det samlede opdrætsanlæg er (foderkvotienten), og hvor stor en del af foderspild og fiskeekskrementerne der kan opfanges og frasepareres i tromlesien.

Effektiviteten, hvormed et biofilter drives og etableres, er forholdsvist ubelyst. Tendensen er, at filtrene skylles ugentligt, når vandet begynder at blive uklart frem for at skylle hyppigere og dermed holde biofilmtykkelsen nede på den ønskede/optimale tykkelse.

Der er med andre ord brug for mere viden om biofilterfunktionens effektivitet i forhold til vedligeholdelsesprocedurer, herunder returskyl.

5.3.3 Valg af filtermedier

Mens fastmediefiltre som EXPO-NET Danmark A/S's BIO-BLOK efterhånden er det faste valg som dykkede filtre og rislefiltre ses der en lang række af filtermedier af typen MBBR – både installeret som flydende/bevægeligt bæremedie og som fastmediefilter. Visse af flydemediekonstruktionerne vurderes at være direkte uhensigtsmæssige på grund af deres evne til at stoppe til og/eller forårsage markant hydraulisk filmdiffusion[1], som jo bekendt nedsætter omsætningshastigheden markant. Der mangler klart en generel dokumentation af flydemediernes effektivitet og driftsstabilitet.

Figur 5.23 Illustration af bæremedie, som benyttes ved Nielsby dambrug og Kærhede dambrug.

Visse typer bæremedie (Figur 5.23), som benyttes i MBBR-reaktorer, vurderes direkte uhensigtsmæssigt konstrueret på grund af en mulig manglende selvrensende effekt – specielt ved organisk overbelastning af filtrene. Denne type medie er også uhensigtsmæssigt konstrueret på grund af afskærmning i forhold til vandturbulens, hvilket formodes at nedsætte reaktionshastigheden i forhold til andre medier, som kan beskylles bedre.

Som nævnt i afsnit 5.2.2 er visse filtermedier, som anses for mere velegnede, endnu ikke afprøvet i recirkulerede opdrætsanlæg. Det medie, som formodes at være mest vel-

[1] Hydraulisk filmdiffusion forstås som en stillestående film af væske tæt på biofilmens overflade. Stofferne, som skal omsættes i biofilmen, skal først passere denne film, og transporten gennem filmen kan kun forgå ved diffusion. Diffusionstransport er væsentligt langsommere end den konvektive strømning, som forløber i den turbulente vandstrøm. Er den hydrauliske film tyk, vil det nedsætte den overordnede omsætningshastighed i hele filtermediet væsentligt.

egnet (Biostyr), er så vidt vides kun afprøvet i enkelte anlæg /15/, og erfaringerne fra disse er sparsomme.

Figur 5.24 Styrenkugler, som anvendes i Biostyrprocessen, vurderes at være et velegnet biofiltermedie til recirkulerede akvakulturanlæg.

5.3.4 Kinetik i biofiltre, herunder designkriterier og omsætningshastighed

Beskrivelse af biofilmkinetik af givne filtermedier/reaktorer er en matematisk beskrivelse af sammenhængen mellem stofomsætningen, koncentrationsniveauerne (af stofferne der indgår i processen), stofbegrænsning og indvirkning fra opholdstidsfordelinger i reaktorerne. Har man en god kinetikbeskrivelse, har man med andre ord en matematisk formel for, hvordan en proces forventeligt vil virke, og hvor effektiv den er. Dermed har man også et langt bedre grundlag for at designe og dimensionere en proces og kan tage stilling til, om ét medie vil være mere velegnet end et andet.

Kinetikbeskrivelser af filtermedier, som typisk benyttes i akvakulturbranchen er stort set ukendt. I bedste fald benyttes erfaringsværdier (eventuelt beregnet ud fra regneark) og tommelfingerregler ved dimensioneringen af et biofilter. Hvordan filtret performer som funktion af den reelle belastning over døgnet, er stort set ukendt.

5.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af de gennemførte fact-finding aktiviteter er der nedenfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til optimering af eksisterende teknologi og procedurer til mekanisk/biologisk rensning af procesvand i recirkulerede akvakulturanlæg med henblik på at imødekomme skærpede myndighedskrav/kontrol og fremtidige behov for industrien.

5.4.1 Effekt af mekanisk filtrering på den biologiske rensning

Effekten af den mekaniske filtrering på den biologiske proces er kendt men er fuldstændigt udokumenteret i recirkulerede opdrætsanlæg. Graden af filtrering er oftest fundet ved afprøvning af duge med forskellig porestørrelse på tromlefiltrene, men er i ligeså høj grad bestemt økonomisk. For visse anlægstyper (Marine opdrætsanlæg) kunne det være ønskeligt helt at undgå den mekaniske rensning, da disse filtre nødvendigvis må bygges i meget dyre korrosionsbestandige materialer. Det vil derfor – af flere grunde – være hensigtsmæssigt at undersøge effekten af den mekaniske filtrering og om muligt om den helt kan integreres i visse typer biofilteranlæg.

5.4.2 Afprøvning af nye biofilterteknologier

Allerede inden RENS-TEK projektet blev igangsat, stod det klart, at visse kommercielt tilgængelige og særdeles succesfulde biofilteranlæg indenfor spildevandsbranchen stort set ikke benyttes i recirkulerede opdrætsanlæg. Især er det påfaldende, at Biostyr mediet (fra Veolia Water) endnu ikke er indpasset i de større recirkulerede opdrætsanlæg, da vandtypen og kravet til rensningen nærmest er ideel i forhold til et højkompakt filterkoncept som Biostyr. Årsagen skal dels findes i den manglende kobling mellem akvakulturbranchen og spildevandsbranchen, hvor ny viden fra sidstnævnte ikke umiddelbart gøres tilgængeligt for fiskeopdrætsbranchen. Et andet og måske mere vigtigt aspekt er, at de store anlægsbyggere (primært Billund Aquakultur Service ApS., UNI-Aqua A/S og Inter Aqua Advance A/S) har satset på og udviklet deres helt eget biofilterdesign som et særligt nicheprodukt i netop deres anlægskoncept.

Afprøvningen af nye biofilterteknologier bør både foretages i forhold til heterotrofe processer (COD og nitratfjernelse) såvel som for autotrofe processer (ammoniumomsætning), og bør desuden fokusere på økonomi og driftsegenskaber som hydraulisk belastning, tryktab såvel som arbejdsmiljø og driftsvedligeholdelse, da den samlede vurdering af en ny teknologi's gevinst vil bero på disse forhold.

5.4.3 Monitering og validering af medier, reaktorer og processer

Test, monitering og evaluering af kommercielt anvendte filtermedier og reaktorer bør foretages i et større pilotskalaanlæg, hvor rensningen foregår på et eksisterende opdrætsanlæg af signifikant størrelse. Ved pilotskalaforsøg kan en række eksperimenter foretages, der har til hensigt dels at bestemme begrænsende omsætningsfaktorer, kinetik af omsætningen under varierende forhold i stofkoncentrationerne. En forsøgsrække med forskellige filtermedier og driftsomstændigheder kan desuden vise hvor effektiv det pågældende filtermedie egentligt er, og hvor omkostningstung processen samtidig er at drive. Sådanne forsøg bør foretages under kontrollerede omstændigheder med moniteringsudstyr, der dels er i stand til at måle traditionelle parametre (ilt, flow, pH, tempera-

tur, niveau mv.) og dels er i stand til at måle stoffer, som traditionelt ikke måles i recirkulerede opdrætsanlæg (ammonium, nitrat, suspenderet stof mv.).

5.4.4 Optimering af eksisterende biofilteranlæg

I forbindelse med gennemførelse af pilotskalaforsøg med eksisterende og nye filtermedier vil viden om deres omsætningsperformance og optimal driftsforløb medvirke til, at eksisterende og nye recirkulationsanlæg kan blive optimeret med hensyn til omsætningshastighed og volumenbesparelse. Da biofiltret både er den mest følsomme proces og dels er den mest omkostningskrævende procesenhed at etablere, vil dette have stor betydning for økonomien og driftsstabiliteten i fremtidige recirkulerede opdrætsanlæg.

5.5 Referencer

/1/ Summerfelt, S.T. (2006). *Design and management of conventional fluidized-sand biofilters.* Aquacultural Engineering, 34, pp. 275-302.

/2/ Lazarova, V., Manem, J. (2000). *Innovative biofilm treatment technologies. In Biofilms II: Process Analysis and Application.* ed. J. D. Bryers, pp. 159-206. John Wiley, New York.

/3/ Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994). *A new moving bed reactor – applications and results.* Wat. Sci Tech. 29 (10/11), pp. 157-165.

/4/ Æsøj, A., Ødegaard, H., Hægh, M., Rislå, F., Bentzen, G. (1998). *Upgrading wastewater treatment plantsby the use of the biofilm carriers, oxygen addition and pre-treatment in the sewer network*. Wat. Sci. Tech. 37 (9), pp. 159-166.

/5/ Rusten, B., Hem, L. J., Ødegaard, H. (1995). *Nitrification of municipal waste-water in moving-bed biofilm reactors.* Wat. Environ. Res. 67 (1), pp. 75-86.

/6/ Münch, E.v., Barr, K., Watts, S., Keller, J. (2000). *Suspended carrier technology allows upgrading high-rate activated sludge plants for nitrogen removal via process intensification*. Wat. Sci. Tech. 41 (4-5), pp. 5-12.

/7/ Andersson, B., Aspegren, H., Parker, D. S., Lutz, M. P. (1994). *High rate nitrifying trickling filters*. Wat. Sci. Tech. 29 (10-11), pp. 47-52.

/8/ Eding, E. H., Kamstra, A., Verreth, J. A. J., Huisman, E. A., Klapwijk, A. (2006). *Design and operation of nitrifying trickling filters in recirkulating aquaculture: A review.* Aquacultural Engineering, 34, pp. 234-260.

/9/ Boller, M., Gujer, W., Tschui, M. (1994). *Parameters affecting nitrifying biofilm reactors.* Wat. Sci. Tech. 29 (10-11), pp. 1-12.

/10/ Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la Cour, Arvin, E. (1995). *Wastewater treatment. Biological and chemical processes.* Springer Verlag, Berlin Germany.

/11/ Jansen, J. La Cour, Jepsen, S. –E., Laursen, K. D. (1994). *Carbon utilization in denitrifying biofilters.* Wat. Sci. Tech. 29 (10-11), pp. 101-109.

/12/ Olsen, B. H. Billund Akvakulturservice ApS (2008). Personlig kommunikation.

/13/ Urup, B. Uni Aqua A/S (2008). Personlig kommunikation.

/14/ Owen, D. Uni Aqua A/S (2008). Personlig kommunikation

/15/ Michelsen, M. Dansk Akvakultur (2008). Personlig kommunikation

/16/ Boley, A. ; Müller, W. –R.; Haider, G. (2000). *Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems*. Aquacultural Engineering, 22, pp. 75-85.

/17/ Klas, S.; Mozes, N.; Lahav, O. (2006). *A conceptual, stoichiometry-based model for single-sludge denitrification in recirculated aquaculture systems.* Aquaculture, 259, pp. 328-341.

/18/ Klas, S.; Mozes, N.; Lahav, O. (2006). *Development of a single-sludge denitrification method for nitrate removal from RAS effluents: Lab-scale results vs. model prediction.* Aquaculture, 259, pp. 342-353.

/19/ Malone, R.,F. ; Beecher, L. E. (2000). *Use of floating filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems*. Aquacultural Engineering, 22, pp. 57-73.

/20/ Golz, W., J.; Rusch, K., A; Malone, R. F. (1999). *Modeling the major limitations on nitrification in floating-beads filters*. Aquacultural Engineering, 20, pp. 43-61.

/21/ Sastry, B., N.; DeLosReyes Jr., A., A.; Rusch, K., A.; Malone, R. F. (1999). *Nitrification performance of a bubble-washed bead filter for combined solids removal and biological filtration in a recirculating aquaculture system.* Aquacultural Engineering, 19, pp. 105-117.

/22/ Sandu, S., I.; Boardman, G., D.; Watten, B., J.; Brazil, B., L. (2002). *Factors influencing the nitrification efficiency of fluidized bed filter with a plastic bead medium.* Aquacultural Engineering, 26, pp. 41-59.

/23/ Timmons, M., B.; Holder, J., L.; Ebeling, J., M. (2006). *Application of microbead biological filters.* Aquacultural Engineering, 34, pp. 332-343.

/24/ Weaver, D., E. (2006). *Design an operations of fine media fluidized bed biofilters for meeting oligotrophic water requirements*. Aquacultural Engineering, 34, pp. 303-310.

/25/ Skjølstrup, J., Nielsen, P., H.; Frier, J., -O., Mclean, E. (1998). *Performance characteristics of fluidised bed biofilters in a novel laboratory-scale recirculation system for rainbow trout: nitrification rates, oxygen consumption and sludge collection.* Aquacultural Engineering, 18, pp. 265-276.

6 ARBEJDSOMRÅDE 2. ANDRE RENSNINGSTEKNOLOGIER OG APPLIKATIONER

Arbejdsområde 2 har haft til formål at gøre status over vandkvalitetsproblemstillinger og teknologier i recirkulerede akvakultursystemer der ikke direkte vedrører den biologiske rensning og slamseparation. Med baggrund i den eksisterende viden og praksis har målet været at identificere forskningsprojekter, der kan medvirke til en optimering af de nuværende anvendte teknologier eller forskningsprojekter, som skal afklare mulighederne for anvendelsen af avancerede/alternative vandbehandlingsteknologier i forhold til disse problemstillinger. De vandkvalitetsproblemstillinger, der er identificeret for arbejdsområde 2, er følgende:

- Iltning
- CO_2-fjernelse
- Lugt- og smagsstoffer
- Farvestoffer
- Hygiejne og desinfektion

Status og projektidéer indenfor de enkelte områder er beskrevet i det følgende.

6.1 Iltning

6.1.1 Teknisk introduktion

I de fleste tilfælde er produktionskapaciteten (kg fisk/m³ tank) i et recirkuleret opdrætsanlæg bestemt af det givne anlægs evne til at levere tilstrækkeligt med ilt til systemet /1/. For at opretholde tilstrækkelige iltkoncentrationer i anlægget, skal ilten leveres med en hastighed, der er lig med iltforbrugshastigheden i anlægget.

Iltforbrugshastigheden i et recirkuleret opdrætsanlæg er sammensat af fiskenes iltforbrugshastighed, iltforbrugshastigheden for bakterierne i produktionstankene til omsætning af organisk stof/foderrester samt iltforbrugshastigheden til nitrifikation i de biologiske filtre. Generelt gælder, at en god fiskeproduktion sikres ved opretholdelse af iltkoncentrationer på mere end 5 mg/l i produktionstankene.

Opdrætsanlægget skal således forsynes med en betydelig iltmængde, der typisk overstiger kapaciteten af traditionel beluftningsudstyr og derfor anvendes typisk ren ilt systemer til at sikre en tilstrækkelig tilførsel af ilt i forhold til forbruget.

Teoretiske overvejelser omkring iltning med ren ilt

Anvendelse af ren ilt i akvakultur er startet tilbage i 1970'erne som en måde at opnå overmættede koncentrationer af opløst ilt og dermed intensivere fiskeproduktionen. Anvendelse af ren ilt systemer er imidlertid dyre i drift og udgør en betydelig andel af de samlede driftsomkostninger for et recirkuleret opdrætsanlæg. Det er derfor afgørende at anvende udstyr med en høj overførselseffektivitet for den tilførte ilt (>95%) samt høj specifik iltningskapacitet (kgO_2/kWh) for at sikre en rentabel anvendelse /2/.

Den hastighed, hvormed gas overføres til vand, er beskrevet ved Fick's lov, der udtrykker, at gasoverførselshastigheden er proportional med produktet mellem masseoverførselskoefficienten (K_L), det totale gas/væske grænsefladeareal pr. volumen (a) og differencen mellem mætningskoncentrationen af gas og den aktuelle opløste gaskoncentration:

$$\frac{dC_{opløst}}{dt} = K_L a \cdot \left(C_{Mæt} - C_{Akt}\right)$$

Hvor:

a [m^{-1}] – er forholdet mellem det totale grænsefladeareal (A) og systemvolumet (V) (A/V)

K_L [m/s] – er masseoverførselskoefficienten, som udtrykker summen af modstand mod masseoverførsel over både væskesiden k_L (m/s) og gassiden k_G (m/s) af grænsefladen:

$$\frac{1}{K_L} = \frac{1}{K_H^u \cdot k_G} + \frac{1}{k_L}$$

Hvor K_H^u er den dimensionsløse Henry's konstant for gassen.

Den specifikke iltningskapacitet (IK/P) er relateret til K_La via følgende relation /8/:

$$IK/P = K_La \cdot C_{Mæt} \cdot V/P = K_L \cdot A \cdot C_{Mæt}/P;$$

Idet: ($V \cdot a = A/V \cdot V = A$)

Hvor: IK er iltningskapaciteten [kgO_2/h], P er effektforbruget [kWh/h]

Henry's lov giver den maksimale opløselighed ($C_{Mæt}$) under givne fysisk-kemiske betingelser. Opløseligheden af en gas afhænger af gassens partialtryk, vandets temperatur og salinitet. Opløseligheden af ilt falder således med stigende temperatur og salinitet, mens den stiger ved øget partialtryk.

Anvendelse af ren ilt øger mætningskoncentrationen af ilt med ca. en faktor fem ved standard atmosfærisk tryk, idet partialtrykket af ilt øges med ca. en faktor fem /2,3/. Opløseligheden kan øges yderligere ved samtidig at øge totaltrykket af ren ilt systemet.

Generelt gælder for de iltanlæg, der anvendes i de recirkulerede opdrætsanlæg, at de alle i en eller anden grad er designede til at optimere faktorer, der kontrollerer K_La. Dette opnås ved at øge grænsefladearealet mellem gas og væske, reducere tykkelsen af grænselaget ved gas/væske grænsefladen samt øge raten, hvormed det gasmættede grænselag fornyes. I praksis opnås dette ved at sikre en dannelse af små iltbobler med et højt specifikt overfladeareal under høj turbulens.

Dette er imidlertid en energikrævende proces, og effektiviteten af processen afhænger i høj grad af den effektive iltbobbelstørrelse, der kan opnås for det givne udstyr, idet små iltbobler vil sikre en effektiv og hurtig iltoverførsel. De små iltbobler vil imidlertid have en tendens til under kollision at blive til større iltbobler med mindre specifik overflade og dermed dårligere overførselshastighed. Den effektive iltbobbelstørrelse, der opnås i et givent udstyr, repræsenterer således en ligevægtstilstand mellem dannelse af små ilt-

bobler og kollision af disse til større iltbobler. Denne ligevægt afhænger i høj grad af reaktorens geometri og driftsbetingelser men i særdeleshed også af væskens egenskaber. Med hensyn til væskens egenskaber er det især overfladespændingen og viskositeten af væsken samt af overfladegenskaberne af iltboblerne. En lavere overfladespænding og viskositet samt øget overfladeladning af iltboblerne vil øge levetiden og mindske størrelsen af iltboblerne, idet den elektrostatiske frastødning mellem iltboblerne vil øges. Sammenhængen mellem den effektive iltbobbelstørrelse og overfladespændingen og viskositeten af væsken er givet ved følgende udtryk /4/:

$$d = \frac{(\sigma + E)^{0,6}}{(P/V)^{0,4}\rho^{0,2}}\left(\frac{\mu_l}{3\mu_g}\right)^{0,1}$$

Hvor: σ er overfladespændingen af væsken [dyn/cm], ρ er densiteten af væsken [g/ml], E elasticitet introduceret af eventuelle overfaldeaktive stoffer i væsken [dyn/cm], (P/V) effekt pr. volumen input [watt/liter], μ_l er væskens viscositet [g/cm·s] og μ_g er gassens viskositet [g/cm·s].

