

Innholdsfortegnelse

Forord	9
Sammendrag	11
Landbasert fiskeoppdrett.....	11
Teknikker for å redusere vann og strømforbruk.....	11
Teknikker for å redusere utslipp fra fôr og fekalier.....	12
Forbruk av medisiner og kjemikalier.....	12
Havbasert fiskeoppdrett.....	14
Teknikker for å redusere utslipp fra fôr og fekalier.....	14
Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier.....	14
Teknikker for å redusere sannsynlighet for rømming.....	15
Innledning	17
1. Generell informasjon om fiskeoppdrett i Norden	19
1.1 Statistikk.....	19
1.2 Island.....	23
1.3 Norge.....	24
1.4 Sverige.....	24
1.5 Danmark.....	25
1.6 Færøyene.....	26
1.7 Finland.....	26
2. Landbasert oppdrett av fisk	29
2.1 Produksjonskonsepter i landbasert oppdrett av fisk i Norden.....	29
2.1.1 Landbaserte klekkerier og settefiskanlegg i Norden.....	29
2.1.2 Merdbasert oppdrett i ferskvann.....	30
2.1.3 Dambasert oppdrett.....	30
2.1.4 Landbaserte påvekstanlegg.....	31
2.2 Nåværende forbruks- og utslippsnivå.....	32
2.2.1 Forbruk av vann og energi.....	32
2.2.2 Forbruk av medisiner og kjemikalier.....	33
2.2.3 Utslipp til vann.....	34
2.2.4 Avfall.....	35
2.2.5 Lukt og støy.....	35
2.3 Beskrivelse av teknikker som kan betraktes som BAT for å redusere forbruket av ressurser og utslipp fra landbasert fiskeoppdrett.....	36
2.3.1 Vannforbruk og energiforbruk.....	36
2.3.2 Teknikker for å redusere utslipp av organisk materiale.....	41
2.3.3 Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier.....	45
2.3.4 Teknikker for å redusere andre utslipp.....	47
2.3.5 Teknikker for å redusere rømming av fisk og skadelige effekter av rømming...	47
2.3.6 Teknikker for overvåking av vanntilstanden ved merdoppdrett i ferskvann....	48
3. Havbasert produksjon	49
3.1 Produksjonskonsepter for havbasert oppdrett av fisk.....	49
3.1.1 Atlantisk laks (<i>Salmo salar</i>) og regnbueørret (<i>Oncorhynchus mykiss</i>).....	49
3.1.2 Torsk (<i>Gadus morhua</i>).....	51
3.1.3 Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>).....	52

3.2 Nåværende forbruk av ressurser og utslippsnivå.....	52
3.2.1 Forbruk av fôr.....	52
3.2.2 Forbruk av medisiner og kjemikalier.....	52
3.2.3 Utslipp til vann.....	54
3.2.4 Rømming av fisk.....	55
3.2.5 Avfall.....	56
3.2.6 Lukt og støy.....	56
3.3 Beskrivelse av teknikker som kan betraktes som BAT for å redusere forbruket av medisiner, kjemikalier og utslipp fra havbasert fiskeoppdrett.....	56
3.3.1 Teknikker for å redusere belastning på resipient.....	56
3.3.2 Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier.....	59
3.3.3 Teknikker for å redusere rømming av fisk og skadelige effekter av rømming.....	63
3.3.4 Reduksjon av støy og lukt.....	67
3.3.5 Estetikk.....	68
3.3.6 Metoder for lokalisering av anlegg og overvåking av miljøtilstanden.....	68

4. Oversikt over forskning og utvikling (FoU) av beste tilgjengelige teknikker (BAT) i Norden..... 71

Abstract.....	73
Land-based aquaculture.....	73
Techniques for reducing water and power consumption.....	73
Techniques for reducing nitrogenous and phosphorous waste.....	74
Consumption of pharmaceuticals and chemicals.....	74
Sea-based aquaculture.....	76
Techniques for reducing nitrogenous and phosphorous waste from feed and faeces.....	76
Techniques for reducing use of pharmaceuticals and chemicals.....	76
Techniques for reducing the probability of escape of fish from fish farms.....	77

Ordliste..... 79

Referanser.....	81
Litteraturliste.....	81
Kilder til bilder.....	83

Vedlegg I. Referanseanlegg..... 85

Landbaserte referanseanlegg.....	86
Referanseanlegg 1; Matfiskanlegg for regnbueørret med høy grad av resirkulering av vann.....	86
Referanseanlegg 2; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann.....	88
Referanseanlegg 3; Matfiskanlegg for piggvar med høy grad av resirkulering av vann.....	90
Referanseanlegg 4; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann.....	92
Referanseanlegg 5; Matfiskanlegg for regnbueørret med sedimenteringsanlegg.....	93
Referanseanlegg 6; Matfiskanlegg for regnbueørret med semi-resirkuleringsanlegg.....	94
Referanseanlegg 7; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med lav grad av resirkulering av vann.....	95
Havbaserte referanseanlegg.....	96
Referanseanlegg 8; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med sensorer for deteksjon av forspill.....	96
Referanseanlegg 9; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med oppsamlingssystem for forspill.....	97
Referanseanlegg 10; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med bruk av leppefisk for avlusing.....	98

Referanseanlegg 11; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med system for skifte av notposer.....	99
Vedlegg II. Artsbeskrivelse og oppdrettskonsept.....	101
Atlantisk laks (<i>Salmo salar</i>).....	101
Regnbueørret (<i>Onchorhynchus mykiss</i>).....	103
Røye (<i>Salvelinus alpinus</i>).....	103
Sjøørret (<i>Salmo trutta</i>).....	103
Sik (<i>Coregonus lavaretus</i>).....	104
Gjørs (<i>Stizostedion lucioperca</i>).....	104
Kveite (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>).....	104
Torsk (<i>Gadus morhua</i>).....	105
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>).....	106
Nye arter.....	106
Havabbor (<i>Dicentrarchus labrax</i>).....	106
Piggvar (<i>Scophthalmus maximus</i>).....	106
Flekksteinbit (<i>Anarhichas minor</i>).....	106
Hyse (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>).....	107
Vedlegg III. Utfyllende beskrivelse av teknikker som er beskrevet i de <u>landbaserte</u> referanseanleggene	109
Pumping av vann.....	109
Lufting og oksygenering av vann.....	109
Partikler i vann.....	110
Organisk stoff.....	111
Karakterisering av vanntyper i akvakultur.....	111
Inntaksvann.....	111
Vannkvalitet i resirkuleringsanlegg.....	112
Avløpsvann.....	112
Rensing og vannbehandling.....	113
Mekanisk rensing – fjerning av partikulært materiale.....	114
Biologisk rensing – fjerning av løst organisk stoff og nitrogen.....	121
Kjemisk rensing – fjerning av løst organisk stoff og fosfat.....	129
Desinfeksjon – inaktivering av smittestoffer.....	129
Vedlegg IV. Kvantifisering og rapportering av nitrogen og fosfor utslipp fra akvakulturanlegg (Engelsk). (9).....	135

Forord

Denne rapporten presenterer en oversikt over de prosesser som er tilgjengelig i fiskeoppdretts- industrien. Foruten en statistisk oversikt over produksjonstall m.m. innenfor oppdrettsindustrien, inneholder rapporten beskrivelser av teknikker som kan betraktes som BAT (beste tilgjengelige teknikker) for å redusere forbruk av ressurser og miljøpåvirkninger fra landbasert og havbasert oppdrett.

Rapporten henvender seg spesielt til oppdrettsindustrien og til miljømyndighetene i de nordiske landene.

Rapporten er utarbeidet av Akvaplan-niva, i samarbeid med Niva og IceTec. Arbeidet ble gjennomført i perioden mars 2002 til juni 2004, og er utført av:

Jostein Solbakken (prosjektleder), Akvaplan-niva

Jo Inge Hesjevik, Akvaplan-niva

Helge Liltved, Niva

Ragnar Johannson, IceTec

Lars Windmar, Akvaplan-niva

Christian Vogelsang, NIVA

Prosjektet ble finansiert av Nordisk Ministerråds arbeidsgruppe for Produkter og Avfall. Følgende medlemmer av BAT-gruppen har vært styringsgruppe for prosjektet:

Stefán Einarsson (formann), Umhverfisstofnun, Island

May-Anita Dolmseth Hoel, Statens forurensningstilsyn, Norge

Emelie Enckell, Nylands Miljøcentral, Finland

Susanne Sär, Ålands landskapsregering, Åland

Jard Gidlund, Naturvårdsverket, Sverige

Jóhanna Olsen, Levnedsmiddel-, Miljø- og Veterinærstyrelsen, Færøerne

BAT-gruppens mandat er å utarbeide BAT-rapporter innenfor bransjer der det er mange små og mellomstore virksomheter med miljøproblemer i flere av de nordiske landene.

Innenfor enkelte bransjer benyttes BAT-rapporter som et felles nordisk grunnlag for IPPC-arbeidet i Sevilla.

Det gjøres oppmerksom på at innholdet i denne publikasjonen ikke nødvendigvis avspeiler holdninger hos Nordisk Ministerråd eller miljømyndighetene i de nordiske landene.

Sammendrag

Rapporten gjennomgår omfanget av landbasert og havbasert fiskeoppdrett i Norden og gir en beskrivelse av utslipp av fôrspill og fekalier, forbruk av vann, medisiner, kjemikalier og hva som genereres av avfall. Teknikker for å redusere forbruks- og utslippsnivå er gjennomgått og beskrevet. Teknikker som er presentert er allerede i bruk i noen anlegg (referanseanlegg i Vedlegg I, side 85). Forbruks- og utslippsnivå i disse anleggene er presentert med og uten beste tilgjengelige teknikker (BAT) for å fremheve oppnåelige nivå. Referanseanleggene vil i denne rapporten være BAT kandidater for sin anleggstype, men det presiseres at de utslipps- og forbruksnivå som teknikkene representerer, er avhengig av lokale kriterier som ikke er beskrevet i denne rapporten. En oversikt over BAT som kan anbefales implementert i landbaserte og havbaserte fiskeoppdrettsanlegg er presentert i kapitlene under.

Landbasert fiskeoppdrett

Teknikker for å redusere vann og strømforbruk

Hvor mye en kan redusere vannforbruket/kg fisk avhenger av art og livsstadium. Liten fisk har høyere oksygenforbruk, og er mindre tolerant for avfallstoffer fra stoffskiftet. I settefiskanlegg for laksefisk kan en ved å installere oksygeneringsanlegg og karbaserte luftere for CO₂, kunne redusere vannforbruket fra 100 til 53 m³/kg produsert smolt (Teknikk nr. 1, Tabell 1). Videre, kan man ved å installere en resirkuleringsteknikk med partikkelfilter, biofilter og oksygentilsetning, redusere vannforbruket ned ytterligere til 6,3 m³/kg smolt produsert (Teknikk nr. 2, Tabell 1). Strømforbruket vil imidlertid øke i forbindelse med intern pumping og høy grad av oksygeninnløsning. For produksjon av laksefisk fra 10 til 500 g kan en nå et vannforbruk fra 100 ned til 0,06 m³/kg produsert fisk, og et strømforbruk

på 1,5 kWh/kg fisk produsert (Teknikk nr. 5, Tabell 1). Dette kan en oppnå ved å installere en resirkuleringsteknikk der det brukes mikrofiltrering, biofilter og lufting av vannet. Vannet transporteres og luftes ved bruk av trykkluft fremfor mekanisk pumping og oksygeninnløsning. I landbaserte påvekstanlegg for marin fisk, kan en redusere vannforbruket fra 100 til 0,8 m³/kg produsert fisk (Teknikk nr. 6, Tabell 1). Strømforbruket vil da ligge på ca. 11 kWh/kg fisk produsert. Strømforbruket mellom de representerte anleggene varierer i hovedsak på grunn av ulike

løftehøyder av vann, ulik grad av oksygenering og bruk av pumper og ulike pumpestørrelser (Kapittel 0), mens variasjonen i vannforbruk kan forklares ut i fra hvor stor del av vannet som resirkuleres.

Teknikker for å redusere utslipp fra fôr og fekalier

I settefiskanlegg for laksefisk med resirkuleringsteknikk, kan det monteres inn partikkelfeller som filtrerer fra partikler før vannet går inn i biofiltrene. Dersom en arrangerer et oppsamlingssystem for partiklene, kan man oppnå et utslipp på 40 kg nitrogen/tonn og 4 kg fosfor/tonn fisk produsert.

Utslipp av nitrogen kan ytterligere reduseres ved å inkludere et denitrifikasjonsfilter i resirkuleringsanlegget. Ved høy gjenbruksprosent av vannet, kan nitrat akkumuleres i resirkulasjonsanlegget. Bruk av et denitrifikasjonsfilter vil omdanne nitrat til nitrogen som fritt vil avgases til atmosfæren. Teknikken vil redusere nitrogen utslippene fra 45 til 18 kg/tonn fisk produsert (teknikk nr. 3, Tabell 1).

En ytterligere reduksjon i utslipp av fosfor kan oppnåes ved implementering av et fosforfellingsanlegg i resirkuleringsanlegget, men oppnåelige nivå er desverre ikke tilgjengelig. Vannet går gjennom et denitrifikasjonsfilter, før det renner gjennom fosforfellingsanlegget, der flokkulasjonsmidler tilsettes for å felle ut fosfor. De flokkulerte partiklene fjernes deretter med et båndfilter (teknikk nr. 6, Tabell 1).

En teknikk som baserer seg på resirkulering av vann, men som verken benytter seg av denitrifikasjonsfilter eller fosforfellingsanlegg, bruker finfiltrering av partikler og biofilter sammen med luftbrønner som vannbehandlingsenheter og trykkluft ved lufting og transport av vann. I denne teknikken oppnår man en reduksjon i utslippsnivå av nitrogen fra 52 til 2,8 kg/tonn fisk produsert og fosfor fra 9 til 0,1 kg/tonn fisk produsert (teknikk nr. 5, Tabell 1).

Til en sammenligning ligger de nåværende gjennomsnittlige utslippene fra landbasert fiskeoppdrett i Norden på 55 kg nitrogen og 8 kg fosfor/tonn fisk produsert.

Ved implementering av teknikker som beskrives i Tabell 1, må det presiseres at utslippsnivåene vil variere med fiskeart, kvalitet av vannkilden, fôringsrasjon etc. De oppgitte verdiene vil derfor bare være veiledende.

Forbruk av medisiner og kjemikalier

Forbruket av medisiner er jevnt over det samme i de nordiske land, og ligger på ca. 1 gram antibiotika/tonn produsert fisk, bortsett fra landbaserte anlegg i Danmark som har et mye høyere forbruk. En forklaring til dette kan være den høye frekvens av infeksjoner av bakterien *Flavobacterium psychrophilum* (yngeldødelighetssyndrom) og *Ichthyophthirius*

multifiliis (fiskedreperinfeksjon) som registreres i dansk ørretoppdrett. Det foreligger ennå ingen vaksiner for disse bakteriesykdommene. I tillegg er vannkvaliteten i dansk dambruk dårligere enn i de andre nordiske landene pga. større avrenning fra jordbruk. Det er ikke presentert noe oppnåelige nivå for forbruk av medisiner, men all erfaring tilsier at opprettholdelse av høy hygienisk standard gjennom tilstrekkelig behandling (rensing og desinfisering) av inntaksvann, opprettholdelse av vaksinepraksis, utarbeidelse av hygienesoner, vedlikehold av fisketetteter i henhold til anbefalte verdier og tilgjengelige vannmengder reduserer forbruket betydelig. Forbruk av vaskemidler og desinfeksjonsmidler kan også reduseres ved tiltak som bl.a. redusert mengde av naturlig lys, bruk av glatte overflater og høytrykkspyling med varmt vann.

Tabell 1. Oppsummering av oppnåelige nivå av nitrogen og fosfor utslipp, vann- og energiforbruk i landbaserte anlegg ved bruk av beste tilgjengelige teknikker.

Nr	Teknikk	Referanseanlegg	Spesifikk belastning		Vannforbruk l/kg fisk produsert	Energiforbruk KWh/kg fisk produsert	Referanseanlegg nr.
			Nitrogen Kg/tonn fisk produsert	Fosfor Kg/tonn fisk produsert			
1	Oksygenering og utlufting av CO ₂	Settefiskanlegg for laksefisk (0,5-100 g), ferskvann.	53,0	9,0	53.000	I.T.	7
2	Resirkulering med partikkelfilter, biofilter og oksygentilsetning	Settefisk anlegg for laksefisk (0,5-100 g), ferskvann.	45,0	6,5	6.368	20,0	2
3	Resirkulering med partikkelfiltrering, biofilter, denitrifikasjonsfilter og oksygentilsetning	Matfiskanlegg laksefisk (10-500 g), ferskvann.	18,0	8,5	123	5,4	1
4	Sedimenteringsanlegg ved avløp	Matfiskanlegg laksefisk (10-500 g), ferskvann.	15,0	1,0	120	I.T.	5
5	Resirkulering med finfiltrering av partikler, biofilter og lufting og transport vha. trykkluft	Matfiskanlegg laksefisk (10-500 g), ferskvann.	2,8	0,1	56	1,5	6
6	Resirkulering med partikkelfiltrering, biofilter, denitrifikasjonsfilter, fosforfellingsanlegg og oksygentilsetning	Matfiskanlegg for flatfisk (Piggvar, 10-500 g), sjøvann.	I.T.	I.T.	840	11,4	3

Havbasert fiskeoppdrett

Teknikker for å redusere utslipp fra fôr og fekalier

Selv om enkelte oppdrettsmyndigheter i de nordiske land har innført en begrenset mengde fôr til hver tillatelse, reduseres forbruk av fôr i hovedsak ved bruk av teknikker som detekterer fôrspill og overvåker fiskens aktivitet og vertikale fordeling. Slike systemer resulterer i at en kan oppnå en fôrfaktor under 1,00. Dette kan få utslippene av nitrogen og fosfor ned i henholdsvis 45 kg N/tonn og 5 kg P/tonn fisk produsert. En teknikk som samler opp fôrspill i bunn av notposen og transporterer det opp til overflaten sammen med død fisk, vil redusere utslippene ned til tilsvarende nivå som ved bruk av utfôringsanlegg som detekterer fôrspill. Videre vil den sistnevnte teknikken redusere den organiske belastningen på lokaliteten fordi både fôrspill og fekalier blir samlet opp. Denne teknikken vil også redusere akkumulering av sink under anleggene. Fôrets innhold av sink kan være giftig for gravende bunndyr dersom fôrspill hopper opp på bunnen. Sistnevnte system medfører at lokaliteten kan benyttes over lenger tid enn hva som var tilfelle uten dette systemet. Belastningen av lokaliteten reduseres også ved optimal lokalisering av oppdrettsanlegg med tanke på strømhastigheter, bakgrunnsbelastning og bæreevne i resipienten. I tillegg vil brakklegging av lokaliteten i definerte perioder bidra til gjenopprettelse av bunnfaunaen til normal tilstand. Lukkede anlegg i sjø har et stort potensiale til å redusere de spesifikke utslippene av fôrspill og fekalier, men det finnes i dag ikke lukkede anlegg som kommer inn under definisjonen av BAT (Kapittel 0).

Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier

Lokalisering av et havbasert oppdrettsanlegg er nøkkelfaktoren for å kunne drive et anlegg optimalt. Oksygeninnholdet i merden må kontinuerlig holdes over en grenseverdi gjennom optimal tetthet av fisk. Denne tettheten vil variere med strømhastighet og temperatur. Første trinn er å legge anlegget på en lokalitet hvor strømhastigheten overstiger en kritisk verdi. Andre trinn er å holde merden akseptabel fri for begroing. Dersom forholdene i merden ikke blir bedre, må tettheten reduseres ved flytting av noe fisk til en annen merd, eller ved at et kvantum slaktes. Dette vil redusere sannsynligheter for sykdomsutbrudd og påfølgende medisinforbruk. Forbruk av medisiner, i hovedsak antibiotika, er oppe i 102 g/tonn fisk produsert i Danmark sammenlignet med 0,005-1g/tonn fisk produsert i resten av Norden. Årsaken til det høye forbruket av antibiotika i Danmark skyldes høye antall utbrudd av furunkulose og rødmunnsyke. I Danmark vaksineres bare 20-25 % av all fisk som settes ut i sjøen, mens i resten av Norden er andelen opp mot 100 %. Kjøp av settefisk som er individuelt vaksinert mot de fiskepato-

gene sykdommer som er vanlige i Norden, kan redusere forbruket av antibiotika med over 99 %.

Forbruk av avlusningsmidler i oppdrett av laks og regnbueørret kan utelukkes ved bruk av leppefisk. Leppefisk holder bestanden av lakselus nede gjennom kontinuerlig beiting fra laksens hud. Leppefisk beiter også på notveggen, på bla. blåskjellyngel. Ved bruk av leppefisk for å holde kontroll med lusepåslag i oppdrettsanlegget, vil en samtidig få rensket notveggen og notskiftet kan utsettes en tid (Kapittel 0). Dette er en teknikk som kun benyttes i Norge. Dette har sammenheng med at større mengder av de ulike leppefiskartene som brukes for lusekontroll bare finnes i Norge.

Utslipp av kjemikalier fra havbaserte oppdrettsanlegg omfatter i hovedsak kobber, som brukes i impregnering av notposene. Tøring av notposer reduserer nødvendigheten av å impregnere med kobberholdige midler, og kan dermed utelukke bruken av kobber. Teknikken utføres ved å knytte to merder sammen. Den ene merden henger til tork, mens den andre er i bruk. For store stålanlegg finnes det automatiserte teknikker som letter arbeidet med notskifte. Den automatiserte teknikken kan imidlertid ikke brukes på store runde plastringer. Til slike merder finnes det høytrykkbaserte vaskemaskiner som fjerner begroing i de 2-3 øverste metrene mens notposen står i sjøen. Teknikken kan utføres fra merdkanten. Vasking av notposen dypere enn tre meter krever bistand fra yrkesdykkere.

Teknikker for å redusere sannsynlighet for rømming

Teknikker som kan bidra til redusert rømming kan være tilpasning av anleggskonstruksjon til lokalitetens eksponeringsgrad og bruk av nedsenkbare merder ved spesielt eksponerte lokaliteter. Andre teknikker som rutinekontroll av notpose, sikring mot trafikk, vedlikehold av anlegg, hyppig notskifte, kontrollfiske med garn og rutiner for båtanløp kan bidra med å redusere rømming med opp til 100 % (Kapittel 0).

Innledning

Fiskeoppdrett i Norden omfavner mange ulike marine- og ferskvannsarter og representerer et betydelig årlig produksjonskvantum i forhold til total produksjon i Europa. Målet med denne rapporten er å anbefale beste tilgjengelige teknikker (BAT) som reduserer forbruk av vann og energi, belastningen fra fôr og fekalier, og forbruk av medisiner og kjemikalier i havbasert og landbasert fiskeoppdrett.

I denne rapporten er BAT definert som teknikker utprøvd i moderne fiskeoppdrett som reduserer utslipp og forbruk av ressurser og samtidig ivaretar fiskens helse og velferd. Det er samtidig forutsatt at teknikkene er mulig å implementere med hensyn til driftsmessige og økonomiske forhold.

For å kunne beskrive BAT ble det samlet inn opplysninger fra et utvalg av landbaserte og havbaserte fiskeoppdrett der BAT var i bruk. Opplysninger ble også innhentet fra leverandører av den aktuelle teknikken.

Det ble deretter gjort en beskrivelse av de grunnleggende problemene i landbasert og havbasert fiskeoppdrett og av de BAT løsninger som finnes for å løse disse problemene. BAT er videre presentert i bruk i referanseanlegg (vedlegg I), og i disse anleggene er data på oppnåelige nivå av forbruk og utslipp presentert ved bruk og uten bruk av BAT. For interesserte er det i vedlegg III satt opp en utfyllende beskrivelse av komponentene i de landbaserte referanseanleggene. For videre beskrivelse av arter og oppdrettskonsept vises det til vedlegg II, mens metoder for kvantifisering og rapportering av næringsalter i oppdrettsanlegg er beskrevet i Vedlegg IV.

1. Generell informasjon om fiskeoppdrett i Norden

Dette kapittelet inneholder generell informasjon om omfanget av fiskeoppdrett i Norden. Statistikken viser antall anlegg og kvantum av ulike arter av fisk som er produsert innenfor hver anleggskategori; landbaserte settefiskanlegg med utslipp til ferskvann, landbaserte matfiskanlegg med utslipp til ferskvann, merdanlegg i ferskvann, landbaserte settefiskanlegg med utslipp til sjøvann, landbaserte matfiskanlegg med utslipp til sjøvann og merdanlegg i sjøvann. Kapittelet tar videre for seg generelle forhold om produksjon, industristruktur og verdi av biomasseproduksjon fra fiskeoppdrett i de nordiske landene.

1.1 Statistikk

Statistikken over antall settefisk og antall tonn matfisk produsert i de ulike land i Norden, er ment å gi et bilde over omfang av forbruk av ressurser og omfang av utslipp fra anlegg med utslipp til ferskvann og sjøvann. Noen anlegg produserer mer enn en art, og i disse tilfeller kan et enkelt anlegg være satt opp innenfor flere arter, slik at den totale mengden anlegg kan være noe ukorrekt.

Storparten av settefisken produseres i anlegg med kar på land og med utslipp til vann. Disse anleggene representerer hovedtyngden av landbaserte anlegg i Norden. Settefiskanleggene tar inn vann fra elver/ferskvann eller grunnvann fra borehull. Avløpsvannet slippes ut i ferskvann eller elver. Eggene klekkes og yngelen føres opp til settefisk som transporteres til egne oppvekstanlegg i sjøen eller på land. Landbasert produksjon av settefisk i merdanlegg i ferskvann foregår ved at man klekker og fører opp yngel i kar til en viss størrelse før en setter yngelen ut i merder i ferskvann. Produksjonskvantum og antall anlegg innenfor hver art i de nordiske landene er vist henholdsvis i tabell 2 og tabell 4.

Tabell 2. Produksjon (mill. stk. per år) i landbaserte settefiskanlegg med utslipp til ferskvann i Norden (Inkludert merdoppdrett).

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Færøyene	Finland	Åland
Laks	1,1	I.T.	2,2	-	1,5	5,4	I.T.
Regnbueørret	0,1	-	I.T.	I.T.	2,9	20,0	2,0
Røye	1,8	-	I.T.	I.T.	-	I.T.	-
Sjøørret	-	-	0,7	-	-	2,2	I.T.
Innlandsørret	-	-	-	-	-	1,9	-
Sik	-	-	-	-	-	27,3	I.T.
Gjørs	-	-	-	-	-	10,0	-

Tall fra år 2000. (I.T. = data ikke tilgjengelig. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art). (Referanse 1-9, 11).

Tabell 3. Antall landbaserte settefiskanlegg med utslipp til ferskvann i Norden (inkludert merdoppdrett). Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Færøyene	Finland	Åland
Laks	9	8	9	-	4 ²	-	1
Regnbueørret	2	-	59	I.T.	-	-	1
Røye	12	-	25	-	-	-	-
Sjøørret	-	-	44	I.T.	-	140 ¹	1
Sik	-	-	-	-	-	-	1
Ål	-	-	1	I.T.	-	-	-

(I.T. = data ikke tilgjengelig. ¹ = data gjelder for alle arter unntatt ål. ² = anleggene produserer både laksesmolt og regnbueørret. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art). (Referanse 1-9,11, 54).

Anleggstyper for landbasert produksjon av matfisk, dvs. fra settefisk til slaktestørrelse, strekker seg fra jorddammer der vannet renner passivt inn og ut, til mer intensive anlegg med store kar på land, der vannet må pumpes inn i større kvanta.

Produksjonskvantum og antall anlegg som produserer hver enkelt art i de nordiske land er vist henholdsvis i Tabell 4 og i Tabell 5.

Tabell 4. Produksjon (tonn) i landbaserte matfiskanlegg med utslipp til ferskvann i Norden. Tall fra 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Finland
Laks	670	-	I.T.	-	-
Regnbueørret	-	-	-	32.000	2.041
Røye	450	168	385	-	-
Innlandsørret	-	-	I.T.	I.T.	-
Ål	-	-	311	2.500	-

(I.T. = data ikke tilgjengelig. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art). (Referanse 1-9).

Tabell 5. Antall landbaserte matfiskanlegg med utslipp til ferskvann. Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Finland
Laks	-	-	3	-	-
Regnbueørret	-	-	86	400	65
Røye	10	20	18	-	-
Innlandsørret	-	-	13	-	-
Ål	-	-	3	17	-

(I.T. = data ikke tilgjengelig. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art). (Referanse 1-9).

Produksjon av matfisk i merdanlegg i ferskvann er svært begrenset. Anleggene er oftest lokalisert til store innsjøer. Produksjonskvantum og antall anlegg som oppdretter denne arten i nordiske land er vist i Tabell 6 og Tabell 7.

Tabell 6. Produksjon (tonn) av matfisk av ulike arter i merdanlegg i ferskvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Sverige
Laks	500	13 ¹
Regnbueørret	-	2.589
Innlandsørret	-	

- = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. ¹kvantum inkluderer også innlandsørret. Referanse 1-9

Tabell 7. Antall merdanlegg for produksjon av matfisk i ferskvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Sverige
Laks	1	86 ¹
Regnbueørret	-	
Innlandsørret	-	

¹ = anlegg som produserer laks og innlandsørret er inkludert. Referanse 1-9

Landbasert settefiskproduksjon foregår i moderne anlegg med kar på land der egg klekkes og yngel føres opp til settefisk. Vann renner som oftest passivt inn fra høyereliggende ferskvann og avløpsvannet ledes ut i sjø. Dette er den mest omfangsrike produksjonsmetoden for settefisk i Norden. Settefisken transporteres med bil, båt eller helikopter til oppvekstanlegg i sjø. Produksjonskvantum og antall anlegg som produserer hver enkelt art innenfor de nordiske land er vist i tabell 8 og tabell 9.

Størrelsen på settefisken vil variere fra art til art. For laks og regnbueørret settes smolt ut i sjø som 50-200 g, kveite og torsk settes i sjø når de er 100-500 g. Piggvar settes inn i landbaserte anlegg med oppvarmet vann som 10-15 g, der den føres frem til slakt.

Tabell 8. Landbasert settefiskproduksjon i mill. stk. med utslipp til sjøvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Færøyene	Finland
Laks	2,1 ¹	133,0	-	15,3	-
Regnbueørret	-	29,0	I.T.	1,2	I.T.
Røye	-	-	-	-	-
Kveite	0,35	0,5 ¹	-	-	-
Torsk	-	0,5 ¹	-	-	-
Piggvar	I.T.	0,35 ¹	-	-	-

¹ = tall fra 2001. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanse 1-9, 11, 54

Tabell 9. Antall landbaserte anlegg for produksjon av settefisk med utslipp til sjøvann i Norden.

Art	Island	Norge	Sverige	Færøyene	Finland
Laks	13	260 ²	-	19 ²	-
Regnbueørret	-	-	2	-	27
Røye	-	-	-	-	-
Kveite	1	15 ¹	-	-	-
Torsk	-	7 ¹	-	-	-
Piggvar	1	1 ¹	-	-	-

- = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. I.T. = data ikke tilgjengelig. ¹ = tall fra 2001. ² = tallet inkluderer anlegg som produserer laks og/eller regnbueørret. Referanse 1-9, 11, 54

Matfiskproduksjon i landbaserte anlegg med utslipp til havet er en teknikk som er brukt for produksjon av laks, røye og varmekjære arter som piggvar og havabbor. Teknikken er i hovedsak begrenset til anlegg som har tilgang til spillvarme fra metallindustri eller geotermisk varme. Produksjonskvantum og antall anlegg innenfor de nordiske land er vist i Tabell 10 og Tabell 11.

Tabell 10. Produksjon (tonn) i landbaserte matfiskanlegg med utslipp til sjøvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge
Laks	2.250	-
Røye	450	-
Kveite	34	I.T.
Piggvar	30	300
Havabbor	30	-

- = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanse 1-9

Tabell 11. Antall landbaserte anlegg for produksjon av matfisk med utslipp til sjøvann i Norden. Tall fra år 2000

Art	Island	Norge
Laks	3 ¹	-
Røye	-	-
Kveite	1	3
Piggvar	1	1
Havabbor	1	-

¹ = kvantum inkluderer både laks og røye. - = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. Referanse 1-9

Matfiskproduksjon i merder i havet representerer den største produksjonen av fisk i Norden. Produksjonen er dominert av Atlantisk laks og regnbueørret. Omfanget av produksjonen innen hvert land begrenses av naturgitte forhold m.h.t. gjennomsnittstemperaturer, saltholdighet, vann- dybde og isforhold. Produksjonskvantum og antall anlegg i de nordiske land er vist henholdsvis i tabell 12 og tabell 13.

Tabell 12. Produksjon (tonn) av matfisk i merdanlegg i sjøvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Færøyene	Finland	Aland
Laks	25	423.000	-	-	31.440	-	-
Regnbueørret	-	49.410	1.863	7.264	1.141	7.869	5.743
Sjøørret	-	-	-	-	-	-	I.T.
Kveite	-	I.T.	-	-	-	-	-
Sik	-	-	-	-	-	63	I.T.
Torsk	-	162	-	-	-	-	-
Andre	-	592	-	-	-	-	-

- = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanse 1-9, 11, 54

Tabell 13. Antall merdbaserte anlegg for matfiskproduksjon i sjøvann i Norden. Tall fra år 2000.

Art	Island	Norge	Sverige	Danmark	Færøyene	Finland	Aland
Laks	3	850 ¹	-	-	26 ¹	-	-
Regnbueørret	-	-	35	32	-	171	45
Sjøørret	-	-	-	-	-	I.T.	I.T.
Sik	-	-	-	-	-	I.T.	I.T.
Torsk	-	I.T.	-	-	-	-	-
Andre	-	I.T.	-	-	-	-	-

- = ingen produksjonsvirksomhet av denne art. I.T. = data ikke tilgjengelig. ¹ = anlegg produserer laks og/eller regnbueørret. Referanse 1-9, 11, 54

1.2 Island

Produksjonen av fisk fra oppdrett var i år 2000 dominert av Atlantisk laks med arktisk røye og regnbueørret på henholdsvis andre og tredje plass. Island har også noe produksjon av kveite, havabbor og abalone. Den totale produksjonen utgjorde i år 2000 et kvantum på 3.626 tonn. Selv om den totale produksjonen er dominert av landbaserte anlegg, er merdanlegg i havet på god vei til å stå for en større del av produksjonen. Island har naturgitte fortrinn m.h.t. geotermisk varme, noe som gjør det mulig å realisere en større produksjon av varmekjære arter som piggvar, havabbor og abalone.

Omlag 12-15 selskaper står bak biomasseproduksjonen av fisk på Island. De største selskapene har en årlig produksjon på 400-1.600 tonn. Et selskap har 5 tillatelser for produksjon av laksesmolt og matfisk av røye, mens selskap som har de største produksjonskvantumene av matfisk har gjennomgående en tillatelse.

I 2000 produserte Island Atlantisk laks til en verdi av 16,4 mill. Euro, mens verdien av produksjonen av røye ble estimert til 7,4 mill. Euro. Verdien av stor regnbueørret ble estimert til 7,4 mill. Euro (9).

1.3 Norge

Produksjon av Atlantisk laks dominerer den norske oppdrettsproduksjonen etterfulgt av regnbueørret. I Norge utføres avlsarbeidet på laks og regnbueørret av 2-3 aktører og 192 mill. rognkorn produseres av 15-20 rognprodusenter. Omlag 133 mill. settefisk av laks og 29 mill. settefisk av regnbueørret produseres av 260 settefiskanlegg (år 2000). Settefisk produseres i hovedsak i anlegg med utslipp til sjøvann. Matfisk av laks og regnbueørret blir produsert i ca. 850 aktive konsesjoner for matfiskproduksjon fordelt langs hele norskekysten, med tyngdepunkt fra Hordaland fylke til Finnmark fylke.

Matfiskproduksjonen i Norge er i likhet med settefiskproduksjonen konsesjonsregulert (begrenset til produksjonskvantum). Begrensning i produksjon styres av bl.a. tetthetsregler og førkvoter (gjelder for laks). Siden innføring av førkvoter i 1996 har dette vært det sterkeste instrumentet i styring av produksjon. Oppdrett av nye arter som kveite, torsk og røye utgjør en beskjeden del av produksjonen, noe som reflekteres i artenes biologi.

I mange norske vassdrag drives kultivering for å vedlikeholde eller bedre produksjonen av laks og ørret. Noe kultivering drives av elveeierlag pga. sviktende fiske, men i regulerte vassdrag er det ofte de operative kraftselskapene som er pålagt å vedlikeholde lokale stammer gjennom utsetting av rogn eller yngel. Innfanging av stamfisk, stryking og drift av det lokale klekkeriet administreres oftest av elveeierlagene eller av kraftselskapene.

Fordelingen av konsesjoner for produksjon av matfisk av laks og regnbueørret illustrerer selskapsstørrelsen. De som har 1 konsesjon representerer 40 % av selskapene, de som har 2 konsesjoner representerer 24 %, de som har 3-10 konsesjoner representerer 28 % og de som har mer enn 10 konsesjoner representerer 8 % av selskapene.

I 2001 ble ca. 83 % av den totale produksjonen av laksefisk eksportert til markeder i EU, mens 7 % av lakseproduksjonen og 32 % av regnbueørretproduksjonen ble omsatt innenlands. Halvparten av det resterende eksport kvantum ble solgt til Japan. Verdien av eksporten i 2001 var 1,78 mrd. Euro (9).

1.4 Sverige

I dag foregår det intensivt oppdrett av matfisk i tillegg til settefiskoppdrett for utsetting for å styrke naturlige eller introduserte bestander. En del av settefiskanleggene avser også en del av produksjonen for leveranse til matfiskoppdrettere. I hovedsak er det regnbueørret som blir produsert. Omlag 60 % av kvantumet produseres i innsjøer fordelt på 86 anlegg, mens 40 % produseres i sjøvann langs kysten fordelt på 35 anlegg. Ut-

over dette foregår det settefiskproduksjon av laks og sjøørret for utsetting som en kompensasjon for den omfattende vannkraftsbyggingen. Noe sjøørret, røye og ål produseres også.

Produksjonen av fisk for utsett er beregnet til 998 tonn, der regnbueørret utgjør 558 tonn. Ørreproduksjonen utgjorde 225 tonn, mens produksjonen av røye for utsett er estimert til 144 tonn (år 2000).

Siden 1960 tallet har en frivillig organisasjon, Fiskhålsan, stått for overvåkning av fiskebestander i oppdrett. Denne virksomheten er tilknyttet Jordbruksverket (7).

Anleggene som produserer fra 0,1 til 49,9 tonn pr. år, utgjør 83 % av alle anlegg og 13 % av totalproduksjonen. Anlegg som har en produksjon fra 50 til over 100 tonn pr. år, utgjør 17 % av alle anlegg og 87 % av produksjonskvantumet av regnbueørret årlig. Oppdrettsanleggene eies som regel av små og mellomstore familiebedrifter til tross for at virksomheten er relativt kapitalintensiv. Små og mellomstore bedrifter med høy foredlingsgrad har vist seg å være de mest lønnsomme (7).

Den totale verdien for produksjon av settefisk for å styrke lokale bestander ble estimert til 6 mill. Euro i 2000, mens verdien av den totale matfiskproduksjonen ble estimert til 15,07 mill. Euro. Av dette utgjorde verdien av regnbueørret 11,8 mill. Euro (7).

1.5 Danmark

Danmark var en av de første nordiske nasjoner som introduserte regnbueørret og startet med oppdrett i jorddammer. Den totale produksjonen av porsjonsørret på 2-300 g ligger på ca. 32.000 tonn årlig, mens produksjon av stor regnbueørret > 1 kg ligger på ca. 7.000 tonn. Typisk produksjon pr. dambruk er ca. 80 tonn. Produksjonen blir eksportert til det tyske marked, til utsetting i matfiskanlegg i sjø og til utsett i dammer for fritidsfiskere. I tillegg produseres det stor regnbueørret i merder i sjø. Danmark har også den høyeste produksjonen av ål i Norden, ca. 2.100 tonn, noe som tilsvarer ca. 175 tonn pr. anlegg (5).

I Danmark er det ca. 400 dambruk og 200 dambrukere, slik at hver dambruker eier i gjennomsnitt 2 dambruk. Det finnes i tillegg 12 aktive ål-oppdrett (10).

Hvit porsjonsørret utgjør storparten av verdien av dansk produksjon av fiskebiomasse, og er estimert til 46,2 mill. Euro. Produksjon av stor regnbueørret kommer som nummer to med en verdi på 21 mill. Euro og rosa porsjonsørret som nummer tre med en verdi på 15 mill. Euro. Produksjon av ål representerer estimert verdi på 11,7 mill. Euro. Total verdi av den danske produksjonen ble estimert til 94,5 mill. Euro i år 2000 (9).

1.6 Færøyene

Produksjonen av fisk fra oppdrett domineres av Atlantisk laks med et totalt kvantum på 31.440 tonn. Produksjonen av regnbueørret er imidlertid økende. Aktiviteten er fordelt på 26 konsesjoner som igjen er fordelt på 31 lokaliteter i kystnære farvann rundt Færøyene. Færøyene hadde 19 settefiskanlegg som produserte 15,3 mill. settefisk av laks og 1,2 mill. settefisk av regnbueørret i år 2001. I tillegg eksisterer det 4 merdbaserte settefiskanlegg i ferskvann som produserte 2,9 mill. regnbueørret og 1,5 mill. laksesmolt i 2001 (11).

Industristrukturen i oppdrettsnæringen på Færøyene har gått fra små selskap med en enkel konsesjon til store og vertikalt integrerte selskap. De 26 lokalitetene som finnes på Færøyene er drevet av 13 selskap (11).

Ifølge eksportstatistikker for år 2001, høstet Færøyske fiskeoppdrettere 47 000 tonn rundvekt av laks og regnbueørret med en verdi på 125 mill. Euro. Med et innbyggertall på 45.000, blir dette en produksjon på et tonn per innbygger. Dette gjør fiskeoppdrett på Færøyene til en mer betydningsfull industri enn i noe annet land (9,11).

1.7 Finland

Oppdrett av fisk er en viktig industri i den finske skjærgården og på Åland i sørvest Finland. Finland har spesialisert seg på produksjon av stor regnbueørret (> 1 kg), som representerer over 95 % av matfiskproduksjonen. Stor regnbueørret har blitt en bestselger på det finske innlandsmarkedet. I dag produseres 80 % av kvantumet av regnbueørret langs sør-vest kysten. Sørlege Lappland er et viktig produksjonsområde for regnbueørret i ferskvann. Den totale produksjonen har stabilisert seg på et årlig nivå på 15-16 mill. ett kilos fisk. Ålands produksjon av regnbueørret utgjør 5.000 tonn.

Hoveddelen av settefiskanleggene som produserer settefisk av laks og ørret ligger i innlandet og har utslipp til ferskvann. Disse produserer også settefisk for utsett. I 2000 produserte settefiskanleggene mer enn 27 mill. yngel av sik for utsett i innsjøene og over 20 mill. settefisk av regnbueørret til matfiskanleggene. I tillegg ble det produsert et mindre antall laks, sjørret, innlandsørret, gjørs- og abboryngel for utsett. Den finske staten er pålagt å sikre overlevelsen av fiskebestandene i form av utsett av settefisk, som også resulterer i innleie av et dusin private settefiskprodusenter. Med støtte fra staten oppdretter det finske havforskningsinstituttet yngel av lokale stammer ved stasjonene rundt i hele Finland. Totalt blir det oppdrettet 20 forskjellige arter og totalt 80 stammer fra ulike områder ved instituttets stasjoner (2,4).

Den totale produksjonen er fordelt på 242 matfiskanlegg; 65 med utslipp til ferskvann og 177 med utslipp til sjø, og 318 anlegg med jord-

dammer med utslipp til ferskvann, der det i hovedsak settes ut yngel av sik og gjørs. Selskapsstrukturen består stort sett av familiedrevne anlegg (2,4).

Den totale produksjonen av regnbueørret utgjør en verdi på 48 mill. Euro. (9)

2. Landbasert oppdrett av fisk

Landbasert oppdrett av fisk omfatter klekkeri og settefiskanlegg med utslipp til sjøvann, klekkeri og settefiskanlegg med utslipp til ferskvann, dambruk, landbaserte matfiskanlegg med utslipp til sjø og merdbasert oppdrett i ferskvann. For beskrivelse av teknikk for reduksjon av utslipp fra merdbasert oppdrett i ferskvann, henvises det til kapitlene 0, 0, tildels 0 og 0.

2.1 Produksjonskonsepter i landbasert oppdrett av fisk i Norden

Klekkerier og settefiskanlegg for laks og regnbueørret utgjør størsteparten av antall landbasert oppdrett av fisk i Norden. Antall matfiskanlegg for røye er også i sterkt vekst. Anleggene har inntak av vann fra ferskvann og utslipp enten til ferskvann eller sjøvann. I Norge og på Færøyene har de fleste anleggene utslipp til sjøvann. Klekkerier og settefiskanlegg for marine arter har inntak og utslipp i sjøvann. Det finnes også et par dusin landbaserte anlegg som produserer matfisk av ål, innlandsørret, kveite eller piggvar.

2.1.1 Landbaserte klekkerier og settefiskanlegg i Norden

Klekkerier for ferskvannsfisk og anadrom fisk

Produksjonskonseptene som benyttes for oppdrett av settefisk av laksefisk i de nordiske landene har store likhetstrekk. For de ulike artenes produksjonskonsept, henvises det til Vedlegg II. De fleste anleggene er rene gjennomstrømningsanlegg hvor vannet brukes en gang, men resirkuleringsteknikker er implementert i en del av disse anleggene. Vannet renner som oftest passivt inn i anlegget. I mange anlegg varmes en del av vannet til bruk på de yngste stadiene. Resten av vannet renner til karene hvor den større fisken holdes. Mange av anleggene har større kostnadseffektive varmpumpeanlegg som ofte er koblet til varmevekslere for å gjenvinne varmen fra avløpsvannet. Mindre anlegg har ikke anlegg for oppvarming, og baserer derfor produksjonen på naturlige vanntemperaturer. Avløpsvannet renses i noen tilfeller for partikler. Noen anlegg har egen stamfisk, mens andre kjøper inn rogn fra sentrale avlsstasjoner. Størrelsen på settefisk som produseres varierer fra art til art, men i store trekk ligger den på 10-70 g.

Klekkerier for marin fisk

I Norden er det stor vekst i etablering av klekkerier for marin fisk. I hovedsak gjelder dette artene kveite og torsk. Klekkeriene har ofte egen stamfisk og produserer yngel fra 5 g til 100 g. For nærmere beskrivelse av produksjonskonsept for disse artene, henvises det til Vedlegg II. I slike klekkerier blir vann pumpet fra 50-300 meters dyp og behandlet intensivt før det føres inn i klekkeriet. Klekkeriene er teknisk avanserte med høy grad av overvåkning av vannkvalitet. De har større energianlegg for oppvarming av inntaksvannet og er ofte utstyrt med resirkuleringsanlegg for forbedring av vannkvalitet og for varmegjenvinning. Anleggene drives med egne daglengdemanipulerte stamfiskbestander som gyter året rundt. I anleggene produseres det også levende fôr til fiskelarvene. Anleggene slipper i hovedsak ut partikulært materiale.

2.1.2 Merdbasert oppdrett i ferskvann

Merdbasert oppdrett i ferskvann anvender den samme teknikken som brukes i sjøvann, men merdene er som regel mindre. Merdbasert oppdrett i ferskvann krever lokaliteter med god strøm slik at en unngår opphoping av bunnsedimenter og oppnår tilstrekkelig vannutsifting i notposen. Metoden er best egnet i store og dype innsjøer. Det er i hovedsak matfisk av regnbueørret som produseres med dette konseptet, og produksjonen foregår først og fremst i Sverige. Yngel av regnbueørret settes ut som 10-15 g i merdene, og føres opp til porsjonsstørrelse på 500 - 800 g for kultivering i innsjøer og opp til 1,2-1,5 kg når den skal leveres til konsum om høsten. Det finnes også produksjon av settefisk i ferskvann i Norge og på Færøyene, men da i mindre grad. I disse tilfellene settes yngelen ut i merder, der fisken føres frem til den kan settes ut som smolt i merder i sjøen. I produksjon av matfisk benytter en tettheter opp mot 25-30 kg/m³. Temperaturen i en innsjø varierer fra 2 °C om vinteren til 25 °C om sommeren. Anleggene produserer ca. 40 tonn/år med en gjennomsnittlig förfaktor på 1,1-1,3. Anleggene ligger på samme lokalitet hele året. Ved å trenge opp fisken, kan en holde isen borte og føre også gjennom vinteren. Notposene impregneres en gang før fisken settes ut og fisken går i den samme merden til den slaktes. Det er lite sykdom bortsett fra ubetydelige angrep av *Costia* når temperaturen stiger. Anleggene har liten grad av automatisering, som for eksempel automatisk føring.

2.1.3 Dambasert oppdrett

Dambasert oppdrett i Norden er i hovedsak et produksjonskonsept for påvekst av regnbueørret, og har i hovedsak utslipp til ferskvann. Metoden er utbredt i Danmark, Sverige og Finland. Jorrdammer representerer det tradisjonelle konseptet for å oppdrette bl.a. ørret. Dambruk kan deles inn i tre kategorier; avls dambruk som selger egg til yngel dambruk, yngel dambruk som klekker egg og produserer settefisk som selges til dambruk og dambruk som oppdretter yngel til større fisk.

Produksjonsstørrelser varierer fra 200 g som leveres til det tyske marked til fisk på 500-800 g som leveres til matfiskanlegg i sjø. Noe fisk selges også til sportsfiskeforeninger.

Tradisjonelt har dambrukerne demmet opp en kanal og latt vannet renne passivt gjennom et system av innløpskanaler til hver produksjonsdam. Hver dam får på denne måten forsyning av friskt oksygenrikt vann. Fra dammene renner vannet ut i en avløpskanal og fra avløpskanalen til en sedimenteringsdam hvor fekalier og fôrrester holdes tilbake før vannet returneres til elveleiet. Som oftest benyttes jorddammer, men enkelte dambrukere benytter også betongkummer. Fiskene holdes i jorddammer ved en tetthet på ca 25 kg pr. m³. Jorddammer er som regel ikke større enn 20x50 meter og 1 meter dype. I betong kummer benyttes gjerne en litt høyere tetthet på opp imot 50 kg/m³.

Vannet luftes og brukes om igjen opp til 5-6 ganger før det renner ut i kanalen. Vannet luftes på en rekke måter og kun i sjeldne tilfeller tilsettes det oksygen. Vanligvis luftes vann ved naturlig fall mellom produksjonsdammene, men også ved bruk av ”paddlewheels”, luft injektorer, rislefiltere og ved bruk av luftbrønner. En luftbrønn er en 4 meter dyp sjakt som vannet renner ned i. Luft blåses ned i bunnen av brønnen. Luftbrønnen fungerer dermed som en pumpe og et luftesystem.

Ved konstruksjon av jorddammer bør en ta hensyn til at vannstanden skal kunne senkes for å forenkle innhøstingen av fisken, og for å kunne rengjøre dammen for rester av fôr og fekalier før neste innsett av yngel. Helst bør dammen kunne tørrlegges slik at en kan forhindre at eventuelle infeksjoner overføres til yngel som settes ut. Kalking og tørrlegging tar f. eks. knekken på mange parasitter. En bør også ha egen vannforsyning til hver dam slik at en ikke overfører smitte fra en dam til en annen. Avløpsvann fra jorddammene renner ut i kanalene igjen og videre ut i ferskvann. Alle danske dambruk er i dag utstyrt med et sedimenteringsbasseng på avløpsiden, der fekalier og uspist fôr sedimenteres.

2.1.4 Landbaserte påvekstanlegg

Atlantisk laks og røye

Hovedtyngden av disse anleggene finnes på Island og produksjonen foregår i store kar på land. Grunnvann pumpes inn og varmes opp av geotermisk oppvarmet vann fra borehull. Røye settes inn i anleggene som settefisk på 10-15 g og føres opp til slaktestørrelse på 500-600 g ved en vanntemperatur på 4-6 °C. Laks settes inn i anleggene som liten smolt; 50-80 g, og slaktes ved en størrelse på 3-5 kg. Oppdrett av laks i landbaserte anlegg har ikke infeksjoner av lus, og i motsetning til sjøanlegg unngår de smittepress fra andre matfiskanlegg. Metoden er imidlertid mye mer kapitalintensivt enn merdbasert oppdrett i sjø. Fordelen med landbaserte matfiskanlegg er at en kan resirkulere vannet, og dermed gjøre det mulig å rense avløpsvannet i høyere grad fordi mengden av avløpsvannet reduseres.

Ål

Hovedtyngden av landbaserte påvekstanlegg for ål finnes i Danmark. Produksjonen starter ved at en tar inn villfanget glassål. Glassål fanges hovedsakelig i Frankrike (Bordeaux – Bretagne og i mindre grad i England (Bristol Channel). Ålen produseres til en størrelse på mellom 120 og 500 g. Produksjonstiden er 18 måneder fra glassål til typisk konsumstørrelse. Ål oppdrettes ved temperaturer rundt 24 °C i kvadratiske eller sirkulære kar.

All produksjon baserer seg på bruk av resirkuleringsteknikk, og resirkuleringsgraden ligger på 99,9 %. Resirkuleringsanleggene omfatter partikkelfilter, dykkede biofilter, evt. rislefilter eller kraftig lufting. Denitrifikasjonsfilter og oksygentanker er satt opp etter filtrene.

Regnbueørret

I Finland foregår det en viss produksjon av porsjonsørret i kar på land. Vannet pumpes inn i anlegget og avløpet ledes ut i ferskvann. Yngel taes inn i anlegget som 10-15 g og føres opp til en størrelse på 200-300 g under naturlige temperaturer eller oppvarmet vann frem til slaktestørrelse. Fisken sorteres og behandles mot ektoparasitter som *Costia* med jevne mellomrom.

2.2 Nåværende forbruks- og utslippsnivå

2.2.1 Forbruk av vann og energi

Energien i landbasert fiskeoppdrett brukes i hovedsak til oppvarming og pumping av vann. Andre energikrevende prosesser er belysning, oksygenproduksjon og UV-behandling av inntaksvannet. Oppvarming av vann foregår oftest i de tidlige livstadiene hos fisk, fordi det da kreves høyere temperaturer. Behovet for oppvarming av vann blir direkte påvirket av forskjellen mellom fiskens temperaturpreferanser og den naturlige temperaturen til vannkilden. Oversikt over vann- og energiforbruk innenfor landbasert fiskeoppdrett i de nordiske land er vist i Tabell 14.

Tabell 14. Forbruk av vann og energi i nordiske landbaserte fiskeoppdrett. Tallene er basert på opplysninger fra 2000.

Forbruk	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Færøyene	Aland
Vann (m ³ pr. kg fisk produsert)	90-140	80-160	15-30	I.T.	100-160	6-10	60
Energi (kWh pr. kg fisk produsert)	7	0-10	1-2	I.T.	3-60	10-20	40

Ferskvannforbruk er uttrykt i m³/kg fisk produsert, mens energiforbruket er gitt som kWh pr. kg fisk produsert. I.T. = data ikke tilgjengelig

I Norge, Island og i Finland er de landbaserte settefiskanleggene basert på 100 % gjennomstrømming, med innslag av lav-grads gjenbruk av vann (se 3.3.1). Forskjellen i vann og energiforbruk mellom settefiskanlegg i Norge og på Færøyene beror på at alle anlegg på Færøyene resirkulerer vannet i varierende grad. Økt energibehov til pumping og innløsning av oksygen forklarer et økt energiforbruk i færøyske anlegg i forhold til de norske settefiskanleggene.