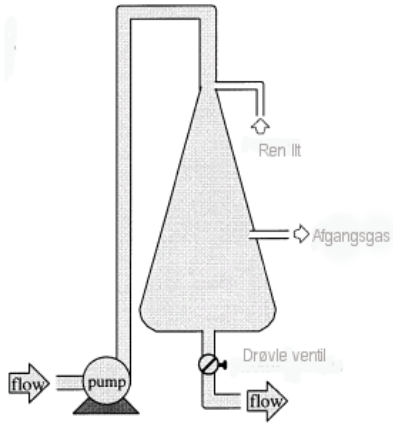
Disse faktorer vedrører således overfladekemien i den gas-væske dispersion, som fremkommer, når der genereres en opløsning med en høj koncentration af meget små iltbobler. Manipulation af disse faktorer er søgt udnyttet til at energioptimere iltningsprocesserne i bioteknologiindustrien ved hjælp af en anden type iltningsreaktor der benævnes ”Colloidal gas aphron” /4/, hvor iltoverførselshastigheden forøges ved ændring af overfladeegenskaberne på iltboblerne ved tilsætning af anionisk detergent til væsken. Resultaterne af disse undersøgelser viser energibesparelser på op mod 60% til iltningsprocessen.

Udstyr anvendt til overførsel af ren ilt i recirkulerede opdrætsanlæg

Til at sikre en effektiv overførsel af ren ilt er der en række anlæg, som anvendes bredt i akvakulturbranchen. Valget af den rette teknologi afhænger af mange faktorer, der er specifikt for det givne udstyr så som iltudnyttelsesgrad (Overførselseffektivitet: opløst ilt/tilført ilt), specifik iltningskapacitet (kgO_2/kWh), evne til at strippe kvælstof (N_2) og andre gasser, evne til at håndtere suspenderet stof uden tilstopning, system-layout og placering af iltningsprocessen samt, om processen kræver pumpetryk, eller om gravitation er tilstrækkelig. I det følgende vil de mest anvendte anlæg blive beskrevet.

Iltkeglen

Den mest almindelige og anvendte teknologi til overførsel af ren ilt til vandet i recirkulerede fiskeopdræt er iltkeglen, som er vist både som foto og skematisk i Figur 6.1

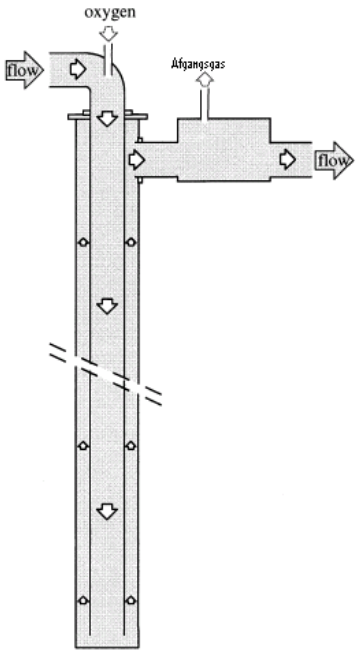


Figur 6.1 Billede og skitse af iltkegle.

Som det fremgår af figuren, består iltkeglen af en konisk udformet reaktor med vand og ilttilførsel i toppen. Når vandet og iltboblerne bevæger sig ned i reaktoren, mindskes vandhastigheden gradvist, hvilket sikrer en lang opholdstid mellem boblerne og vandet samt en ofte tæt på 100% overførsel af den tilførte ilt. Systemet er designet sådan, at den nedadgående vandhastighed i toppen af keglen overstiger stigningshastigheden for de iltbobler, der initialt dannes. I bunden er vandhastigheden designet til at være mindre end eller lig stigningshastigheden for de nu mindre iltbobler. Flowhastigheden og hældningen af siderne i den koniske reaktor er styrende for vandhastigheden og dermed den tid der er til rådighed for gasoverførsel. Iltkegler har normalt et lavt hydraulisk tryktab, hvilket muliggør en økonomisk behandling af relativt store vandmængder. Den opløste iltkoncentration i afgangsvandet fra iltkeglen er typisk mellem 5-25 mg/l ved et driftstryk på 1 bar. Iltkegler har typisk en høj specifik iltningskapacitet på omkring 4 kgO_2/kWh /5, 6, 7/.

U-rørs diffusorer

U-rørs diffusorer eller ”deep shaft” iltreaktorer, som de også kaldes, er en anden type lukket iltreaktor, der anvendes i recirkulerede opdrætsanlæg. Et U-rørs diffusionssystem er en energieffektiv metode til at øge trykket og dermed iltens opløselighed i vand. En skitse af reaktoren er vist på Figur 6.2.

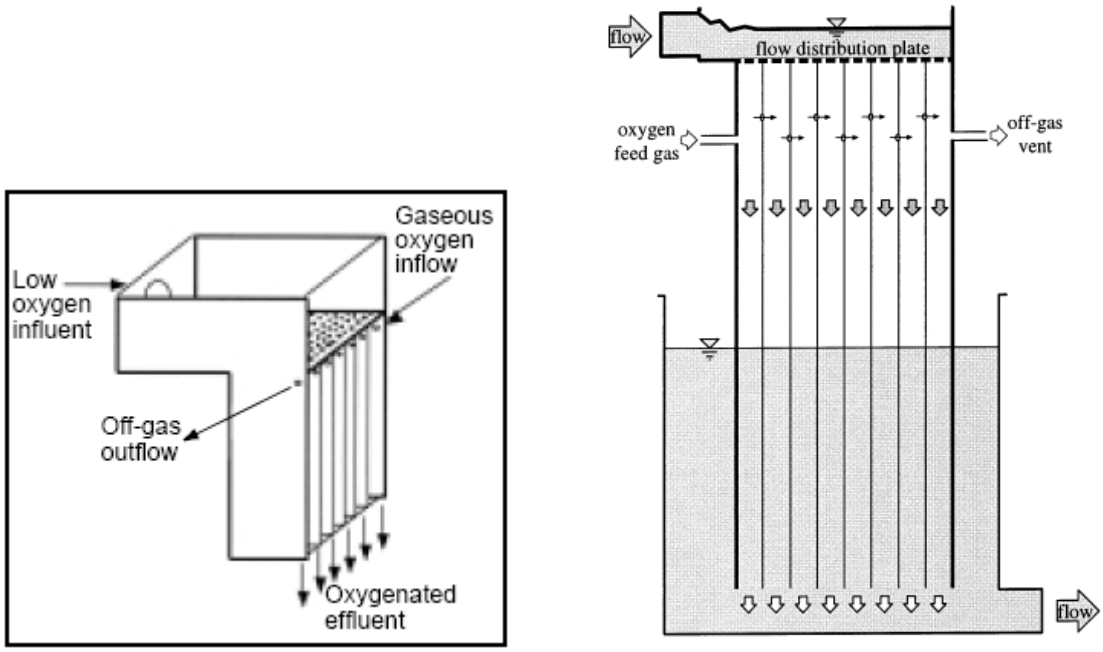


Figur 6.2 Skitse af U-rørs diffusor eller deep shaft iltreaktor /2/.

En typisk U-rørs diffusor består af et kontakt loop, som udgøres af et rør indeni et rør, der er gravet 10 meter ned for at øge trykket. Vandet løber ind i røret ved gravitation og her tilsættes ren ilt, hvorefter blandingen løber ned til bunden af det inderste rør. Iltoverførslen til vandet øges gradvist på grund af det gradvist øgede vandtryk. Det inderste rør er åbent i bunden, og det iltede vand løber således ud i det yderste rør, hvorfra det bevæger sig op ad til udløbet. Fordelen ved U-rørs diffusorer er et lavt energiforbrug til at ilte en stor mængde vand. Ulemperne er en lav ilt udnyttelsesgrad, der normalt ligger mellem 50-70 % med en specifik iltningskapacitet mellem 1-1,5 kgO_2/kWh og udløbskoncentrationer mellem 15-40 mgO_2/l /5,7/.

”Low Head Oxygenator” LHO

LHO-iltreaktorer er en tredje type, der anvendes indenfor recirkuleret fiskeopdræt. LHO-reaktoren består af en vandret liggende perforeret plade, der er monteret oven på et antal parallelle lodrette kontaktkamre (Figur 6.3) /2,5/. Den øverste del af kontaktkamrene er luftfyldte, og ren ilt tilføres lige under den perforerede distributionsplade i den ene side af reaktoren, og afgangsgas indeholdende CO_2 og kvælstof ledes ud i den modsatte side /5/. Vandet ledes således ind i toppen og passerer det iltholdige kontaktkammer og ender i den vandfyldte del af kontaktkamrene, hvorfra det iltede vand ledes videre til fisketankene /5/.



Figur 6.3 Skitse af en LHO-reaktor med frontpladen afmonteret for at vise kontaktkamrene /2,5/.

LHO-reaktorens evne til at overføre ilt er bestemt af højden af den gasfyldte del af kontaktkamrene, forholdet mellem gas og vandflow, iltkoncentrationen i tilløbsvandet og antallet af kontaktkamre. Ved at indbygge pakningsmateriale i kontaktkamrene kan effektiviteten af LHO-reaktoren forbedres /5/. Der er ikke fundet nøgletal for specifik iltningskapacitet og iltudnyttelsesgrad for LHO-reaktoren.

6.1.2 Fact-finding

I forbindelse med nærværende projekt har der været gennemført en række fact-finding-aktiviteter herunder studieture til danske og chilenske recirkulerede akvakulturanlæg. Desuden har der været afholdt møder med danske udstyrsleverandører af recirkulerede opdrætsanlæg for at få en dybere indsigt i designgrundlag og videnniveauet omkring de anvendte teknologier. Hvad angår iltning, har formålet med disse aktiviteter været at få et overblik over, hvilke teknologier der i dag anvendes samt, hvad der i dag må betragtes som ”state-of-the-art”.

Danmark og udlandet

De danske recirkulerede akvakulturanlæg, der er besøgt, er relativt små med en årlig produktion på 76-2.500 tons fisk pr. år. I samtlige besøgte anlæg har der været anvendt iltkegler til at forsyne fisketankene med ilt. Iltkeglerne blev i anlæggene drevet med et overtryk i forhold til atmosfærisk tryk på 0,5-1 bar. Derudover havde anlæggene tallerken-diffusorer i bunden af fisketankene som nødiltsforanstaltning. Blandt de besøgte anlæg udgør iltning en væsentlig del af driftsudgifterne. Der var ikke en præcis opgørelse, men et realistisk overslag vil være i omegnen af 40-50% af de samlede driftsomkostninger. Situationen omkring iltningsteknologi i Chile adskiller sig ikke fra danske forhold, idet der udelukkende anvendes iltkegler til hovedforsyning og diffusorer som nødilt.

6.1.3 Problemstillinger

Iltning af vand til recirkulerede opdrætsanlæg er et velbeskrevet område, hvor der i såvel de akademiske kredse som i den praktiske del af branchen er gennemført en omfattende mængde forskning og udvikling. Teoretisk set er iltning af vand ligeledes velbeskrevet med hensyn til en række faktorer, der er afgørende for en effektiv iltning, herunder tryk, temperatur og salinitet. Det kan således være vanskeligt at pege på områder, hvor der kan ske en optimering af eksisterende anlæg. Imidlertid synes der at være et stort dokumentationsbehov for, hvordan eksisterende anlæg kører i praksis herunder især energieffektiviteten af processerne. Derudover er der andre faktorer, der ligeledes er afgørende for en effektiv iltning, men som der ikke har været arbejdet væsentligt med i forhold til optimering af iltningsprocessen. Disse faktorer omfatter således væskens overfladespænding, viskositet og gasboblernes overfladeladning.

6.1.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af den gennemførte fact-finding og den litterære videnindsamling er der nedenfor peget på fokusområder, der vurderes at kunne bidrage til energioptimering af iltningsteknologierne i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg.

- Dokumentation af eksisterende anlægs iltudnyttelse og specifikke iltningskapacitet
- Øget viden om effekten af at manipulere med overfladekemien i gas-væske dispersionen i forhold til iltudnyttelse og specifik iltningskapacitet i eksisterende anlæg
- Afprøvning af en ny type iltningsreaktor ”Colloidal gas aphron” i recirkulerede opdrætsanlæg med manipulation af overfladekemien

6.2 CO_2-fjernelse

6.2.1 Teknisk introduktion

En konsekvens af den høje respiration af fisk og bakterier i de intensive opdrætsanlæg er en høj produktion af CO_2, som hvis ikke den fjernes med en hastighed svarende til produktionen, vil akkumuleres i det recirkulerede system, og typisk er vandet i recirkulerede anlæg således også overmættede med CO_2. Forhøjede koncentrationer af CO_2 i vandet øger blodets aciditet og mindsker derved hæmoglobins maksimale iltbindingskapacitet og evne til at transportere ilt, og dette påvirker fiskenes væksthastighed /1,2/. Vedvarende påvirkning af forhøjede CO_2-koncentrationer kan endvidere føre til dannelsen af kalkaflejringer i nyrerne på fiskene (nephrocalcinosis). Et sikkert niveau for koncentrationen af opløst CO_2 afhænger desuden af fiskeart, udviklingsstade og andre vandkvalitetsvariable som alkalinitet og pH. Eksempelvis begynder opløst CO_2 at påvirke laks og ørred ved koncentrationer omkring 20 mg/l, mens tilapia og catfish kan tåle betydeligt højere CO_2-koncentrationer /2/. Endvidere vil fiskene kunne tåle mere opløst CO_2, hvis den opløste iltkoncentration kan holdes større end mætning. Men i modsat fald vil iltkoncentrationen kunne holdes lavere, hvis CO_2-koncentrationen kunne holdes på et lavere niveau, hvilket vil kunne spare iltningskapacitet og minimere energiforbruget til iltning. Det er således afgørende i de intensive opdrætsanlæg med høj recirkuleringsgrad, at CO_2-koncentrationerne holdes så lave som teknisk og økonomisk mulige.

Teoretiske overvejelser omkring CO_2-fjernelse
I modsætning til ilt, kvælstof og andre gasarter er koncentrationen af CO_2 i vand *ikke* alene bestemt af gas-væske ligevægten men også af en række syre-base reaktionsligevægte og opløselighedsligevægte. Dette kemiske ligevægtssystem kaldes under ét carbonatsystemet, og det er dette sæt af kemiske ligevægte, der er afgørende for, hvilken form opløst uorganisk kulstof er på. De kemiske ligevægte i carbonatsystemet med tilhørende ligevægtskonstanter er sammenfattet i Tabel 6.1 /2,8/:

Tabel 6.1 Styrende kemiske ligevægte for den kemiske tilstand af opløst uorganisk kulstof /2,8/.

Ligevægtstype	Ligevægtsligning	Ligevægtskonstant ved 25°C	
1. Gas-væske	$CO_{2\,(g)} \leftrightarrow CO_{2\,(aq)}$	$K_H = P_{CO2}/X_{CO2}$	$6{,}11 \times 10^{-4}$ [atm^{-1}]
2. Hydrolyse/de-hydrolyse	$CO_{2\,(aq)} + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3$	$K_0 = [H_2CO_3]/[CO_{2\,(Aq)}]$	$1{,}58 \times 10^{-3}$ [-]
3. Syre-base	$H_2CO_3 \leftrightarrow HCO_3^- + H^+$	$K_1 = [HCO_3^-][H^+]/[H_2CO_3]$	$4{,}45 \times 10^{-7}$ [mol/l]
4. Syre-base	$HCO_3^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + H^+$	$K_2 = [CO_3^{2-}][H^+]/[HCO_3^-]$	$4{,}68 \times 10^{-11}$ [mol/l]
5. Syre-base	$H_2O \leftrightarrow OH^- + H^+$	$K_w = [OH^-][H^+]$	$1{,}00 \times 10^{-14}$ [mol^2/l^2]
6. Opløsning/Udfældning	$CaCO_3 \leftrightarrow CO_3^{2-} + Ca^{2+}$	$K_{sp} = [CO_3^{2-}][Ca^{2+}]$	$4{,}57 \times 10^{-9}$ [mol^2/l^2]

Den opløste $CO_{2\,(aq)}$ vil hydrolysere og danne kulsyre (H_2CO_3), der efterfølgende indgår i en række syre-base reaktioner. Imidlertid er hydrolyseligevægten (Reaktion 2) langsom og forskudt langt mod venstre, hvorfor alt opløst udissocieret uorganisk kulstof kan anses for at være på CO_2-form. Derfor vil koncentrationen af H_2CO_3 i den første syre-base ligevægt kunne antages til koncentrationen af CO_2, idet $[CO_2] > 600\ [H_2CO_3]$. Da såvel hydrolysereaktionen som udvekslingen med luften er langsomme processer, betyder det, at CO_2 udskilt af fiskene vil akkumulere til potentielt toksiske koncentrationer i det recirkulerede fiskeopdræt, hvis ikke det aktivt fjernes fra vandet.

Der er overordnet tre strategier der kan anvendes til at reducere koncentrationen af opløst CO_2:

1. Tilførsel af friskvand og fortynding af den opløste CO_2-koncentration
2. Tilsætning af base
3. Stripning ved forceret luftning

Tilførsel af friskvand og fortynding af den opløste CO_2-koncentration
Den første strategi betyder, at systemet bliver mindre recirkuleret, idet friskvandsindtaget øges og er derfor ikke relevant som metode i et recirkuleret opdrætsanlæg. Det vil samtidig være en dyr løsning at fortynde sig ud af CO_2-problemerne.

Tilsætning af base
Koncentrationen af CO_2 kan også kontrolleres ved tilsætning af base, hvorved der sker en forskydning i carbonatsystemet og dermed den kemiske form af det uorganiske kulstof og en ændring i pH af det vandige medie. Ved tilsætning af base konverteres en del af den opløste CO_2 således til bikarbonat (HCO_3^-). Til kontrol af CO_2 ved tilsætning af base anvendes ofte læsket kalk ($Ca(OH)_2$). Tilsætning af base er imidlertid ikke en løsning, der bør anvendes til den kontinuerlige kontrol af opløst CO_2, da der skal bruges meget store mængder base samtidig med, at der vil ske en akkumulering af bikarbonat til meget høje koncentrationer i systemet, der også synes at påvirke fiskenes evne til at udskille CO_2 fra gællerne.

Stripning ved forceret luftning
Den tredje og mest anvendte strategi til kontrol med CO_2-koncentrationen i recirkulerede fiskeopdræt er forceret udluftning (Stripning) af CO_2 til atmosfæren og deraf følgende reduktion i den totale karbonatkulstofkoncentration.

CO_2 gas vil kunne opløses og udluftes til og fra vand, indtil der opnås ligevægt mellem luftens og vandets CO_2-indhold. Transporten af CO_2 mellem gas- og vandfase kan beskrives ved Fick's lov på tilsvarende vis som iltning, hvor den drivende kraft er forskellen mellem den aktuelle koncentration og mætningskoncentrationen for gassen:

$$\frac{dC_{opløst}}{dt} = K_L a \cdot \left(C_{Mæt} - C_{Akt}\right)$$

Ved stripning af CO_2 til atmosfæren er det således målet at sikre tilstrækkelig kontakt mellem luft og vand, således at der etableres ligevægt mellem luftens og vandets CO_2-indhold. Et vandigt medie i ligevægt med luftens CO_2 vil – afhængig af temperaturen – have en opløst CO_2-koncentration (Mætningskoncentration) på 0,04-0,7 mg/l $CO_{2,\,(aq)}$ (25°C-10°C), og dette er således grænsen for, hvor langt CO_2-koncentrationen kan nedbringes. I langt de fleste stripningsanlæg benyttes et modstrømsprincip, hvor vanddråber bevæges gennem luft, der blæses imod vandretningen. Den opløste CO_2 fjernes således løbende, hvorved den drivende kraft ændrer sig med dybden i stripningsanlægget. Fick's lov kan således omskrives, så masseoverførslen beskrives som funktion af ændringer i dybden /2/:

$$d(Z) = \frac{L_{vol} \cdot d(X_{CO_2})}{K_L a \cdot (X_{CO_2} - X_{CO_2}^{eq})}$$

Hvor L_{vol} er vandflowet (m³/m²·sek), X_{CO2} er den molare koncentration af opløst CO_2, $X_{CO_2}^{eq}$ er ligevægtskoncentrationen af CO_2 som givet af Henry's lov og K_La er masseoverførselskoefficienten (sek^{-1}).

Ved integration af denne ligning fås en generel designligning for dybden af et stripnings-anlæg til en given CO_2-fjernelse:

$$Z = \frac{L_{vol} \cdot (X_{CO_2}^{ind} - X_{CO_2}^{ud})}{K_L a \cdot DK_{Ln}}$$

Hvor DK_{Ln} er den logaritmiske middelværdi af den drivende kraft (differencen mellem mætningskoncentrationen og den aktuelle koncentration) ved indløb og udløb af stripperen:

$$DK_{Ln} = \frac{DK_{ind} - DK_{ud}}{\ln\left(\frac{DK_{ud}}{DK_{ind}}\right)} \quad \text{og} \quad \begin{aligned} DK_{ud} &= X_{ud} - X_{ud}^{eq} \\ DK_{ind} &= X_{ind} - X_{ind}^{eq} \end{aligned}$$

Ved kendskab til K_La værdien for sit stripningsudstyr er det således muligt at bestemme højden af anlægget i forhold til en ønsket fjernelse af CO_2. Sammenfattende ses det således, at fjernelseseffektiviteten for CO_2 i et stripningsanlæg vil afhænge af indløbskon-

centrationen, højden af stripperen, luft til vand forholdet og K_La værdien for stripperen /2/. I /2/ er der ligeledes beskrevet, hvordan K_La værdien for et givent pakningsmateriale kan beregnes ud fra ganske få materialekonstanter, og ovenstående ligninger og denne beregning er således bygget ind i et computerprogram til design af størrelsen af et stripningsanlæg.

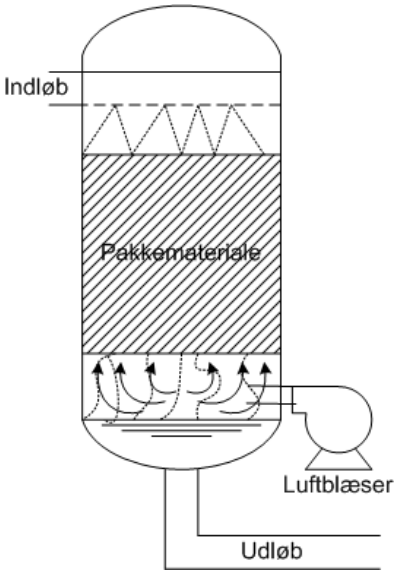
Som beskrevet i starten indgår opløst CO_2 også i en række kemiske syre-base ligevægte, der også spiller en rolle i stripningen, idet der vil ske forskydninger i carbonatsystemet, som medfører en stigning i pH og et fald i det totale karbonatkulstofindhold. Forskydningerne i carbonatsystemet er imidlertid langsomme i forhold til behandlingstiden i stripningsanlægget, hvorfor de ikke får indflydelse for ovennævnte designligning, der udelukkende er baseret gas-væske ligevægten. Imidlertid er det vigtigt at kunne beregne forskydningerne i carbonatsystemet for efterfølgende at kunne beregne den korrekte CO_2-koncentration og den korrekte pH og alkalinitet efter stripningsanlægget.

Udstyr anvendt til fjernelse af CO_2

Til at sikre en effektiv fjernelse af CO_2 fra procesvandet er der primært to typer anlæg, der anvendes i visse dele af akvakulturbranchen, og det er den pakkede kolonne og cascade-kolonnen. For begge principper gælder, at de er relativt billige og robuste og er i stand til at nedbringe CO_2-koncentrationen markant. Ulempen for begge typer er behovet for rengøring og desinfektion. De to anlægsprincipper er beskrevet nedenfor.

Stripning i pakket kolonne

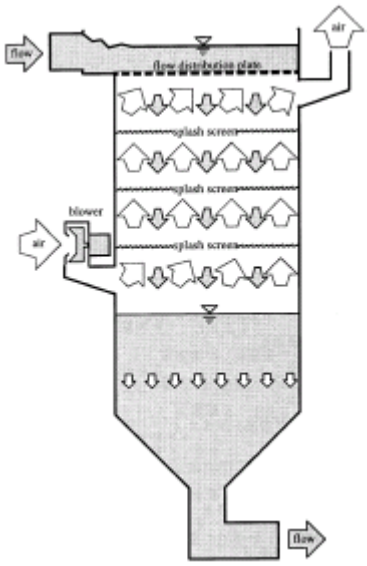
Det mest anvendte princip til fjernelse af CO_2 er den pakkede kolonne, hvor vandet tilføres en ikke-vandfyldt kolonne pakket med pakningsmateriale, der består af enten plastik, stål eller keramik. Vandet tilføres i toppen, hvor det via en sprayventil fordeles ud over en perforeret fordelerplade, der efterfølgende fordeler vandet over pakkematerialet. Vandet risler herefter ned igennem pakkematerialet mod bunden af tanken, hvor der er et vandreservoir, hvorfra det rensede vand pumpes. Samtidig blæses der luft ind fra bunden, således at vandet og luften løber i modstrøm. Alternativt er kolonnen lukket, og luftflowet sikres ved at sætte vakuum på kolonnen. Pakningsmaterialet sikrer en høj kontaktflade mellem luft og vand, der medvirker til en øget overførsel af CO_2 fra vand- til gasfasen. Som nævnt under de teoretiske overvejelser falder den drivende kraft ned igennem kolonnen, og effektiviteten af den pakkede kolonne afhænger i høj grad af kolonnehøjden men også af indløbskoncentrationen, luft til vand forholdet og K_La værdien for stripperen /5/. En skitse af et CO_2-stripningsanlæg baseret på en pakket kolonne ses af Figur 6.4.



Figur 6.4 Principskitse af en pakket kolonne til CO_2 stripning.

Kaskadekolonnen

Kaskadekolonnen består af en kolonnereaktor, hvor der er indsat et antal perforerede plader. Vandet tilføres toppen og løber ned igennem de perforerede plader, som bevirker en opsplitning af vandet i dråber med et stor kontaktareal til den modstrømmende luft, der leveres af en blæser. Effektiviteten af kaskadekolonnen afhænger af antallet af plader, indløbskoncentrationen, luft til vand forholdet og K_La værdien for stripperen /5/. En principskitse af en kaskadekolonne fremgår af Figur 6.5.



Figur 6.5 Principskitse af en kaskadekolonne.

6.2.2 Fact-finding

I forbindelse med fact-finding aktiviteterne i projektet er der ikke observeret anlæg til dedikeret fjernelse af CO_2 på nogle af de besøgte anlæg. En vis CO_2-fjernelse må imidlertid forventes i de biologiske rislefiltre, der stort set er installeret på samtlige besøgte anlæg. Disse anlæg er imidlertid ikke designet til CO_2-fjernelse, hvorfor effektiviteten

ikke forventes at være specielt høj. Det generelle indtryk fra fact-finding aktiviteterne er, at der ikke synes at have været specielt stor fokus på CO_2-stripningsområdet.

Hos en enkelt anlægsleverandør indgår en CO_2-stripningsenhed imidlertid som en meget stor anlægskomponent i hele anlægskonceptet, og her fungerer stripningsenheden desuden som en for-iltningsenhed, der bevirker en besparelse i energi på den primære iltningsenhed. Et billede af denne enhed fremgår af Figur 6.6.

Figur 6.6 Stripningsenhed monteret i et UNI Aqua anlæg.

6.2.3 Problemstillinger

På baggrund af den tekniske introduktion er det tydeligt, at der i andre grene af akvakulturbranchen allerede er foretaget en del forskning og udvikling indenfor CO_2-problemstillingen herunder både omkring betydningen for fiskenes vækst og teknologier til fjernelse af CO_2. Der foreligger således allerede et solidt vidensgrundlag, hvorpå der kan foretages mere anvendelsesorienteret forskning og udvikling, som kan sikre en hurtig implementering af kost-effektiv teknologi til CO_2 i danske recirkulerede fiskeopdræt. Af følgende årsager bør der således med baggrund i den eksisterende viden ofres endnu mere opmærksomhed på dette område af akvakulturproduktionen:

- Et forhøjet CO_2-indhold synes at være én af de væsentligste faktorer til forringet væksthastighed hos fisk
- Indholdet af CO_2 i danske recirkulerede fiskeopdræt er dårligt belyst
- Der eksisterer ingen viden om effektiviteten for forskellige typer af stripningsanlæg til CO_2-fjernelse
- Der findes ingen viden om betydningen af forskellige pakningsmaterialer for effektiviteten af stripningsanlæg til CO_2-fjernelse
- Der eksisterer ingen designgrundlag for kost-effektiv implementering af CO_2-stripningsanlæg

6.2.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af den tekniske introduktion og fact-finding aktiviteterne er der nedenfor peget på følgende fokusområder, der vurderes at være centrale for implementeringen af kost-effektiv teknologi til CO_2-fjernelse i danske recirkulerede opdrætsanlæg:

- Moniteringskampagne til kortlægning af CO_2-indholdet i danske recirkulerede opdrætsanlæg
- Udvikling af designkriterier for kost-effektive CO_2-stripningsanlæg, herunder:
  - Afprøvning og dokumentation af forskellige pakningsmaterialers betydning for effektiviteten af stripningsanlæg
  - Afprøvning og dokumentation af forskellige lufttransportprincipper (Vakuum og blæser)
  - Afprøvning og dokumentation af betydningen af højden af stripningsanlægget
- Dokumentation af forbedret foderkvotient ved fastholdt lavt indhold af CO_2

6.3 Lugt- og smagsstoffer

6.3.1 Teknisk introduktion

Mange mikroorganismer i ferskvand danner ubehagelige lugt- og smagsstoffer. De vigtigste stoffer er geosmin (4,8a-dimethyldecalin-4a-ol) og MIB (2-methylisoborneol), som begge har en jordagtig og muggen smag og lugt. Geosmin og MIB produceres typisk af blågrønalger samt af bakterier af gruppen Actinomyceter, der er en velkendt bakteriegruppe i biologiske renseanlæg. Actinomyceterne udgør sandsynligvis også en væsentlig del af bakteriefloraen i biofilmen i de biologiske renseanlæg i de recirkulerede opdrætsanlæg, hvor de kan være en mulig kilde til lugt- og smagsstoffer /10, 11,12/. På grund af den høje recirkuleringsgrad i opdrætsanlæggene akkumulerer indholdet af geosmin og MIB til ofte problematiske koncentrationer på op til henholdsvis 25 og 10 ng/l /12,19/.

Forekomsten af smags- og lugtstofferne geosmin og MIB i ferskvand udgør et stigende problem for akvakulturproduktionen verden over. I USA alene medfører forekomsten af geosmin og MIB, at akvakulturindustrien hvert år taber mere end 100 millioner kr. på opdræt af maller (catfish) på grund af forlængede produktionstider og kassation af dyrt producerede fisk hos forædlerne /9/. Problemet forstærkes yderligere af, at den humane tærskelværdi for detektion af geosmin og MIB i fisk er så lav som 0,3 µg/l.

Fisk optager lugt- og smagsstofferne geosmin og MIB fra det omgivende vand gennem deres gæller. Begge stoffer er alkoholer og hermed fedtopløselige, hvilket øger optagelsen i fiskenes fedtvæv. Derfor vil fisk med et højt fedtindhold typisk indeholde en større mængde geosmin og MIB end fedtfattige fisk. Fiskenes indhold af lugtstofferne afhænger af koncentrationen i vandet og af temperaturen. Optagelsen af geosmin og MIB i fedtvævet er eksponentiel, og koncentrationen stiger således, indtil der er opnået ligevægt med koncentrationen i vandet. Ligevægt opnås for MIB efter omkring seks dage, mens det for geosmin tager mellem 12-15 dage /13/. Akkumuleringen af stofferne i fiskenes fedtvæv er betydelig og udgør henholdsvis 400x og 200x vandkoncentration af henholdsvis geosmin og MIB /13/. Set i forhold til den humane detektionsgrænse for stofferne i fisk betyder den høje akkumuleringsgrad, at koncentrationen i vandet skal holdes under henholdsvis 0,75 ng/l og 1,5 ng/l for at undgå akkumulering til problema-

tiske koncentrationer i fiskene. Dette er særdeles lavt i en vandmatrix, der også indeholder væsentlige koncentrationer af andet organisk stof, og det stiller således høje krav til rensningsteknologi, der anvendes til dedikeret fjernelse af disse stoffer.

Teknologier til fjernelse af lugt- og smagsstoffer i recirkuleret fiskeopdræt
Der er i dag ingen kendte installationer af dedikerede anlæg til fjernelse af lugt- og smagsstoffer i recirkulerede fiskeopdrætsanlæg. For at undgå kassation af de dyrt producerede fisk hos aftagerne anvender de fleste fiskeopdrættere i stedet en strategi, hvor fiskene overføres til tanke med friskvandstilførsel i en til to uger for at udvaske lugt- og smagsstofferne fra fiskekødet. Dette er imidlertid en dyr og kapacitetskrævende strategi, hvilket også synliggøres af de opgjorte omkostninger for den amerikanske catfish produktion – se ovenfor /9/. Anvendelse af dedikeret vandbehandlingsteknologi til kontinuert fjernelse af geosmin og MIB synes derfor at være et attraktivt alternativ.

En række teknologier med potentiale til fjernelse af geosmin og MIB har allerede været genstand for videnskabelige studier inden for fjernelse af lugt- og smagsstoffer i drikkevand produceret ud fra overfladevand. De teknologier, der har været undersøgt mest, er:

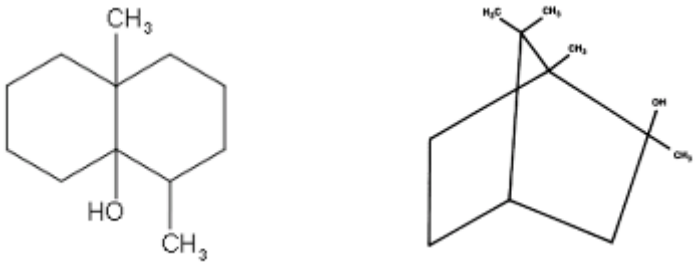
- Biologisk rensning
- Aktiv kul – både granulært og pulver
- Kemisk oxidation
- Avanceret oxidation

Både geosmin og MIB er biologisk sværtnedbrydelige stoffer, og studier har således vist, at fjernelse af geosmin ved biologisk nedbrydning i bioreaktorer er ineffektiv, og biologisk nedbrydning kan således ikke bruges som en primær metode til fjernelse af lugt- og smagsstoffer /14/.

En række studier har undersøgt anvendelsen af aktiv kul såvel som pulver aktiv kul (PAC) og granuleret aktiv kul (GAC) til fjernelse af geosmin og MIB i drikkevand. Disse studier har vist, at aktiv kul er i stand reducere koncentrationerne af geosmin og MIB til lave niveauer /15,16,17,18/. Som nævnt er disse studier gennemført i forhold til fjernelse af geosmin og MIB i drikkevand, hvor koncentrationerne af geosmin og MIB – såvel som koncentrationen af organisk stof – generelt er væsentligt lavere end i recirkulerede opdrætssystemer. På baggrund heraf synes anvendelsen af aktiv kul derfor ikke så oplagt som dedikeret teknologi til fjernelse af lugt- og smagsstoffer i recirkulerede opdrætsanlæg, idet de generelt højere koncentrationer af organisk stof vil øge konkurrencen om adsorptions-sites på kullet og dermed minimere adsorptionskapaciteten for geosmin og MIB, og det fører i sidste ende til en kortere levetid af det aktive kul. Derudover vil anvendelsen af aktiv kul ikke fjerne geosmin og MIB men blot overføre stofferne fra én fase til en anden, og ved opbrugt adsorptionskapacitet skal kullene således udskiftes, og de brugte kul håndteres som et affaldsprodukt, hvilket vil betyde forøgede driftsomkostninger i forbindelse med anvendelsen af aktiv kul som teknologi til fjernelse af lugt- og smagsstoffer.

Kemiske oxidationsteknologier som klor, kaliumpermangenat og ozonering har også været undersøgt som teknologier til fjernelse af geosmin og MIB /20/. Disse teknologier udviste alle en lav fjernelsesgrad af geosmin og MIB, hvilket sandsynligvis skyldes, at disse oxidanter er relativt selektive og primært angriber umættede organiske forbindelser – altså stoffer der indeholder dobbelt- og trippelbindinger eller som indeholder aro-

matiske ringe (Benzenringe). De kemiske strukturer af geosmin og MIB viser, at begge stoffer er mættede forbindelser, der ikke indeholder dobbelt- og trippelbindinger eller aromatiske ringe (Figur 6.7).



Geosmin MIB

Figur 6.7 Den kemiske struktur af geosmin og MIB.

I andre studier /21/ er ozon imidlertid fundet at være langt mere effektiv end de øvrige oxidanter til fjernelse af geosmin og MIB, hvilket skyldes, at effektiviteten af ozon afhænger af, i hvor høj grad vandkvaliteten i øvrigt faciliterer nedbrydningen af ozon til det langt kraftigere oxidationsmiddel hydroxylradikalet (OH•) og dermed omdanner ozonprocessen til en såkaldt avanceret oxidations proces (AOP). Det er således velkendt, at såvel høj pH som indhold af specifikke organiske og uorganiske stoffer kan accelerere nedbrydningen af ozon til hydroxylradikaler. Disse resultater har således ført til en øget interesse for at gennemføre egentlige undersøgelser af anvendelsen af avancerede oxidations processer til fjernelse af geosmin og MIB fra vand.

Avancerede oxidations processer (AOP) er blandt de mest lovende fremstormende innovative vandbehandlingsteknologier til fjernelse af sværtnedbrydelige stoffer enten som enkeltstående teknologi eller i kombination med konventionelle teknologier. Alle AOP processer er karakteriseret ved en specifik nedbrydningsvej, der omfatter dannelsen af hydroxylradikaler (OH•), som er ekstremt reaktive, og som hurtigt og uselektivt angriber de fleste organiske stoffer. Som en konsekvens heraf bliver de organiske molekyler til stadighed omdannet til mindre og simplere organiske molekyler og mineraliseres slutteligt til CO_2, H_2O og mineraler. De hurtige hydroxylradikal initierede oxidationsreaktioner medfører samtidig høje reaktionshastigheder og lave behandlingstider og dermed relativt små kompakte anlæg /22/.

Der har således været gennemført en række videnskabelige studier med forskellige AOP'er (brintperoxid i kombination med ozon, ozon i kombination med UV bestråling og titanium dioxid kombineret med UV bestråling), der alle viser et stort potentiale for nedbrydning af geosmin og MIB /23, 24, 25, 26/.

6.3.2 Fact-finding

Som tidligere nævnt er der ingen kendte installationer af dedikeret teknologi til fjernelse af lugt- og smagsstoffer i de besøgte recirkulerede opdrætsanlæg. Samtlige besøgte anlæg benytter strategien om udsætning i tanke med friskvandstilførsel med deraf følgende forøget produktionstid.

6.3.3 Problemstillinger

På drikkevandsområdet har der i en årrække været stigende fokus på dannelsen og forekomsten af lugt- og smagsstofferne geosmin og MIB samt på rensningsteknologi til

fjernelse af disse. Inden for akvakulturbranchen har der ikke været en tilsvarende fokus, og der mangler således viden på en række områder i forhold til at kunne håndtere denne problemstilling og dermed minimere produktionstider og undgå kassation af producerede fisk fra fremtidens recirkulerede fiskeopdrætsanlæg. Af følgende årsager bør der således ofres mere opmærksomhed på lugt- og smagsstofproblematikken:

- Lugt- og smagsstoffer udgør en potentiel risiko for kassation af producerede fisk
- Lugt- og smagsstoffer bevirker en forlænget produktionstid ved langtidsophold i tanke med friskvandtilførsel, inden de kan høstes
- På ovenstående baggrund bevirker lugt- og smagsstoffer forøgede produktionsomkostninger for de recirkulerede fiskeopdræt

6.3.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af den gennemførte fact-finding og litteraturstudier er der nedenfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til håndtering af lugt- og smagsstoffer i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg.