2.2.2 Forbruk av medisiner og kjemikalier

I landbaserte anlegg med utslipp til ferskvann og sjøvann forbrukes det medisiner og hjelpestoffer som desinfeksjonsmidler, formalin, klor og kloramin. Oversikt over forbruk av medisiner og hjelpestoff i landbasert fiskeoppdrett i de nordiske land er vist i Tabell 15.

Tabell 15. Forbruk av medisiner og hjelpestoff (kg).

	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Åland	Færøyene
<i>Antibiotika</i>					I.T.		I.T.
Oksytetracyklin	-	1 ²	526	22 ¹		-	
Oksolinsyre	138	405 ²	223			-	
Flumekin	-	7 ²	-	I.T.		-	
Florfenikol	-	100 ²	-	-		0,8	
Sulfadiazin+trimetoprim	44	20 ²	3	-		20	
Amoxicillin	-	-	71	-		-	
Annet	-	-	8	-		-	
<i>Anestesimidler</i>			I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.
Benzocain	-	511					
Metakain	-	545					
Klorbutanol	-	-					
Fenoksyetanol	490	-					
<i>Fungisider</i>			I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	
Bronopol	-	361					-
Malakittgrønt	10	-					5,4
<i>Anthelmintika</i>	I.T.		I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.
Pazikvantel		95					
Fenbendazol		1					
<i>Lakselusmidler</i>	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.
Cis-cypermethrin							
Deltamethrin							
Teflubenzuron							
Emamektin							
Neguvon							
<i>Antiseptika</i>	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.
Hydrogenperoksyd							
<i>Andre</i>		I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.	I.T.
Formalin	800						

Norge; 2001, Sverige; 2001, Danmark; 1998, Åland; 2001 og Island; 2000. Antibiotika er angitt som aktivt stoff. ¹ = Tallet inkluderer både oksytetracyclin og oksolinsyre. ² = forbruk av antibiotika er inkludert i kvantumet som er bruk i havbasert fiskeoppdrett. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanser 10-15

Mellom de nordiske land varierer det totale forbruket av antibiotika (aktivt stoff) mellom 21–760 kg pr. år.

I landbaserte anlegg i Danmark ligger forbruket av antibiotika på samme nivå som det totale forbruket i landbaserte og havbaserte anlegg i Norge, selv om den norske biomasseproduksjonen er 10 ganger høyere enn den danske. En forklaring på det høye forbruket kan være de høye

antall utbrudd av *Flavobacterium psychrophilum* (yngeldødelighetssyndrom) og *Ichthyophthirius multifiliis* (fiskedreperinfeksjon) i dansk ørretoppdrett. Det foreligger enda ikke noen vaksiner for disse bakteriesykdommene. I tillegg er vannkvaliteten i dansk dambruk dårligere enn i andre nordiske land pga. høy avrenning fra jordbruk. Opplysninger om variasjon mellom anlegg i hvert nordisk land har ikke vært mulig å innhente innenfor rammen av prosjektet.

2.2.3 Utslipp til vann

Bunnsedimentering i resipienten er et resultat av fôrspill og fekalier. Dette er partikulært materiale som synker ned utenfor utslippspunktet og svevepartikler som bunnfeller i nærheten av utslippspunktet. Spredningsområdet av organisk materiale og svevepartikler er avhengig av strømhastigheten på lokaliteten. Oppløste næringssalter påvirker fjernsoner mest. Størrelsen av nitrogenbelastningen og hvor stor del som er bundet i partikler avhenger av fôrspillet, men innholdet i fôret er også viktig siden utslippene av nitrogen øker med økende protein i fôret. Størrelsen på fosforutslippene er først og fremst avhengig av fôrfaktoren, men fôrets innhold av fosfor er også viktig. Utslipp av nitrogen og fosfor fra landbasert settefisk og matfiskproduksjon er vist i Tabell 16.

Tabell 16. Utslipp fra landbaserte anlegg til ferskvann i Norden (tonn pr. år.)

Type utslipp	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Åland	Færøyene
Nitrogen (tonn/år)	I.T.	I.T.	500	230	246	1,1	I.T.
Fosfor (tonn/år)	I.T.	I.T.	40	33	30	0,2	I.T.

Danmark; 1999, Finland; 2000, Åland; 2001. Tall fra Sverige er estimert fra spesifikk verdi i tabell 16 og landbasert produksjon i 2000. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanser 5, 6, 10, 16, 17

Utslippene i tonn pr. år står i direkte relasjon til omfanget av produksjonen i de ulike land (Tabell 16). Relative utslippsmengder av fosfor og nitrogen pr. kg produsert fisk i de nordiske land er vist i Tabell 17.

De spesifikke utslippene varierer ikke i samsvar med produksjonen av fisk, men kan relateres til behandling av avløpsvann og mengden fôr som blir brukt. Tallene fra Finland representerer alle anlegg fra hele landet, men i noen regioner oppnår en utslipp som i år 2002 var nede i 42 kg nitrogen og 3,9 kg fosfor pr. tonn fisk produsert (gjennomsnitt av verdier fra 18 anlegg). I denne regionen var utslippene fra fire anlegg (regnbueørret og sik) med normal sedimentering (partikkelfeller) 33-47 kg nitrogen/tonn og 3,1-3,9 kg fosfor/tonn produsert fisk. Rundt om i Finland finnes det flere anlegg med lignende resultat.

Forskjellen i utslippene mellom Danmark og de andre nordiske landene kan forklares ved flere faktorer. Avløpsvannet fra danske dambruk og finske landbaserte oppdrett renner gjennom et sedimenteringsbasseng før det slippes ut i resipienten, og bidrar dermed til en økt tilbakeholdelse av fôrspill og fekalier. Forskjellen i utslipp mellom Finland og Danmark kan

forklares ved flere faktorer. Den ene er at anleggene i Danmark bruker resirkulering av vannet i høyere grad enn i Finland, og dermed passerer vannet sedimenteringsanlegget flere ganger enn i et gjennomstrømningsanlegg. Andre faktorer som kan spille inn er ulikt kalkinnhold i vannet, da økt kalkinnhold bidrar med en høyere utfelling av fosfor. Ulikt innhold av organisk materiale i inntaksvannet kan medføre flere områder med anaerobe bunnsediment i avløpskanalene, som igjen kan føre til en økt videreomsetning av nitrogenholdige forbindelser fra anleggene.

Tabell 17. Spesifikke utslipp fra landbaserte anlegg til ferskvann i kg pr. tonn fisk produsert

Type utslipp	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Åland	Færøyene
<i>Nitrogen</i> (kg/tonn fisk produsert)	I.T.	I.T.	15	70	55	55	I.T.
<i>Fosfor</i> (kg/tonn fisk produsert)	I.T.	I.T.	1	10	7	8	I.T.

Danmark; 1999, Finland; 2000, Åland; 200. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanser 5, 6, 10, 16, 17, 39

Tall på utslippsmengder av nitrogen og fosfor fra landbaserte anlegg med avløp til sjøvannsresipient i Norden er ikke lett tilgjengelig. I tillegg har det ikke vært mulig å innhente opplysninger om variasjoner i utslippsverdier mellom anlegg i hvert nordisk land innenfor rammen av prosjektet.

2.2.4 Avfall

Avfall til resirkulering inkluderer papir, kartonger, plastdunker, paller, fôrsekker og presenninger. Avfall til deponering vil i hovedsak være død fisk, slam og aske. Annet avfall fra landbaserte anlegg inkluderer smøreljer fra trucker, lastebiler, nødaggregat og kompressorer, batterier fra trucker, malingsrester, laboratoriekjemikalier og lysstoffør.

Fersk, nydødd fisk syrekonserves i en tett beholder. Syren senker pH verdien, men enzymer vil være i stand til å løse opp fiskekjøttet og resultatet blir en ”suppelignende løsning”. Beholderne tømmes av spesialiserte foretak som leverer råstoffet til biogassproduksjon (Norge). På Færøyene leveres død fisk ikke bare til renovasjonsselskaper, men også til en virksomhet som temperaturbehandler død fisk og innvoller fra syk fisk under trykk. Den temperaturbehandlede fiskemassen blir deretter transportert til biogassanlegg i Danmark. Død fisk som inneholder medisin, må lagres separat, og leveres til godkjente anlegg for destruksjon.

2.2.5 Lukt og støy

Lukt fra landbaserte oppdrettsanlegg kommer blant annet fra fôrlager og konserveringstanker for død fisk. Grad av lukt bestemmes av hvorvidt luktkildene er innendørs og av klimatiske forhold som vindretning. Fra en

normal drift av et landbasert fiskeoppdrett vil det komme lyd som kan defineres som støy. Støy vil komme fra vann/sjøvannspumper, fiskepumper som pumper fisk internt og til transportmidler, nødstrømsaggregat, kompressorer i varmpumpeanlegg og fra lufting av vann. Noe støy vil også genereres av fôringsanlegg ved fôring.

2.3 Beskrivelse av teknikker som kan betraktes som BAT for å redusere forbruket av ressurser og utslipp fra landbasert fiskeoppdrett

Dette kapitlet gir en beskrivelse av teknikker som kan betraktes som beste tilgjengelige teknikker (BAT) for reduksjon i forbruk av vann og energi, medisiner og kjemikalier og utslipp av organisk materiale i landbasert fiskeoppdrett. Teknikkene som representeres er integrert i referanseanlegg eller brukt som generelle tiltak i oppdrettsnæringen. Nivå av ressursforbruk, forbruk av medisiner og kjemikalier og utslippsnivå sammen med investeringskostnader fra referanseanlegg er presentert. Investeringskostnader for landbasert oppdrettsteknikk kan være avhengige av lokale kriterier som ikke er beskrevet i denne rapporten og vil derfor variere mye mellom de ulike nordiske landene. Oppgitte verdier må derfor bare betraktes som veiledende. For oppdrettsbedrifter som ønsker å jobbe systematisk med miljøforbedring, henvises det til miljøledelsesstandardene ISO 14001 og EMAS.

2.3.1 Vannforbruk og energiforbruk

I et landbasert anlegg er vannforbruket avhengig av den stående biomasse, fôrforbruket og resirkuleringsgraden i anlegget. Mange settefiskanlegg for laksefisk har en begrenset vannkilde og må derfor ty til vannbesparende løsninger i forbindelse med utvidelse av produksjonen. I settefiskanlegg for laksefisk varmes vannet vanligvis opp, spesielt i startfôring og yngelfasen. Energiforbruket er relativt høyt, men her brukes det varmpumper med tilknyttet varmeveksler som generelt avgir 15-20 ganger høyere effekt i forhold til den effekten som er tilført. Landbaserte anlegg som tar inn sjøvann for oppdrett av marine arter eller laksefisk er også avhengig å utnytte vannet maksimalt, men i slike tilfeller er det på grunn av energiforbruk i forbindelse med oppvarming og innpumping av vann.

I enkelte nasjoner i Norden må oppdrettsanlegg betale for vannforbruket. Det har derfor vært en fremvekst av vannbesparende løsninger som baserer seg på høy gjenbruk av vannet. Kostnaden til energi varierer imidlertid mye fra land til land i Norden. I Danmark, som har den høyeste strømprisen blant de nordiske land (1996-2000, 50), og hvor en er avhengig av maksimal utnyttelse av energiforbruk pr. kg fisk produsert, har en også utviklet oppdrettsløsninger hvor energiforbruket er minimalisert.

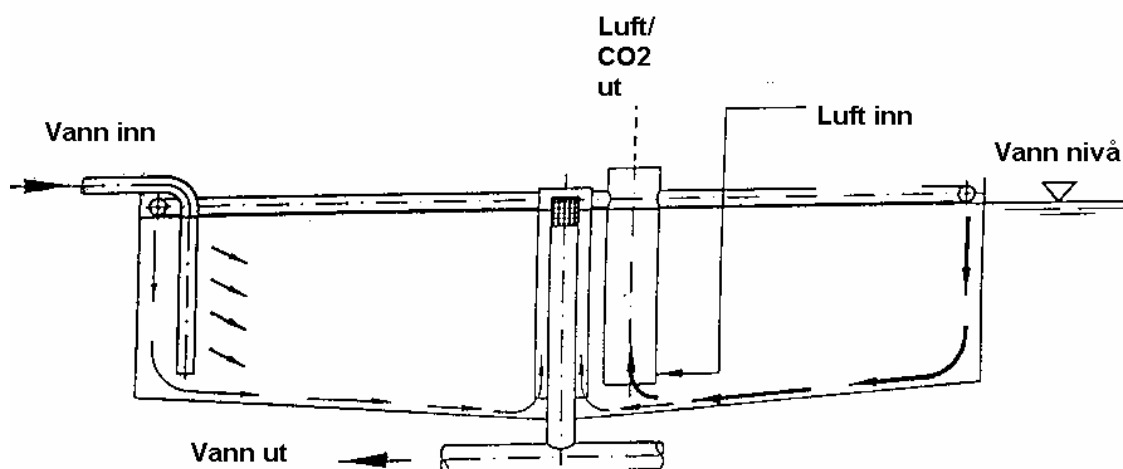
Dette inkluderer enkle løsninger for innløsning av oksygen og lave pumpehøyder i resirkuleringsanlegget.

Ved gjenbruk av vann er oksygen den faktoren som først må tilføres. Ved ytterligere gjenbruk, må konsentrasjonen av partikler reduseres. Ved enda ytterligere gjenbruk må det innføres en teknikk som fjerner fiskens avfallstoff fra vannet. Akkumuleringen av suspendert stoff og oppløste forbindelser i resirkuleringsanlegg er avhengig av förmengde, effekten av vannbehandlingen og mengde vann som skiftes ut. Organisk stoff som er vanskelig nedbrytbart og uorganiske forbindelser og salter vil kunne akkumulere til høye nivåer. Det vil også kunne bli svært høye nivåer av heterotrofe bakterier i vann som resirkuleres. Høyere gjenbruk av vannet vil medføre en enklere rensing av avløpsvannet fordi en har mindre vann i omløp og dermed høyere stoffkonsentrasjoner. I kapitlene nedenfor beskrives ulike metoder for gjenbruk av vann.

Lav grad av resirkulering; oksygenering og utlufting av CO₂

Systemet er beskrevet i Figur 1. Vannet kommer inn og fordeles i karet. Oksygen blir tilsatt gjennom diffusor i karet eller ved innløsning under trykk i egen enhet eller i hovedledningen. Vannutskiftingen i karet vil ikke fjerne oppløst karbondioksid (CO₂) tilstrekkelig, og CO₂ må derfor luftes ut gjennom et rør som er plassert i senter av karet. Luft tilsettes i bunn av røret, og vil dermed "dra" løst CO₂ i karet med seg opp gjennom røret før gassen frigjøres til luft i toppen av røret. Den tilsatte luften genererer også en gunstig vannstrøm i karet, ved at vannet som dras opp gjennom utluftingsrøret i senter fordeles ut gjennom to horisontale rør som er forbundet i toppen av utluftingsrøret.

Figur 1. Skisse over teknikk der vannforbruk er redusert ved oksygenering og utlufting av karbondioksid. Kilde: A.



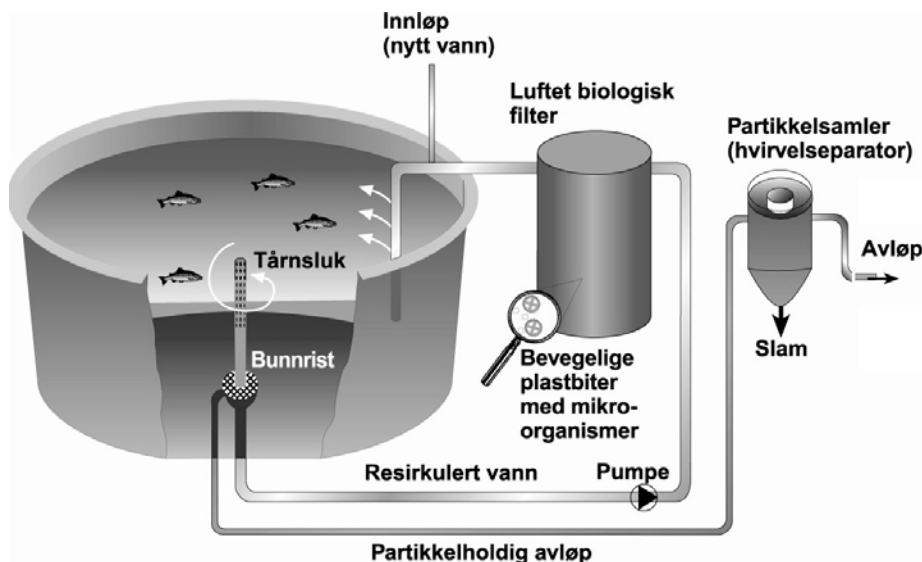
Teknikken i Figur 1 kan innføres i landbaserte anlegg for oppdrett av alle størrelser av ulike ferskvanns/anadrome fiskearter, men er bare testet i kommersielt i konvensjonelle smoltanlegg. Teknikken har vært i bruk siden begynnelsen på 90 tallet, og er implementert i en rekke nordiske smoltanlegg. Teknikken reduserer det spesifikke vannforbruket med omlag 50 %. For ytterligere informasjon, henvises det til referanseanlegg 7 i vedlegg I.

Middels grad av resirkulering; oksygenering, mekanisk filtrering og fjerning av avfallstoff

Denne teknikken kan brukes i produksjonen av settefisk av laks og ørret. En setter fisken inn i anlegget som 10-15 g og den settes ut ved en størrelse på ca.100 g. I anlegget tilsetter en 2,5 % nytt vann og bruker om igjen 97,5 %. I denne teknikken bruker en store kar på 100-200 m³ som er koblet til hvert sitt resirkuleringsanlegg. Det tilførte vannet varmes opp ved oljefyring i tillegg til varmegjenvinning gjennom en varmeveksler på avløpssiden. Oksygenet løses inn under trykk umiddelbart før vannet føres inn til fisken. For å oppnå en optimal omsetning av ammoniakk til nitrat i biofilteret (rislefilteret), må vannet renses for partikler. En partikkelfjerner er derfor montert i bunnen av hvert produksjonskar. Denne separerer og fjerner fekalier og partikler som deretter ledes direkte i avløp. Slammet fra virvelseparatoren kan også lagres og etterbehandles.

Det filtrerte vannet filtreres videre av et trommelfilter før det føres til et oppsamlingskar. Fra dette karet blir vannet pumpet opp på toppen av et rislefilter. Vannet renner så gjennom rislefilteret, hvor oksygen tilføres og karbondioksid luftes ut samtidig som giftig ammoniakk omdannes til ikke-giftig nitrat. Vannet renner så ned i oppsamlingstanken hvorfra det pumpes gjennom en oksygeneringstank for oksygentilsetning før det renner inn igjen i karet. Teknikken er i bruk i referanseanlegg 2 (Vedlegg I).

Figur 2. Skissen viser prinsipp for et resirkuleringsanlegg med middels grad av resirkulering av vann. Kilde B.



En annen tilnærmet lik teknikk (Figur 2) som den som er beskrevet i forrige avsnitt, kan også brukes i settefiskproduksjon av laksefisk. En setter her fisken inn i anlegget som ca. 10 g og fører den opp til ca. 100 g, før den selges og settes inn i havbaserte anlegg. I dette konseptet representerer 15 % av det tilsatte vannet i karet nytt vann, mens 85 % representerer vann som er resirkulert dvs. filtrert for partikler, renses for avfallstoff og tilsatt oksygen. Vannet varmes opp, luftes og UV behandles før det går inn i karet. En partikkelfelle i bunn skiller partikler og vann. Vannet pumpes så fra avløp i karet og gjennom et biofilter av typen "moving bed" før det renner passivt inn i karet igjen. Biofilteret omdanner giftig ammoniakk til ikke-giftig nitrat. Det partikkelholdige vannet fra partikkelfellen renner passivt inn i en virvelseparator hvor partiklene konsentreres ytterligere, mens det rensede vannet går i avløp. Slammet fra virvelseparatoren kan lagres og etterbehandles. Oksygenet kan tilsettes direkte i karet, løses inn i oksygenkjepler eller i en delstrøm av hovedledningen under trykk. Teknikken kan installeres på eksisterende smoltanlegg, men da er det behov for mer areal ved siden av karene. Anvendelse av teknikken i et konvensjonelt anlegg for produksjon av laksesmolt, medfører en reduksjon i vannforbruket på 94 %. Spesifikk belastning av nitrogen og fosfor kan reduseres med henholdsvis 28 og 29 %. Energiforbruket ved bruk av teknikken ligger på ca. 20 kWh/kg produsert smolt, tilsvarende 2 kWh pr. 100 g smolt. Med en pris pr. kWh på 0,07 Euro, blir dette en elektrisitetskostnad på 0,14 Euro/smolt. Elektrisitetskostnader i et konvensjonelt smoltanlegg ligger på ca. 0,03 Euro pr. kWh. Investeringskostnader er ikke tilgjengelig. For beskrivelse av anlegg der teknikken er i bruk, henvises det til referanseanlegg 4 (Vedlegg I)

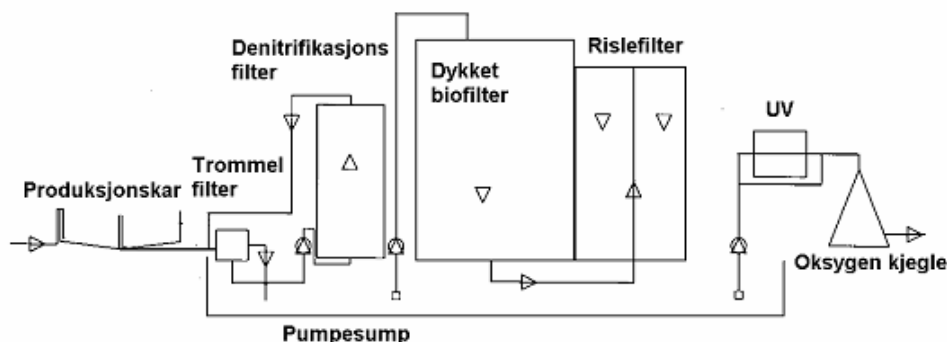
Høy grad av resirkulering; oksygenering, mekanisk filtrering og høy grad av fjerning av avfallstoff

Denne teknikken kan anvendes i produksjon av laksefisk fra 10 g og opp til 500 g (Figur 3). I denne teknikken tilføres det 0,4 % nytt vann, mens 99,6 % brukes om igjen. I forhold til teknikken i de forutgående anleggene, er biofilterkapasiteten økt. I tillegg er det inkludert et denitrifikasjonsfilter for videre omsetting av fiskenes avfallstoff, fordi nitrat ofte blir akkumulert i resirkulasjonsanlegg når vannet har så høy gjenbruksprosent som i dette tilfellet. I denitrifikasjonsfilteret omdannes nitrat til nitrogen som fritt kan avgasses til atmosfæren.

Resirkulasjonssystemet er satt opp med et trommelfilter før et denitrifikasjonsfilter, et dykket biofilter, et UV anlegg og oksygenkjele før vannet renner inn i produksjonskarene. Fra produksjonskarene renner vannet ned i et avløp under gulvet og frem til trommelfilteret. Vannet renner passivt gjennom trommelfilteret til et oppsamlingskar. Slammet som blir filtrert fra trommelfilteret blir samlet opp i en slamtank og etterbehandlet. En delstrøm pumpes fra oppsamlingskaret gjennom et denitrifikasjonsfilter og renner så passivt ned igjen i oppsamlingskaret. Vannet

pumpes videre opp fra oppsamlingstanken til toppen av biofilteret og renner deretter passivt gjennom det dykkede biofilteret og inn i et rislefilteret før det ender ned i oppsamlingstanken. En delstrøm pumpes inn i et filter der antall bakterier fra biofilteret reduseres med ultrafiolett belysning, før det renner inn i oksygenkjegler for oksygenering. Til slutt renner vannet inn i produksjonskarene. Det benyttes en sammenhengende oppsamlingstank både til returvann fra tromlefilteret og vannet fra rislefilteret. Teknikken kan tilpasses landbaserte anlegg, men implementering krever stort areal. Anvendelse av teknikken kan medføre en reduksjon i spesifikk miljøbelastning på 71 % nitrogen og 3 % fosfor. Vannforbruket kan reduseres med 99,6 % og energiforbruket vil ligge på ca. 5,4 kWh/kg produsert fisk. For beskrivelse av anlegg der teknikken er i bruk, henvises det til referanseanlegg 1 (Vedlegg I).

Figur 3. Skisse over teknikk for høy grad av resirkulering i påvekstanlegg for laksefisk. Kilde C.



I en tilsvarende teknikk tilføres det 5 % nytt vann av det som totalt blir tilført fiskekaret, mens 95 % er blir resirkulert. Vannet som resirkuleres renses gjennom et mekanisk filter for fjerning av fôrspill og fekalier og et biofilter for fjerning av avfallstoff fra stoffskiftet før det renner tilbake til produksjonskarene. Spesifikke utslippsmengder for nitrogen og fosfor fra dette anlegget vil være redusert med henholdsvis 96 % og 98,6 % i forhold til utslippene fra et konvensjonelt landbasert gjennomstrømningsanlegg. I anlegget benyttes det en spesialdesignet teknikk for lufting og oksygenering av vann. Dette omfatter såkalte oksygeneringsbrønner som er ca. 4 meter dype hvor luft blåses inn for lufting/oksygenering av vannet som resirkuleres. Ved bruk av bare oksygeneringsbrønner sammen med et sedimenteringsanlegg, kan vannet brukes om igjen 10-20 ganger. Dersom produksjonskarene er anlagt i samme nivå, kan ørret produseres i slike systemer ved et samlet forbruk på 2-2,5 kWh pr. kg. fisk produsert. Med en pris pr. kWh på ca. 0,07 Euro, blir dette en elektrisitetskostnad på 0,14-0,18 Euro/kg fisk produsert. Investeringskostnader er ikke tilgjengelig. Teknikken er brukt i referanseanlegg 5 og 6 (Vedlegg I).

Pumping av vann

I fiskeoppdrett hvor en skal pumpe relativt store mengder vann over små løftehøyder, er det sentrifugalpumper og propellpumper som vil være mest aktuelle. Det er viktig av pumpene drives på midten av pumpekarakteristikken. Pumpekarakteristikken er beskrevet i et skjema som leveres med pumpen. I dette punktet er pumpen konstruert for å fungere og hvor en finner pumpens konstruksjonspunkt. I konstruksjonspunktet har pumpen den høyeste virkningsgraden, eller laveste forhold mellom tilført og avgitt energi.

2.3.2 Teknikker for å redusere utslipp av organisk materiale

Organiske utslipp fra landbaserte anlegg omfatter fôrspill, fekalier og avfallsprodukter fra fiskens stoffskifte. Fôrspill og fekalier er partikler som synker til bunns og kan samles opp med ulike systemer, mens avfallsprodukter fra fiskens stoffskifte er enkle forbindelser som løses i de frie vannmassene. Av det nitrogenet fisken spiser, skiller den ut 70-80 % over gjellene, mens av fosforet i fôret tilføres 85 % miljøet gjennom fôrspill og fekalier (55).