- Øget viden om forekomst og biologi hos de vigtigste lugt- og smagsstofdannede bakterier i recirkulerede opdrætsanlæg
- Øget viden om opdrætsanlæggenes driftsbetingelsers indflydelse på forekomsten af smagsstofproducerende bakterier og dannelsen af lugt- og smagsstofferne
- Øget viden om opdrætsfiskenes optag og udskillelse af lugt- og smagsstofferne
- Øget viden om effektivitet, kapacitet samt drifts- og investeringsomkostninger for nye innovative rensningsteknologier til dedikeret fjernelse af lugt- og smagsstoffer i recirkulerede opdrætsanlæg

6.4 Farvestoffer

6.4.1 Teknisk introduktion

Farve i procesvandet i recirkuleret fiskeopdræt er et resultat af akkumulering af opløste aromatiske organiske forbindelser, der ikke er biologisk nedbrydelige, og de udgøres primært af mikrobielle nedbrydningsprodukter fra de biologiske filtre eller den mikrobielle omsætning i opdrætstankene. Jo mere recirkuleret anlægget bliver, jo mere tydeligt bliver farven, og typisk går den oplevede farve fra at være gul over gul-brun til mørkebrun eller lilla /27/. Farvestofferne er umiddelbart inerte og påvirker som sådan ikke fiskenes trivsel, men farvet vand kan blive en begrænsning i forhold til anlæg, der er designede til markedsføring af konsumfisk. Mørkfarvet vand kan også blive en irritation i høj-intense opdræt, da det begrænser observationer af fiskenes trivsel /27/.

Teknologier til håndtering af farve

Der findes ikke mange opdrætsanlæg, som bekymrer sig for farveindholdet i vandet. Der er derfor heller ingen kendte installationer af anlæg dedikeret til fjernelse af farve. Der har imidlertid været gennemført enkelte undersøgelser med anvendelse af ozon til fjernelse af farve, og denne anvendelse er også velkendt inden for andre applikationer som eksempelvis drikkevand.

Ozonering er en meget velegnet teknologi til fjernelse af farve, idet ozon er en selektiv oxidant, der primært angriber umættede organiske forbindelser – altså stoffer der indeholder dobbelt- og trippelbindinger, eller som indeholder aromatiske ringe (Benzenringe), hvilket er tilfældet for de stoffer, der her giver anledning til farve. I de gennemførte undersøgelser er således også observeret en effektiv fjernelse af farve (> 80%), men ozonbehandlingen førte også til en øget biologisk nedbrydelighed af det organiske stof, der var tilbage efter ozoneringen, og dette kunne således omsættes i det biologiske anlæg i opdrætsanlæggene. Ozoneringen medførte således indirekte en generel forbedret vandkvalitet med hensyn indholdet af organisk stof /27, 28, 29/. Indenfor behandling af overfladevand til drikkevand er anvendelse af aktiv kul ligeledes en velkendt teknologi til fjernelse af farvestoffer, idet stofferne som regel er relativt hydrofobe og dermed adsorberbare.

6.4.2 Fact-finding

På baggrund af de gennemførte fact-finding aktiviteter er der ikke opnået kendskab til installationer af dedikeret teknologi til fjernelse af farve, og det synes ikke at være en problemstilling, der er i særlig fokus hos hverken opdrættere eller anlægsleverandører.

6.4.3 Problemstillinger

Der er ikke umiddelbart nogle produktionsmæssige problemstillinger knyttet til farve i vandet, hvorfor det ikke umiddelbart kan retfærdiggøres at ofre særlig opmærksomhed på dette område i nærmeste fremtid.

6.4.4 Identifikation af fokusområder

Der vurderes ikke at være behov for at sætte fokus på denne problemstilling.

6.5 Hygiejne og desinfektion

6.5.1 Teknisk introduktion

Fiskesygdomme er en væsentlig kilde til økonomisk tab for recirkulerede fiskeopdræt. Der er overordnet to kategorier af fiskesygdomme, der påvirker fisk /30/:

- Infektionssygdomme forårsaget af parasitter, bakterier, vira eller svampe
- Ikke-infektiøse sygdomme forårsaget af det omgivende miljø (Vandkvaliteten) eller næringsstofrelaterede sygdomme som mangel på bestemte næringssalte eller vitaminer

De ikke-infektiøse sygdomme er langt de vigtigste i kommerciel akvakultur, men dette er dog ikke ensbetydende med, at det ikke er vigtigt at opretholde en høj hygiejnisk kvalitet i produktionsanlægget, idet de ikke-infektiøse sygdomme ofte nemmere fører til udbrud af infektiøse sygdomme, fordi fiskene er stressede /30/.

Opretholdelse af en høj hygiejnisk kvalitet i recirkulerede fiskeopdræt omfatter hele produktionsenheden inklusiv både fiskehygiejne, rengøring og desinfektion. Til at håndtere dette anvendes i dele af den recirkulerede fiskeopdrætsbranche et effektivt risikohåndteringssystem normalt benævnt ”Biosecurity”. Formålet med et ”Biosecurity” system er at undgå tilførsel af patogene mikroorganismer, der kan føre til betydelige sygdomsudbrud. Et ”Biosecurity” system omfatter som nævnt hele produktionsenheden og indeholder følgende elementer:

- Fiskekarantæne og sygdomsbehandling
- Rengøring og desinfektion af produktionsudstyr
- Kontinuerlig desinfektion af procesvand

Som udgangspunkt er ”Biosecurity” af meget høj prioritet for recirkulerede opdrætsanlæg /31/. De to første punkter i ”Biosecurity” systemet ligger udenfor rammerne af formålet med RENS-TEK-projektet, hvorfor de ikke vil blive yderligere berørt i dette afsnit. Imidlertid er disse punkter væsentlige i forhold til at undgå tilførsel af patogene mikroorganismer til det recirkulerede opdrætssystem, hvorfor viden og erfaringer omkring disse områder bør afdækkes i anden sammenhæng.

Med hensyn til den kontinuerlige desinfektion af procesvandet er det væsentligt at få afdækket den eksisterende viden og erfaringer med det udstyr, der anvendes til dette formål i recirkulerede fiskeopdræt.

Teknologier til desinfektion af procesvand i recirkuleret fiskeopdræt

Den betydelige recirkulation af vandet i recirkulerede fiskeopdræt kan være en betydelig kilde til spredning af patogene mikroorganismer til hele systemet, idet vand fra en produktionstank indeholdende syge fisk lynhurtigt spredes til de andre tanke. Derfor er det særdeles vigtigt kontinuerligt at desinficere procesvandet, så spredningen af patogene mikroorganismer minimeres. I den recirkulerede opdrætsbranche er UV-behandling og ozonering de mest alment anvendte teknologier til kontinuerlig desinfektion af procesvandet.

UV-Behandling

UV- lys er elektromagnetisk stråling med lysbølgelængder mellem 100-400nm. UV-lys klassificeres ofte i fire klasser: Vakuum UV (VUV) (100-200nm), UV-C (200-280nm), UV-B (280-315 nm) og UV-A (315-400 nm). UV-lys genereres ved at påtrykke elektrisk energi over en lampe, der typisk indeholder kviksølvgas. Kviksølv har den egenskab, at det ved henfald af exciterede elektrontilstande til normal energitilstand udsender lys i det ultraviolette område. Med hensyn til sammensætning af kviksølvslamper skelner man typisk mellem følgende to lampetyper:

- UV- lavtrykslampen udsender monokromatisk UV-lys ved en bølgelængde på 253,7 nm, der typisk anvendes til desinfektion
- UV-mellemtrykslamperne udsender et bredspektret UV-lys, der anvendes til desinfektion og fotokemiske oxidationsreaktioner.

Ud over disse lampetyper forskes der i udvikling af nye typer UV-lamper som eksempelvis pulserende lamper (Xenon). Disse lamper er uden kviksølv, og den elektriske energi sendes i stedet igennem en inert gas som eksempelvis Xenon, Argon eller Krypton (eller en blanding af dem). For hver puls udsendes høj intensitets, bredspektret UV-lys, der er i stand til både at desinficere og initiere fotokemiske reaktioner i det passerende vand /22/.

I UV-anlæg sidder lamperne monteret i kvartsrør, og disse sidder monteret i en reaktor af enten stål eller plast. Ved desinfektion inaktiverer UV-lyset mikroorganismerne ved at ødelægge DNA eller RNA, så mikroorganismernes evne til at reproducere sig ødelægges. UV-bestråling inaktiverer effektivt såvel de levende celler som sporeformen af bakterier, og derudover er UV-lys også i stand til at inaktivere vira og andre patogene mikroorganismer som eksempelvis protozoer.

For forskellige typer af mikroorganismer gælder imidlertid, at den nødvendige UV-dose for at opnå et givet drab varierer meget. UV-dosen måles som UV-intensiteten på belysningsstedet i W/m2 multipliceret med belysningstiden over et givet tidsrum målt i sekunder. Dette giver den samlede bestrålingsenergi i J/m2. Den traditionelle måleenhed for belysningsdosis er dog mJ/cm2 eller den tilsvarende mWs/cm2, og matematisk kan UV-dosen beregnes ud fra følgende sammenhæng:

$$D = I \cdot t$$

Hvor: D = UV-dosen [mJ/cm²]; I = UV intensiteten [mW/cm²] og t = eksponeringstiden. Derudover bør D også forsynes med bølgelængdens indeks λ; uden angivelse udgør λ = 254 nm.

Endvidere vil den nødvendige intensitet til opnåelse af en tilstrækkelig dose ved en given bestrålingstid være afhængig af kvaliteten af det vand, der behandles, idet et højt indhold af suspenderet stof (partikler) og UV-absorberende stoffer vil reducere UV-lysets indtrængning i væsken. Ovenstående dosisberegning bør således korrigeres for UV-transmissionen af vandet via transmissionsfaktoren:

$$D = I \cdot t \cdot a\exp^{(b \cdot \%Trans)}$$

Hvor a og b er reaktorspecifikke konstanter, der afhænger af afstanden mellem lamperne og reaktorgeometrien /32/.

Generelt gælder, at den nødvendige dose til inaktivering af mikroorganismer er lavest for gram-negative bakterier, mens den stiger gradvist for gram-positive bakterier, vira, sporedannende bakterier og parasitter. En række minimum UV-doser (UV-C 254 nm) til drab af typiske fiskepatogener i recirkulerede fikseopdræt er vist i Figur 5.25) /31/.

MINIMUM REPORTED ULTRAVIOLET DOSAGE FOR INACTIVATING FISH PATHOGENS
(micro-watt seconds per square centimeter @ 254 nm)
[Adapted from Chart 2 from Rodriguez and Gregg 1993]

Pathogen	Dose (μW sec/cm^2)	Reference
Virus:		
CCV	20,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
CSV	100,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
IHNV (CHAB)	20,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
IHNV (RTTO)	30,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
IPNV (Buhl)	150,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
OMV (00-7812)	20,000	Yoshimizu, Takizawa, Kimura
Bacteria:		
Aeromonas salmonicida	3,620	Nomandeau
Bacilus subtilus spores	22,000	Nagy
Fungi:		
Saprolegnia hyphae	10,000	Normandeau
Saprolegnia zoospores	39,600	Normandeau
Parasite:		
Ceratomyxa shasta	30,000	Bedell
Costia necatrix	318,000	Vlasenko
Ichthyophthirius tomites	100,000	Hoffman
Myxosoma cerebralis	35,000	Hoffman
Sarcina lutea	26,400	Nagy
Trichodina sp.	35,000	Hoffman
Trichodina nigra	159,000	Vlasenko

Where:
CCV = Channel catfish virus; CSV = Chum salmon virus; IHNV = infectious hematopoietic necrosis virus (CHAB, RTTO and Buhl are strain types); OMV = *Oncorhynchus masou* virus; and IPNV = Infectious pancreatic necrosis virus.

Figur 5.25 Anbefalede minimum UV-doser til inaktivering af fiskepatogener (fra /31/).

De meget varierende minimum-UV-doser for forskellige fiskepatogener udgør et reelt problem ved design af UV-anlæg til desinfektion af procesvandet i recirkulerede opdrætsanlæg, idet der sjældent er kendskab til, hvilke mikroorganismer der udgør den største trussel, og derfor er der risiko for såvel over- som underdimensionering. Desuden betyder betydelig akkumulering af farve i vandet i recirkulerede opdrætsanlæg, at den reelle UV-dose vil kunne falde med tiden og dermed minimere sikkerheden for drab af relevante organismer.

Ozonering

Ozon er et kraftigt oxidationsmiddel, der er i stand til at dræbe mikroorganismer og oxidere organisk stof. For at sikre et effektivt drab kræves en fastholdt opløst ozonkoncentration i en given tid – altså er desinfektionseffektiviteten givet ved produktet mellem ozonkoncentrationen og kontakttiden, dvs. den såkaldte CT-værdi, der er forskellig for forskellige mikroorganismer. Et ozonanlæg til desinfektion skal således sikre den nødvendige tid og ozonkoncentration for at dræbe den aktuelle mikroorganisme. Imidlertid vil en del af den tilførte ozon reagere med det øvrige organiske stof i procesvandet,

hvorfor det er nødvendigt at tilføre ekstra ozon til vandet for at opretholde den til desinfektionen nødvendige ozonkoncentration. I recirkulerede opdrætsanlæg, hvor der sker akkumulering af bl.a. farvestoffer, der reagerer hurtigt med ozon, vil der være et øget behov for tilsætning af ozon for at sikre en tilstrækkelig desinfektion af procesvandet.

Et ozonanlæg kan designes på forskellig vis, men generelt har et vandbehandlingssystem med ozon fire basale komponenter: et gasfødesystem, en ozongenerator, et ozon overførsels- og kontaktsystem samt et afgangsgasbehandlingssystem. I recirkulerede opdrætsanlæg vil et ozonanlæg desuden indeholde en enhed til fjernelse af resterende ozon i det behandlede vand, idet ozon er giftig for fiskene.

Ved anvendelse af ozon til vandbehandling anvendes primært ren ilt som fødegas. Ren ilt kan købes og opbevares som flydende ilt, eller det kan genereres på stedet ud fra atmosfærisk luft ved hjælp af en iltgenerator. Ozon genereres ud fra ilten ved at lade den passere et specielt designet spændingsfelt i en ozongenerator, hvorved der fås en gasblanding af ozon og ilt. Den ozonholdige gas overføres til vandet ved hjælp af enten et boble-diffusor kontaktkammer eller ved injektion med en venturi-injektor. Effektiviteten af gasoverførslen afhænger af de samme faktorer som beskrevet for henholdsvis iltning og CO_2-stripning. Afgangsgassen behandles ved enten høj temperatur (350°C) eller ved hjælp af høj temperatur (100°C) kombineret med en katalysator eller aktiv kul. I nogle tilfælde kan afgangsgassen recirkuleres for bedre udnyttelse af den genererede ozon. Fjernelse af overskydende ozon fra det behandlede vand kan foretages på forskellige måder, men typisk anvendes aktive kulfiltre, UV-anlæg med høje UV-doser eller stripningsanlæg med afgangsgasbehandling.

I recirkulerede opdrætsanlæg anvendes ozon oftest til forbedring af vandkvaliteten gennem fjernelse af organisk stof end til desinfektion. Ozonanlæg er endvidere ofte både dyrere og mere komplicerede at drive end UV-anlæg, hvorfor erfaringerne med drab af fiskerelevante patogener med ozon er begrænsede /31/.

6.5.2 Fact-finding

Blandt de recirkulerede akvakulturanlæg, der er besøgt i løbet af projektet, er der flere steder observeret anvendelse af UV-anlæg til desinfektion – især i yngelanlæg, hvor infektioner er kritiske. Mange af stederne anvendes UV-anlægget til at behandle en delmængde af den samlede recirkulerede vandmængde, og enkelte steder anvendes den på hele mængden. På et enkelt anlæg er der anvendt ozon til desinfektion i et yngelanlæg med – efter sigende – gode resultater. Generelt synes anvendelsen af UV- og ozonteknologierne i de besøgte anlæg at være mere tilfældig en egentlig veldesignede dokumenterede anlæg, og enkelte steder har anlæggene set meget ”hjemmelavede” ud. Hos en enkelt anlægsleverandør er UV-behandling en fast del af anlægskonceptet, om end vidensgrundlaget i relation til design i forhold til såvel vandkvalitet som relevante mikroorganismer og placering af UV-behandlingen i vandkredsløbet synes begrænset. Et eksempel på et UV-anlæg på anlæg i Chile fremgår af Figur 5.26.

Figur 5.26 UV-anlæg i forbindelse med smoltanlæg i Chile.

6.5.3 Problemstillinger

På baggrund af den tekniske introduktion og fact-finding er det tydeligt, at der indenfor området desinfektion af procesvand i recirkulerede opdrætsanlæg er et mangelfuldt vidensgrundlag omkring såvel design som placering af anlæg til desinfektion i forhold til at minimere smitterisici og spredning af patogener.

6.5.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af den gennemførte fact-finding og den litterære videnindsamling er der nedenfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til teknologier til håndtering patogene mikroorganismer i fremtidens recirkulerede opdrætsanlæg.

- Øget viden om de mest almindelige mikroorganismer, der forårsager fiskesygdomme i recirkulerede fiskeopdræt
- Øget viden om UV-anlægs effekt på de relevante mikroorganismer herunder:
  - Etablering af designgrundlag i relation til vandkvaliteten og de mest relevante patogene mikroorganismer i recirkulerede opdrætsanlæg
  - Øget viden om relevant placering af UV-anlæg i relation til minimering af smittespredning
- Øget viden om effekten af eksisterende anlæg til desinfektion

6.6 Referencer

/1/ Losordo, T.M., Masser, M.P. & Rakocy, J. (1998). *Recirculating aquaculture tank production systems – an overview of critical considerations.* Southern Regional Aquaculture Center (SRAC) Publication no. 451.

/2/ Summerfelt, S.T., Vinci, B.J. & Piedrahita, R.H. (2000). *Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems.* Aquacultural Engineering, 22, pp. 87-108.

/3/ MacQuarrie, C. & Wilton, S. (2002). *Gas transfer in Hatchery Water Systems.* Hatchery International, March/April 2002.

/4/ Hensirisak, P. (1997). *Scale-up the use of a microbubble dispersion to increase oxygen transfer in aerobic fermentation of baker´s yeast.* M.Sc. Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University.

/5/ Losordo, T.M., Masser, M.P. & Rakocy, J. (1999). *Recirculating aquaculture tank production systems – A Review of Component Options.* Southern Regional Aquaculture Center (SRAC) Publication no. 453.

/6/ McGinnis, D.F. & Little, J.C. (1998). *Bubble dynamics and oxygen transfer in a speece cone.* Wat. Sci. Tech., Vol. 37, No. 2, pp 285-292.

/7/ Colt, J. & Watten, B. (1988). *Applications of pure oxygen in fish culture.* Aquacultural Engineering, 7, pp. 397-441.

/8/ Harremoës, P., Henze, M., Arvin, E. & Dahi, E. (1994). *Teoretisk Vandhygiejne.* 4. udgave, Polyteknisk Forlag, ISBN 87-502-0751-2.

/9/ Schrader KK, Dennis ME (2005). *Cyanobacteria and earthy/musty compounds found in commercial catfish (Ictalurus punctatus) ponds in the Mississippi Delta and Mississippi-Alabama Blackland Prairie*. Wat.Res. 39:2807-2814.

/10/ Zaitlin B, Watson SB (2006). *Actinomycetes in relation to taste and odour in drinking water: Myths, tenets and truths*. Wat.Res. 40:1741-1753.

/11/ Nielsen, J.L., Klausen, C., Nielsen, P.H., Burford, M.A. and Jørgensen, N.O.G. (2006). *Detection of activity among uncultured Actinobacteria in a drinking water reservoir.* FEMS Microbiology Ecology 55: 432-438.

/12/ Klausen C, Nicolaisen MH, Strobel BW, Warnecke F, Nielsen JL, Jørgensen NOG (2005). *Abundance of actinobacteria and production of geosmin and 2-methylisoborneol in Danish streams and fish ponds.* FEMS Microbiology Ecology 52:265-278.

/13/ Howgate P (2004). *Tainting of farmed fish by geosmin and 2-methyl-isoborneol: a review of sensory aspects and of uptake/depuration*. Aquaculture 234:155-181.

/14/ Huck, P. M., Kenefick, S. L., Hrudey, S. E. & Zhang, S. (1995). *Bench-scale determination of the removal of odour compounds with biological treatment.* Wat. Sci. Technol. 31(11), 203–209.

/15/ Hargesheimer, E. E. & Watson, S. B. (1996). *Drinking water treatment options for taste and odor control*. Wat. Res. 30(6), 1423–1430.

/16/ Gillogly, T. E. T., Snoeyink, V. L., Newcombe, G. & Elarde, J. R. (1999). *A simplified method to determine the powdered activated carbon dose required to remove methylisoborneol.* Wat. Sci.Technol. 40(6), 59–64.

/17/ Crozes, G., Hagstrom, J., Suffet, I. H. & Young, C. (1999). *Bench-scale evaluation of adsorptive processes for taste and odours control using rapid small-scale column tests and flavor profile analysis*. Wat. Sci. Technol. 40(6), 39–44.

/18/ Bruce, D., Westerhoff, P. & Brawley-Chesworth, A. (2002). *Removal of 2-methylisoborneol and geosmin in surface water treatment plants in Arizona*. J. Wat. Suppl.: Res. & Technol. – AQUA 51(4), 183–197.

/19/ R.F. Robertson, A. Hammond, K. Jauncey, M.C.M. Beveridge, L.A. Lawton (2006). *An investigation into the occurrence of geosmin responsible for earthy–musty taints in UK farmed rainbow trout.* Onchorhynchus mykiss. Aquaculture, 259, pp. 153-163.

/20/ Lalezary, S., Pirbazari, M. & McGuire, M. J. (1986). *Oxidation of five earthy-musty taste and odor compounds.* J. Am. Wat. Wks Assoc. 78(3), 62–69.

/21/ Glaze, W. H., Schep, R., Chauncey, W., Ruth, E. C., Zarnoch, J. J., Aieta, E. M., Tate, C. H. & McGuire, M. J. (1990). *Evaluating oxidants for the removal of model taste and odor compounds from a municipal water supply*. J. Am. Wat. Wks Assoc. 82(5), 79–84.

/22/ Parsons et. al. (2004). *Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment.* IWA publishing, ISBN 1-84339-017-5.

/23/ Ferguson, D. W., McGuire, M. J., Koch, B., Wolfe, R. L. & Aieta, E. M. (1990). *Comparing peroxone and ozone for controlling taste and odour compounds, disinfection by-products, and microorganisms*. J. Am. Wat. Wks Assoc. 82(4), 181–191.

/24/ Koch, B., Gramith, J. T., Dale, M. S. & Ferguson, D. W. (1992). *Control of 2-methylisoborneol and geosmin by ozone and peroxone: a pilot study*. Wat. Sci. Technol. 25(2), 291–298.

/25/ Lawton, L. A., Robertson, P. K. J., Robertson, R. F. & Bruce, F. G. (2003). *The destruction of 2-methylisoborneol and geosmin using titanium dioxide photocatalysis*. Appl. Catalysis B – Environ. 44(1), 9–13.

/26/ Rosenfeldt, E.J., Melcher, B. & Linden, K.G. (2005). *UV and UV/H_2O_2 treatment of methylisoborneol (MIB) and geosmin in water.* Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, 54, No. 7, 423-434.

/27/ Christensen, J.M., Rusch, K.A. & Malone, R.F. (2000). *Development of a model for describing accumulation of color and subsequent destruction by ozone in a freshwater recirculating aquaculture system.* Journal of the world aquaculture society, Vol.31, No 2., pp. 167-174.

/28/ Tango, M.S. & Gagnon, G.A. (2003). *Impact of ozonation on water quality in marine recirculating systems.* Aquacultural Engineering, 29, pp. 125-137.

/29/ Summerfelt, S.T., Hankins, J.A., Weber, A.L. & Durant, M.D. (1997). *Ozonation of a recirculated rainbow trout culture system, II. Effects on microscreen filtration and water quality.* Aquaculture, 158, pp. 57-67.

/30/ Francis-Floyd, R. (2005). *Introduction to Fish Health management.* Circular 921 of the Fisheries and Aquatic Sciences Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

/31/ Yanong, R.P.E. (2003). *Fish Health Management Considerations in recirculated Aquaculture Systems – Part 2: Pathogens.* Circular 121 of the Department of Fisheries and Aquatic Sciences, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

/32/ Summerfelt, S.T. (2003). *Ozonation and UV irradiation – an introduction and examples of current applications.* Acquacultural Engineering, 28, pp. 21-36.

7 ARBEJDSOMRÅDE 3. SLAMOPSAMLING OG -HÅNDTERING

7.1 Teknisk introduktion

I akvakulturanlæg genereres slam i form af partikler fra fiskeekskrementer samt slam genereret i biofiltre. Kontinuerlig fjernelse af dette slam er af stor vigtighed for fiskeproduktionen og fiskenes velfærd. Dette skyldes dels, at fiskene trives bedst ved et lavt indhold af suspenderet stof i fiskekarrene, og dels at der hurtigt vil indtræde hydrolysering af slammet i fiskebassinerne med frigivelse af bl.a. ammonium til følge, som ligeledes er en kritisk parameter for fiskenes trivsel. Tilslammede fiskeopdrætsanlæg og tilhørende installationer vil desuden reducere de hygiejniske forhold i opdrætsanlæggene og forøge risikoen for sygdomme mv. i fiskebestanden.

Slamhåndteringsprocesserne i et recirkuleret akvakulturanlæg kan opdeles i en række trin som kort er beskrevet nedenfor:

7.1.1 Fjernelse af suspenderet stof fra produktionsvand

Mikrosigter
I recirkulerede akvakulturanlæg anvendes i meget stor udstrækning mikrosigter til fjernelse af partikler fra vandet i fiskekarrene. Mikrosigter har typisk form som en tromle omspændt af en dug. I nogle tilfælde er dugens areal øget i forhold til tromlens volumen ved at ”folde” dugen i skiver. Vandet ledes ind i tromlen og skal passere dugen for at komme ud. Herved afsættes suspenderet stof på indersiden af dugen, og dette fjernes kontinuerligt eller med mellemrum via returspuling fra ydersiden af dugen. Spulevandet opsamles i et kar og ledes bort fra produktionsanlægget til videre håndtering. Dugens porrestørrelse ligger typisk i området 40-90 µm.

Mikrosigter i form af tromlefiltre og båndfiltre udgør hovedhjørnestenen i slamseparationen fra produktionsvandet og er de seneste 10 år blevet en fast hovedkomponent i stort set alle typer recirkulerede opdrætsanlæg på grund af den store driftsstabilitet og positive effekt for de efterfølgende biologiske filtre.

Slamkegler
En måde til fjernelse af partikler fra selve fiskekarret er etablering af slamkegler i bunden af disse. I rektangulære bassiner har disse typisk form som tværgående render, mens de i cirkulære bassiner har form som en keglestub anbragt i bundens midte. I rektangulære bassiner samles slammet i slamkeglerne via den langsgående strømning og sedimentation i renden. For cirkulære bassiner søges vandets roterende bevægelse udnyttet – via særligt design af bund og kegle – til at opnå en ”cyklon-effekt”, hvor slammet effektivt ledes ind mod midten og ned i keglen. I alle tilfælde er slamkeglerne forsynet med et rør, hvor en prop eller en ventil med mellemrum kan åbnes og slammet ledes bort. Der har både i modeldambrug som i de fuldt recirkulerede opdrætsanlæg været eksperimenteret indgående i udformningen af slamkeglerne, herunder de hydrauliske forhold til udskylning og sedimentation af partiklerne. Det væsentligste aspekt omkring fjernelsen af partiklerne fra vandfasen er, at de porøse fiskeekskrementer ikke helt går i

opløsning og derved efterfølgende kan opfanges i mikrosigterne. Den altafgørende grund til, at partiklerne skal bortsepareres fra vandstrømmen i mikrosigterne, er, at den organiske belastning til de biologiske filtre skal holdes så lav som mulig for ikke at få nedsat nitrifikationskapacitet.

Figur 7.1 Eksempel på slamkegle i et moderne modeldambrug.

Rengøring af biofiltre

I recirkulerede anlæg fjernes opløste forureningskomponenter – som ammonium og BOD – via rensetrin, der så godt som altid er baseret på biofilterteknologi. I biofiltrene opbygges en slammasse, der dels består af filterhud, og dels af partikler der fanges i biofiltret. For at undgå tilstopning af filtrene må disse rengøres med mellemrum. Dette kan ske på forskellig vis f.eks. dræning af filtret og manuel spuling eller fuldautomatisk, hvor filtret returskylles med renset vand fra et reservoir eventuelt i kombination med indblæsning af luft. Filtret afspærres fra recirkulationsstrømmen under rengøring, og det slamholdige rengøringsvand ledes bort til videre håndtering. Et biofilter er typisk opdelt i celler, der skylles efter tur, mens de øvrige celler er i drift. Derved sikres, at en konstant rensning af recirkulationsvandet kan opretholdes.

7.1.2 Koncentrering af suspenderet stof

Flowet af slamstrømme fra de primære processer til fjernelse af suspenderet stof fra produktionsvand er relativt højt, ofte i området 0,3-0,6% i forhold til recirkulationsflowet og 5-10% i forhold til indtaget af nyt vand til produktionen. Koncentrationerne af suspenderet stof i slamstrømmene kan være vidt forskellige afhængig af typen af den primære fjernelsesproces og den måde, hvorpå processerne drives. Skyllevand fra mikrosigter og biofiltre er i reglen relativt tyndt med et indhold af suspenderet stof, der typisk er under 500 mg/l for mikrosigter og under 1.000 mg/l for biofiltre, men store variationer forekommer afhængig af driftsprocedurer. Indholdet af suspenderet stof i udtag

fra slamkegler er i reglen betydeligt højere og kan – afhængig af tømningsprocedurer – være helt op til 10 gange så højt som slamvandet fra mikrosigter og biofiltre.

Det primære slam kan ikke udledes til vandmiljøet på grund af det høje indhold af næringsstoffer (N og P), BOD og SS, der ikke kan accepteres i vandløb, søer, etc. Slammet slutdisponeres derimod i stort omfang til jordbrugsformål, enten ved direkte udkørsel på mark eller efter videre behandling i slambehandlingsprocesser. I begge tilfælde er det dog næsten aldrig praktisk muligt og økonomisk realistisk at slutdisponere slammet uden en forudgående opkoncentrering af det primære slam, således at voluminet af den slammængde, der skal håndteres, er formindsket i meget høj grad. Ved slutdisponeringen skal slammet normalt helst have et tørstofindhold på over 15-20%. Ved dette niveau er slammet ikke længere flydende og derfor relativt let at håndtere, og slammængden er reduceret så betydeligt, at udbringningsomkostningerne ligger på et mere acceptabelt niveau. I det følgende er nævnt en række opkoncentreringsprocesser, der har fundet udbredelse i større eller mindre grad i recirkulerede akvakulturanlæg:

Sedimentationsbassiner
Opkoncentrering af primærslam sker på akvakultur anlæg ofte ved, at slamvandet ledes ud i store jordbassiner, hvor slampartiklerne sedimenterer. Det klarede vand løber videre til recipienten eventuelt efter passage af plantelaguner eller lignende, hvor der kan ske en vis rensning, primært i form af sedimentation af suspenderet stof. Den videre håndtering af det bundfældede slam sker ved udgravning af bassinet, når dets kapacitet er opbrugt.

Figur 7.2 Slamsedimentationsbassin ved modeldambrug.

Koncentreringstanke
Koncentreringstanke anvendes i nogen udstrækning på akvakulturanlæg. Opkoncentrering af slam i koncentreringstanke er ligesom for sedimentationsbassiner baseret på bundfældning af slampartikler. Opkoncentrering af slam i koncentreringstanke er imidlertid en langt mere kontrolleret proces, og frem for alt sker der til stadighed et kontrolleret udtag af koncentreret slam.

"Passiv" afdræning
Ved "passiv" afdræning ledes fødeslammet til et bassin/filter, hvor slammet afsættes i et slam-/filterlag, og drænvandet ledes til recipient eventuelt efter passage af plantelaguner eller lignende, hvor der kan ske en vis videre rensning. "Passiv" afdræning kan ske i et simpelt slambed eller i mere avancerede processer som slammineralisering eller ormefiltre. I de to sidstnævnte tilfælde er dræningskapaciteten øget ved henholdsvis udplantning af tagrør eller tilsætning af en ormekultur. Slammineraliseringsanlæg og ormefiltre har yderligere den fordel, at slammets tørstofindhold reduceres betydeligt via mikrobiologiske nedbrydningsprocesser. Der synes ikke at være etableret slammineraliseringsanlæg i forbindelse med akvakulturanlæg, hverken i Danmark eller i udlandet. Ormefiltre er imidlertid set etableret i udlandet.

Mekanisk afvanding
Mekanisk afvanding af slam er efterhånden blevet den helt dominerende teknologi til opkoncentrering af slam på spildevandsrenseanlæg, men har tilsyneladende ikke vundet indpas i akvakulturindustrien i større omfang.

Ved mekanisk afvanding ledes fødeslammet til en afvandingsmaskine, der enten fungerer ved et filterprincip (båndfilter, mikrosier, båndafvander, tromleafvander, sibåndspresse, kammerfilterpresse) eller et centrifugeprincip (dekantere). Hvis slam fra akvakulturanlæg skal afvandes mekanisk fra det lave TS-indhold i primærslam på f.eks. 0,05% til f.eks. 15-20%, vil det kræve en afvandingsproces i flere trin, da forskellige afvandingsmaskiner har helt forskellige krav til fødeslammets tørstofindhold for, at afvanding kan ske teknisk og økonomisk effektivt. Fordelene ved mekanisk afvanding er en hurtig, effektiv og i høj grad kontrolleret afvandingsproces. Ulemperne er høje investerings- og driftsomkostninger. Hvad driftsomkostningerne angår skyldes dette bl.a. omkostninger til dosering af polymer, der er nødvendig for at opnå en tilstrækkelig effektiv afvanding.

7.1.3 Slambehandling
Ud over en opkoncentrering af tørstofindholdet i slammet kan det være en fordel at foretage en videre behandling af slammet med det formål at reducere tørstofmængden og/eller at oparbejde slammet til et attraktivt gødningsprodukt eller et andet nyttigt produkt.

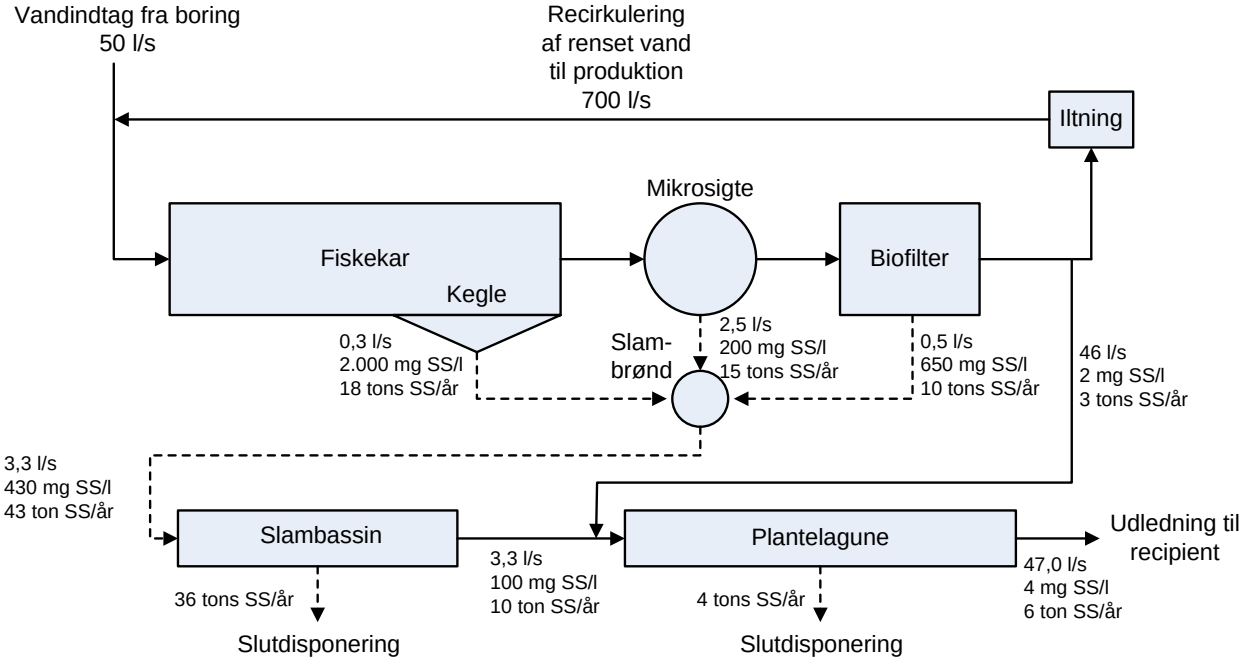
Fra spildevandsbranchen kendes en lang række mere eller mindre udbredte teknologier til behandling af slam herunder udrådning, kompostering, tørring og forbrænding. I akvakulturbranchen har viderebehandling af slam tilsyneladende ikke vundet særlig udbredelse, formentlig fordi slammængderne endnu er relativt små, således at investeringerne i behandlingsanlæg ikke står mål med besparelsespotentialet.

7.1.4 Slutdisponering

Slutdisponering af slam fra akvakulturanlæg sker i meget vid udstrækning til jordbrugsformål og typisk ved direkte udbringning af slammet på mark, dvs. uden videregående slambehandling. Slam fra akvakulturanlæg har den store fordel i forhold til slam fra kommunale og industrielle renseanlæg, at der er fuldt indblik i og kontrol over, hvad der tilsættes i produktionen, og dermed hvad slammet er generet ud fra. Det er således muligt ret præcist at specificere, hvad slammet indeholder, hvilket umiddelbart peger i retning af gode muligheder for udnyttelse af slammet i f.eks. gødningsprodukter.

Som en tommelfingerregel kan regnes med en slamproduktion i akvakulturanlæg på **80-90 g TS pr. kg foder**.

For at give et overordnet indtryk af de slamflow, som skal håndteres i et recirkuleret akvakulturanlæg, er der i Figur 7.3 vist et eksempel på flow, koncentrationer af suspenderet stof i forskellige strømme, samt en årlig massebalance for suspenderet stof. Det skal bemærkes, at de angivne flow er gennemsnit på årsbasis. I eksemplet er antaget en årlig fodermængde på 500 tons. Endvidere er antaget, at alle slamstrømme ledes til et slambassin, i hvilket der sker en sedimentation af slam og en dekantering af overløbsvand. Overløbsvandet løber til plantelaguner sammen med det vand fra fiskebassinerne, der erstattes med friskt vand.



Figur 7.3 Eksempel på slamkoncentrationer og slammassebalance for et recirkuleret akvakulturanlæg.