Reduksjon i utslipp av fôrspill og fekalier

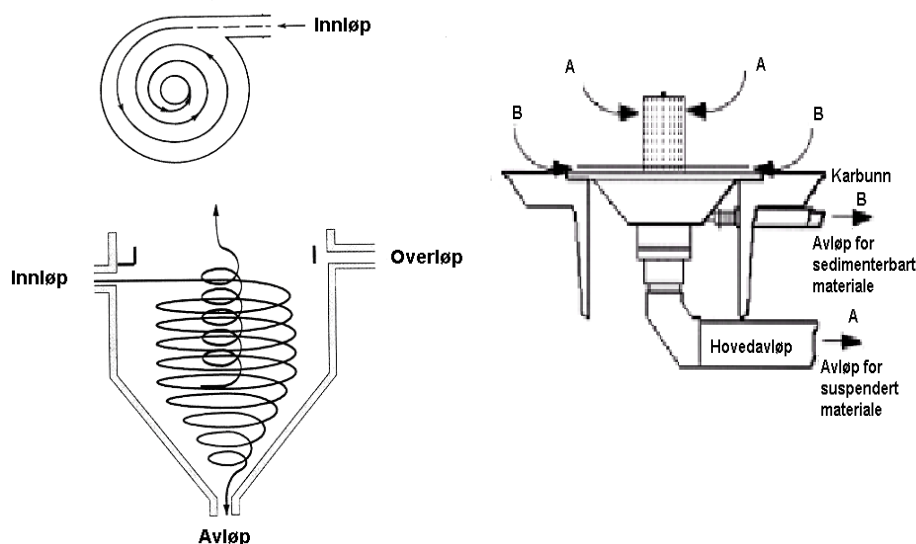
- Teknikker for optimal tildeling av fôr og registrering av fôrøpptak i kar

En teknikk for reduksjon av fôrspill er et utføringsanlegg som har fått inkorporert de nyeste vekstmodellene for laks eller andre fiskeslag. Teknikken kan medføre at en meget høy mengde fôr av det som føres ut blir omdannet til fiskekjøtt, og svært lite synker til bunn og går ut avløpet. I tillegg kan en koble til eksterne temperatursensorer som logger vanntemperaturen kontinuerlig, og regulerer fôringen automatisk etter en predefinert modell. På denne måten vil systemet selv justere fôrtilgangen etter forholdene i karet. For å registrere uspist fôr, er det utviklet en trakt som monteres nær bunnen og avløpet i karet, og som registrerer uspist fôr ved at en infrarød lysstråle blir brutt når fôrpelleter synker gjennom trakten. Når uspiste fôrpartikler registreres av sensoren, gir sensoren tilbakemelding om at fôringen må reduseres. Denne prosessen gjentas når mengde fôrspill øker, helt til utfôringen stanses når mengden av fôrspill har nådd en grenseverdi. En ny fôringslogg tillater kontinuerlig læring gjennom analyse av historisk informasjon og får frem informasjon om når fisken spiser, hvor mye fisken spiser og hvor fort fisken spiser. Systemet vil kunne installeres på alle typer av landbaserte karanlegg med sentralfôringsanlegg.

- Oppsamling av førspill og fekalier ved mekanisk rensing

Hydrosykloner monteres ved siden av fiskekaret, mens partikkelfeller monteres i avløpet i bunnen av karet. I hydrosyklonen føres vannstrømmen tangensialt inn i separatoren slik at en virvelstrøm genereres. Partiklene føres til bunnen og det rensede vannet går i avløp (Figur 4). I partikkelfeller trekkes en del av vannstrømmen av som konsentrert slamvann i bunnen. Prinsippet for teknikkene går ut på at organisk materiale, samt den partikulært bundne andelen av nitrogen og fosfor, blir skilt ut i karavløpet og samlet opp før utslipp til resipient. I begge teknikkene kan slammet samles opp og viderebehandles som beskrevet under avsnittet om slambehandling i dette kapittelet.

Figur 4. Hydrosyklon(t.v.) og partikkelfelle (t.h.).



Sentrifugalkrefter og tyngdekrefter fører partiklene til senter av separatoren hvor det konsentrerte vannet føres til avløp, mens den klare fasen trekkes av via et overløp. Konsentratet utgjør normalt 2-15 % av totalmengden. Kilde D.

Virvelseparatorer og partikkelfeller kan settes ved siden av hvert kar, og det kan legges opp en egen ledning for de oppfangede partiklene som føres til et slamanlegg. Beregninger og forsøk fra denne type teknikker viser at slik separasjon kan fjerne opp til 90 % av det partikulære materialet. Under normale produksjonsbetingelser kan man derfor med stor sikkerhet gå ut fra at man kan oppnå minst 50 % renseseffekt av partikler, der 20 % er partikkelbundet nitrogen og 80 % er partikkelbundet fosfor. Teknikken kan bidra med å redusere utslipp av nitrogen og fosfor med henholdsvis 15 % og 22 %. Teknikken er i bruk i referanseanlegg 2 og 4 (Vedlegg I).

- Sedimenteringsbasseng

Sedimenteringsbasseng før avløp for fjerning av partikulært materiale fra førspill og fekalier, er en effektiv metode for å redusere utslippet av orga-

nisk materiale. Bassengene kan være laget av betong, og dimensjoneres etter fastlagte kriterier. Ved sedimentering benyttes gravitasjonskreftene for å fjerne fôrpartikler og fekalier fra avløpsvannet. Sedimenteringstanker er inndelt i 4 soner i forhold til funksjon. I innløpssonen fordeles vannet jevnt over tverrsnittet av tanken. Sedimentasjonen skjer i sedimenteringssonen, mens slammet avsettes i slamsonen. Det rensede vannet ledes ut av tanken i utløpssonen.

Ved optimal konstruksjon og drift kan innførsel av teknikken medføre en reduksjon i utslipp av fosfor og nitrogen med h.h.v. 88 % og 76 % i forhold til utslipp fra konvensjonelle landbaserte fiskeoppdrett. Teknikken er anvendt i referanseanlegg 5 (Vedlegg I).

- Mekaniske filter

Ulike mekaniske filter eller silsystemer i forbindelse med avløpet vil redusere utslipp av partikulært materiale fra fôrspill og fekalier. Her kommer trommelfilter best ut m.h.t. rensegrad. Prinsippet bak et trommelfilter er at alt vannet passerer en filterduk med lysåpning på 40-80 μm før en eventuell ytterligere vannbehandling. Når vannstanden inne i filteret stiger på grunn av tetting av lysåpningene, er det på grunn av tilbakeholdt partikulært materiale. Dette aktiverer automatisk en spylepumpe som spyle materialet av filterduken. Ved aktivering av spylepumpen roterer trommelen hvor filterduken sitter og renser dermed hele filtret for tilbakeholdt partikulært materiale. Bruk av trommelfilter på avløpsvannet fjerner opptil 67 % av suspendert stoff ved rutinedrift og opptil 94 % ved uttapping eller ”flushing” av kar.

Investeringskostnader ligger på ca. 16.000 Euro pr. 10 m^3 avløpsvann/min. for en rensenhet, mens for en filterenhet utstyrt for oppkonsentrering av spylevann (slam) kommer investeringskostnaden på 21.500 Euro pr. 10 m^3 avløpsvann/min. Teknikken er brukt i referanseanlegg 1, 2, 3 og 4 (Vedlegg I), men da internt i resirkuleringsanlegg.

- Slambehandling

Slammet fra mekanisk filtrering må gjennom prosesser som fortykking (avvanning) og stabilisering før det kan brukes som jordforbedringsmiddel (for utfyllende beskrivelse henvises det til Vedlegg III).

Slambehandling kan anvendes på anlegg hvor mengden avløpsvann er liten i forhold til konsentrasjon av avfallstoff. Oppsamling av slam medfører en høy retensjon av partikkelholdig og løst bundet nitrogen og fosfor. Flere vekstforsøk med grønne planter har vist at slammet har gode egenskaper som organisk gjødsel. I de enkelte landene stilles det imidlertid krav til stabilisering og hygienisering ved slik anvendelse. Slam som skal spres på arealer må behandles på en slik måte at det ikke gir sjenerende lukt eller medfører risiko for spredning av fiskepatogene mikroorganismer og parasitter til omkringliggende vannforekomster. Det stilles også krav om at innholdet av tungmetaller og andre miljøgifter ikke må

overstige gitte grenseverdier. Teknikken er i bruk i referanseanlegg 3 (Vedlegg I).

Reduksjon i utslipp av oppløste eller svakt bundne næringssalter

Oppløst eller svakt bundne molekyler av nitrogen og fosfat i avløpsvannet lar seg ikke fjerne ved mekanisk filtrering eller sedimentering. Derfor må det benyttes egne teknikker. I dette kapitlet er det beskrevet to løsninger; denitrifikasjonsfilter og fosforfellingsanlegg som er brukt som siste rensetrinn på avløpsvannet.

- Denitrifikasjonsfilter reduserer konsentrasjon av oppløst eller svakt bundet nitrogen i avløpsvannet

Denitrifikasjon er en anaerob autotrof bakteriell prosess hvor nitrat (NO_3) omdannes til nitrogen (N_2) som fritt kan avgasses til atmosfæren. Denitrifikasjonsfiltere kan monteres i forbindelse med avløpet, hvor de som siste vannbehandling vil redusere innholdet av nitrogen før avløpsvannet ledes til utslipp eller filtreres, hvoretter slammet kan benyttes til gjødning i landbruket. I denitrifikasjonsfiltre benyttes biofiltermaterialer tilsvarende som i andre typer biologiske filtre. Som oftest benyttes det materiale av enten løst eller av fast materiale som leveres i blokker. Da prosessen foregår uten oksygen, er det viktig at det ikke kommer atmosfærisk luft inn i filteret. Denitrifikasjonsfilter benyttes i forbindelse med avløp på landbaserte anlegg som bruker resirkulering, hvor mengden av avløpsvann tillater lønnsom bruk av denne teknikken. Denitrifikasjonsfilter kan anvendes med lokale tilpassninger på alle typer landbaserte anlegg med resirkuleringsystemer. Teknikken er anvendt i referanseanlegg 1 (internt i resirkuleringsanlegget) og 3 (i forbindelse med avløpet) (Vedlegg I).

- Fosforfellingsanlegg for å redusere konsentrasjon av oppløst eller svakt bundet fosfat i avløpsvannet

Ved å etablere et fosforfellingsanlegg på avløpet vil utslippet av fosfor til den lokale resipienten bli sterkt redusert. Et fosforfellingsanlegg er bygget opp som en beholder, der vannet tilsettes flokkuleringsstoffer, som f.eks. jernklorid (FeCl_2). Flokkuleringsstoffer forårsaker sammenbinding og oppbygging av både oppløst og partikulært materiale til større molekyler. Dette vil da felles ut på bunnen, og vil dermed kunne fjernes ved bruk av et beltefilter eller annet mekanisk filter som er svært effektivt i fjerning av svakt bundne molekyler. Fosfat kan på denne måten fjernes fra vannet og konsentreres i et mindre slamvolum. Slammet kan deretter benyttes som gjødning i landbruket.

Fosforfellingsanlegg bør kun installeres i tilknytning til resirkuleringsanlegg, på grunn av de lave vannmengdene som slippes ut fra slike anlegg. Teknikken er implementert i referanseanlegg 3 (Vedlegg I).

2.3.3 Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier

Metoder for å sikre helsestatus hos den stående biomasse

Dette området omfavner svært mange aspekter, og i dette kapittelet vil bare de viktigste omtales. Disse aspektene er behandling av inntaksvann, hygieneplaner/tiltak, vaksiner og regulering av fisketetthet.

- Behandling av inntaksvann

Fjerning av partikler fra vann som skal benyttes i fiskeoppdrett er viktig av flere årsaker. Partikler i vannet kan forårsake gjellebetennelse, skjermes fiskepatogene mikroorganismer for desinfeksjonsmidler og redusere vannkvaliteten. Fjerning av partikler gjøres vanligvis gjennom mekanisk filtrering. Utstyr som kan benyttes kan være trommelfilter som oppnår gode rensegrader og er relativt enkel i drift. For nærmere beskrivelse av et trommelfilter og ulike andre metoder for mekanisk filtrering av partikler i inntaksvannet, henvises det til Vedlegg III. Trommelfilter er i bruk i referanseanlegg I, II og III (Vedlegg I).

Ved bruk av ferskvann eller sjøvann som inntaksvann, er sannsynligheten tilstede for at det taes inn fiskepatogene bakterier, virus og parasitter i anlegget, da arten en oppdretter ofte finnes i den aktuelle vannkilden. For å redusere sannsynligheten for smitte, kan en innføre teknikker som reduserer eller også eliminerer faren for innførsel av smitte via inntaksvannet.

I et UV anlegg føres vann inn, og arvematerialet i bakterier og virus vil ødelegges. Vannet kommer ut med et lavere bakterietall enn opprinnelig. Ved desinfisering av vannet, vil en måtte bruke en høyere stråledose for å redusere forekomsten av bakterier enn det som vil være nødvendig for å redusere forekomsten av virus. Derfor vil det ved eliminering av fiskepatogene virus være aktuelt å behandle inntaksvannet med ozon.

Metoden er utviklet for landbaserte anlegg som tar inn ferskvann, mens metoden ennå er under utvikling for landbaserte anlegg som tar inn sjøvann. Ved bruk av ozon for behandling av inntaksvann, brukes det ofte en proteinskimmer som reaksjonskammer, hvor ozongassen reagerer med det organiske materialet i vannet. I proteinskimmeren får vannet en viss oppholdstid som er tilstrekkelig til å drepe fiskepatogene virus og bakterier. Bruk av ozon og UV har også vært i bruk i nordiske settefiskanlegg for laks siden begynnelsen av 80-tallet. Imidlertid er bruk av ozon til desinfisering av inntaksvann (sjøvann) og rogn, en relativt ny teknikk som ble tatt i bruk på slutten av 90-tallet etter omfattende utviklingsarbeid. For ytterligere beskrivelse, stråledoser og ozonkonsentrasjoner, henvises det til Vedlegg III.

- Hygieneplan

Fiskepatogene bakterier og virus blir spredt med personell, utstyr og fisk. For å redusere sannsynlighet for innførsel av fiskepatogene virus og bak-

terier inn i anlegget og mellom fiskebestander inne i anlegget, bør det utarbeides en hygieneplan. En hygieneplan som omfatter flyt av fisk og medarbeidere, bygging av hygienesluser mellom avdelinger, desinfeksjonsrutiner, rutiner på inntak av biologisk materiale av ukjent opprinnelse og salg av fisk er viktig m.h.t. forebyggende tiltak mot smitte inn i anlegget, mellom ulike livsstadier og smitte til andre fiskeoppdrettsanlegg. Hygieneplan for et landbasert anlegg bør implementeres allerede på prosjekteringsstadiet. Denne vil redusere sannsynligheten for infeksjoner av fiskepatogene virus og bakterier, noe som i sin tur vil redusere sannsynligheten for akutt behandling av fisk med antibakterielle midler. Hygieneplanen kan også inneholde desinfeksjon av egg i ozonert sjøvann mot vertikalt overførbare fiskepatogene bakterier og virus. I noen land er settefiskanlegg pålagt å desinfisere alt sjøvann som tas inn, i tillegg til alt ferskvann som taes inn der det er oppgang av anadrom fisk i vannkilden.

- Vaksinasjon og vaksinasjonsstrategier

For de fleste kommersielle fiskeslag som masseproduseres i Norden, er det utviklet effektive vaksiner som beskytter mot bakterieinfeksjoner som har vært og er vanlig forekommende. Den beste beskyttelse oppnåes ved stikkvaksinerings, men avhenger av at fisken er stor nok med hensyn til utvikling av evnen til å respondere på vaksinerings. For laksefisk benyttes stikkvaksinerings på fisk som er over 10 g, mens dyppvaksinerings foregår dersom fisken er under denne størrelsen. Stikkvaksinerings gjennomføres ofte ved hjelp av en vaksineringsmaskin. De danske matfiskanleggene har hyppige utbrudd av furunkulose og rødmunnsyke (yersinose) og behandler fisken med antibiotika for å redusere dødelighet ved sykdomsutbrudd. Årsaken til utbruddene kan være at bare 20-25 % av all settefisk i Danmark vaksineres. I resten av Norden blir opp til 100 % av settefisk vaksinerings. Individuell vaksinerings av fisk i oppdrett har bidratt med en reduksjon i forbruk av antibiotika med opptil 99 %, fra ca. 980 g/tonn produsert fisk til 1,3 g/tonn produsert fisk. For smolt utgjør kostnad av vaksinerings ca. 0,10 Euro pr. smolt eller 11 % av total produksjonskostnad, men medfører en betydelig økt overlevelse i sjøvannsfasen (1).

- Regulering av fisketetthet

Opp mot en grenseverdi er det ikke individtetthet i seg selv som gir ned-satt vekst, men derimot de lave verdiene av oksygen og de høye verdiene av karbondioksid og ammoniakk som vanligvis følger med høye tettheter. I de tilfeller vannet som blir tilført et kar ikke dekker fiskens oksygenbe-hov, må det resterende behovet dekkes gjennom tilsetning av oksygen. Dersom oksygenbehovet i økende grad blir dekket av oksygentilsetning og ikke fra oksygenet i vannet som tilføres, oppstår det en akkumulering av avfallstoffer som karbondioksid og ammoniakk i vannmassene.

Ved økning i fisketetthet, må en også sørge for at en får en tilstrekkelig vannutskifting som både dekker fiskens oksygenbehov samtidig som av-

fallstoffer fra fiskens stoffskifte vaskes ut. Ved like oksygenverdier i avløp, har Atlantisk laks på 1-2 kg vist seg å tilpasse seg tettheter som i utgangspunktet gir stressrespons. Konstant tetthet opp til 50 kg/m³ synes ikke å gi negative biologiske effekter (18). I landbaserte anlegg er veiledende maksimaltettheter for laksefisk anbefalt til 10.000 startfôringsyngel/m², 5-10 kg/m³ gjennom vekstfôring hos fisk under 20g, 15-40 kg/m³ gjennom vekstfôring hos fisk over 20g, 5-25 kg/m³ hos matfisk i merdanlegg og 40-100 kg/m³ hos matfisk i landanlegg eller i lukkede merdanlegg. For marine kaldtvannsarter foreligger det imidlertid ikke noen veiledende verdier for tettheter, men i klekkerier for havabbor og gullbasse i Middelhavet bruker en tettheter på 2,5 kg/m³ for yngel opp til 50 mg, 5 kg/m³ for yngel opp til 150 mg og oppover til 9 kg/m³ for yngel opp til 2 g.

En har sett en sammenheng mellom utbrudd av infeksøs pankreas nekrosevirus (IPNV) hos settefisk av laks som er satt i sjø og intensiv drift i settefiskanleggene. Oppnåelig overlevelse ved lavere tettheter der fisken fikk sitt oksygenbehov dekket gjennom vanngjennomstrømming har vist seg å være 30-40 % høyere enn ved høyere tettheter der fisken får dekket en del av sitt oksygenbehov gjennom oksygen tilsetning. Reduksjon av tetthet i landbaserte anlegg kan derfor være nødvendig før en har klarlagt hva som forårsaker utbrudd av IPNV hos nyutsatt smolt (19).

Metoder for å redusere utslipp av giftige og potensielt skadelige kjemikalier

I landbaserte anlegg er det svært viktig å holde alle overflater frie for fiskepatogene bakterier og virus. For å maksimalisere effekten av desinfeksjonsmidler er det nødvendig å bruke vaskemidler for å fjerne fettholdige lag. Imidlertid kan bruken av vaskemidler reduseres dersom overflater i kar, vegger og gulv er glatte. Kunstig lys reduserer begroing på vegger og bunn i kar kraftig i forhold til i åpne kar. Ved bruk av høytrykkspyling med ”steamer”-funksjon oppnår en høyere temperatur som gjør det lettere å fjerne fettholdige substanser på karveggene.

2.3.4 Teknikker for å redusere andre utslipp

Behandling av død fisk

En vanlig teknikk for konservering av død fisk er syrekonservering i tank på anlegget. Anvendelse av teknikken er høy der det er infrastruktur og mottaksapparat for syrekonservert død fisk.

2.3.5 Teknikker for å redusere rømming av fisk og skadelige effekter av rømming

Rømming fra landbaserte anlegg er begrenset, men tiltak for å hindre rømming bør likevel innføres. Spesielt er det sikringstiltak i forbindelse med overføring av settefisk fra kar på land til brønnbåt som bør priorite-

res. Dette kan være alt fra sikring av slanger, håver og kar. Videre vil installering av solide bunnsiler, installering av hindring før avløpet for å samle opp evt. rømmende fisk, redusere sannsynligheten for at fisk rømmer fra et landbasert anlegg.

2.3.6 Teknikker for overvåkning av vanntilstanden ved merdoppdrett i ferskvann

I motsetning til havet, er innsjøer isolerte systemer. De utslippene som merdbasert fiskeoppdrett tilfører miljøet, vil i mye mindre grad være mulig å kontrollere i forhold til i landbaserte anlegg. Ved oppdrett av fisk i innsjøer synliggjøres problemer som ikke er så i øyenfallende som ved oppdrett i havet. Oppdrett i havet foregår i større grad på mer strømutsatte lokaliteter, og vil tilføre fisken mer nytt vann og transportere organisk stoff som fôrspill og fekalier bort fra fisken og lokaliteten i større grad enn hva som er tilfelle på lokaliteter i innsjøer. Som en konsekvens av dette, vil fôrspill og fekalier sedimentere på bunn i mye større grad like under anlegget. Ved nedslamming av bunnen under anlegget, vil oksygenforbruket øke til en viss grense. Deretter vil tilstanden i sedimentet gå over fra oksisk til anoksisk. Det utvikles da gasser som metan og hydrogensulfid som er direkte giftig for fisk når de stiger opp i vannmassene i notposen.

Tar en innsjøens totale økosystem i betraktning, er det utslipp av nærings saltene nitrogen og fosfor som er av størst betydning. I innsjøer er det oftest fosfor som begrenser primærproduksjonen. Økt utslipp av nærings salt fører til økt algeproduksjon. Dette gir i sin tur grunnlag for økt sekundærproduksjon, forverret siktedyp og fare for redusert oksygensituasjon i vannmassene nær bunnen. Kraftige algeoppblomstringer som kan være giftig for fisk, kan også bli et resultat av økt tilførsel av nærings salt (25).

For å unngå slike tilstander må en planlegge hvor mye fisk en til enhver tid skal ha i fiskeoppdrettet i forhold til innsjøens tåleevne. For en vitenskapelig og objektiv beregning av sistnevnte, er det utviklet modeller som gjør det mulig å beregne nettopp anleggets størrelse i forhold til innsjøens tåleevne, spesielt med hensyn til fosforutslipp (25). Det er derfor mulig å planlegge anleggets størrelse eller justere den nåværende produksjonen i ferskvannsbaserte matfiskanlegg i Norden, for å unngå negative effekter på innsjøenes totale økosystem. For beskrivelse av teknikker for overvåkning av vanntilstanden i havbaserte matfiskanlegg henvises det til kap. 3.3.6.

3. Havbasert produksjon

Innenfor nordisk havbasert fiskeoppdrett eller merdbasert fiskeoppdrett i ferskvann er det artene atlantisk laks og regnbueørret som dominerer produksjonen. I dette kapitlet gjennomgås produksjonskonsept som er vanlige i nordisk havbruk, beskrivelse av utslipp, bruk av ressurser, beste tilgjengelig teknikker (BAT) for reduksjon av utslipp fra havbruk og i hvilken grad det er mulig å redusere utslippene ved bruk av BAT.

3.1 Produksjonskonsepter for havbasert oppdrett av fisk

3.1.1 Atlantisk laks (*Salmo salar*) og regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*)

Merdanleggene som er sjøbasert er ofte dimensjonert etter eksponeringsgrad fra bølger, strøm og vind. I Norge og på Færøyene er disse anleggene bygget av enten stålrør med merdstørrelser på opptil 25x25 meter, eller plastringer i størrelsesorden 80-120 meter i omkrets. Notposene har en dybde på opptil 25 meter. I Finland, Sverige og Danmark er merdstørrelsene betydelig mindre.

Oppdrett av regnbueørret i Europa har tradisjonelt blitt utført i ferskvann, og denne typen oppdrett er mest vanlig i Danmark, Sverige og Finland. I de senere år har det blitt mer vanlig å overføre 1-2 år gammel ørret til sjøvann for videre produksjon. Imidlertid har dødeligheten vært relativt stor selv på lokaliteter med moderate saliniteter. For ørretoppdretterne er det derfor viktig å inneha kunnskaper om når fisken er klar for sjøvannsoverføring.

Anleggene setter inn settefisk av laks ca. 2 ganger i året. Normalt settes det ut smolt på våren og på høsten. På våren har smolten en størrelse på ca. 100-150 g (1 års smolt), mens på høsten ligger størrelsen på 60-80 g (0 årssmolt). Hos regnbueørret varierer størrelsen på settefisken ved utsett i merd fra 10-150 g. I likhet med settefisk av laks, settes det ut settefisk av regnbueørret om våren og høsten. Når regnbueørreten settes ut i brakkvann og ferskvann har den en størrelse på 10-15 g, mens den bør ha en størrelse på over 30 g når den skal settes ut i merder i sjøvann. Regnbueørreten oppnår salttoleranse når den når en størrelse på 30 g, men vanlig utsetningsstørrelse i Norge og på Færøyene er 80-150 g. I Danmark settes det ut porsjonsfisk på 300-400 g som er produsert i dambruk.

I Norge er det også vanlig å sette ut leppefisk sammen med smolten (se kap. 3.3.2). Leppefisken som settes ut i et forhold på 2-5 % av totalan-

tallet av utsatt smolt, vil beite voksne hunnlus av laksen og holde antallet lus på hver laks under kontroll. På denne måten kan en unngå avlusning med medikamenter. Leppefiskartenes utbredelse er imidlertid begrenset til kysten av Norge og til dels rund kysten av Danmark.

Fisken føres enten manuelt etter tabeller eller etter appetitt, eller via automatiske fôringsanlegg som er koblet til et fôringsprogram med implementerte temperaturavhengige vekstmodeller. Det PC baserte fôringsprogrammet kan være koblet til en sensor i bunn som registrerer fôrspill, og reduserer utfôringen med økende andel fôrspill.

Under produksjonen skiftes merdene på grunn av begroing for å øke vanngjennomstrømmingen. Frekvensen av notskifte øker utover sommeren når primærproduksjonen øker. Settefisken settes ut i merder med liten maskevidde, som en skifter til merder med større maskevidder ut på høsten når fisken blir større. Vanlig prosedyre er å bruke kobberholdige impregneringsmidler for å redusere begroing på nøtene. Et annet og mer miljøvennlig alternativ enn bruk av impregneringsmidler, er hyppig skifte av notposene. Enkelte anlegg har tatt i bruk automatiske notskiftesystem for å redusere arbeidsinnsatsen.

På høsten settes det kunstig kontinuerlig belysning på den nyutsatte smolten for å bidra til å utsette kjønnsmodningen, mens smolt som er satt ut om våren får kunstig kontinuerlig lys for samme årsak fra nyttår.

I områder med høy forekomst av lakselus, som langs norskekysten, foregår det regelmessige tellinger av antall lus på laksen for å ha kontroll på grenseverdien som er satt for avlusning med medikamenter.

Dersom en må sette i gang med avlusning av fisk, er det i hovedsak to metoder en kan benytte seg av, badbehandling og behandling med fôr som inneholder lusemiddel. Ved badbehandling; heiser en de øverste metrene av notposen opp, slik at bunnen kommer 3-4 meter under overflaten. Samtidig settes det en presenningspose rundt merden, og medikamentet helles fortynt i. Behandlingen varer ca. 0,5-1 time. Presenningsposen taes vekk og merden heises ned igjen.

Dødfisk plukkes hver dag med håv, av dykkere eller med automatiske oppsamlere (se kap. 4.3.1), og syrekonserveres i egne beholdere til mottaker kommer og tømmer beholderen. I Norge, Danmark og i Finland finnes det bedrifter som samler inn avfall fra oppdrettsnæringen og deponerer dette i biogassanlegg eller i anlegg for kompostering.

I matfiskoppdrett i Østersjøen er det hovedsakelig regnbueørret som oppdrettes. Produksjonen i disse anleggene varierer fra 40 til 300 tonn pr. år. I disse anleggene settes regnbueørreten ut som 10-15g om våren, og føres gjennom sommeren og høsten. Gjennom vinteren holdes anlegget isfritt ved at notposen gjøres litt grunnere. Fisken vil da generere nok strøm til at det ikke dannes is. I andre anlegg dekkes sjøen med is, og i enkelte tilfeller føres fôret gjennom hull i isen. Fisken slaktes neste vår eller høst.