7.2 Fact-finding

I forbindelse med nærværende projekt har der været gennemført en række fact-finding aktiviteter herunder studieture til danske og udenlandske recirkulerede akvakulturanlæg. Hvad angår slamhåndtering har formålet med disse aktiviteter været at få et overblik over, hvilke teknologier der i dag anvendes samt, hvad der i dag må betragtes som "state-of-the-art", og endelig har formålet været at få et indtryk af, hvilke problemstillinger der præger driften af akvakulturanlæg ud fra et slamhåndteringssynspunkt. I dette afsnit er givet en sammenfatning af den tekniske situation i Danmark og udlandet hvad angår slamhåndtering, mens de identificerede problemstillinger er diskuteret i afsnit 7.3 og 7.4.

Danmark
Danske recirkulerede akvakulturanlæg er typisk relativt små med en årlig produktion på 300-700 tons fisk pr. år. Enkelte modeldambrug ses dog at overstige en produktion på 1.000 tons fisk pr. år, og mere intensive recirkulationsanlæg vil formodentlig i nærmeste fremtid blive igangsat med produktionskapacitet på over 3.000 tons fisk pr. år.

Fjernelse af suspenderet stof fra produktionsvand synes ofte at være baseret på en kombination af mikrosigter og slamkegler.

Mikrosigterne drives i reglen med kontinuerligt returskyl, hvorved der fremkommer en relativt stor mængde skyllevand (af størrelsen 0,2-0,3% af tilløb til mikrosigter) med et lavt indhold af suspenderet stof (af størrelsen 200-500 mg SS/l). Skyllevandet ledes typisk til et slambassin via en pumpebrønd.

Tømning af slamkegler sker diskontinuerligt og typisk 2-4 gange ugentligt ved, at bundudtagene åbnes i kort tid (10-15 sekunder pr. kegle). Flowet af slam fra slamkegler er relativt lille, ofte af størrelsen 5-10% af det samlede flow fra den primære fjernelse af suspenderet stof. Slammet ledes typisk til et slambassin via en pumpebrønd. Slammet er relativt koncentreret med et indhold af suspenderet stof på måske 3-4 g SS/l.

Biologisk rensning af produktionsvandet er stort set altid baseret på biofilterteknologi. Som regel anvendes plastiknet eller plastikflydelegemer som bærematerialе for biofilmen. I biofiltrene opbygges en slammasse, der skal fjernes for at opretholde en tilfredsstillende drift af filtret og for at undgå frigivelse af slam og opløste forureningskomponenter til produktionsvandet. Biofiltrene er opdelt i et antal celler der skylles skiftevis, f.eks. 1-2 celler pr. dag, således at hele filtret er skyllet i løbet af en uges tid. Flowet af skyllevand er ganske betydeligt og udgør typisk omkring 10-15% af den samlede mængde af slamvand fra slamkegler, mikrosigter og biofiltre, men der ses store variationer – afhængig af skylleprocedurer.

Opkoncentrering af slam sker typisk ved tilledning af slamstrømmene til et slambassin, hvor der sker en sedimentation af suspenderet stof. Slambassiner er typisk bygget som simple jordbassiner med en dybde på 1,5-2 m og med et tilløbsrør i den ene ende og et afløbsrør i den anden ende. Under tilledning af store slammængder i løbet af kort tid (tømning af slamkegler og skylning af biofiltre) er afløbsrøret spærret, således at der ikke opstår kortslutningsstrømme og således, at ophvirvlet slam ikke ender i afløbet. Ofte er der flere serielt forbundne slambassiner. Efter en periode på f.eks. et år tømmes slambassinerne ved udgravning for det ophobede koncentrerede slam. I nogle tilfælde

pumpes koncentreret slam med mellemrum (f.eks. en gang pr. måned) fra slambassinerne til et slamdepotbassin, hvor det koncentrerede slam lagres indtil slutdisponering. Der kendes enkelte eksempler på anvendelse af små koncentreringstanke til koncentrering af skyllevand fra mikrosigter, hvorimod mekanisk opkoncentrering af slam (båndfiltre, tromlefiltre mv.) tilsyneladende ikke anvendes i Danmark.

Rejektvandet (overløbsvandet) fra slambassinerne ledes typisk til en serie såkaldte plantelaguner, der også modtager afløbsvandet fra produktionsbassinerne. Fra plantelagunerne udledes vandet til recipient. Plantelagunerne er simple jordbassiner beplantet med almindeligt forekommende vandplanter. Tanken med plantelagunerne er at polere produktionsvand og rejektvand før udledning til recipient. I plantelagunerne sker der en sedimentation af suspenderet stof, hvorimod opløste næringsstoffer kun reduceres i meget begrænset omfang.

Figur 7.4 Plantelaguner etableret i forbindelse med modeldambrug.

Ved henstand/lagring af slam i slambassiner vil mængden af slam reduceres i nogen udstrækning på grund af anaerobe biologiske processer. Egentlig slambehandling med henblik på reducering af tørstofmængden og/eller oparbejdning af slammet til et attraktivt gødningsprodukt synes ikke at blive anvendt i nogen betydelig udstrækning på danske recirkulerede dambrug.

Slutdisponering sker i overvejende grad ved anvendelse til jordbrugsformål. På grund af de relativt små slammængder synes landmændenes aftagning ikke i meget høj grad at være sat i system, men aftagning aftales snarere fra gang til gang med forskellige landmænd.

Udenlandske anlæg
I udlandet (primært Norge og Chile) kan ses eksempler på avancerede recirkulerede opdrætsanlæg med årlige produktioner på helt op til 600.000 tons pr. år (inklusiv havbrug). Fjernelse af suspenderet stof er på "state-of-the-art" anlæg typisk baseret på mikrosigter alene, hvorimod der synes at være en generel tendens til, at fiskekar designes uden slamkegler. Dette giver tilsyneladende ikke problemer med bundfældning af slam i fiskekarrene, idet hydraulikken i de små fiskekar synes at være af en sådan karakter, at slammet vil blive udvasket og således i omfattende grad blive fjernet i mikrosigterne, hvorigennem alt produktionsvandet til den biologiske rensning vil passere.

Mikrosigterne drives – som i Danmark – i reglen med kontinuerligt returskyl. Skylleregimer for biofiltre synes i princippet ligeledes at svare til dem, der anvendes på danske dambrug som beskrevet ovenfor.

Koncentrering af slam fra den primære fjernelse af suspenderet stof ser ud til at være ganske udbredt og sker enten ved brug af mikrosigter eller koncentreringstanke.

Rejektvandet ledes på de besøgte anlæg direkte til recipient, hvilket kan lade sig gøre, fordi recipienterne typisk er store floder med meget høj vandføring (i forhold til den udledte vandmængde fra opdrætsanlæggene), og afløbskravene derfor er relativt lempelige.

Slutafvanding før slutdisponering sker på de besøgte anlæg på to principielt forskellige måder, nemlig 1) mekanisk afvanding eller 2) ormefilteranlæg.

På dambrug med mekanisk slutafvanding anvendtes små kammerfilterpresser (omkring 0,5 x 0,5 m filterkassetter), der blev fødet med koncentreret slam fra bundudtaget af små koncentreringstanke (2-3 m i diameter og 3-4 m høje).

Figur 7.5 Mekanisk slamafvandingsudstyr ved et recirkulationsanlæg i Chile.

Figur 7.6 Kammerfilterpresse til opkoncentrering af slam.

Figur 7.7 Opkoncentreret slam fra kammerfilterpresse. Tørstofindhold 20-30%.

På dambrug med ormefiltre ledes slamvandet til filtret enten direkte fra en slambrønd eller efter en indledende opkoncentrering i mikrosigte. Et ormefilter består af et bed forsynet med en drænkonstruktion. Ovenpå drænlaget anbringes et filterlag af træflis (0,5-1 m lagtykkelse). Tyndt fødeslam vandes, f.eks. via sprinklere, ud over filterlaget. Filterlaget tilsættes en kultur af regnorme, der har til formål at holde filtermassen porøs, således at vandet kan dræne væk, og således at der opstår aerobe forhold i filtermassen til fremme af bakteriel omsætning af slammets organiske indhold. Der dimensioneres typisk efter en belastning af tyndt slamvand på 200-250 l/(m2*d). Efter en periode (typisk flere år) udgraves filtermassen til slutdisponering.

Figur 7.8 Ormebed etableret ved et recirkulationsanlæg i Chile.

Figur 7.9 Filtermasse fra ormebed før slutdisponering.

Ligesom rejektvand fra slamkoncentreringsprocesser ledes rejektvand fra mekanisk slutafvanding og fra ormefiltre direkte til recipient. Af diskussioner med personale på de chilenske dambrug fremgik det, at der er en skærpelse på vej angående udledning til recipient, der vil bevirke, at alt rejektvand skal passere en mikrosigte før udledning til recipient.

Figur 7.10 Rejektvandsudledning fra ormebed i Chile. Rejektvandet ledes direkte til recipient.

Litteratur
En litteratursøgning på internettet og i en række databaser for videnskabelig faglitteratur indikerer, at der ikke p.t. er – eller tidligere har været – væsentlig fokus på slamhåndtering. Der kan dog henvises til et godt review af slamhåndteringsteknologier i /1/ samt en række fremadskuende forslag til fokusområder i en rapport fra /2,3/.

7.3 Problemstillinger

Generelt har der indtil nu kun været meget lidt fokus på slamhåndteringsdelen i forbindelse med akvakulturanlæg. Af følgende årsager må det imidlertid forventes, at det fremover vil være nødvendigt at ofre denne del af akvakulturproduktionen betydeligt mere opmærksomhed:

- Slamhåndteringsprocesserne er et område, hvor der i sagens natur forekommer potentielle forureningskomponenter i høj koncentration, og hvor der derfor principielt er risiko for betydelig forurening af miljøet
- Skærpet miljøfokus og overvågning i samfundet i almindelighed må forventes at føre til øget fokus og skærpede krav fra myndighedssiden
- Bortskaffelse af slammet til jordbrugsformål synes at blive stadigt vanskeligere, fordi landbrugene har begrænset arealkapacitet i forhold stigende mængder næringsstoffer fra f.eks. gylle og byspildevandsslam, der traditionelt udspredes på landbrugsjord i vidt omfang
- I lighed med den generelle udvikling indenfor landbrugssektoren kan det forventes, at produktionsenhederne indenfor recirkulerede akvakulturanlæg skal være stadigt større for at være rentable. Denne udvikling vil forstærke de ovennævnte forhold

Ud fra en teknisk synsvinkel synes udfordringerne således fremover at være at optimere, udvikle og etablere slamhåndteringsprocesser, hvor udledning af rejektvand og slutdisponering af slam kan leve op til skærpede miljøkrav, og hvor slamhåndteringen samtidig sker så kost-effektivt som muligt. I afsnit 7.4 nedenfor peges på en række tekniske fokusområder, hvor en udviklingsindsats vil kunne bidrage væsentligt til, at branchen kan imødegå de nævnte udfordringer.

7.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af de gennemførte fact-finding aktiviteter er der nedenfor peget på en række fokusområder, der vurderes at være centrale i forhold til optimering af eksisterende teknologi og procedurer til slamhåndtering på akvakulturanlæg med henblik på at imødekomme skærpede myndighedskrav/kontrol og fremtidige behov for industrien:

7.4.1 Koncentrering af primærslam

Valg af teknologi til hurtig og kost-effektiv koncentrering af primærslam fra slamkegler, mikrosigter og biofiltre er et helt centralt område. Hydrauliske stød i forbindelse med ikke kontinuerlig drift af primærprocesser (specielt tømning af slamkegler og skylning af biofiltre), er i reglen uheldig for driften af efterfølgende opkoncentreringsprocesser, hvorfor udligning af sådanne stød er et vigtigt fokusområde. Endvidere er graden af mekanisk påvirkning (findeling) og hydrolyseaktivitet ved forskellige opkoncentre-

ringsmetoder et vigtigt fokusområde, da kvaliteten af rejektvandet er direkte afhængig af disse forhold.

Driften af selve processerne til fjernelse af suspenderet stof (skylleprocedure for mikrosigter, tømmefrekvens for slamkegler og returskylningsregime for biofiltre), er også af stor vigtighed, da driftsforholdene dels styrer forekomsten og størrelsen af de ovenfor nævnte hydrauliske stød, men også koncentrationen af suspenderet stof i primærslammet, og dermed hvor nemt/vanskeligt det er at nå et højt tørstofindhold i de efterfølgende koncentreringsprocesser.

7.4.2 Slambehandling

Ved slambehandling forstås her endvidere behandling af opkoncentreret slam primært med henblik på reduktion af tørstof for at mindske mængden af slam, der skal håndteres, og for at forbedre konsistensen i forhold til lagring og slutdisponering. Fra behandling af slam fra byspildevand kendes en lang række metoder som udrådning, kompostering og tørring. Processer som slammineralisering og filtrering i ormefiltre er kombinerede afvandings- og slambehandlingsprocesser.

Fælles for dem alle er, at de er forbundet med betydelige investerings- og driftsomkostninger og typisk først rentable ved en relativ stor slammængde. Et væsentligt fokusområde er her at gennemføre teknisk-økonomiske vurderinger for de mest relevante teknologier for at vurdere, ved hvilken produktionsstørrelse anvendelse af forskellige teknologier er økonomisk realistisk.

Ved behandling af byspildevandsslam er hygiejnisering ofte også et vigtigt punkt. Hygiejnisering vurderes dog at være af mindre vigtighed for slam fra akvakulturanlæg, da der næppe er risiko for overførelse til mennesker eller husdyr, og da risikoen for smitte til andre akvakulturanlæg må anses for at være yderst ringe.

7.4.3 Rejektvandsbehandling

Rejektvand fra opkoncentreringsprocesser kan være en væsentlig kilde til udledning af forurenende stoffer i akvakulturanlæggets afløb. Bidraget fra rejektvandet kan være meget betydeligt i forhold til bidraget fra fiskekarrene. For SS, TP og BI_5 kan bidraget fra rejektvandet således være 2-4 gange højere end bidraget fra fiskekarrene, mens det for ammonium og TN typisk kan udgøre henholdsvis 25% og 10%. En egentlig rensning af rejektvandet for suspenderet stof samt opløst N og P kan derfor være et interessant tiltag i forbindelse med overholdelse af afløbskrav. Relevante teknologier til rejektvandsbehandling bør vurderes teknisk og økonomisk, og deres anvendelse bør demonstreres i praksis.

7.4.4 Slutdisponering

Slutdisponering af slam fra akvakulturanlæg må antages i meget høj grad at skulle baseres på genanvendelse til jordbrugsformål enten direkte eller efter en videre behandling som f.eks. kompostering. Slutdisponering af slam fra byspildevand sker – ud over til jordbrugsformål – hovedsageligt til forbrændingsanlæg, men dette vil ofte være betydeligt dyre og sker i reglen enten, fordi slamkvaliteten er for dårlig til udbringning på marker, eller af hensyn til forsyningssikkerhed. Forsyningssikkerheden er næppe et stort problem, da slammængderne er relativt små. Dårlig slamkvalitet er næppe heller et al-

vorligt problem for slam fra akvakulturanlæg. Der kan dog eventuelt være behov for en udredning/opdatering vedrørende slammets indhold af diverse fokusstoffer, herunder tungmetaller og medicinrester for at dokumentere slammets egnethed til disponering til jordbrugsformål.

Øvrige fokusområder vil være sammenfaldende med områderne beskrevet under "slambehandling" ovenfor, idet anvendelse af forskellige slambehandlingsprocesser kan øge kvaliteten af slutproduktet (konsistens, lugt og hygiejne), og dermed dets afsætningsmuligheder.

7.5 Forslag til projektforslag

7.5.1 Koncentrering af primærslam

Mekanisk koncentrering af tyndt slamvand
Afprøvning af forskellige teknologier til opkoncentrering af tyndt slamvand (fra 0,02% SS og op til 0,5% SS) fra de primære processer til fjernelse af suspenderet stof. Det overordnede formål er at opnå en hurtig adskillelse af slam fra vandlinien, således at frigivelse af forureningskomponenter til det vand, der udledes til recipient, undgås mest muligt. For forskellige niveauer af suspenderet stof i fødeslammet skal der – for at opnå en kost-effektiv proces – anvendes forskellige teknologier. Relevante teknologier til opkoncentrering af tyndt slamvand kan være bundfældningstanke, hvirvelseparatorer, mikrosigter og båndfiltre. Ved opkoncentrering af strømme, der genereres stødvist, vil brug af udligningstanke være nødvendig. Undersøgelse af de biologiske processer, der vil forløbe i udligningstanke – og hermed påvirke rejektvandskvaliteten - er en vigtig del af et projekt omkring mekanisk opkoncentrering.

Mekanisk forafvanding af forkoncentreret slam
Afprøvning af forskellige teknologier til videre opkoncentrering af forkoncentreret slam (fra 0,5% SS og op til 5-10% SS). Det overordnede formål er at opnå en hurtig adskillelse af slam fra vandlinien, således at frigivelse af forureningskomponenter til det vand, der udledes til recipient, undgås mest muligt. Koncentrering af slammet til 5-10% SS vil muliggøre mekanisk slutafvanding, men det kan også tænkes, at videre afvanding i et simpelt slambed kan være en miljømæssig holdbar og samtidig økonomisk attraktiv slutafvandingsmetode.

Relevante teknologier vil for dette niveau af SS i fødeslammet være forafvandere i form af filtre eller centrifuger og med tilsætning af flokkuleringsmidler. Monitering af rejektvandskvalitet er en vigtig del af projektet.

Mekanisk slutafvanding
Afprøvning af forskellige teknologier til slutafvanding af forafvandet slam (fra 5-10% SS og op til 15-25% SS). Formålet er at opnå en så høj tørstofkoncentration og dermed lille volumen, at det er økonomisk realistisk at lagre og slutdisponere slammet. Relevante teknologier vil for dette niveau af SS i fødeslammet være slutafvandere i form af sibåndspresser, kammerfilterpresser eller centrifuger. Monitering af rejektvandskvalitet er en vigtig del af projektet.

Slutafvanding ved slammineralisering
Afprøvning af slammineraliseringsteknologi i pilot- eller fuldskala. Slammineraliseringsteknologi har den fordel, at der kan ske en opkoncentrering fra tyndt slamvand til slam med konsistens som jord – og dermed egnet til slutdisponering i ét trin. Dimensioneringspraksis fra anlæg til behandling af slam fra byspildevand kan ikke nødvendigvis overføres til slam fra akvakultur, idet de to slamtyper kan tænkes at udvise betydelige forskelle i afdræningsegenskaber og dermed forskelle for dimensioneringsparametre som f.eks. den maksimale arealbelastning for SS. Endvidere er fastlæggelse af betydningen af det hydrauliske belastningsregime for effektiviteten af slammineraliseringsprocessen vigtig og kan pege på, i hvor grad udligning og mekanisk opkoncentrering er nødvendig. Endvidere skal der fokuseres på kvaliteten af rejektvandet fra slammineaiseringsprocessen for at afklare, om dette kan udledes med vandet fra fiskekarrene – eventuelt via plantelaguner – uden at udlederkravene overskrides.

Slutafvanding i ormefilter
Afprøvning af ormefilterteknologi i pilot- eller fuldskala. Ormefilterteknologi har den fordel, at der kan ske en opkoncentrering fra tyndt slamvand til et slutprodukt, som er egnet til slutdisponering. Teknologien anvendes på udenlandske akvakulturanlæg, og projektet vil indeholde videnhjemtagning og demonstration under danske forhold. Der vil som for slammineraliseringsteknologi være fokus på dimensioneringsparametre samt kvaliteten af rejektvandet.

7.5.2 Slambehandling

Slambehandling i slammineraliseringsanlæg og ormefiltre
Slambehandling i form af slammineralisering og filtrering i ormefilter kan være attraktive metoder til reduktion af tørstofindhold, forbedring af konsistens og hygiejnisering. Disse teknologier er samtidig afvandingsteknologier og inkluderet i projektforslag under i afsnittet ”Opkoncentrering af primærslam” ovenfor.

Økonomisk vurdering af slambehandlingsmetoder
Udarbejdelse af overslag for investerings- og driftsomkostninger for udvalgte slambehandlingsmetoder. Relevante teknologier kan være slammineralisering, filtrering i ormefilter, kompostering og udrådning. Arbejdet vil vise, hvor store produktioner der skal til for, at de forskellige metoder kan tænkes at være økonomisk attraktive.

7.5.3 Rejektvandsbehandling

Fjernelse af suspenderet stof samt N- og P-komponenter på opløst form
Opstilling af pilotanlæg til fjernelse af suspenderet stof samt N- og P-komponenter på opløst form fra rejektvand. Relevante teknologier kan være mikrosigte efterfulgt af en biologisk nitrifikations-/denitrifikationsproces baseret på biofilterteknologi.

7.5.4 Slutdisponering

Udredning vedrørende slamkvalitet
Ved anvendelse af slam til jordbrugsformål har tungmetaller og hygiejniske forhold traditionelt været i fokus. Den danske slambekendtgørelse indeholder endvidere en række organiske mikroforureninger (LAS, DEHP, NPE og PAH). Senest er stoffer som medi-

cinrester kommet i fokus, idet der dog endnu ikke er stillet krav på dette område. For at være på forkant med udviklingen gennemføres en udredning vedrørende kvalitet af slam fra akvakulturopdrætsanlæg set i forhold til anvendelse til jordbrugsformål. Tidligere undersøgelser opdateres med seneste resultater, og der gennemføres målekampagner, hvor alle relevante parametre medtages herunder også stoffer, som ikke er med i Slam-bekendtgørelsen, men som er i fokus i samfundsdebatten.

7.6 Referencer

/1/ Cripps S.J. & Bergheim A. (2000). *Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems*. Aquaculture Engineering 22 33-36.

/2/ Freshwater Institute (2002). *Technologies, procedures, and economics of coldwater fish production and effluent treatment in intensive recycling systems.* Final project report for USDA/ARS Grant no. 59-1930-8-038.

/3/ Summerfelt, S. T., Adler, P. R., Glenn, M., Kretschmann, R. N. (1999). *Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands.* Aquaculture Engineering 19 81-92.

8 ARBEJDSOMRÅDE 4. IT-ANVENDELSE TIL DRIFTSOPTIMERING, HERUNDER STYRING, MONITERING OG OVERVÅGNING

8.1 Teknisk introduktion

8.1.1 Potentielle IT-moniteringsparametre

Der er adskillige parametre, som har indflydelse på vandkvaliteten i et recirkuleret akvakulturanlæg. I det følgende afsnit bliver mulighederne for at monitere disse parametre beskrevet.

Ilt

Iltindholdet i vandet påvirker ikke alene fiskenes trivsel og vækst, men også mange andre parametre, f.eks. biofiltrets ydeevne. Der findes en bred vifte af forskelligt udstyr, der kan anvendes til at måle iltkoncentrationen i vandet. Der er mulighed for at måle iltindholdet både ved hjælp af simple testkits, Winkler titrering samt elektroniske iltprober, der både kan være håndholdte eller stationære.

Figur 8.1 Testkit til bestemmelse af ilt og opstilling til Winkler titrering.

Der er mange forskellige producenter af iltmålingsudstyr, men langt fra alle egner sig til de relativt hårde forhold, der er forbundet med brug indenfor akvakultur. Visse producenter – herunder danske Oxyguard A/S – har dog udviklet iltprober, der er specielt designet til brug i akvakultur. Disse iltprober udmærker sig bl.a. ved at være meget robuste og give præcise målinger med et minimalt behov for vedligeholdelse og kalibrering.

Figur 8.2 Eksempel på en stationær iltmåler og en håndholdt iltmåler.

Derudover har flere producenter udviklet systemer til automatisk monitering og styring af ilt i produktionsvandet, hvor iltproberne er koblet til en PLC (Programmable Logic Controller). PLC'en er i bund og grund en computer, der kan modtage input fra diverse måleinstrumenter i anlægget og dernæst reagere på disse inputs ved at sende signaler (outputs) til forskellige enheder i et system om at tænde eller slukke. Brugerfladen på et PLC-system er typisk ret simpel, men der er mulighed for at aflæse måleværdierne på et display.

Figur 8.3 Automatisk, stationær iltmåler med mulighed for datalogning og styring af ilttilførsel.

PLC-systemet kan indstilles til at tænde for en pumpe, så iltmættet vand bliver tilført f.eks. via en iltkegle, når iltindholdet i produktionstanken er faldet til et forudbestemt minimumsniveau. PLC-systemet slukker igen for den ekstra ilttilførsel, når iltindholdet i produktionstanken når op på en forudindstillet værdi.

Temperatur

Vandtemperaturen er af stor betydning indenfor akvakulturen, da den bl.a. har indflydelse på fiskenes vækstrate, biofiltrets ydeevne og iltindholdet i vandet. Temperaturen kan måles med kviksølvtermometre eller elektronisk med håndholdte og stationære ter-

mometre. Fordi måling af temperatur er nødvendig for at kunne udregne iltmætningen i vandet, er der integreret et termometer i mange elektroniske iltprober.

Det er en fordel at holde en nogenlunde konstant temperatur i systemet, da fiskene således ikke skal bruge energi på at omstille sig til skiftende temperaturer. Stabil temperatur vil i sidste ende resultere i en højere vækstrate. Temperaturen kan styres ved enten at lede produktionsvandet gennem et kølesystem eller tænde for en varmeveksler for at varme vandet op. Endelig kan der tilføres mere vand til systemet, hvis indtagsvandet kan bidrage til sænke eller hæve temperaturen i systemet alt efter ønske. Temperaturreguleringen kan være en meget energikrævende proces, hvis temperaturen i produktionsvandet er meget forskellig fra temperaturen i omgivelserne og/eller indtagsvandet. Det er muligt at koble temperaturreguleringen til en PLC, der sørger for at holde en nogenlunde konstant temperatur i systemet ved at aktivere kølesystemet og varmeveksler alt efter behov.

pH

Der er mulighed for at måle pH med håndholdte eller stationære pH-metre. Derudover kan pH også måles med strips, hvor pH-værdien bliver aflæst med en farvekode. pH er en meget vigtig parameter, der har stor betydning for fiskenes trivsel. pH'en bestemmer bl.a. ligevægten mellem ioniseret ammonium (NH_4^+) og uioniseret ammonium (NH_3). Hvis pH er for høj, vil andelen af det meget toksiske uioniserede ammonium (NH_3) stige, hvilket kan have katastrofale følger i form af øget mortalitet. pH bestemmer også balancen mellem CO_2 og HCO_3^- (Bicarbonat) i vandet, idet en lav pH vil øge CO_2-koncentrationen i vandet, hvilket ikke er ønskværdigt.

Figur 8.4 Et eksempel på et pH testkit og automatiske, stationære pH-metre.

pH'en i et recirkuleret anlæg vil falde stødt, hvis den ikke bliver reguleret. Det skyldes at omdannelsen af ammonium til nitrat i biofiltret er en syreproducerende proces. Derfor skal der tilsættes base for at holde pH'en på det optimale niveau. Basetilsætningen kan enten ske manuelt eller automatisk ved hjælp af en doseringspumpe. Denne doseringspumpe kan kobles til en PLC, der på baggrund af pH-målingerne tilsætter den nødvendige mængde base.

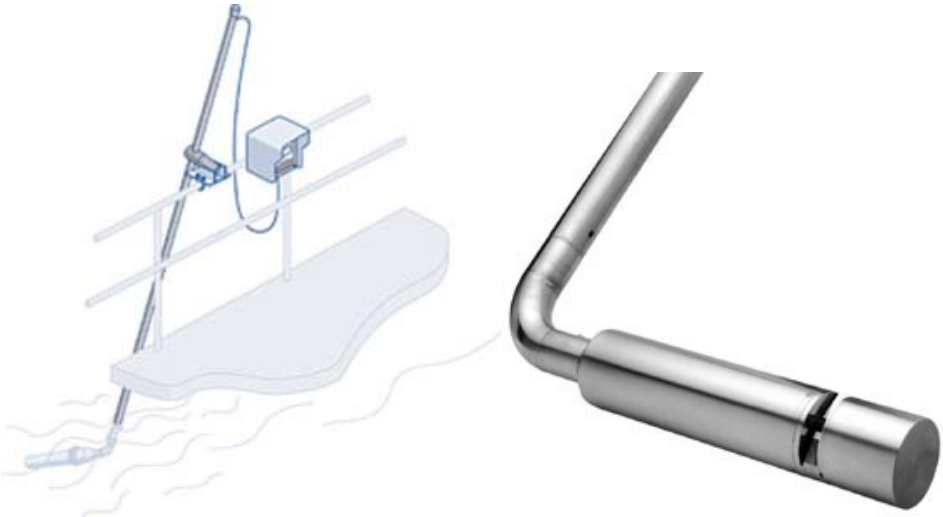
CO_2

Indholdet af CO_2 i vandet kan være en kritisk parameter i recirkulerede anlæg. Produktionen af CO_2 i et recirkuleret anlæg er et resultat af fiskenes respiration og den bakterielle nedbrydning af organisk materiale, ammonium og nitrit. Hvis koncentrationen af CO_2 bliver for høj på grund af et dårligt fungerende rislefilter/degasser eller en lav pH, kan det have uhensigtsmæssige følger for fiskene i form af nedsat vækst eller høj mortalitet. Derudover er det vigtigt at begrænse CO_2-koncentrationen i udledningsvandet. CO_2 kan måles ved titrering, testkits, spektrofotometri eller ved hjælp af enten håndholdte eller stationære elektroniske CO_2-metre. Inden for de senere år er der også udviklet elektroniske CO_2-metre specielt beregnet til brug i akvakultur.

Figur 8.5 Automatisk CO_2-meter beregnet til brug i akvakultur.

TAN (NH_4^+ + NH_3)

Koncentrationen af TAN er en vigtig parameter i et recirkuleret akvakulturanlæg, da det har stor betydning for fiskenes trivsel og vækst. Hvis koncentrationen af uioniseret ammonium (NH_3) bliver for høj, kan det medføre øget mortalitet i bestanden. På nuværende tidspunkt kan TAN måles online ved titrering, spektrofotometri, testkits, strips eller automatisk med prober.



Figur 8.6 Probe til automatisk måling af TAN.

Nitrit (NO_2^-)
Der dannes nitrit som et mellemled i nitrifikationsprocessen i biofiltret. Nitrit er ekstremt toksisk for fisk, men bliver normalt hurtigt omdannet i biofiltret til forholdsvist ufarligt nitrat. På nuværende tidspunkt kan nitrit måles ved hjælp af strips, testkits, fotospektrometri eller automatisk med prober.

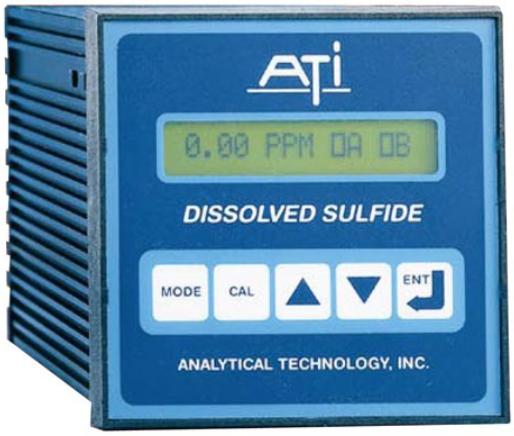
Figur 8.7 Strips til bestemmelse af nitrit og nitrat.

Nitrat (NO_3^-)
Nitrat er slutproduktet af nitrifikationsprocessen i biofiltret. Sammenlignet med nitrit og uioniseret ammonium er nitrat relativt ufarligt, og laks tåler koncentrationer op til 300-400 mg NO_3/l. De fleste recirkulerede anlæg er ikke udstyret med et denitrifikationssystem, hvor nitraten bliver omdannet til nitrogengas, men i stedet bliver nitratkoncentrationen holdt nede ved hjælp af vandudskiftning. Nitrat kan måles ved hjælp af strips, testkits, spektrofotometrisk eller automatisk med online-sensorer.

Figur 8.8 Kuvetter og spektrofotometer til analyse af nitrat.

H_2S (Hydrogensulfid)
Hydrogensulfid dannes ved bakteriel nedbrydning under anaerobe forhold og er meget giftig for fisk ved selv lave koncentrationer (>0,003 mg/L for laks). Typisk bliver hydrogensulfid produceret i slammet under biofiltret og kan potentielt fungere som en indikator for, hvornår det er på tide at returskylle biofiltret. Hydrogensulfid kan bestemmes ved hjælp af testkits og spektrofotometri. Automatiske målinger af H_2S bliver anvendt i mange spildevandsanlæg og vandværker, men ikke uden problemer, da udstyret kræver hyppig kalibrering og vedligeholdelse. Samtidig har målingerne ikke været

særligt præcise og ikke sensitivt nok til at måle i det lave spektrum, som er relevant i akvakultur. Et automatisk analyseapparat, der er i stand til at måle H_2S-koncentrationen ned til 0,005 mg/L, blev dog lanceret i 2007. Dette apparat skulle også kræve mindre vedligeholdelse og kalibrering end de eksisterende modeller på markedet og kunne muligvis være egnet til brug i akvakultur.



© Fondriest Environmental, Inc.

Figur 8.9 Apparat til automatisk analyse af hydrogensulfid.

Redoxpotentiale

Vandets evne til at oxidere organisk materiale kan måles ved redoxpotentialet. Redoxpotentialet måles i millivolt ved hjælp af elektroder, der er stort set identiske med de elektroder, som er beregnet til måling af pH, og kan ligeledes måles automatisk. Det optimale potentiale ligger på omkring 300 mV; et lavere potentiale tyder på dårlig vandkvalitet, mens et højere potentiale >500 mV kan være toksisk for fisk. Hvis ozon bliver brugt til at oxidere organisk materiale i et akvakulturanlæg, vil det især være hensigtsmæssigt at måle redoxpotentialet automatisk, da ozon er et meget kraftigt oxidationsmiddel og kan forårsage for høje redoxværdier, hvis der bliver tilsat for store mængder.

N_2

Normalt ligger mætningsprocenten af frit N_2 i vand under 100. I visse tilfælde kan vandet dog blive overmættet (>100%) med N_2, f.eks. hvis pumper suger ”falsk luft”, eller hvis der sker en hurtig forøgelse af vandtemperaturen. Denne overmætning kan forårsage boblesyge hos fiskene, hvis rislefiltret eller degasseren ikke har kapacitet til at fjerne tilstrækkeligt med N_2. Det er muligt at måle N_2-koncentrationen med gas-chromatografi. På nuværende tidspunkt er der ikke udviklet udstyr til automatisk monitering af N_2 i akvakultur.

Salinitet

Saltindholdet kan bestemmes ved at måle konduktiviteten i vandet. I et akvakulturanlæg er det bedst at holde en så stabil salinitet som muligt, for at fiskene ikke skal bruge ressourcer på at tilpasse sig omgivelserne og derved får bedre vækstbetingelser. Saliniteten kan måles ved hjælp af et håndholdt refraktometer eller elektronisk med et håndholdt eller stationært multimeter.

Figur 8.10 Håndholdt refraktometer til bestemmelse af salinitet, samt en håndholdt, digital konduktivitetsmåler.

PO_4^- (Ortho-fosfat)
Ortho-fosfat er ikke af stor betydning i forbindelse med akvakultur, idet det har vist sig, at koncentrationen ikke bliver høj nok til at være skadeligt for hverken fisk eller andre dele af systemet. Derfor er der ikke noget udtalt behov for at måle fosfat i et recirkuleret anlæg. Der er dog mange muligheder for at bestemme fosfatkoncentrationen med testkits, prober og med laboratoriemetoder.

8.1.2 Anvendt IT i akvakultur

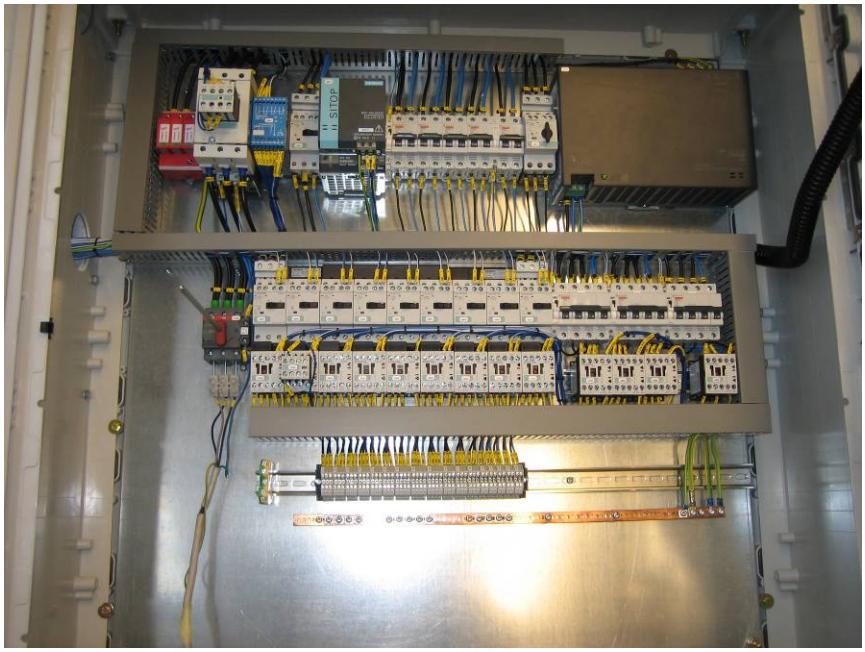
Indenfor recirkuleret akvakultur bliver IT hovedsageligt anvendt til to formål.

Overordnet skelnes der imellem:

- Styresystemer
- Fiske ”Management” programmer

Styresystemer
Styresystemer bruges ofte i recirkulerede anlæg til at kontrollere forskellige enheder. Som beskrevet i det foregående kapitel bliver PLC-systemer brugt til styring af ilt, temperatur og pH. En PLC kan potentielt styre mange andre funktioner, hvis det bliver fundet hensigtsmæssigt. Denne styring er dog relativ simpel, idet PLC’en aktiverer sine output direkte ud fra de input, den modtager fra proberne i anlægget. På nuværende tidspunkt kan PLC’en sende de data, den modtager fra proberne videre til et ”Management” software på en almindelig PC, hvilket giver et bedre overblik over den aktuelle situation i anlægget. En anden type styring kan foregå med et såkaldt PLC field bus system. PLC field bus systemer har en anden hierarkisk opbygning i forhold til et standard PLC-system, hvori det nederste lag (field bus’en) styrer enheder som motorer, sensorer osv. Fordelen ved field bus systemer er, at disse nemt kan udvides med ekstra enheder, og at der skal bruges væsentligt færre meter kabling. Ydermere foretages visse funktioner som f.eks. PID-regulering direkte på field bus’en og belaster således ikke den overliggende PLC. Til gengæld hersker der stadigvæk tvivl om, hvilken standard der bliver den fremherskende blandt field bus systemer. Fælles for PLC og field bus systemer er, at de i reglen kan styres fra et overliggende brugervenligt grafisk styresystem (SCADA, HMI).

Figur 8.11 Brugervenligt grafisk styresystem.



Figur 8.12 Elskab.