I Norge har hver tillatelse (konsesjon) 2-3 lokaliteter som en veksler på. En lokalitet ligger alltid brakk slik at den har mulighet til å rekonvaleseres m.h.t. bunnsedimentering. En reduserer også smitte mellom generasjoner ved å veksle på flere lokaliteter. På Færøyene har hver tillatelse et par lokaliteter til rådighet, mens i Danmark, Finland og Sverige er det vanligvis bare en lokalitet til disposisjon pr. tillatelse.

Matfiskanlegg og settefiskanlegg i Norden har rapporteringsplikt til regional myndighet om driftsrutiner og rømming av fisk, og er i likhet med settefiskanleggene pålagt regelmessige helsekontroller av fisken for å være i forkant av sykdomsutbrudd. Når laksen har gått i sjøen i ca. 1 år er den 3-5 kg, og hentes med brønnbåt som frakter fisken levende til slakteriet.

De vanligste bakteriesykdommene som furunkulose, kaldvannsvibriose, vibriose og yersinose holdes i sjakk på grunn av kontinuerlig vaksinerings av settefisken. Bakteriell nyresyke (BKD) forårsaker imidlertid store problemer. Av virussykdommer er det spesielt infeksøs lakseanemi (ILA) som forårsaker dødelighet, i tillegg til infeksøs pankreas nekrose (IPN) som forårsaker dødelighet spesielt på settefisk som nylig er satt i sjøen. I Norge eksisterer det også sporadiske utbrudd av pankreas disease (PD).

I Sverige og Finland har det oppstått utbrudd av bakteriesykdommene furunkulose og vibriose i matfiskanlegg i havet, men utbruddene er effektivt redusert med utvikling av vaksiner. Dette har medført, som i resten av Norden, en betydelig nedgang i bruk av antibiotika. I år 2000 og 2001 ble det oppdaget utbrudd av en alvorlig virussykdom ved navn VHS (Viral Haemorrhagisk Septikemi) i noen anlegg i Østersjøen. Det fins ingen behandling mot denne sykdommen som smitter lett og forårsaker i verste fall dødelighet. Det er innført en bekjempelsesstrategi slik at anlegg som er smittet får føre videre den fisken som er frisk, men hygienesoner med ulike bestemmelser vedrørende transport av levende fisk, utstyr og avfall er innført. Det er spekulert i om villfisk er smitekilden til VHS. Imidlertid er viruset ikke av den mest aggressive typen, og en kan unngå utbrudd ved å holde miljøparametrene innenfor anbefalte grenser.

3.1.2 Torsk (*Gadus morhua*)

Yngel og settefisk av torsk settes ut i merdanlegg tilsvarende de som benyttes for laks og regnbueørret, og vanlig utsettingsstørrelse varierer mellom 5-300 g. Da er torsken ca. 4-11 måneder gammel. Utsettingsstørrelsen er imidlertid omvent proporsjonal med temperaturen på utsettingslokalitetene. Det benyttes samme teknikk og driftsrutiner for torsk som for laksefisk i merd. For å utsette alder ved kjønnsmodning, settes det lamper med kontinuerlig belysning på merdkanten fra den er 1-1,5 år gammel. Kjønnsmodning kan dermed utsettes med inntil 6-8 måneder og slaktestørrelse oppnåes dermed hurtigere. Torsken slaktes 2 år etter utsett i merd ved en størrelse

på ca. 3-5 kg. For torsk over 300 g ligger optimal temperatur for vekst på ca. 12 °C, men den tolererer temperaturer fra 0-20 °C.

Hos torsk er det i hovedsak utbrudd av vibriose på yngel som forårsaker dødelighet, men samtidig under høye sommertemperaturer kan en ofte finne høye konsentrasjoner av ektoparasitten *Trichodina* på hud og gjeller. Torsken må da behandles med formalin for å unngå stress og påfølgende sekundærinfeksjoner som igjen kan medføre forbruk av antibiotika.

3.1.3 Kveite (*Hippoglossus hippoglossus*)

Kveite oppdrettes ved samme teknikk som for laks, men bunnen i merden er festet til en ramme som ligger fortløyd under anlegget. På denne rammen kan kveiten ligge å hvile i lange perioder. Kveite settes ut i merder ved en størrelse på 0.5-1 kg, og slaktes 2 år etter ved en størrelse på ca. 5 kg. For kveite ligger optimal temperaturen for vekst på ca. 12 °C, mens den vokser lite under 6 °C. Over 18 °C øker dødeligheten betydelig. Teknikk og driftsrutiner er ellers tilpasset fra merdoppdrett av laksefisk. Som for torsk utsettes også kveite for høye tettheter av ektoparasitten *Trichodina*, spesielt under høye sjøtemperaturer. Generelt er infeksjoner av bakterielle- og virussykdommer hos kveite lite utbredt.

3.2 Nåværende forbruk av ressurser og utslippsnivå

3.2.1 Forbruk av fôr

Forbruk av ressurser i havbruket er begrenset til fôrforbruk. Ut i fra tilgjengelig statistikk over fôrforbruket i de nordiske land, finnes det kun tall for Norge, Færøyene og Åland. I 2001 var forbruket ca. 659.311 tonn i Norge (56), 81.000 tonn på Færøyene (49) og 6.300 tonn på Åland (6).

3.2.2 Forbruk av medisiner og kjemikalier

I Norge har forbruket av antibiotika gått ned fra 27 tonn i 1992 til 600 kg i år 2001. I samme periode har produksjonen av laks og regnbueørret økt fra 147.400 til 423.000 tonn. Dette skyldes i hovedsak innføring av effektive vaksiner mot bakterielle sykdommer, forbedring av produksjonsteknikker og utvikling av et riktig balansert fôr. Dette er en trend som også er reflektert i resten av de nordiske land. Medisinførbruket i Norge og Sverige er estimert til 1-2 g/tonn matfisk produsert (Tabell 18 og Tabell 19).

Kobberimpregnering av notposer blir anvendt for å holde algebegroingen nede for å oppdrettholde en høy vanngjennomstrømming i merden som igjen sikrer biomassen nok oksygen og utvasking av avfallstoffer. Kobberoksid (Cu₂O) er den mest effektive og mest brukte antibegroingskomponenten, og utgjør ca. 10-30 vektprosent av dagens notimpregneringsmidler.

80 % av kobberutslippene fra oppdrettsnæringen kommer fra nøter som står i sjøen, mens det resterende kommer fra vasking av nøter ved notvaskerier. Utlekking fra oppdrettsanlegg resulterer i akkumulering av kobberforbindelser i sedimenter under og i nærheten av oppdrettsanlegget. Fra vaskerier vil vaskevannet slippes ut på grunnere vann, og påvirke resipienten i høyere grad. I 2001 var forbruket av kobber i oppdrettsnæringen 203 tonn i Norge, mens det på Færøyene var 31 tonn (Tabell 18).

Et annet potensielt problem er akkumulering av sink i sedimentene under anlegget, pga. sinkinnholdet i fôret. Den gjennomsnittlige konsentrasjon av sink i fiskefôr i Norden ligger på 225 mg/kg tørrfôr (46). Det er satt standarder av Scottish Environment Protection Agency (SEPA) for hvilke konsentrasjoner som kan ha skadelige effekter på bunnfaunaen (47).

Tabell 18. Forbruk av aktivt stoff (kg)

	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Åland	Færøyene
Antibiotika	I.T.	³	798				
Oksytetracyklin		1	I.T.	22 ¹	I.T.	1,35	1083
Oksolinsyre		405	I.T.		I.T.	-	77
Flumekin		7	I.T.	-	-	-	-
Florfenikol		100	I.T.	-	-	-	-
Sulfadiazin+trimetoprim		20	3	-	I.T.	27	-
Amoxicillin		-	71	-	-	-	-
Erythromysin		-	-	-	-	-	2,2
Enrofloxasin		-	-	-	-	-	1,8
Annet		-	8	-	-	-	-
Anestesimidler	I.T.	I.T.	I.T.		I.T.	I.T.	I.T.
Benzocain							
Metakain							
Klorbutanol							
Fungisider	I.T.	I.T.	I.T.		I.T.	I.T.	I.T.
Bronopol							
Anthelmintika			I.T.		I.T.	I.T.	I.T.
Pazikvantel		95		I.T.			
Fenbendazol		1					
Lakselusmidler	I.T.		I.T.	I.T.		I.T.	
Cis-cypermethrin		64			-		9,3
Deltamethrin		20			-		2,4
Teflubenzuron		22			-		-
Emamektin		13			I.T.		1,7
Antiseptika	I.T.		I.T.	I.T.			I.T.
Hydrogenperoksyd					I.T.	I.T.	
Kobber	I.T.	203 ²	I.T.		I.T.	I.T.	31 ²

Norge 2001, Danmark 2000, Sverige 2001, Åland 2001 og Færøyene 2001. I.T. = data ikke tilgjengelig. ¹ = tallet inkluderer både oksytetracyclin og oksolinsyre. ² = verdi i tonn, ³ = inkluderer forbruk i landbaserte anlegg.
Referanser 10-15, 20, 57

Spesifikke forbruk av antibiotika varierer mellom 0,005 og 102 g pr. tonn fisk produsert. Forbruket er mye høyere i Danmark enn i resten av Norden.

Tabell 19. Spesifikke forbruk av antibiotika g. pr. tonn fisk produsert.

Type stoff	Island	Norge	Danmark	Sverige	Finland	Åland	Færøyene
Antibiotika	I.T.	1-2	102	0,01	1-2	0,005	33

Norge 2001, Danmark 2000, Sverige 2001, Finland 2000 og Åland 2001. I.T. = data ikke tilgjengelig.
Referanser 10-15, 20, 57

De danske matfiskanleggene har hyppige utbrudd av furunkulose og rødmunnssyke (yersinose), og bruker antibiotika mot dødelighet. Årsaken til utbruddene kan være at bare 20-25 % av all settefisk i Danmark vaksineres. I resten av Norden blir opp til 100 % av settefisken stikkvaksinert. På Færøyene kan det høye forbruket av antibiotika være en årsak av behandling pga. mange utbrudd av bakteriell nyresyke (BKD). Opplysninger på forbruk av antibiotika mellom anlegg innenfor hvert nordisk land har ikke vært mulig å skaffe innenfor rammen av prosjektet.

3.2.3 *Utslipp til vann*

Utslipp fra havbaserte oppdrettsanlegg omfatter fekalier og fôrrester som i sin tur gir grunnlag for belastning av resipienten med næringssalter, organisk stoff og sink. Videre slippes det ut medisiner, desinfeksjonsmidler og kjemikalier fra impregnerte nøter.

Størrelsen av nitrogenbelastningen og hvor stor del av nitrogenet som er bundet i partikler avhenger av fôrspillet, men innholdet av nitrogen i fôret er også viktig siden utslippene av nitrogen øker med økende protein i fôret. Fiskefôr inneholder normalt mellom 0,6 og 0,9 % fosfor, mens fisken selv inneholder omkring 0,4 %. Størstedelen av fosforet i fôret tilføres miljøet i form av spillfôr og fekalier. Dette er forskjellig fra nitrogen der storparten av utslippene skjer i oppløst form, og der bare en mindre del er bundet til partikler. Størrelsen på fosforutslippene er først og fremst avhengig av fôrfaktoren, men fôrets innhold av fosfor er også viktig. Av totalmengde nitrogen og fosfor som tilføres via fôret, vil ca. 52 % av nitrogenet og 63 % av fosforet ende opp i vannmiljøet, dersom en tar utgangspunkt i en fôrfaktor på 1,04 (21).

Fôrspill og fekalier representerer organisk stoff fra havbaserte oppdrettsanlegg. Fôrspill vil sedimentere under anlegget, mens fekalier vil bunnfelle ved siden av anlegget pga. forskjellig synkehastighet. Fôrspill vil generelt bidra til et høyere oksygenforbruk under nedbryting i sedimentene sammenlignet med fekalier. Ved nedslamming av bunnen under anlegget, vil oksygenforbruket øke til en viss grense. Deretter vil tilstanden i sedimentet gå over fra oksisk til anoksisk. Det utvikles da gasser som metan og hydrogensulfid som er direkte giftig for fisk når de stiger opp i vannmassene i notposen. Bunnfaunaen vil endres under slike forhold. Like under anlegget vil faunaen være svært redusert, og en vil bare finne enkelte hardføre arter. I området like ved anlegget vil en finne et høyere artsmangfold enn ved normal tilstand.

En relativ høy akkumulering av sink er også et problem, fordi sink i større konsentrasjoner er giftig for gravende bunndyr. Sink er tilsatt fôret i konsentrasjoner på 134 mg/kg fôr (46, 49) for å unngå redusert vekst, økt dødelighet, finneskader, tap av skall og celledskader i linsen (katarakt). Da sink er tilsatt i fôret, tilføres mineralet miljøet gjennom fôrspill og fekalier. Konsentrasjoner på 150 mg/kg i sedimentet kan gi mulige nega-

tive effekter på bunnfaunaen, mens konsentrasjoner i området 270-410 mg/kg sediment kan gi sannsynlige negative effekter på gravende bunn-
dyr (47, 51, 52, 53). Totale og spesifikke utslipp fra havbruk i de nordiske
land er vist henholdsvis i Tabell 20 og Tabell 21.

Tabell 20. Totale utslipp av nitrogen og fosfor (i tonn pr. år) i merdbaserte anlegg i sjøvann

Type utslipp	Island	Norge	Danmark	Færøyene	Sverige	Finland	Åland
Nitrogen (tonn/år)	I.T.	22.852	245	4.038	110	465	305
Fosfor (tonn/år)	I.T.	4.771	25	667	13	59	36

Tallene er fra år 2000. Tall fra Sverige er estimert fra spesifikt utslipp i Tabell 21 og produksjon i sjøvann i år 2000. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanser 5, 6, 10, 16, 1

Utslippene er direkte korrelert til produksjonskvantum av fisk i de ulike
land (Tabell 20).

Tabell 21. Spesifikke utslipp av nitrogen og fosfor (kg pr. tonn fisk produsert) i merdbaserte anlegg i sjøvann. Tallene er fra år 2000

Type utslipp	Island	Norge	Danmark	Færøyene	Sverige	Finland	Åland
Nitrogen (kg/tonn prod.)	I.T.	54	45	58	59	59	53
Fosfor (kg/tonn prod.)	I.T.	10	5	10	7	8	6

Tall fra Sverige er fra 1995. Tallene fra Færøyene er beregnet fra et forbruk på 81.500 tonn og en förfaktor på 1.2. I.T. = data ikke tilgjengelig. Referanser 5, 6, 10, 16, 1

Anleggene i Danmark har det laveste spesifikke utslippet av nitrogen og fosfor. Verdien fra Finland er fra hele landet, men i noen regioner i Finland oppnår en utslipp som er nede i 47 kg nitrogen og 5,3 kg fosfor pr. tonn fisk produsert (gjennomsnittsverdi fra 9 anlegg fra år 2002). De beste resultatene fra to av anleggene basert på merdoppdrett av regnbueørret i år 2002 var 36 og 39 kg nitrogen/tonn og 4,3 og 4,8 kg fosfor/tonn fisk produsert. Opplysninger om variasjon mellom anlegg i hvert nordisk land har ikke vært mulig å innhente innenfor rammen av prosjektet.

3.2.4 Rømming av fisk

I Norge ble det i år 2000 innrapportert om lag 276.000 rømt oppdrettslaks. Dette var en nedgang på over 20 prosent fra 1999. Tallet på rømt oppdrettsørret ble i 2000 rapportert til å være 75.000. Dette var nær en fordobling fra 1999 (1). På Færøyene har det de siste årene vært omfattende skader på oppdrettsanlegg som følge av uvær. Det medførte at det i 2002 rømte ca. 1.000.000 laks (53). Det finnes ikke tilgjengelig informasjon om rømt oppdrettsfisk i andre nordiske land.

3.2.5 Avfall

Avfall fra havbruk inkluderer papir, kartonger, plastmaterialer, trepaller, fôrsekker, presenninger og utrangerte notposer. Alt kan leveres til lokale gjenvinningsstasjoner. Død fisk representerer organisk avfall som kan deponeres og energien kan for eksempel gjenvinnes i biogassanlegg. Død fisk kan også komposteres og brukes til jordforbedring, eller syrebehandles og gjenvinnes i minkfôr. Avfall fra havbruk inkluderer videre smøreoljer, oljefilter, hydraulikkoljer, batterier og lysstoffrør. I alle nordiske land finnes det lokale gjenvinningsstasjoner som kan ta i mot slikt avfall.

3.2.6 Lukt og støy

Lukt fra merdanlegg har sin kilde i fôr, dødfisk, døde fastsittende organismer på notposen som henger til tørk og manglende renhold. Eventuell støy fra anlegg i sjø begrenser seg til motorlyd fra båter som transporterer personell, brønnbåter og båter som leverer fôr. Fôringsanlegg kan generere noe lyd uten at dette kan defineres som støy. Dette er ikke vedvarende lyder, men oppstår sporadisk gjennom dagen og årstid. Strømgeneratorer kan også generere støy, men nyere generatorer er godt lydisolert og medfører ikke et vesentlig støyproblem. Noen anlegg har vaskemaskin for vask av notposer på anlegget som kan generere noe støy, men ikke over 40-50 dB(A).

3.3 Beskrivelse av teknikker som kan betraktes som BAT for å redusere forbruket av medisiner, kjemikalier og utslipp fra havbasert fiskeoppdrett

Dette kapittelet beskriver teknikker som er implementert eller er teknisk og økonomisk mulig å implementere i nordisk merdbasert fiskeoppdrett. Teknikkene har direkte eller indirekte til hensikt å redusere forbruket av medisiner, kjemikalier og utslipp av organisk materiale og næringssalter fra anleggene. Noen av teknikkene som beskrives er ikke representert i referanseanleggene (Vedlegg I). For oppdrettsbedrifter som ønsker å jobbe systematisk med miljøforbedring, henvises det til miljøledelsesstandardene ISO 14001 og EMAS.

3.3.1 Teknikker for å redusere belastning på resipient

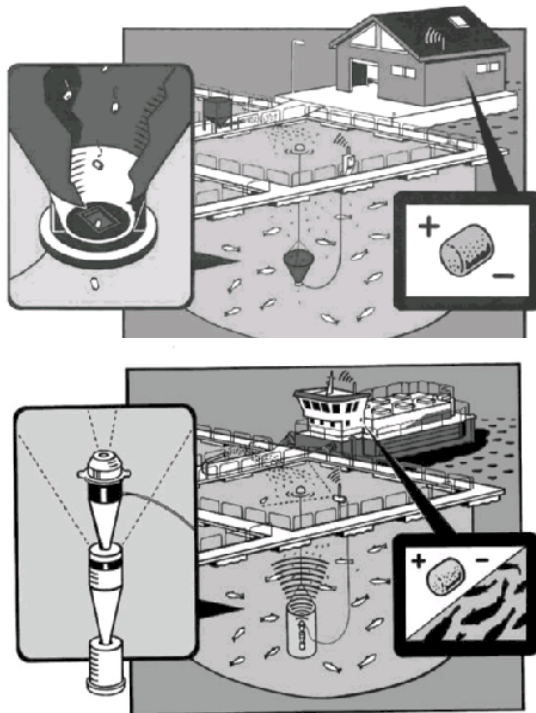
Utføringsystemer

I havbaserte anlegg, vil den største miljøgevinsten oppnås ved å redusere fôrspill, fordi fôrspill har en høyere synkehastighet enn fekalier. Fôrspillet vil dermed sedimentere mer konsentrert under anlegget. I tillegg blir

det forbrukt mer oksygen i bunnsedimentene ved nedbrytning av fôrspill i forhold til nedbrytning av fekalier.

Et utfôringsystem der en har programmert inn vekstmodeller som tar hensyn til temperatur, daglengde og som har sensorer som registrerer uspist fôr og aktivitet hos fisken, vil redusere mengde fôrspill. Sensorer for registrering av uspist fôr er installert over eller under bunn av notposen (Figur 5). Systemet vil kunne installeres på alle typer av merdanlegg med sentralfôringsanlegg. Teknikken har vært i bruk siden 1997, og er nå installert på 90 lokaliteter i Norden (hovedsakelig i Norge). Metoden reduserer fôrfaktor med 8 % og dermed også belastningen av miljøet under anlegget. Utslipp av nitrogen og fosfor reduseres med 12 %. Forskjell i investeringskostnader med denne teknikken ligger på + 51.000 Euro. Dette tilsvarer en merinvestering på 8 % i forhold til de totale investeringskostnadene (41). Teknikken er brukt i referanseanlegg 8 (Vedlegg I).

Figur 5. Prinsippskisse over havbasert oppdrettsanlegg med fôringsanlegg utstyrt med infrarød (over) og doppler sensor (under) for deteksjon av fôrspill. Kilde E.



Lukkede anlegg

Prinsippet for lukkede merdanlegg er at en oppbevarer fisken i en presenningspose i stedet for i en notpose. Presenningsposen har en kon bunn slik at fekalier og fôrspill sedimenteres i konen, og kan dermed pumpes ut og transporteres opp på land for videre lagring. Vannet pumpes inn fra et ønsket dyp med en mammutpumpe. Det er testet ut ulike typer lukkede

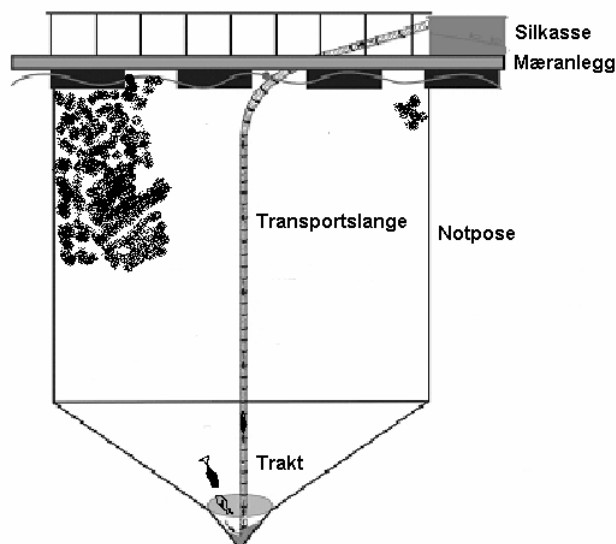
merder. Et system er utstyrt med en oppsamlere av partikulært materiale. Vannet blir pumpet inn i posen av en sentrifugalpumpe. Ved siden av merden er det plassert et oppsamlingssystem for partikulært materiale. Systemet tilfredsstiller laksens oksygenkrav og utvasking av metabolitter. Teknikken har vært kontinuerlig under utvikling siden midten av 80-tallet, men er ennå ikke anvendt i kommersiell produksjon. Forsøk gjort med en type lukket merd har oppnådd en reduksjon i utslipp av fosfor med 57 % og nitrogen med 20 %.

Lukkede merder bør bare anvendes på mindre eksponerte lokaliteter. Dette sammenfaller bra med områder med høy bakgrunnsbelastning, der det ofte er oppblomstringer av giftige alger, og områder som ellers er uegnet for konvensjonelt merdoppdrett. Videre drivkraft for implementering er at investeringskostnadene blir lave nok til at systemet kan drives kommersielt. Systemet må kunne drives med høyere tettheter enn i konvensjonelt merdanlegg for å kunne forsvare de høye investerings- og driftskostnadene (17, 26, 38)

System for oppsamling av fôrspill og død fisk

Oppsamling av fôrspill under merden vil redusere fôrspill og fekalier som ellers ville belaste bunnen/miljøet under anlegget (Figur 6). Kontinuerlig oppsamling av død fisk vil sikre helsetilstanden til den øvrige biomassen.

Figur 6. Prinsippskisse over oppsamlingssystem for fôrspill, fekalier og død fisk. Kilde F.



En finmasket not i bunnen av notposen holder tilbake død fisk og fôrspill. Disse faller ned i en trakt i bunn og suges opp i en slange til en oppsamlingskasse på bryggen. Dette er et konsept som er utviklet for merdoppdrett, både i sjø og i ferskvann.

Systemet finnes i ulike størrelser og kan tilpasses de fleste typer merdanlegg. En noe mindre enhet kan tilpasses merdoppdrett i ferskvann. På Færøyene har alle anlegg i ferskvann implementert dette i sine enheter. I Norge har 2 selskap implementert dette systemet i smoltanlegg i ferskvann. Totalt i Norden er det over 50 selskaper som har tatt denne teknikken i bruk på sine anlegg. På Åland er det i gang et prøveprosjekt på installering av systemet på havbruksanlegg (40). Teknikken har vært i bruk siden 1997. Dersom teknikken implementeres med oppsamling av fôrspill og fekalier, bidrar dette med opp til 90 % reduksjon av utslipp av organisk materiale, mens utslipp av nitrogen og fosfor vil reduseres med henholdsvis 7 og 20 %.

Dersom teknikken implementeres uten at en samler opp fôrspill og fekalier på land, men fører det med strømmer ut på dypere vann, vil den organiske belastningen på bunnfaunaen under anlegget likevel nesten elimineres. Fordelene med teknikken som kan motivere bruk er forenkling av driftsrutiner m.h.t. opptak av død fisk, kontroll med fôrspill og forlengelse av produksjonstid på samme lokalitet. Bruk av denne teknikken medfører en merinvestering på 4-5 % i forhold til totale investeringskostnader i et nytt anlegg (40). Teknikken er brukt i referanseanlegg 9 (Vedlegg I).

3.3.2 Teknikker for å redusere forbruk av medisiner og kjemikalier

Metoder for å sikre god helsestatus hos den stående biomasse

- Regulering av fisketetthet

For å oppnå lønnsom drift av et oppdrettsanlegg, er en avhengig å utnytte anleggets kapasitet maksimalt. Derfor er det nødvendig å holde en biomasse så nært opp til de tetthetsverdier som lokaliteten tillater eller som er gitt av nasjonal myndighet.

I Norden reguleres tettheten av fisk i oppdrettsanlegg gjennom nasjonale restriksjoner og/eller ut i fra den enkelte lokalitets strømhastighet. Tetthet av laks og regnbueørret i en notpose varierer fra 10-30 kg/m³. Opp mot en grenseverdi er det ikke individtetthet i seg selv som gir nedsett vekst, men derimot de lave oksygenverdiene som vanligvis følger med høye tettheter. Ved like oksygenverdier i vannet, har Atlantisk laks vist en god tilpasningsevne til tettheter som i utgangspunktet gir stressrespons. Konstant tetthet opp til 50 kg/m³ synes ikke å gi negative biologiske effekter (18). Dette avhenger selvsagt av strømhastighet på lokaliteten og dermed vannutskiftingen i tillegg til temperatur.

Anlegg med høy tetthet som er lokalisert på en strømsvak lokalitet, kan ha betydelige overkonsentrasjoner av ammoniakk og lave oksygenkonsentrasjoner på ettersommeren og ut på høsten. Dette kan medføre økt stress for fisken, som igjen medfører en generell svekkelse av immunforsvaret, redusert vekst og økt mottakelighet for infeksjoner. Det bør derfor

gjennomføres hyppige målinger av oksygenkonsentrasjon i slike situasjoner. Strømsettere kan benyttes for å øke vanngjennomstrømmingen i merdene. En annen løsning er å slakte fisk slik at tettheten blir lavere. Ved flytting av anlegget til mer eksponerte lokaliteter med bedre strømforhold, og utvikling av automatiserte metoder for å holde begroing på merder nede, vil en kunne øke tettheten uten at dette går utover oksygennivået i notposen.