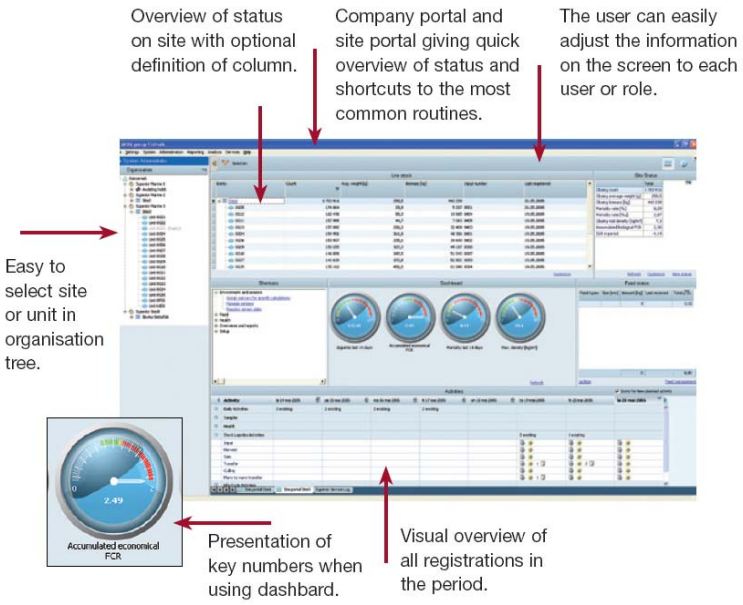
Fiske ”Management” programmer

Disse programmer kan udelukkende modtage informationer, der herefter kan danne grundlag for:

- Løbende statusopgørelse over fiskebestand, fiskedødelighed, foderforbrug, foderlagerbeholdning
- Foderforslag for de enkelte fiskebassiner baseret på biomasse, fiskestørrelse, temperatur, iltforhold, etc.
- Fremregninger vedrørende fiskevækst, foderforbrug
- Beregning af udledning af næringsstoffer, etc.
- Sporbarhed (Fiskenes totale ”CV”)

Der findes flere forskellige professionelle fiske ”Management” programmer, der udbydes til salg.

Som tidligere nævnt kan disse programmer kun modtage information fra styresystemet men ikke sende signaler tilbage til styresystemet.



Figur 8.13 Fish farm management program.

8.2 Fact-finding

I dette afsnit gives et overblik over, hvor monitering og styring af de parametre der blev beskrevet i den teoretiske introduktion bliver anvendt i praksis. Disse informationer bygger på besøg til en række forskellige recirkulerede anlæg med varierende teknologiske niveauer i Danmark og udlandet.

8.2.1 Ilt

Iltmålinger bliver foretaget på praktisk talt alle typer af moderne opdrætsanlæg. Brugen af testkits ses stadigvæk på nogle typer af opdrætsanlæg, dog primært på ældre anlæg, og stort set aldrig på moderne recirkulerede anlæg. Grunden til, at testkits stadigvæk bruges, er, fordi det er en relativt billig metode, og fordi den type anlæg, hvor testkits bruges, som regel har ganske få muligheder for at regulere ilten på en præcis måde efterfølgende. Det samme gør sig egentlig gældende for anlæg, hvor iltmålinger foretages med håndholdte iltmålere. Håndholdte, elektroniske iltmålere er dog ved at erstatte testkits på ekstensive anlæg, da anskaffelsesprisen for de håndholdte iltmålere efterhånden er ved at være relativ lav.

De fleste nyere opdrætsanlæg benytter stationære iltmålere. Stationære iltmålere har den fordel, at de kan måle iltkoncentrationen kontinuerligt og kan som regel også programmeres til at afgive en alarm ved forudbestemte iltkoncentrationer. Disse systemer er til gengæld dyrere i anskaffelse end de håndholdte modeller. Mange af de simple stationære iltmålere er dog ikke i stand til at overføre data til et IT-software. De simple, stationære iltmålingssystemer ses hovedsageligt på anlæg af ældre dato og anlæg med en lav

grad af recirkulering. De fleste stationære iltmålere har samtidig mulighed for at måle temperatur, hvilket muliggør en visning af målingen som iltprocent.

Stationære iltmålere, der indgår i et PLC-system, ses hovedsageligt på de mest avancerede recirkulerede anlæg i bl.a. Danmark og Chile. At iltmålingen indgår i et PLC-system, giver mulighed for automatisk regulering af iltniveauer ved hjælp af bl.a. injektion gennem iltkegler, low head oxygenation eller ved simple diffusere. Som regel foregår denne regulering ved, at en magnetventil åbner og lukker for tilførsel af ren ilt.

På nogle opdræt benyttes også mere avancerede reguleringteknikker som f.eks. PID-regulering. Disse systemer prøver på basis af en logget iltkurve at forudsige det fremtidige iltforbrug og korrigere for dette. Systemer, der benytter den enorme processorkapacitet, der er tilgængelig i dag, kan dermed regulere f.eks. iltniveauer meget præcist og dermed skabe stabile iltforhold. Selvom disse systemer er de dyreste i anskaffelse, vil investeringen i det lange løb kunne betale sig via et mindre iltforbrug og en lavere foderkvotient. Samtidig kan data sendes videre til et software, der via forskellige analyser giver mulighed for optimering af driften efterfølgende.

Figur 8.14 Permanent installeret iltprober efterkontrolleres manuelt med håndholdt iltmåler.

8.2.2 Temperatur

Måling af temperatur i recirkulerede fiskeopdrætssystemer har stort set kun én anvendelse, nemlig at bidrage med information i forbindelse med regulering af temperaturen. Ud over dette benyttes temperaturmålingen kun til at muliggøre visning af iltprocent. Grundet en lav anskaffelsespris er elektroniske termometre meget udbredt og til stede på praktisk talt alle recirkulerede anlæg. Håndholdte termometre ses oftest på ældre og mere simple anlæg, hvor temperaturmålingen ofte tages i forbindelse med iltmålingen. Temperatursensorer skal stort set aldrig kalibreres. I moderne anlæg er termometret oftest integreret i iltproberne og koblet til et kølesystem, hvor en varmeveksler sørger for en automatisk regulering af temperaturen i anlægget. Regulering af temperatur er særlig relevant i opdræt af arter med et temperaturoptimum, der adskiller sig meget fra den temperatur, som er i det område, hvor fisken opdrættes.

8.2.3 pH

pH bliver målt på langt de fleste recirkulerede anlæg i både Danmark og udlandet, idet udstyret generelt er relativt billigt i anskaffelse og brug. På de simple udenlandske anlæg bruges ofte strips, testkits eller håndholdte pH-metre, mens pH på avancerede danske og udenlandske anlæg bliver målt kontinuerligt med stationære pH-prober. En del af disse anlæg har en PLC-styret doseringspumpe koblet til pH-proberne, men mange fravælger dette, da det kan være risikabelt, hvis ikke pH-proberne er kalibreret korrekt, idet PLC'en vil få doseringspumpen til at tilsætte en forkert mængde base.

8.2.4 CO_2

Generelt bliver CO_2 kun i meget sjældne tilfælde målt på lav- og mellemteknologiske recirkulerede anlæg. Hvis det bliver foretaget, anvendes der testkits.

Prisen på de elektroniske CO_2-metre har tidligere været meget høj, hvilket har hindret udbredelsen i akvakultur. Prisen er i de senere år kommet ned på et lavere niveau, hvilket har bevirket, at interessen for CO_2-metre er stigende i akvakulturbranchen. Det er dog stadig kun på de allermest avancerede anlæg, at der bliver taget kontinuerlige CO_2-målinger. Ydermere er de fleste CO_2-metre stadig håndholdte og derved ikke direkte koblet op på PLC-systemet. CO_2-metre har yderligere den ulempe, at de tit skal kalibreres.

I praksis benyttes de målte CO_2-værdier til at regulere CO_2-afstripningen i anlæggene.

8.2.5 TAN, nitrit og nitrat

Der bliver foretaget daglige målinger af både TAN, nitrit og nitrat eller i det mindste ammonium på de fleste anlæg både i Danmark og i udlandet. Der bliver i næsten alle tilfælde udelukkende brugt testkits, strips eller spektrofotometre til bestemmelse af TAN, nitrit og nitrat. Dette skyldes primært, at prisen på prober til måling af TAN/nitrit/nitrat er meget høj og kræver hyppige kalibreringer. Ydermere er de fleste prober til måling af kvælstofforbindelser temmelig skrøbelige og vil derfor have en relativ kort levetid i et akvakulturanlæg.

Figur 8.15 Moderne rensningsmodul i et fuldt recirkuleret opdrætsanlæg.

8.2.6 H_2S (Hydrogensulfid)

Hydrogensulfid bliver normalt ikke målt i recirkulerede anlæg, hverken i Danmark eller i udlandet. Kun hvis der er mistanke om problemer med for høje koncentrationer, bliver der testet for hydrogensulfid og der bliver udelukkende brugt testkits og spektrofotometri.

8.2.7 Salinitet

Salinitetsmålinger bliver foretaget på daglig basis i anlæg, hvor en given salinitet forsøges opretholdt. Stationære salinitetsmålere er billige og stabile og kan let kobles til et PLC-system, der herefter kan justere saliniteten via saltdoseringsudstyr.

8.2.8 PO_4^- (Ortho-fosfat)

Ortho-fosfat måles med mellemrum på visse anlæg.

8.2.9 Visuel overvågning

På nogle moderne recirkuleringsanlæg benyttes undervandskameraer til overvågning af fiskenes adfærd og appetit. Denne type overvågning er ikke specielt udbredt hvilket i væsentlig grad skyldes, at der ikke er udviklet tilstrækkeligt pålidelig software til automatisk fortolkning af data.

8.2.10 Vandniveau

På de fleste moderne anlæg bruges simple niveausensorer til at monitere vandstanden i kar og sumpe.

8.2.11 Managementprogrammer

De fleste moderne opdrætsanlæg benytter en eller flere managementprogrammer. Disse programmer er som regel ikke integreret med PLC-overvågningen af systemet.

8.2.12 Overordnet styring.

De fleste moderne anlæg benytter sig af en eller anden form for styring. Dette varierer fra et simpelt elskab med motorværn og et par relæer, til avancerede PLC og PLC field bus systemer.

8.3 Problemstillinger

Generelt kan det konkluderes, at testkits og håndholdt måleudstyr ikke giver mulighed for automatisk alarm eller styring af ilttilførslen, og samtidig afhænger målefrekvensen af personalet. Resultaterne skal indføres manuelt, hvis de skal bruges i IT-sammenhæng, hvilket begrænser anvendelsesmulighederne.

Der kan i moderne recirkulerede opdrætsanlæg sagtens tænkes alternative udnyttelser af temperaturmålingerne. Dette kunne f.eks. dreje sig om en kobling imellem temperaturmålinger og de managementsystemer, der afgør udfordringsmængderne. Alternativt kan temperaturmålingerne være basis for en regulering af biofilterprocesserne.

En mere nøjagtig regulering af temperaturen, der ligger tættere på de for fisken kritiske høje temperaturer, er måske relevant for at opnå højere vækstrater.

Da der generelt ses en tendens til større kar og dermed større vandvolumener på recirkulerede anlæg, vil der naturligt skabes et behov for en mere nøjagtig regulering af ilt og pH i systemet, idet denne større vandvolumen udgør en meget stor buffer, som derfor er sværere at justere. Til at imødekomme dette behov for justering af ilt og pH vil man med fordel kunne benytte teknologier som PID, og derved på et tidligt tidspunkt, så at sige "vende tendensen" i karret. Samtidig bør det overvejes, om de pågældende målinger er valide, og hvorledes denne validitet kan søges højnet ved optimal placering af måleudstyret. Alternativt kan det overvejes at introducere redundant måleteknologi.

Fremtidigt vil man med fordel kunne bruge en kontinuerlig måling af CO_2 til at optimere energiforbruget i forbindelse med afstripningen af CO_2. Ydermere kan CO_2-koncentrationen, hvis målt det rigtige sted, benyttes som mål for heterotrof omsætning i biofiltrene. Som nævnt tidligere indgår CO_2 i hele bicarbonatsystemet.

Der vil med fordel kunne udvikles prober, der er specielt designet til akvakultur. Automatisk/kontinuerlig måling af TAN/nitrit/nitrat i akvakulturregi vil med fordel kunne implementeres, idet det f.eks. giver mulighed for at monitere effektiviteten af biofiltret, samt en eventuel regulering af graden af vandudskiftning, således at forgiftning undgås.

En eventuel kontinuerlig måling af ammonium, vil via en sammenholdning med pH-målinger kunne benyttes til at justere forholdet imellem ammonium og ammoniak.

Det vil være relevant at måle H_2S-koncentrationen, da utilsigtede slamophobninger vil kunne opdages tidligere. Ydermere vil forhøjede niveauer af H_2S kunne indikere anaerobe zoner i biofiltret. Dermed vil målingen af H_2S kunne bruges til bestemme frekvensen af biofilterreturskylning.

8.4 Identifikation af fokusområder

På baggrund af de gennemførte "Fact-Finding" aktiviteter er følgende fokusområder identificeret:

8.4.1 Dataoverførselsstandarder

Det er identificeret, at der ikke konsekvent anvendes de samme standarder for dataudveksling imellem udstyr anvendt i recirkuleret akvakultur.

Det vil være naturligt og hensigtsmæssigt, hvis man konsekvent altid anvender de samme dataoverførselsstandarder.

8.4.2 Kvalitet af måledata

Det er yderst beskedent, hvad der findes af forskrifter og vejledninger i, hvor og hvorledes diverse målesonder placeres samt, hvorledes man sikrer, at de målte data er korrekte.

Det er ekstremt vigtigt, at de data, der er grundlaget for en PLC-regulering af et fiskeopdrætsanlæg, er korrekte. Hvis disse data er forkerte, giver det ingen mening at benytte dem til styring og regulering af fiskeopdrætssystemerne.

Det er derfor vigtigt, at der fokuseres på at få klarlagt og dokumenteret kvaliteten af de indsamlede måledata.

8.4.3 ”Intelligent styring” af PLC-systemer

På de mest moderne recirkulerede fiskeopdrætsanlæg anvendes avancerede PLC-reguleringssystemer, der online overvåger mange forskellige parametre, med efterfølgende procesregulering som den naturlige konsekvens. Herudover sørger PLC-systemerne for løbende datalogging af relevante parametre samt relevant alarmafgivelse.

Det er ikke identificeret, at PLC-systemerne i de recirkulerede fiskeopdrætsanlæg er forbundet med mere intelligente styringsværktøjer, der vil være i stand til at regulere PLC-systemerne og dermed fiskeopdrætsanlæggene på en mere ”intelligent måde”.

For at være i stand til at udnytte ”eksterne data” er det nødvendigt at foretage en implementering af et styringssystem, der er i stand til at ”overtage” styringen af de allerede eksisterende PLC-systemer.

8.4.4 Udnyttelse af måle- og produktionsdata til styring af PLC-systemer

Der indsamles og lagres meget store mængder af produktionsdata i eksisterende kommercielle ”Fish Farm Management” programmer. En del fiskeopdræt har alternativt udviklet deres egne regnearksystemer, hvor de lagrer deres produktionsdata.

En samkøring og udnyttelse af måledata samt informationer fra ”Fish Farm Management” programmer, hvor disse data udgør en del af baggrundsinformationerne, der er basis for ”online intelligent PLC-styring”, vil være hensigtsmæssig.

8.4.5 Udnyttelse af eksterne data til styring af PLC-systemer

Informationer fra forskellige kilder kan indsamles. Dette kan f.eks. være meteorologiske data, historiske erfaringsdata osv.

Disse data kan danne grundlag for computerberegninger, der efterfølgende kan foreslå forskellige produktionsscenarier. De forskellige produktionsscenarier kan have fokus på produktionsoptimering, energiminimering, dyrevelfærdsbetragtninger eller sikre, at de givne udledningstilladelser ikke overskrides.

Disse data udgør igen baggrundsinformationerne, der er basis for ”online intelligent PLC-styring”.

8.5 Projektforslag

8.5.1 Standard for dataudveksling

Undersøgelse af eksisterende standarder for dataudveksling imellem udstyr, der anvendes i akvakulturbranchen.

Vurdering af styrker og svagheder ved de enkelte standarder.

Udvælgelse/adaptation af ”Den optimale” standard for dataoverførsel indenfor akvakulturområdet.

Anbefaling til udstyrsleverandørerne om anvendelse af denne standard, eventuelt fulgt op med assistance i forbindelse med implementering af standarden.

8.5.2 Validering af måledata

Evaluering af kvaliteten af de data, der i dag indsamles i fiskeopdrætssystemer.

Hvordan placerer vi vores måleudstyr for at opnå de mest korrekte og dermed mest anvendelige data? Er målinger af ilt, pH og temperatur f.eks. påvirket af strømningsforholdene i fisketankene?

Formålet med projektet er i sin enkelthed at identificere de optimale placeringer af målesonder for herefter at konstatere og bekræfte, at de data, der ligger til grund for de senere reguleringsprocesser, er af en sådan kvalitet, at de reelt kan bruges.

8.5.3 Vurdering af anvendeligheden af intelligente reguleringssystemer

Det er i dag muligt at forbinde intelligente styringsværktøjer (f.eks. DIMS – Dynamic Integrated Monitoring System) med de PLC-systemer, der allerede er en del af mange recirkulerede fiskeopdrætssystemer. Dette åbner muligheden for online at regulere PLC-systemerne og dermed styre fiskeopdrætsanlæggene på en mere ”intelligent måde”.

Formålet med dette projekt er at godtgøre, om der overhovedet er noget at vinde ved at ”foregribe begivenhedernes gang”.

8.5.4 Udnyttelse af måle- og produktionsdata til ”intelligent styring” af PLC-systemer

Der indsamles og lagres meget store mængder af produktionsdata i eksisterende kommercielle produktionsprogrammer (”Fish Farm Management”). En samkøring og bearbejdning af informationer fra produktionsprogrammer samt de af PLC-systemet indsamlede måledata danner baggrund for en ”online intelligent PLC-styring”.

Som eksempel kan nævnes, at det kunne være interessant at afprøve, om det produktionsmæssigt og økonomisk vil være hensigtsmæssigt at øge iltkoncentrationen i et fiskekar over en periode umiddelbart før fodring af fiskene.

Beregningen af den nødvendige mængde ilt, skal beregnes på basis af vandudskiftningen i fiskekarret, kombineret med den aktuelle biomasse i karret samt dennes fysiologiske karakteristika. På denne måde sikrer man, at den nødvendige ilt allerede er til stede

for, at en optimal metabolisme hos fiskene kan finde sted på det aktuelle tidspunkt, og dermed er man på ”forkant med situationen”.

De PLC-systemer, der eksisterer i dag, reagerer først i det øjeblik, iltkoncentrationen falder i det aktuelle fiskekar, hvorefter systemer øger ilttilsætningen for at genoprette balancen. Denne situation kan eventuelt generere et midlertidigt uhensigtsmæssigt ”ilt-dyk”, der eventuelt vil påvirke foderkvotienten og dermed den samlede økonomi for fiskeopdrættet.

Et andet eksempel kunne være afprøvning af, hvorledes en regulering af ”biofilter performance” på baggrund af næringssaltmålinger – sammenholdt med fodringsdata – vil påvirke drift og økonomi i det recirkulerede fiskeopdræt, når det styres af ”intelligente reguleringssystemer”.

Vil det være muligt at udnytte biofiltret bedre i forhold til kapacitet, herunder om det overhovedet er muligt at regulere biofilterprocesserne med henblik på at stabilisere og dermed optimere disse?

8.5.5 Udnyttelse af eksterne data som supplement til styring af PLC-systemer

Informationer fra forskellige kilder kan indsamles. Dette kan f.eks. være meteorologiske data, historiske erfaringsdata. ”bench marking” data, udledningsdata, fiskeadfærdsinformationer indsamlet via undervandskameraer i fisketankene, informationer fra ”Bio Chips”, der beregner bakteriemængder eller identificerer sygdomsfremkaldende organismer, etc.

Disse data kan danne grundlag for computerberegninger og simuleringer, der efterfølgende kan foreslå forskellige scenarier.

De forskellige scenarier kan have fokus i produktionsoptimering, energiminimering, økonomisk optimering osv.

Disse data udgør et supplement til de måle- og produktionsdata, der i givet fald allerede anvendes som de baggrundsinformationer, der er basis for den ”intelligente online PLC-styring”.

Det er stort set kun fantasien, der sætter grænser for, hvilke kombinationer af parametre der kan testes med henblik på at vurdere de energimæssige, produktionsmæssige og økonomiske konsekvenser.