- Bekjempelse av lakselus

Ektoparasitten, lakselus er et stort problem i nordisk matfiskeoppdrett av laksefisk. Lus fester seg på laksens bakdel like etter den har nådd sitt fritt svømmende stadium, og vil etter hvert som den blir voksen vandre frem mot hodet. I laksens hoderegion vil lusen beite på hudceller og slim. Dette resulterer ofte i store sår dersom ikke tiltak settes i verk. Av de behandlingsstrategier som finnes, er det svært vanlig med badbehandlinger, der en setter et presenningsslør rundt notposen og tilfører lusemiddelet i bestemte konsentrasjoner.

Figur 7. Leppefisk av arten berggylte. Kilde G.



I de senere år har det blitt vanlig med avlusningsmidler i fôr. Dette er betydelig enklere og har redusert kostnadene betraktelig. Imidlertid er effekten av slike forbindelser på bunnfaunaen under anlegget svært skadelig.

Leppefisk (Figur 7) er svært effektive beitere av lakselus. Leppefisk tilhører familien *Labridae*, og den mest brukte arten i dag er berggylte (*Labrus bergylta*) fordi stor berggylte plukker lus også fra stor laks. Andre arter som mindre berggylte, bergnebb (*Ctenolabrus rupestris*), gressgylt (*Centolabrus exoletus*) og grønngylt (*Symphodus melops*) brukes også. Andel av leppefisk i forhold til antall laks eller regnbueørret i en merd bør være fra 2 til 5 % for å holde luseantallet nede på et akseptabelt nivå. Bruk av leppefisk begrenses til leppefiskartens naturlige utbredelse.

Berggylte, bergnebb og grønnfylt finnes bare langs kysten av Norge og vestkysten av Danmark. Det er imidlertid bare lakseoppdrettere i Norge som har anvendt denne teknikken. Teknikken har vært i bruk som profylaktisk tiltak mot lakselusinfeksjoner siden 1987. Bruk av leppefisk på laks og regnbueørret kan redusere forbruket av avlusningsmidler med opptil 100 %. Andre fordeler er at en oppnår en kontinuerlig avlusning. Ved bruk av leppefisk på laks og regnbueørret opp til 2 kg, vil en kunne redusere utgiftene til avlusning med opptil 70 %, mens på stor fisk over 2 kg vil en kunne redusere utgiftene med opptil 60 % (27). Leppefisk er i bruk i referanseanlegg 10 (Vedlegg I).

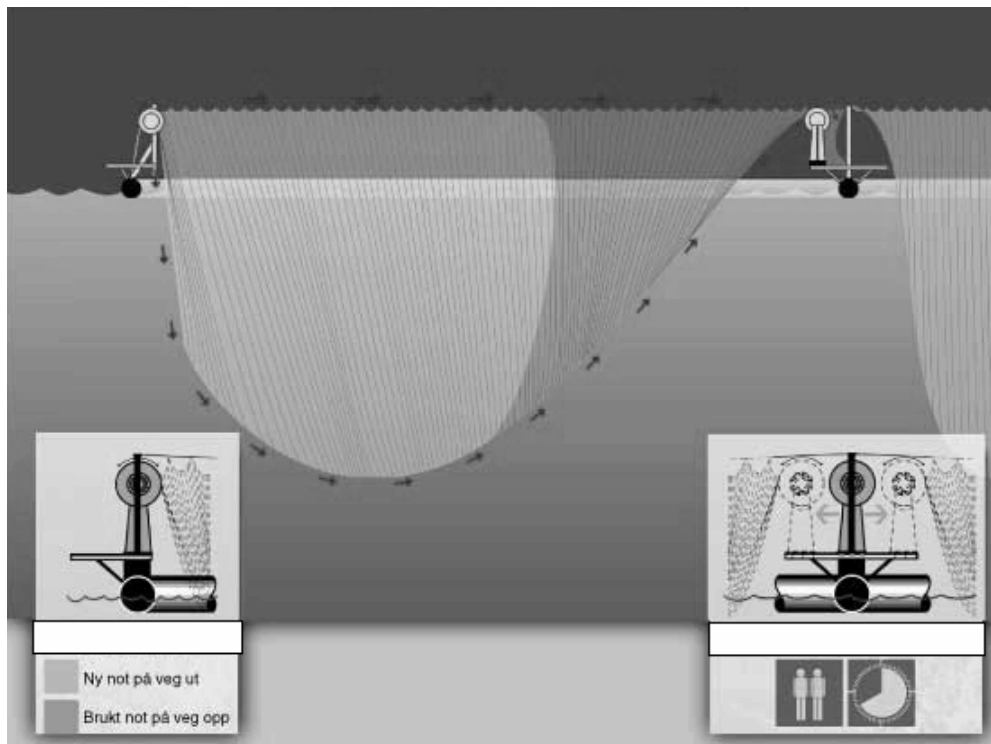
En viktig strategi for bekjempelse av lakselus har vært synkroniserte, regionale avlusninger, eksempelvis om våren. Formålet har vært å fjerne mest mulig av den kjønnsmodne lusa før temperaturen stiger og lusens reproduksjonsevne stiger. Metoden kan anvendes i nordiske land der luseinfeksjoner er et problem, og der anlegg ligger tett. Synkronavlusninger kan administreres av regionale miljømyndigheter eller oppdrettsslag. Metoden reduserer faren for re-infeksjon dersom et anlegg like ved avluser fisken. Dette vil i neste omgang redusere forbruket av avlusningsmidler.

Metoder for å redusere utslipp av kjemikalier

- Tørking av notposer for fjerning av begroing

Ved tørking av notposer for å fjerne begroing benytter en seg av et dobbelt sett med notposer, der den ene posen kan trekkes opp og tørkes mens den andre står i sjøen. Dette betinger at en skifter notposen før den er så begrodd at det medfører tørking av store mengder organisk materiale. Metoden er anvendelig i merdanlegg både i sjøvann og i ferskvann, og har vært i bruk siden begynnelsen av 80-tallet. Ved tørking av notposer vil kobberimpregnering i de fleste tilfeller være overflødig, fordi begroing drysser av notposen etter tørking. Metoden vil resultere i hyppigere notskifte enn ved bruk av kobberimpregnerte notposer, men gir til gjengjeld oppdretteren bedre kontroll med tilstanden til notposene, og vil direkte virke forebyggende mot rømming og redusere utslipp av kobber til sjø. Metoden er kostnadsbesparende m.h.t. vask og impregnering. Kostnader knyttet til impregnering beløper seg til mellom 0,02 og 0,04 Euro pr. kg produsert fisk.

Figur 8. Prinsippskisse over teknikk for automatisk skifte av notpose i et havbasert matfiskanlegg



Kilde H.

På større anlegg finnes det en teknikk som forenkler denne prosessen. I denne teknikken brukes det to elektrisk drevne tromler som er montert på hver kortsida av merden (figur 8). Ved hjelp av den ene trommelen føres den nye notposen ut i sjøen, mens den andre trommelen trekker den gamle notposen opp på anlegget. Samtidig blir fisken overført fra den begrodde til den tørkede nye merden (45). Teknikken anvendes på større anlegg der merdene er opp til 25 meter x 35 meter og 25 meter dype. På mindre anlegg henvises det til manuell metode (dobbel sett med notposer). Metoden kan redusere forbruket av kobberholdige impregneringsmidler med 100 %. Sammenlignet med at skifte av en stor not (som over) tar 5-6 timer, tar denne operasjonen ca. 15 minutter og gjennomføres av to mann. Teknikken har vært i bruk siden 2001. Til nå har 10 anlegg i Norden (alle i Norge) installert systemet. Teknikken medfører et tillegg på 20 % i forhold til de totale investeringskostnadene til et nytt anlegg. Utstyret er i bruk i referanseanlegg 11 (Vedlegg I).

- Vasking av notposen mens den står i sjøen

Høytrykkspyling av notposer mens de står i sjøen, er et alternativ til bruk av dobbelt sett med notposer. Dette gjøres med spesialutviklet utstyr som kobles til vanntilførsel med høyt trykk (Figur 9). Vannet kommer ut på undersiden gjennom mange dyser. Dette sikrer en effektiv notvasking av

de øverste 2-3 metrene av notposen, som kan gjennomføres fra bryggen på anlegget. For vasking dypere kreves det bistand fra yrkesdykkere (28).

Figur 9. Vaskemaskin for vasking av veggene av notposer. Kilde 1.



- Lys over merd

I norsk lakseoppdrett blir det brukt kontinuerlig lys over merden for å utsette kjønnsmodning før slakt. Kjønnsmodning medfører dårlig kjøttkvalitet, økt dødelighet, redusert appetitt og redusert fôrutnyttelse. Denne teknikken medfører en betydelig opplysning av anlegget, og det er usikkert hvilke effekter dette har på dyrelivet rundt anlegget. Imidlertid er det nå utviklet lysutstyr som kan brukes under vann, og som reduserer opplysningen av anlegget betydelig. En konsekvens av dette er at laksen fordeler seg dypere i merden gjennom hele døgnet, noe som fører til reduserte lusepåslag. Dette er en følge av at de infektive lusestadiene forekommer i de øverste metrene av vannsøylen. Som et resultat av dette reduseres også forbruket av avlusningsmidler (29).

3.3.3 Teknikker for å redusere rømming av fisk og skadelige effekter av rømming

Valg av anlegg vil variere fra enkle tre eller stålanlegg på skjermede lokaliteter, til tunge konstruksjoner av stålanlegg og nedsenkbare merder på høyt eksponerte lokaliteter. En spesifikk anleggsteknikk velges ut fra lokalitetens eksponeringsgrad f. eks. vindstyrke og bølgehøyde. Nedsenkbare anleggstyper kan benyttes på svært eksponerte lokaliteter som i utgangspunktet ikke var tiltenkt fiskeoppdrett. Valg av anleggstype ut i fra eksponeringsgrad av lokaliteten kan redusere sannsynligheten for havari med påfølgende tap av fisk gjennom rømming. På grunn av manglende standarder og tekniske referansepunkt, er det liten omfang av styrkeberginger og analyse av materialtretthet i konstruksjon av merdanlegg.

Nedsetting av TYGUT (typegodkjenningsutvalget) i Norge som er oppnevnt av øverste fiskerimyndighet, førte til forslag om et godkjenningssystem for flytende anlegg og en nasjonal standard for flytende oppdrettsanlegg (NS9415 – Flytende oppdrettsanlegg. Krav til utforming,

dimensjonering, utførelse, installasjon og drift). Standarden vil bli iverksatt fra 1.4.2004. Hensikten med standarden er å redusere risiko for rømming som følge av teknisk svikt og feilbruk av oppdrettsanlegg. Standarden beskriver hvilke krav som settes til fysisk utforming av anlegg og dokumentering av den fysiske utformingen. Anleggene skal iht. standarden dimensjoneres etter de fysiske forholdene som de vil bli utsatt for på den lokaliteten de skal brukes. Lokalitetene som benyttes til oppdrettsvirksomhet skal derfor klassifiseres. Klassifiseringen av lokaliteter baseres på både strøm, vind og bølgeførholdene på lokaliteten, og dette danner utgangspunktet for kravene som stilles til enkeltkomponentene som utgjør oppdrettsanleggene. Standarden angir også hvordan anleggene skal plasseres på den gitte lokalitet og beskriver de krav som stilles til drift for å oppnå akseptabel rømmingssikkerhet.

Alt utstyr som skal benyttes etter standardens iverksettelse skal være produktsertifiserte, mens eksisterende oppdrettsanlegg må få utstedt et dugelighetsbevis innen 2006 som dokumenterer forsvarlig teknisk standard på anlegget.

Formålet med godkjenningssystemet er å sikre en forsvarlig standard på flytende fiskeoppdrettsanlegg for å forhindre uønskede skadevirkninger og å verne om miljø- og villfiskinteressene. Dette vil sikre at anlegg dimensjoneres etter eksponeringsgrad, og at en får en reduksjon i antall havari med påfølgende rømming. Systemet er bygget opp i tre steg:

1. Typegodkjenning av hovedkomponenter
2. Godkjenning av anlegg utlagt på lokalitet
3. Tilsyn med anlegg i drift

Ved innførsel av dokumentasjonsregelverket, har produsentene av merdanlegg et sett med krav m.h.t. dimensjonering å gå ut i fra ved konstruksjon av merdanlegg. Systemet trådte i kraft i år 2003. Merdsystemer som kan anvendes i forhold til gitt eksponeringsgrad er kort beskrevet nedenfor.

- *Plastringer*

Plastringer er vanligvis konstruert og produsert av PE-50 polyetylen. Polyetylen er et materiale som har stor slitestyrke og lang levetid. Merdene kan anvendes på eksponerte lokaliteter. Teknikken krever imidlertid arbeidsbåt med installert fôrtank og fôrkanon.

- *Stålanlegg*

Anlegg som er sveiset sammen av stålrør og stålprofiler egner seg også godt til eksponerte lokaliteter (Figur 10) (45).

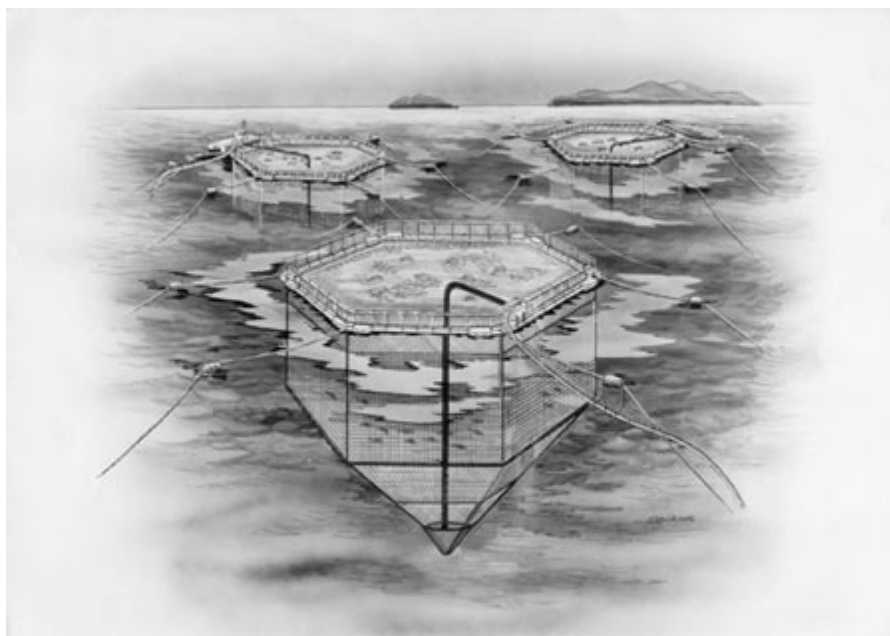
Figur 10. Stålanlegg. Kilde H.



- *Havmerder*

Havmerder er laget av sammenhengende gummiprofiler (Figur 11), og er et svært fleksibelt system som følger bølgene og absorberer bølgenes energi. Dette er “offshore” systemer som har kapasitet til å tåle bølgehøyder opp til 10 meter. De kan produseres i størrelser på 60-160 meter i omkrets.

Figur 11. Havmerder basert på gummimateriale. Kilde J.

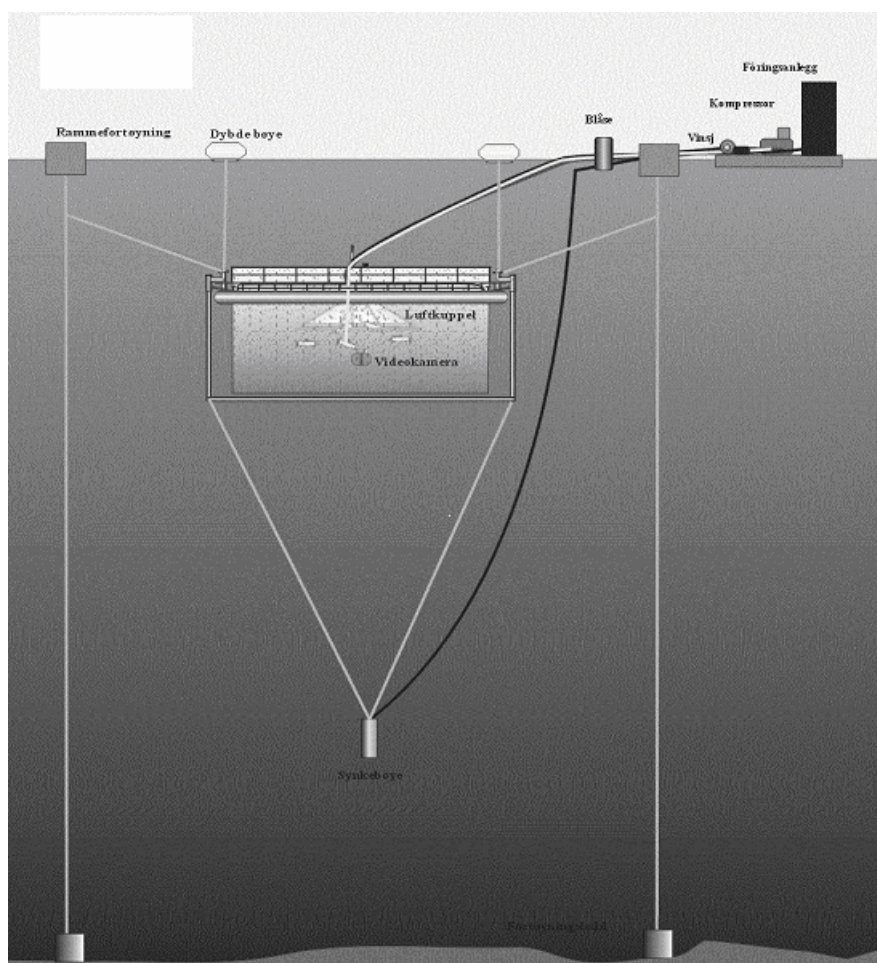


- *Nedsenkbare merder*

Teknikken vil være aktuell på svært eksponerte lokaliteter, lokaliteter med frekvente giftige algeoppblomstringer eller med høy infeksjonsrate av lakselus. De driftstekniske løsningene for en nedsenket merd er basert på tre hovedprinsipp: 1) redusert oppdrift av merden ved nedsenking; 2)

horisontal stabilitet i nedsenket posisjon og 3) sikker heving til overflaten. En luftkuppel i merden sikrer fisken tilgang til luft, og blir benyttet som et utføringspunkt for luftbaserte sentralføringsanlegg. Videokamera sørger for overvåkning av fiskens adferd. Figur 12 illustrerer teknisk arrangement ved bruk av nedsenket merd.

Figur 12. Prinsippskisse over nedsenkbar merd for produksjon av lakse- eller torskfisk



Kilde K

Andre forebyggende tiltak mot rømming er:

- *Kontroll av notposen*

Notposen er det svakeste leddet i produksjonen på et merdanlegg. Trådtype i notposen bør dimensjoneres etter belastninger ved vanlig drift, opplining i forbindelse med avlusning og skifte av notpose, størrelse og eksponering (bølger og strøm). Anlegg bør også utvikle detaljerte prosedyrer for håndtering, kontroll før og etter utsetting, montering i anlegget

og driftsrutiner (som f.eks. båtanløp). NS 9415 angir krav til sammensetning, montasje, materialstyrke og kontroll/reparasjon av notposer som skal benyttes i flytende oppdrettsanlegg. Videre angir standarden de krav som stilles til brukerhåndbok for notposer.

- *Sikring mot trafikk*

Sikring mot havari ved kollisjon med nyttetraffikk kan gjøres ved tilstrekkelig belysning av anlegget, i tillegg til blinkende lanterner som er spesielt viktig under dårlig sikt.

- *Vedlikehold*

Regelmessige inspeksjoner og vedlikehold av fortøyninger og notposer, kan avdekke hull i notposene og svekkelser i fortøyninger og forankringer av anlegget.

- *Hyppig notskifte*

Hyppig notskifte gir oppdretteren god kontroll med tilstanden til nøtene, og har dermed en forebyggende effekt mot rømming av oppdrettsfisk.

- *Kontrollfiske med garn*

Ved merdanlegget detekteres rømming av fisk raskt ved kontrollfiske med garn. Tiltak som tetting av hull eller skifte av merder kan da straks iverksettes.

- *Rutiner for båtanløp*

Båter legger til anlegget ved levering av settefisk, avlusing, skifte av notposer, transport av fôr og ved høsting. I disse tilfellene bør båten legge til der det er minst fare for å komme borti notposen med propellen. Båter bør anløpe anleggene forsiktig og på en slik måte at propellen er lengst mulig unna notposen for å unngå skade på not. Når den ligger i ro ved anlegget bør propellen være utkoblet.

3.3.4 Reduksjon av støy og lukt

Støy fra merdbaserte oppdrettsanlegg vil komme fra strømaggregater, dødfisk kverner og evt. vaskemaskiner dersom anleggene vasker nøtene sine selv.

Det finnes svært stillegående og isolerte strømaggregater på markedet som nærmest kan eliminere støy. Lyd fra kverner som er tilkoblet konserveringstanker for død fisk kan forekomme i korte perioder. På noen anlegg finnes det vaskemaskiner for vasking av notposer. Disse kan generere noe støy. For å redusere denne støyen kan en tørke notposer i stedet for bruk av vaskemaskin på anlegget, spesielt dersom anlegget ligger i nærheten av bebyggelse. Ved tørking av merder kan det forekomme noe

lukt, uten at dette med sikkerhet kan være sjenerende, men avhenger av beliggenhet og vindretning.

Det genereres også noe støy ved føring. Dette kan reduseres ved å plassere utføringspunktet under vann dersom det brukte føringssystemet tillater det.

3.3.5 Estetikk

Fortøyningsblåser bør ikke være av en farge som sjenerer omgivelsene, og fortøyninger bør være lagt i et system som er iøynefallende. Belysning av anlegget bør være slått av om natten med unntak av belysning for å styre biologiske prosesser som kjønnsmodning. Belysningen bør imidlertid være nedsenket under havoverflaten.

3.3.6 Metoder for lokalisering av anlegg og overvåkning av miljøtilstanden

Ikke alle lokaliteter er egnet til oppdrettsvirksomhet. Artene som oppdrettes i Norden har sine spesifikke krav til verdier av miljøparametere de trives under. Artsspesifikke krav som avskjerming, vannutsiftning og dyp bestemmer hvor egnet en lokalitet er for oppdrett av den enkelte art. De naturgitte forholdene gir derfor et begrenset antall egnede oppdrettslokaliteter. En utvikling i merd- og forankringsteknikker vil derimot kunne muliggjøre oppdrett i stadig mer eksponerte farvann, og dermed øke antall lokaliteter der det er mulig å drive fiskeoppdrett. Anleggstyper og teknikkvalg vil i stor grad avgjøre hva slags bølgeeksponering som kan aksepteres på lokaliteten. For laks og torskeanlegg som benytter robust teknikk og hvor biologien ikke setter spesielle begrensninger i forhold til eksponering, er bølgehøyder under 3 meter akseptert.

For kveiteoppdrett hvor man benytter spesialtilpasset teknikk (flatbunnmerder med hyllesystem) er grensen satt ved 1 meters bølgehøyde.

I norsk regelverk anbefaler en at det ikke bør være tillatt med annen oppdrettsvirksomhet innenfor en sone på 1 km rundt eksisterende lokaliteter. For å forebygge smitte av sykdom bør man imidlertid ha en bufferzone på 1-5 km rundt anlegg som produserer samme art. Virksomhet som ikke kommer i konflikt med oppdrett kan derimot tillates. Disse anbefalingene har vist seg å være forebyggende mot smitte mellom merd-anlegg også i andre nordiske land.

Terskelfjorder og terskelbasseng har redusert utskifting av bunnvann i forhold til mer åpne systemer, og har dermed større evne til å akkumulere organisk materiale. Slike områder er i utgangspunktet ikke optimal for oppdrett. Hvorvidt områder innenfor slike terskelfjorder og bassenger likevel er egnet til oppdrett avhenger av dybden på terskelen, strømforholdene, størrelsen på bassenget eller fjorden innenfor terskelen og hvor mye organisk belastning oppdrettsanlegget bidrar med utover den opprin-

nelige belastningen (f.eks. fra naturlig avrenning og kloakkutslipp). Ved samlokalisering av flere oppdrettsanlegg bør en i utgangspunktet prøve å unngå fjorder med markerte terskler.

En strømhastighet på 5 cm. pr. sek. er anbefalt for å sikre tilstrekkelig tilførsel av oksygen til fisken og spredning av avfallsstoffer. Ved lave fisketettheter kan kravet til vannutskifting reduseres. Spredning av avfallsstoffer er en funksjon av dybde og vanntransport. En tilstrekkelig dybde under oppdrettsanlegget er vanligvis nødvendig under normalt gode strømforhold for å hindre oppsamling av organisk materiale under merdene.

Overvåkning av sedimenttilstanden

MOM (Matfiskanlegg – overvåkning – modellering) (22-24, 58) er et system som kan brukes til å regulere miljøpåvirkningen fra marine oppdrettsanlegg etter bæreevnen på lokaliteten. Metoden er utviklet for nordiske forhold. MOM bygger på et generelt konsept for miljøpåvirkning, og legger til grunn at lokalitetene skal kunne brukes over lang tid, uten at påvirkningen blir større enn at gravende bunndyr kan leve under anleggene. Hovedelementene er et prognoseverktøy som beregner miljøpåvirkningene fra et oppdrettsanlegg (simuleringsmodell), et kontrollverktøy som undersøker den faktiske påvirkningen (overvåkningsprogram) og grenseverdier for tillatt påvirkning (miljøstandarder). Systemet opererer med tre utnyttelsesgrader for oppdrettslokaliteter, og for hver utnyttelsesgrad svarer et overvåkningsnivå. Dersom tredje utnyttelsesgrad overskrides, er lokaliteten overbelastet. Overvåkningsprogrammet består av tre typer undersøkelser: A, B og C.

- A-undersøkelsen; er en enkel måling av sedimentasjonsraten under anlegget.
- B-undersøkelsen; er en kartlegging av sedimenttilstanden under anlegget og nytter egne miljøstandarder for MOM. Disse er justert på grunnlag av utprøvingen av systemet ved 31 norske matfiskanlegg.
- C-undersøkelsen; er en bunndyrsundersøkelse langs en gradient fra anlegget og utover i resipienten. Den bruker generelle miljøstandarder for bunndyrsundersøkelser.

Den gjentatte og systematiske overvåkingen i MOM gir et godt kjennskap til endringer i tilstanden i sedimentene både nært anlegget og regionalt. En kan da følge miljøpåvirkningen fortløpende og korrigere utviklingen dersom den går i uønsket retning. På Færøyene benyttes det i tillegg grenseverdier for innhold av kobber, sink og organisk materiale. Disse er implementert fra skotske miljømyndigheter.

Overvåkning av vanntilstanden

For områder i Østersjøen, er det utviklet en belastningsmodell for utslipp av fosfor fra merdanlegg i sjø. Modellen som baseres på massebalanse, er den første som er testet mot data fra oppdrettsanlegg fra kystområder i Østersjøen. En annen unik egenskap med modellen er at den beregner utslipp av næringssalter som oppdrettene gir opphav til. Modellen kan også anvendes for å trekke frem den faktiske konsentrasjonen i vannmassen. Ved hjelp av denne modellen er det mulig å fastslå hvilke områder som er egnet for merdanlegg og hvilke en bør unngå. I tillegg kan brukeren få ut informasjon om forventede effekter i form av forhøyede fosfor og klorofyll A konsentrasjoner i tillegg til siktedyp som kommer til å påvirkes av virksomheten. Modellen er ment som et redskap for forurensingsmyndighet, oppdrettere og andre interesser for å kunne lokalisere og dimensjonere fiskeoppdrett i kystområder der fosfor er begrensende for utviding av virksomheten (42, 43).

Metoder for gjenoppbygging av lokalitet

Brakklegging av lokalitet muliggjør en rekonstituering av bunnfaunaen under et anlegg, og en unngår utvikling av anoksiske forhold som ofte resulterer i utvikling av gasser som metan og hydrogensulfid som igjen er direkte giftig for fisk. En annen hovedårsak til at en benytter brakklegging av lokaliteter er at en unngår sykdomssmitte mellom generasjoner, da en benytter en lokalitet til å sette ut settefisk og en lokalitet der fisken som ble satt ut forrige år oppdrettes og en lokalitet som ligger brakk.

I noen nordiske land kreves det generasjonsdrift og brakklegging av hver oppdrettslokalitet, noe som betyr at hvert sjøanlegg må disponere flere lokaliteter som brukes vekselvis. Lengde av brakkleggingsperiode vurderes ut i fra bunndyrs sammensetningen i sedimentet, da det er en nær sammenheng mellom denne og totalt innhold av organisk materiale i bunnsedimentene. Når bunndyrs sammensetningen er kommet opp på et akseptabelt nivå, kan fisk settes ut på den aktuelle lokaliteten (48). Praktisering av brakkleggingsperiode av lokaliteter varierer mellom de ulike land i Norden. Land rundt Østersjøen, Skjærgårdshavet og Finskebukten har ingen praksis for hvileperioder. Imidlertid begrenses aktiviteter på lokalitetene av isdanningen gjennom vinteren. Hvorvidt dette er en tilstrekkelig brakkleggingsperiode bør undersøkes, fordi omsetningen av organisk materiale gjennom vinteren er svært lav. På Færøyene har sykdomsproblemer tvunget brakkleggingspraksis inn i produksjonsmønsteret, mens på Island og i Danmark er det ingen slik praksis.

4. Oversikt over forskning og utvikling (FoU) av beste tilgjengelige teknikker (BAT) i Norden

Dette kapittelet gir en generell oversikt over forskning og utvikling av BAT i Norden. FoU virksomhet på BAT for fiskeoppdrett i Danmark konsentreres bl.a. om å utvikle en lav-teknologisk produksjonsmetode for regnbueørret sammen med kommersielle aktører. Formålet er å teste ut denne lav-tekniske produksjonsmetoden, skaffe dokumentasjon for belastningen av resipient ved ulike fôringsintensiteter, utvikle utstyr for direkte oppsamling av fekalier og for forskjellige grader av resirkulering. Prosjektet skal også dokumentere effekten av de lav-tekniske renseinnretningene, effekten av forskjellige former for slamhåndtering og effekten av etterbehandling av slamvann. Det er også FoU aktiviteter på begrensning i anvendelse av medisin og hjelpestoffer, reduksjon i vannforbruk og forbedret rensning av avløpsvann fra dambruk

Når det gjelder FoU innsats på BAT for fiskeoppdrett i Finland, har det vært fokus på bl.a. utvikling av et lukket merdssystem for oppdrett av regnbueørret i havet. Det har videre vært fokusert på utvikling av renseteknikk knyttet til denne merden for å få fjernet partikulært og løst bundet nitrogen og fosfor. Denne teknikken har gitt en utslippsreduksjon av fosfor på ca. 90 %. Videre har det vært gjort forsøk med å anvende ensilert død fisk til fremstilling av fargestoff i maling og til gjødsel i jordbruk.

Pågående FoU prosjekt i Norge fokuserer bl.a. på uttesting og implementering av resirkulasjonsanlegg for marinfisk klekkerier. Dette har flere hensikter bl.a. for å gjenvinne varme, å øke vannkvaliteten ved modning av vann¹ og for å øke kapasiteten i systemer som trenger høy vannutskifting. Et annet prosjekt er et samarbeid med en FoU institusjon og et selskap som omfatter klekkeri for hummer og oppdrett av mathummer. De bruker resirkulering for å gjenvinne varmen i vannet (som holder 20 °C). Prosjektet er omfattende med FoU på marked, fôr, teknikk, biologi, vannkvalitet og helse/miljø. De har bl.a. patentert en ny oppdrettsteknikk for kannibalistiske krepsdyr for intensiv produksjon i landbaserte systemer basert på resirkulering. Videre er det en del FoU aktivitet på optimalisering og videreutvikling av vanndesinfeksjonsmetoder ved bruk av UV- og ozonanlegg. En større satsing på å generere kunnskap om op-

¹ Fremdyrking av ikke-oppportunistiske bakterier fremfor oppportunistiske bakterier (f. eks. *Vibrio sp.*).

timal lokalisering av oppdrettsanlegg pågår nå ved Havforskningsinstituttet i Norge.

Pågående FoU prosjekter ved Universitetet på Færøyene i samarbeid med andre institusjoner og industrien, fokuserer på å kartlegge områder som er egnet til oppdrett i forhold til tidevannstrøm og bølger, samt å finne frem til anleggstyper som er egnet til oppdrett på utsatte lokaliteter.

Abstract

This report focuses on land- and sea-based aquaculture in the Nordic countries with its appurtenant water consumption, pharmaceutical and chemical use, nutrient effluents and resulting waste. Techniques for reducing consumption and effluents in such culture facilities are described along with attainable levels of consumption and waste production by using the best available techniques (BAT). The presented techniques are already employed in some facilities (reference facilities, Appendix I, page 85). Waste production and consumption in these facilities are presented with and without using BAT. It must also be emphasized that the levels of waste and consumption obtained by using the different techniques may depend on local, undescribed criteria. An overview over recommended BAT for land- and sea-based aquaculture facilities is presented below.

Land-based aquaculture

Techniques for reducing water and power consumption

To what extent water consumption may be reduced will depend on species and life stage of the cultured organism. Small fish have a higher oxygen demand relative to their weight than larger fish, and are less tolerant to natural catabolites from fish respiration accumulating in the culture system. In a hatchery for salmonids, it is possible to reduce water consumption from 100 to 53 m³/kg produced fish by adding supplemental oxygen and a tank-based CO₂ degasser (Technique no 1, Table 2). Further, by installing a recirculation system with particle- and biofiltration, and by adding supplemental oxygen, the water consumption can be reduced from 100 to 6.3 m³/kg produced fish (Technique no 2, Table 2). Power costs will to a certain extent increase due to increased pumping in such a system. For production of salmonids from 10-500 g it is possible to reduce water consumption from 100 to approx. 0.06 m³ pr. kg fish produced, at a power cost of 1.5 kWh/kg fish, by installing simple recirculation technology as well as aeration of the water (Technique no 5, Table 2). This way, water resources are transported and aerated by using atmospheric air instead of using pumping and oxygen supplementation systems. In land-based on-growing facilities for marine fish species, water consumption may be reduced from 100 to 0.8 m³/kg fish produced by using recirculation systems with particle filter, biofilter, denitrification filter, chemical precipitation of phosphorus and supplement of additional

oxygen (Technique no 6, Table 2). Power consumption will land on approx. 11 kWh/kg fish produced. The variation in power consumption between the different culture facilities is mainly due to variations with respect to pumping distance (height), oxygenation and pumping equipment (Chapter 0), but the variation in water consumption can be explained by to what extent the water is re-used.

Techniques for reducing nitrogenous and phosphorous waste

In juvenile on-growing facilities for salmonids where recirculation technology is used, particle filter may be installed, thus removing particles from the water before it enters the biofilter. By using a system for collecting particles, the nitrogenous waste may be reduced to 40 kg waste/kg fish produced, whereas the phosphorous waste may be reduced to 4 kg waste/kg fish produced.

Nitrogenous waste may further be reduced by implementing a denitrification filter in the recirculation system. As water re-use in the system increases, nitrate may accumulate and a denitrification filter will convert nitrate to gaseous nitrogen which can be released freely to the atmosphere. The technique will reduce nitrogenous effluents from 45 to 18 kg/ton fish produced (technique no. 3, Tabell 2).

A further reduction in phosphorous waste may be obtained by utilizing a phosphorus precipitation unit in the recirculation system, but obtainable levels are not available. The water will pass through the denitrification filter before entering the phosphorous precipitation unit where flocculants are added. The particles are then removed by a rotation band filter (technique no. 6, Tabell 2).

A technique based on recirculation technology, but which uses neither a denitrification filter nor a phosphorous precipitation unit, uses a micro-strainer and a biofiltration unit combined with air wells as water treatment units, and atmospheric air for water transport. By using this technique, a reduction in nitrogenous waste from 52 til 2.8 kg/tons fish produced and a reduction in phosphorous waste from 9 til 0.1 kg /tons fish produced, may be obtained (technique no. 5, Tabell 2).

The mean emission level from the land based fish farming in the Nordic countries is 55 kg nitrogenous waste/kg fish produced and 8 kg phosphorous waste/kg fish produced. It must be emphasized, that by implementing one of these techniques, the reduction in waste will vary from species to species, hydrographic conditions, feed ration etc. The values stated above will thus be instructive.

Consumption of pharmaceuticals and chemicals

The level of pharmaceutical use is approximately the same for all the Nordic countries and is currently c. 1 g antibiotics/ton produced fish. An

exception is land-based culture facilities in Denmark, where the use of antibiotics is much higher. This may be related to problems with the bacteria *Flavobacterium psychrophilum* (YDS) and *Ichthyophthirius multifiliis* in trout pond culture. As of today, a vaccine is still not available against these bacteria. In addition, water quality conditions in Danish ponds is in general poorer compared to other Nordic countries due to agricultural run-off.

An attainable level of pharmaceutical use is not presented, but from experience it is important to maintain good hygienic conditions by implementing adequate water treatment procedures, maintain routines for vaccination, develop hygienic routines (zones), maintain stocking densities according to recommended values and available water resources. Consumption of detergents and disinfectants may also be reduced by making easy grips as for instance reducing natural light, using smooth surfaces and high-pressure washing equipment. Attainable levels of the above-mentioned factors y using BAT is displayed in table 2.

Tabell 22. An overview of attainable levels of nitrogen and phosphorus waste, water and power consumption in land-based facilities, by implementing best available technique (BAT). N.A.= data not available.

Technique	Reference unit	Specific loadings		Water consumption l/kg fish produced	Power consumption kWh/kg fish produced	Reference unit	
		Nitrogenous waste kg/ton fish produced	Phosphorous waste kg/ton fish produced				
1	Supplementaiton of additional oxygen and degassing of CO ₂	Hatchery for salmonids (0.5-100 g), freshwater.	53.0	9.0	53.000	N.A.	7
2	Recirculation of water with particle traps, biofilters and oxygenation	Hatchery for salmonids (0.5-100 g), freshwater.	45.0	6.5	6.368	20.0	2
3	Recirculation of water with particle filters, biofilters, denitrification filter and oxygenation	On-growing farm for salmonids (10-500 g), freshwater.	18.0	8.5	123	5.4	1
4	Sedimentation of particles in the outlet water	On-growing farm for salmonids (10-500 g), freshwater.	15.0	1.0	120	N.A.	5
5	Recirculation of water with microfiltration of particles, biofilters and degassing/aeration and transport of water with compressed air	On-growing farm for salmonids (10-500 g), freshwater.	2.8	0.1	56	1.5	6
6	Recirculation with particle filter, biofilter, denitrification filter, chemical precipitation of phosphorus and oxygenation	On-growing farm for turbot (10-500g), seawater.	N.A.	N.A.	840	11.4	3

Sea-based aquaculture

Techniques for reducing nitrogenous and phosphorous waste from feed and faeces

Even though some Nordic countries have introduced license restricted feed quotas, a reduction in feed waste is most efficiently obtained by using technology which detects feed spill and which monitors fish activity. A feed conversion ratio under 1.00 may be obtained by using such systems, which in turn may reduce nitrogenous and phosphorous waste to approx. 45 kg og 5 kg pr. ton fish produced, respectively. Technology that collects feed spill at the bottom of a net-cage, and transports it to the surface along with dead fish, will similarly reduce waste of the same compounds. Further, the latter technique will significantly reduce the organic load on the location as both feed spill and excretory waste will be collected. This way a location site may be utilised on a wider time scale than what would be the case without this system. The strain on the location will also be significantly reduced by locating a culture facility strategically with respect to hydrographic conditions (current velocity, recipient carrying capacity etc.). In addition, laying the location fallow for a period will contribute to restoration of the natural fauna. The use of closed net-cages in the sea has a large potential for reducing effluents of nutrients and organic material, but as of today there are no techniques that could be considered as BATs.

Techniques for reducing use of pharmaceuticals and chemicals

The choice of location site for sea-based aquaculture facilities is the key to running a facility according to BAT directives. The oxygen content in the cage must be monitored carefully and kept above a threshold limit by adjusting fish density according to this limit. This fish density will depend on current velocity and temperature. The location should be chosen based on minimum necessary current velocity, and the net cages should be kept adequately free of on-growing. If conditions in the net-cage are unsatisfactory, density may have to be reduced by moving or slaughtering some fish. This will reduce the probability of disease outbreaks with an entailing medical treatment of the fish.

Chemical waste from sea-based culture facilities mainly consists of copper. Sufficient drying of net-cages will reduce the need for impregnation with substances rich in copper. This technique may reduce copper consumption from approx. 340 to 0 kg/ton produced fish.

The consumption of pharmaceuticals, mainly antibiotics, is in Denmark approx. 102 g/ton produced fish, compared to 0.005-1 g/ton produced fish in the other Nordic countries. The reason for this high consumption of antibiotics is mainly due to outbreaks of furunculosis and reed

mouth disease . In Denmark, only 20-25 % of the fish put in the sea are vaccinated, compared to nearly 100 % in the other Nordic countries. By using fish that are individually vaccinated against specific pathogens common in the Nordic, the use of antibiotics may be reduced by more than 99 %.

Use of chemicals for delousing salmonids may be eliminated using certain species of wrasse, who continuously feed on the lice infecting the fish. These fish will also feed from the cage-net, e.g. initial mussel growth. This way, operating time of cage-nets will also be extended. This technique is mainly used in Norway, although the distribution area may extend to other Nordic countries.

Techniques for reducing the probability of escape of fish from fish farms

Fitting the type of facility to the specific characteristics of the chosen locality (wind, waves etc.) or using submersible cages at locations experiencing rough conditions, may contribute significantly to reducing the number of escaped fish. Other efforts, such as routine inspections, securing the facility from traffic, regular maintenance, test fishing for escapees etc. are factors that may contribute in reducing the number of escaped fish by up to 100 %.

Ordliste

Norsk	Svensk	Dansk	Færøysk	Islandsk	Finsk	Latinsk	Engelsk
Generelt						-	General
Merdan- legg	Kassodling	Havbrug	Alibrúk	Sjókvíaeldi	Kassikasv atus	-	Sea unit
Ferskvann	Sötvatten	Ferskvand	Vatn	Ferskvatn	Makeavesi	-	Freshwater
Sjøvann	Havsvatten	Saltvand	Sjógvur	Sjór	Merivesi	-	Seawater
Yngel	Yngel	Yngel	Yngul	Seiði	Smoltti	-	Juvenile
Fór	Foder	Foder	Fóður	Fóður	Rehu	-	Feed
Bunn	Botten	Bund	Botnur	Botn	Pohja	-	Bottom
Notpose	Nätkasse	Netpose	Nót	Nót	Verkkokassi	-	Cage
Terskel	Tröskel	Tærskel	Gátt	Þröskuldur	Kynnys	-	Sill
Hav- overflate	Havsytta	Havo- verflade	Vatnkorpa	Sjavarflö- tur	Merenpinta	-	Surface
Teknikk							
Mær	Kasse	Netbure	Ringur/búr	Kví	Kassi	-	Net cage
Kar	Kar	Kar	Kar	Ker	Allas	-	Tank
Biologi							Biology
Atlantisk laks	Lax	Laks	Laksur	Lax	Lohi	Salmo salar	Atlantic salmon
Regnbue- ørret	Regnbåge	Forell	Ælabogasíl	Regnboga- silungur	Kirjoloji	Oncorhyn- chus mykiss	Rainbow trout
Røye	Röding	Fjeldørred	Bleikja	Bleikja	Nieriä, rautu	Salvelinus alpinus	Arctic char
Innlands- ørret	Bäcköring	Ørred	Síl/eyrriði	Urriði	Purotai- men, Tammukka	Salmo trutta	Brown trout
Sjørret	Öring	Havørred	Sjósíl	Sjóbir- tingur	Taimen, meritaimen	Salmo trutta	Sea trout
Sik	Sik	Helt	-	Tjamasild	Siika	Coregonus lavaretus	Whitefish
Gjørs	Gös	Sandart	-	Gedduborri	Kuha	Stizoste- dion luciperca	Pike-perch
Abbor	Abborre	Aborre	Áborra	Abborri	Ahven	Perca fluviatilis	Perch
Torsk	Torsk	Torsk	Toskur	Þorskur	Turska	Gadus morhua	Cod
Kveite	Häl- leflundra	Helleflyn- der	Kalvi	Flyðra, heilagfiski	Pallas, Ruijanpal- las	Hippoglos- sus hip- poglossus	Atlantic halibut
Piggvar	Piggvar	Pighvar	Hvass- hvoysa	Sandhver- fa	Piikkikamp ela	Scophthal- mus maximus	Turbot
Hyse	Kolja	Kuller	Hýsa	Ýsa	Kolja	Melano- grammus aeglefinus	Haddock
Lysing	Kummel	Kulmule	Lýsingur	Lýsingur	Kummeli- turska	Merluccius	Hake
Havabbor	Havsab- borre	Havaborre	-	Barri, vartari	Meriahven	Dicentrar- chus labrax	Seabass
Flekk- steinbit	Fläckig havskatt	Plettet havkat	Liri	Hlýri	Kirjomeri- kissa	Anarchicas minor	Spotted wolffish

Referanser

Litteraturliste

- (1) Fiskeridirektoratet, 2000. Nøkkeltall for norsk havbruksnæring 2000. 15 s.
- (2) <http://www.rktl.fi/english/statistics/aquaculture/farms2000.htm>
- (3) <http://www.fiskodlarna.aland.fi/>
- (4) <http://www.rktl.fi/english/statistics/aquaculture/foodfish2000.htm>
- (5) Miljøstyrelsen 2001. Punktkilder 2000; Det nationale program for overvågning av vandmiljøet: fagdatacenterrapport. Orientering fra miljøstyrelsen nr. 13.
- (6) Särs, Susanne, Ålands Landskapsregering, Personlig meddelelse.
- (7) Vattenbruk 2000. Serie JO-Jordbruk, skogbruk og fiske. ISSN – 1404-5834.
- (8) Stefán Einarsson, Miljö- och livsmedelsverket, Island, Personlig meddelelse.
- (9) Euroharp-prosjektet 2002. Quantification and Reporting of Nitrogen and Phosphorus Discharges/losses from Aquaculture Plants. 6 s.
- (10) <http://www.dfu.min.dk/aqua/>
- (11) Mortensen, J. House of Industry, Færøylene, Personlig meddelelse.
- (12) Nurmi, Eeva, Pers. medd. Finlands Miljösentral.
- (13) Fiskhälsan FH AB, Årsberetning 2001.
- (14) Dýralæknir fisksjúkdóma, 2001. Ársskýrsla 2000. 10 s.
- (15) Grave, K., Littlekare, I., B.T. Lunestad, 2002. Forbruksmønsteres for legemidler til oppdrettsfisk i Norge i perioden 1996-2001: Et gullkantet eksportsertifikat for norsk oppdrettsnæring.
- (16) Johnson, B. & A. Alanära 2000. Svensk fiskodlings nærsaltsbelastning – faktiska nivåer og framtida utveckling. SLU, Vattenbruksinstitutionen, Rapport 18.
- (17) Kaukoranta, Erkki, Syvästra Finlands Miljösentral, Personlig meddelelse.
- (18) Sommer, I. A. & H. Toften, 2001. Intensiv settefiskoppdrett og utbrudd av infeksjøs pankreas nekrose (IPN) 12 s.
- (19) http://www.sft.no/nyheter/dokumenter/kobber_notimpregnering-utredning.htm
- (20) Bergheim, A. & Åsgård, T. 1996. Waste production from aquaculture. In *Aquaculture and Water Resource Management* (Baird, D., Beveridge, M.C.M., Kelly, L.A., and Muir, J.F. red.). pp 50-80. Black Science Ltd, Oxford, UK.
- (21) Hansen, P., Ervik, A., Aure, J., Johannessen, P., Jahnsen, T., Stigebrandt, A. og Schaanning, M. 1997. MOM. Konsept og revidert utgave av overvåkningsprosjektet 1997. *Fisken og Havet 7*. Havforskningsinstituttet, Bergen, Norge, 51 s.
- (22) Hansen, P. K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T. and Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive marine farming II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture 194*: 75-92.
- (23) Ervik, A., Hansen, P. K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P. and Jahnsen, P. 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine farming I. The concept of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture 158*: 85-94.
- (24) Johansson, T., Nordvarg, L. & L. Håkansson, 2000. Övergödningseffekter av fiskodling i sötvatten. SLU, Vattenbruksinstitutionen, Rapport 25.
- (25) <http://www.futuresea.com>
- (26) <http://www.leppefisk.no>
- (27) <http://www.hmn.no/notvasker.html>
- (28) Havforskningsnytt 2001. Nedsenkede lys i merdene kan gi mindre lus. Nr. 11.
- (29) SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04, Statens forurensingstilsyn, Oslo, Norge.
- (30) Roustan, M., Debellefontaine, H., Do-Quang, Z. & Duguet, J. 1998. Development of a method for the determination

- of ozone demand of a water. *Oz. Sci. Eng.* 20, 513-520.
- (32) Valelia, I., 1984. Transformations of organic matter: The carbon cycle. In *Marine Ecological Processes* (Reichle, D.E., Red.). s. 273-311. Springer-Verlag, New York, N.Y.
- (33) Eikebrokk, B. & Uglenes, Y. 1993. Characterization of treated and untreated effluents from land based fish farms. In *Fish Farming Technology* (Reinertsen, H., Dahle, L.A. Jørgensen, L. and Tvinerheim, K. Red.). A.A. Balkema, Rotterdam, Nederland.
- (34) Summerfeldt, S.T. & Hochheimer, J.N. 1997. Review of ozone processes and application as an oxidizing agent in aquaculture. *Prog. Fish-Cult.* 59, 94-105.
- (35) Skotvold, T., m. fl. Landbasert fiskeoppdrett i Norge, en bærekraftig næring? – En konsekvensanalyse og tiltaksanalyse ved etablering av oppdrett i innlandsvassdrag. *Akvaplan-niva rapport APN-642-2177*.
- (36) Liltved, H., & Landfald, B. 1996. Influence of liquid holding recovery and photoreaction on survival of ultraviolet-irradiated fish pathogenic bacteria. *Water. Res.* 30, 1109-1114.
- (37) Torgersen, Y. 1998. Physical and chemical inactivation of the infectious salmon anemia (ISA) virus. In *Proceedings of the New England Farmed Fish Health Workshop*, Washington County Technical College, Eastport, MA.
- (38) Jokela, P. 2000. Fish farming in bag pens with subsequent sludge treatment by dissolved air flotation. The International Conference Aquaculture Europe 2001. In: *New species. New technologies, compiled by Kjørsvik, E. & Stead, S. European Aquaculture Society Special Publication No. 29, June 2001. p.117-118. Trondheim, Norway. August 4 – 7, 2001.*
- (39) Rasmussen, Knut, Pers. medd, Dansk Åleproducenters Forening.
- (40) [http:// www.liftup.no/](http://www.liftup.no/)
- (41) [http:// www.akvasmart.no](http://www.akvasmart.no)
- (42) Nordvarg, L., Johansson, T. & L. Håkansson, 2000. Model for dimensjonering av fisodling i kustområden. *SLU, Vattenbruksinstitutionen, Rapport 23*.
- (43) Stigebrandt, A. 1986. Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. *NIVA-rapport No. 1823: 28 s.*
- (44) [http:// www.dambrug.dk](http://www.dambrug.dk)
- (45) [http:// www.rabbenmek.no](http://www.rabbenmek.no)
- (46) Julshamn, Kåre. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Personlig meddelelse.
- (47) Miller, B.S. 1997. The setting standards for metals in sediments in relation to marine caged fish farming. Scottish Environment Protection Agency, West Region, East Kilbride
- (48) Guneriussen, Alse. Akvaplan-niva AS, Personlig meddelelse.
- (49) www.havsbrun.fo
- (50) [http:// www.aftenposten.no/nyheter/okonomi/d225534.htm](http://www.aftenposten.no/nyheter/okonomi/d225534.htm)
- (51) Miller, B.S. 2000. A Re-assessment of Sediment Quality Criteria for Copper and Zinc. *Report to the Fish Farm Advisory Group, SEPA West Region*
- (52) [http:// www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp](http://www.sepa.org.uk/guidance/fishfarmmanual/manual.asp)
- (53) Olsen, J. Miljø og Levnedsmiddelstyrelsen på Færøyene, Personlig meddelelse
- (54) Andrias Reinert, Fiskaaling, Færøyene, Personlig meddelelse.
- (55) Velvin, R. 2002. Forurensing. I *Fiskeoppdrett og Fiskesykdommer*. T. Poppe (red). Universitetsforlaget.
- (56) <http://www.fiskeridir.no>
- (57) Landsapotekeren på Færøyene. Personlig meddelelse.
- (58) Norsk Standard, NS 9410.
- (59) Norsk Standard, NS 9415. 1. Utgave august 2003.

Kilder til bilder

- A). ARENA, Norge.
- B). Skotvold, T., m. fl. Landbasert fiskeoppdrett i Norge, en bærekraftig næring ? – En konsekvensanalyse og tiltaksanalyse ved etablering av oppdrett i innlandsvassdrag. *Akvaplan-niva rapport* APN-642-2177.
- C). Akvaplan-niva AS, Norge
- D). Akvaplan-niva AS, Norge
- E). Akvasmart AS, Norge
- F). Lifting AS, Norge
- G). Villa Leppefisk AS, Norge
- H). Rabben Mekaniske Verksted, Norge
- I). [http:// www.hmn.no/notvasker.html](http://www.hmn.no/notvasker.html)
- J). AKVA TRADE Ltd., Norge
- K). Høgskulen i Sogn og Fjordane
- L). Bergheim A, Cripps S.J. & Liltved H. 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. *Aquat. Living Resour.* 11, 279-287.
- M). <http://www.ozonia.com/media/pdf/toc.pdf> og http://www.aquarius-h2o.com/Technologies/sterilization_bers on.asp

Vedlegg I. Referanseanlegg

Det ble samlet inn data fra 7 landbaserte anlegg og 4 havbaserte anlegg. Blant de landbaserte anleggene er det 2 settefiskanlegg og 5 matfiskanlegg. Anleggene er konstruert for produksjon av enten laks og regnbueørret eller marine arter som piggvar. Et referanseanlegg defineres her som et anlegg der den implementerte teknikken; BAT, reduserer utslipp og forbruk av ressurser i en utstrekning der en samtidig ivaretar fiskens helse og velferd. Oppnåelige forbruks- og utslippsnivå ved bruk av den implementerte teknikken er sammenlignet med forbruks- og utslippsnivå uten bruk av teknikken i samme anlegg. En ned eller oppjustering av ulike parametrene i teknikken som referanseanleggene representerer, vil være nødvendig for å kunne tilpasses størrelsen på et annet anlegg.

Oversikt over referanseanlegg:

Landbaserte

1. Matfiskanlegg for regnbueørret med høy grad av resirkulering av vann
2. Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann
3. Matfiskanlegg for piggvar med høy grad av resirkulering av vann
4. Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann
5. Matfiskanlegg for regnbueørret med sedimenteringsanlegg
6. Matfiskanlegg for regnbueørret med semiresirkuleringsanlegg
7. Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med lav grad av resirkulering av vann

Havbaserte

8. Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med sensorsystemer for deteksjon av endring i spiseadferd og fôrspillmengder
9. Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med oppsamlingssystem for fôrspill og død fisk
10. Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med bruk av leppefisk for avlusing
11. Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med automatisert system for skifte av notposer

Landbaserte referanseanlegg

Landbaserte referanseanlegg er beskrevet. For utfyllende informasjon om funksjon av enkeltkomponenter og generelle produksjonskonsepter for ulike arter, henvises det til Vedlegg III.

Referanseanlegg 1; Matfiskanlegg for regnbueørret med høy grad av resirkulering av vann

Anlegget fungerer som en forsøksstasjon for et familiebasert avlsprogram for regnbueørret og samlet årsproduksjon er derfor ikke registrert. Anlegget pumper inn ferskvann og slipper ut avløpsvannet til en ferskvannsresipient. Anlegget er designet for produksjon av porsjonsfisk der en setter inn 10-15 g yngel og slakter fisken ved 5-600 g etter 12 måneder. Anlegget er bygget opp med ett resirkuleringsanlegg som betjener et karvolum på 240 m³ tilsvarende 40 betongkar som hver har et volum på ca. 6 m³. Det er ingen oppvarming av vannet. Temperaturen reguleres ved å justere vannmengden gjennom et rislefilter på utsiden av bygningen. Om vinteren kjøles vannet til 5-6 °C for å sikre optimal utvikling av eggene, mens om sommeren kjøles vannet ned til under 20 °C for å unngå at temperaturen overstiger fiskens toleransegrenser. Anlegget er dimensjonert for et fôrforbruk på 160 kg/dag ved et vannforbruk på 20 m³ pr. dag, men det varierer mellom 9 og 35 m³ pr. dag. Anlegget resirkulerer 99,6 % av vannet. 0,8 m³ vann tilføres hver time, mens 198 m³ resirkuleres.

Med en fôrfaktor på 1 tilsvarer det daglige fôrforbruket en årsproduksjon på ca. 58 tonn/år. Dette vil kreve et oksygenbehov på 29,2 tonn i året. 30 % av oksygenet tilføres gjennom vannet, mens 70 % tilføres via oksygenkjeglene. Det mest ideelle ville være dersom vanntilførselen var 2/3 fra rislefiltret og 1/3 fra oksygenkjeglene. Mengden av oksygen tilført burde da ha utgjort omtrent 50 % av det samlede oksygenbehov. Strømforbruket er i gjennomsnitt 850 kWh/dag noe som tilsvarer 35,5 kW/time. Det spesifikke forbruket blir da 5,4 kWh/kg fisk produsert.

Fra produksjonskarene, som har en vannoverflate 1 meter over gulv, renner vannet ned i et bunnavløp under gulvet og frem til trommelfilteret som er montert i gulvhøyde. Vannet renner passivt gjennom trommelfilteret til oppsamlingstank som ligger under hele resirkuleringsanlegget. Slammet som blir filtrert fra trommelfilteret blir samlet opp i en slamtank. En delstrøm på 0,6 m³/time pumpes fra oppsamlingstanken gjennom et denitrifikasjonsfilter (Vedlegg III), og renner så passivt ned i oppsamlingstanken. Tre pumper som hver har kapasitet på 3 kW gir en vannmengde på ca. 1.100 l/min for pumping til biofiltre. Pumpene sørger for at vannmengden på ca. 198 m³/time føres gjennom det dykkede biofiltret. Deretter renner vannet passivt inn i et rislefilter og ned i oppsamlingstanken før 50 % av samlet internstrøm pumpes inn et UV anlegg. Vannet

renner så inn i tre oksygenkjegler for oksygenering før det renner passivt inn i produksjonskarene. Det benyttes en sammenhengende pumpeump til både returvann fra tromlefiltret og vannet fra rislefiltret. Den interne vannmengden over rislefiltret er ca. 1,5 ganger større enn mengden som går til produksjonstankene. Mer detaljerte opplysninger om hvert steg følger:

Oppsamlingstank

Oppsamlingstanken er bygget slik at vannoverflaten er i høyde med golvflaten. Tanken er ca. 2 meter dyp.

Pumpe

Løftehøyden er 3 meter. Vannet pumpes inn i toppen av et dykket biofilter. Pumpe er montert tørt over oppsamlingstanken. Løftehøyde på sugesiden er ca. 0,5 meter. Det er satt inn 3 stk. pumper som hver har kapasitet på 3 kW og gir en vannmengde på ca. 1.100 l/min for pumping til biofiltre. Vannmengden gjennom biofilter er ca. 198 m³/time.

Dykket biofilter

Biofilteret har fast biofiltermateriale (overflate 200 m²/m³ biofiltermateriale). Bioblokkmaterialet i dykkede filtre er satt opp som gjennomgående loddrette rør i filteret. Dette er nødvendig for å kunne rengjøre biofiltrene. Hver biofilterseksjon rengjøres med 5-6 ukers mellomrom. Biofiltret er oppdelt i 3 seksjoner som kan rengjøres separat. Biofiltret skylles med vann fra pumpeumpen eller fra bunnen av et av de andre biofiltrene. En slampumpe er montert til dette formålet. Høyde på vannoverflaten er 3 meter. Vannet pumpes inn i toppen. Filteret fungerer som nedstrømsfilter og vannet ledes via et avløp i bunnen videre til et rislefilter.

Rislefilter

Dette består også av fast biofiltermateriale (overflate 200 m²/m³ biofiltermateriale). Bioblokk materialet i rislefiltret er også satt opp med gjennomgående loddrette rør i filtret, men i dette filteret er hovedformålet med dette å øke oksygenkapasiteten.

Høyde på overflate i rislefilter er 2,9 meter. Fra rislefiltret ledes vannet tilbake til pumpeumpen.

Pumping til oksygenkjele

Pumping av vann til oksygenkjeglen gjøres av en tørroppstilt pumpe med løftehøyde på ca. 0,5 meter på sugesiden. Vannet pumpes først gjennom UV-anlegget før det oksygeneres. Det er montert 3 pumper for oksygenkjeglene som hver trekker 7,5 kWh.

UV-anlegg

Dette er montert etter rislefiltret, før oksygenkjeglen. Vannstrømmen gjennom UV- filtret utgjør ca 50 % av samlet intern vannstrøm.

Oksygenkjegle

Oksygenkjeglene er produsert i glassfiber. Etter UV-filtrering ledes vannet gjennom oksygenkjeglen med ca. 1 bar overtrykk umiddelbart før vannet føres til produksjonstankene. I oksygenkjeglen innløses oksygenet til en konsentrasjonen på 20-25 mg/l O₂.

Forbruk av energi og vann ved dette systemet er vist i Tabell 23. Investeringskostnader for dette anlegget inkludert oppbygging og igangsetting av resirkuleringsanlegg i tillegg til en bygning på ca. 500 m² inkl. elektrisitet og mekaniske installasjoner har vært 430.000 Euro. Resirkuleringsanlegget med installering og betong fundament for biofilter koster ca 20.000 Euro.

Tabell 23. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 1

Metode	Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk		Investerings- kostnader (Euro 1000)
	N	P	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	Strømfor- bruk (KWh/kg fisk produ- sert)	
Uten resirkuleringsanlegg	62,5	8,8	100.000	I.T.	270
Med resirkuleringsanlegg	18	8,5	125	5,4	430
Forskjell (%)	-71,2	-3,4	-99,9	-	+60

I.T. = data ikke tilgjengelig

Sammenligning av referanseanlegget med et konvensjonelt gjennomstrømmingsanlegg med hensyn til investeringskostnader er vanskelig, fordi kostnadene til inntaksledning, pumper og pumpesump vil variere svært mye fra land til land og er avhengig av topografi. Det krever derfor detaljerte kostnadsberegninger før en pris kan fastsettes.

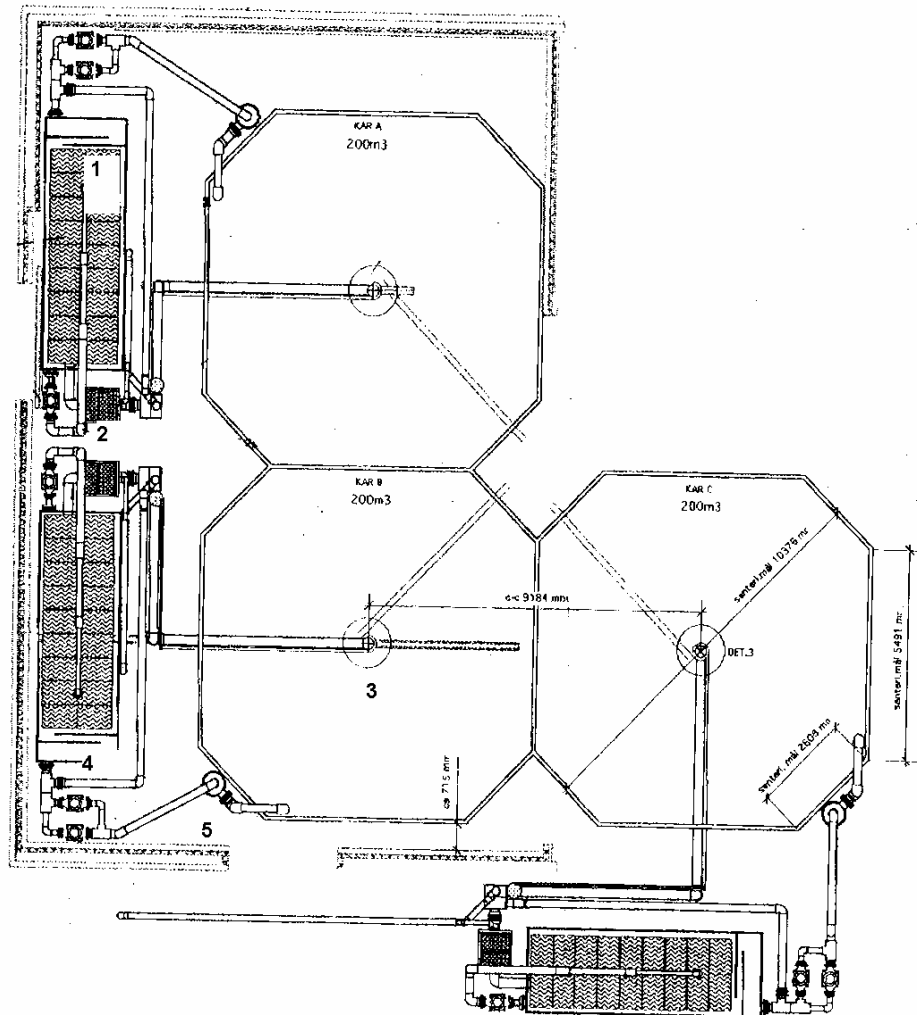
Referanseanlegg 2; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann

Referanseanlegget er skissert i Figur 13. Anlegget produserer smolt av laks med en størrelse på ca 70 g. Yngel som veier 10-15 g kjøpes inn fra yngelprodusent og føres opp til salgsstørrelse i anlegget. Anlegget har tatt i bruk resirkuleringsanlegg på grunn av at vannføringen i vannkilden ikke er tilstrekkelig for den planlagte produksjonen. Anlegget har 3 stk. kar à 200 m³ som fungerer separat med hvert sitt resirkulasjonssystem. Det

totale produksjonsvolumet blir da 600 m^3 . Maksimal biomasse pr. kar er $90.000 \text{ stk.} \cdot 70 \text{ g} =$

6.300 kg . Dette tilsvarer en maksimal tetthet på $31,5 \text{ kg/m}^3$. Med en førfaktor på 1,1 blir dette et totalt årlig forbruk på 20.800 kg på tre kar. Dersom oksygenforbruket forutsettes å være 500 g pr. kg fiskefôr, blir dette et total oksygenbehov på 10.400 kg . Oksygenbehovet dekkes med innløpsvannet som tilfører karet 5 g oksygen/ m^3 eller 7.008 kg/år . Mens det resterende oksygenbehovet på 3.390 kg dekkes gjennom oksygentilsetning i en oksygeneringstank. Oksygenet produseres av en generator som finnes på anlegget. Det tilførte vannet oppvarmes til $16 \text{ }^\circ\text{C}$ med oljefyr i tillegg til at det er montert varmeveksler på avløpssiden. Oksygenet innløses under trykk umiddelbart før vannet føres inn til fisken.

Figur 13. Skisse over referanseanlegg 2



Tall 1-5 er satt ved komponenter som er forklart i teksten.

Hvert kar har en intern vanngjennomstrømning på 160 m³/time, og det tilføres 4,2 m³ nytt vann/time. Dette tilsvarer en resirkuleringsgrad på 97,5 %. En partikkelfjerner er montert i bunnen av hvert produksjonskar (3). Partikkelfjernerer separerer og fjerner fekalier og partikler som ledes direkte i avløp. De 95-98 % av vannet som ikke ledes i gjennom partikkelfjernerer, filtreres av et trommelfilter (2) før det føres til et oppsamlingskar, der vannet blir pumpet til et rislefilter (1). I rislefiltret, som har en størrelse på 5,5x2x2 meter (L x B x H), benyttes biofiltermateriale med en overflate på ca 200 m²/m³. Totalt overflateareal utgjør med dette ca. 4.400 m². Fra rislefiltret føres vannet til oppsamlingstank (4) hvorfra det blir pumpet tilbake til produksjonstankene. I tilknytning til hvert produksjonskar er det etablert en tank for oksygenering (5). Anlegget har tilførsel både av salt- og ferskvann, og varierer innblandingen i forhold til størrelse på fisken og tidspunkt i smoltifiseringen. Saltvannet filtreres av et trommelfilter og UV- behandles før det benyttes i anlegget. Nøkkeltall er vist i Tabell 24.

Tabell 24. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende som i referanseanlegg 2.

Metode	Produksjon	Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk		Investeringskostnader (Euro 1000)
	Tetthet (kg fisk/m ³)	N	P	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	Strømforbruk (KWh/kg fisk produsert)	
Uten resirkulering	31,5	52	9	100.000	20	I.T.
Med resirkulering	31,5	45	7	5.840	20	I.T.
Forskjell (%)	0	-13	-22	-94	0	I.T.

I.T. = data ikke tilgjengelig

Anlegget har til dels høye NH₄⁺ konsentrasjoner i karene, noe som kan løses ved at en øker vannutskiftingen i karene fra 80 til 3-400 % pr. time. I tillegg kan dårlig fordeling av vannet over rislefilteret eller dårlig ventilasjon i rislefilteret være en grunn til at filteret ikke omsetter NH₄⁺ i forhold til den reelle kapasitet. Slammet fra partikkelfellene ledes direkte i avløp. Dersom en kunne ha samlet opp dette, ville en kunne redusert utslippene av nitrogen og fosfor med 13 og 22 %. Disse verdiene er satt inn i tabellen. Ved innblanding av sjøvann vil rislefilterenes luftkapasitet reduseres. Det anbefales derfor bare å kjøre ferskvann i anlegget.

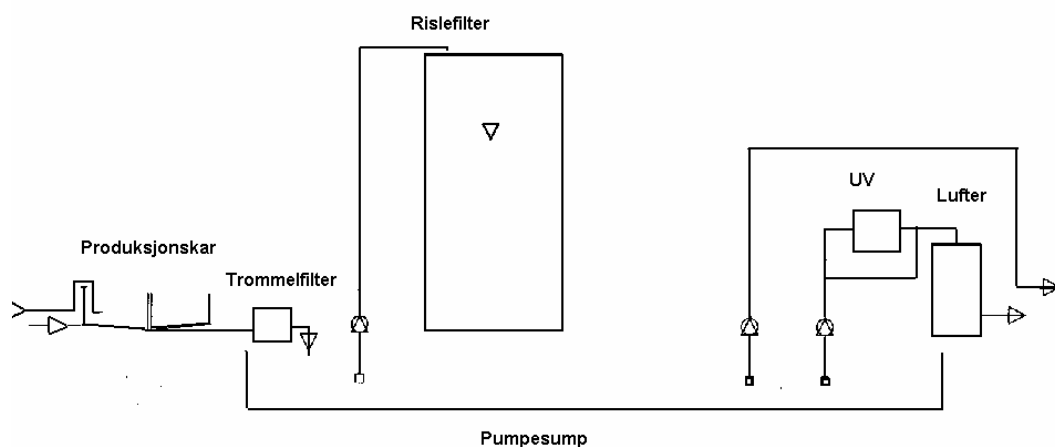
Referanseanlegg 3; Matfiskanlegg for piggvar med høy grad av resirkulering av vann

Anlegget er konstruert for en årlig produksjon på 100 tonn piggvar. Nåværende biomasse er ca. 35 tonn. Anlegget er oppdelt i 4 separate resir-

kulasjonssystemer. De største tankene er 60 m^3 . Det er bare resirkuleringsanlegget som er vist fra anlegget. Flyt-diagram er vist i Figur 14.

Hver tank forsynes med vann under trykk som er tilført flytende oksygen, samt vann som er luftet gjennom rislefilter. Fra produksjonstankene ledes vannet gjennom trommelfiltret, som har en filteråpning på $40 \mu\text{m}$, frem til pumpesumpen. Fra pumpesumpen pumpes vannet opp over et 4 meter høyt rislefilter. Rislefiltret er bygget opp av krysseksjonsmateriale med en overflate på $50 \text{ m}^2/\text{m}^3$, og er designet ut i fra en førmengde på 1,3-1,4 kg fiskefôr pr. m^3 rislefiltermateriale. Fra rislefiltret renner vannet til pumpesumpen. Vannet pumpes så i en delstrøm tilsvarende 50 % av flow gjennom et UV anlegg, før det renner tilbake til produksjonskarene. Fra pumpesumpen pumpes også en delstrøm gjennom en lufter vha. et overtrykk på 0,9 bar. I alt resirkuleres vannvolumet i anlegget ca. 1 gang pr. time.

Figur 14. Skisse over resirkuleringsanlegg i referanseanlegg 3.



Over hvert rislefilter er det montert en utluftningsblåser som øker ventilasjonen automatisk når temperaturen stiger over de ønskede $17-18^\circ\text{C}$. Med stigende ventilasjon økes fordampningen og dermed avkjølingen. Om sommeren kjøles vannet i anlegget ved å pumpe grunnvann gjennom anlegget. Alt innløpsvann filtreres gjennom et $20 \mu\text{m}$ filter før det passerer UV filteret. Avløpsvannet fra fiskeoppdrettet passerer gjennom et denitrifikasjonsfilter før det ledes gjennom et fosforfjerningsfilter. I fosforfjerningsfilteret tilsettes det FeCl_2 og flokkulasjonsmidler. De flokkulerte partiklene fjernes deretter av et $120 \mu\text{m}$ bånd filter. Slamproduksjonen forventes ved en produksjon på 100 tonn å utgjøre ca $200-250 \text{ m}^3$ pr. år med et tørrstoffinnhold på ca 10 %. Slamproduksjonen på tørrstoffbasis vil derfor forventes å utgjøre ca. 20 tonn pr. år. Nøkkeltall for oppnåelige nivå er vist i tabell 25.

Tabell 25. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 3

Metode	Produksjon	Ressursforbruk		Investeringskostnader
	Tetthet (Kg fisk/m ³)	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	Strømforbruk (KWh/kg fisk produsert)	(Euro 1000)
Uten resirkulering	30	84.000	I.T.	I.T.
Med resirkulering	30	840	11.4	I.T.
Forskjell (%)	0	-99	I.T.	I.T.

I.T. = data ikke tilgjengelig

Referanseanlegg 4; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med middels grad av resirkulering av vann

Referanseanlegget bruker separate resirkulasjonssystem knyttet opp mot hvert kar. Anlegget produserer settefisk av laks, og har en årlig kapasitet på ca. 1 million smolt som hver veier ca. 50 g. Biomasseproduksjon blir derfor 50 tonn. Med en oppgitt førfaktor på 0,85 blir førførbuket 42,5 tonn/år. Anlegget består av 6 stk. 100 m³ produksjons kar med ”karintern resirkulering”. Karintern resirkulering betyr at hvert oppdrettskar er knyttet til et isolert resirkuleringsanlegg, og at hvert kar holdes driftsmessig isolert med tanke på vanntilførsel og avløp. Vanntemperaturen i anlegget er vanligvis 12-14 °C, og opprettholdes ved tilsetning av nytt oppvarmet vann på ca 16 °C direkte i hvert kar. Vannet varmes opp av en oljefyr og bruk av varmeveksler på avløpsvannet. Innløpsvannet UV-behandles før det føres inn i de 6 uavhengige resirkulasjonssystemene. I hvert kar blir det tilsatt nytt vann tilsvarende 200-300 liter/minutt, mens 1.200-1.500 liter/minutt pumpes gjennom resirkuleringsanlegget. Dette tilsvarer en resirkulasjonsgrad på ca. 85 %. Det maksimale vannforbruket blir da 1.800 liter/minutt.

Biomasseproduksjonen i anlegget har et oksygenbehov på 21.250 kg pr. år. Da en forutsetter at 3 g oksygen blir tilført pr. m³ ved de oppgitte temperaturene, vil det bli tilført 17.000 kg oksygen pr. år fra vannet, mens det resterende på 4.350 kg oksygen dekkes gjennom oksygenering.

I partikkelfellene i avløpet skilles partikkelholdig vann fra vannfasen. Det resirkulerte vannet pumpes deretter gjennom et luftet biologisk filter og ledes videre gjennom et 60 µm trommelfilter før det renner tilbake til produksjonskaret. Det partikkelholdige vannet ledes gjennom en partikkelsamler hvor slam skilles ut ved virvelseparasjon og føres ut i avløp.

Som biofilter anvendes det et ”moving bed” biofiltermedium (KMT-medium). Mediet består av små plastbiter med egenvekt litt i underkant av vannets (ca 0,96), og har en spesiell utforming slik at det dannes en stor vokseflate for bakterier i forhold til et konvensjonelt biofiltervolum. Spesifikk overflate i et KMT biofilter av denne typen (ca 65 % fylling) er ca. 350 m²/m³ biofiltervolum. Volum av biofiltret er 15m³ og den samle-

de overflate av filtermaterialet svarer derfor til 5.259 m². Fôrforbruket i dette anlegget vil svare til et spesifikt utslipp av 53 kg N/tonn fisk produsert og 9 kg P/tonn fisk produsert. Dersom en hadde samlet opp slammet fra partikkelsamlerene, ville en kunne komme ned i et spesifikt utslipp på 45 og 7 kg N og P/tonn fisk produsert. Nøkkeltall for anlegget er vist i Tabell 26.

Tabell 26. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 4

Metode	Produksjon	Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk	Investeringskostnader (Euro 1000)
	Antall (mill. fisk)	N	P	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	
Uten resirkuleringsanlegg	1	53	9	120.000	I.T.
Med resirkuleringsanlegg	1	45	7	9.461	780.000
Forskjell (%)	0	-15	-22	-92	-

I.T. = data ikke tilgjengelig

Referanseanlegg 5; Matfiskanlegg for regnbueørret med sedimenteringsanlegg

I Danmark skal avløpsvannet fra ferskvannsdambruk i henhold til Miljøbeskyttelsesloven, passere et slamfellingsanlegg før det renner ut i resipienten. Dette anlegget dimensjoneres på bakgrunn av en gjennomstrømningshastighet som ikke må overstige 2,5 cm. pr. sek. Oppholdstiden i slamfellingsanlegget bør være i størrelsesorden 10-15 timer, mens dybden bør minst være 2 meter og lengden bør være over 3 ganger bredden.

I Sverige og Norge eksisterer det ikke til dags dato et tilsvarende lovkrav om etablering av slamfellingsanlegg. De tilgjengelige data fra svenske landbaserte oppdrettsanlegg kan derfor tolkes som et gjennomsnittlig referanseutslipp av næringsstoffer fra anlegg hvor det ikke er etablert slamfellingsanlegg.

Etablering av slamfellingsanlegg reduserer utslippet av nitrogen fra 62,5 til 15 kg nitrogen pr. tonn produsert fisk, noe som tilsvarer en reduksjon på 76 %. Utslippet av fosfor reduseres ved etablering av slamfellingsanlegg fra gjennomsnitt 8,5 kg til 1 kg fosfor pr. tonn produsert fisk, noe som tilsvarer en reduksjon på 88 %. Oppsummering av nøkkeltall ved bruk av denne teknikken er vist i tabell 27.

Tabell 27. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 5

Metode	Produksjon	Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk	Investeringskostnader
	Tetthet (kg fisk/m ³)	N	P	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	(Euro 1000)
Uten sedimenteringsanlegg	25	62,5	8,5	120	I.T.
Med sedimenteringsanlegg	25	15,0	1,0	120	I.T.
Forskjell (%)	0	-76	-88	0	I.T.

I.T. = data ikke tilgjengelige

Referanseanlegg 6; Matfiskanlegg for regnbueørret med semi-resirkuleringsanlegg

Det totale oppdrettsvolumet på referanseanlegget er ca. 2.450 m³. Produksjonskapasiteten er ca. 300 tonn/år. Faktisk produksjon i det første hele driftsår var på 275 tonn. Vannforbruket har vært ca. 32 l/sek. og vannføringen i kanalene ligger på ca. 600 l/sek, noe som tilsvarer en resirkuleringsgrad på 95 %. Totalt vannforbruk pr. år blir 16.819 m³ og spesifikt vannforbruk blir da 56 l/kg produsert fisk. Vannet kommer fra grunnvannsboringer med en temperatur på ca. 8 °C. Om sommeren stiger temperaturen i anlegget til ca. 14 °C, og under kalde vintertemperaturer faller temperaturen til ca. 5 °C. Før vannet ledes til anlegget, brukes det først i et yngelanlegg, hvor der produseres ca. 4,5 mill. stk. yngel.

Strømforbruket svinger mellom 1 og 1,5 kWh/kg produsert fisk, avhengig av temperatur og fisketetthet. Strømforbruket går til lufting av vann og vanntransport ved hjelp av atmosfærisk luft samt til drift av mikrosiler og lufting av biofilter. Aktuelt strømforbruk på anlegget kan måles og settes i forhold til utføringen, men da anlegget er en del av en større oppdrettsvirksomhet, kan en ikke bruke det årlige innkjøp av strøm til å beregne en middelvei.

Det benyttes ikke rent oksygen i anlegget. Ut i fra foreløpige målinger kan spesifikk belastning etter at vannet har passert gjennom anlegget oppsummeres i tabell 28.

Ved bedømmelse av anleggets belastning skal det bemerkes at vannet først har vært anvendt i yngelproduksjon, noe som er en årsak til at vannet inneholder mindre ammonium når det forlater anlegget enn når det kommer inn. Nivået for total ammonium i avløpet er 0,6-0,7 mg/l, mens nivået av suspendert stoff er 3-5 mg/l.

Tabell 28. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 6

Metode	Produksjon	Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk		Investerings- kostnader (Euro 1000)
	Tetthet (kg fisk/m ³)	N	P	Vannfor- bruk (l/kg fisk produ- sert)	Strømfor- bruk (KWh/kg fisk produ- sert)	
Uten semiresirkule- ringsanlegg	100	62,5	8,5	100 000	I.T.	I.T.
Med semiresirkule- ringsanlegg	100	2,8	0,1	56	1,5	I.T.
Forskjell (%)	0	-96	99	99,9		I.T.

I.T. = data ikke tilgjengelige

Referanseanlegg 7; Settefiskanlegg for laks og regnbueørret med lav grad av resirkulering av vann

Anlegget produserer settefisk av laks og regnbueørret, og har en kapasitet på ca. 1 million smolt à 100 g årlig. Årlig biomasseproduksjon blir derfor 100 tonn. Med en oppgitt førfaktor på 0,85 blir førforbruket 85 tonn/år.

Anlegget er utstyrt med et oksygeneringsanlegg, og etsystem for å fjerne karbondioksid (CO₂) i karet. Systemet fungerer som følger: Vannet kommer inn og fordeles i karet. Oksygen blir tilsatt gjennom en diffusor i karet, ved innløsning under trykk i egen enhet eller ved innløsning i hovedledningen. Vannutskiftingen i karet vil ikke fjerne CO₂ tilstrekkelig, og CO₂ må derfor luftes ut gjennom et rør som er plassert i senter av karet. Luft som tilsettes i bunn av røret, vil "dra" løst CO₂ i karet med seg opp gjennom røret før gassen frigjøres til luft i toppen av røret. Den tilsatte luften genererer en gunstig vannstrøm i karet, fordi vannet som kommer opp røret i senter av karet fordeles ut gjennom de horisontale rørene som er forbundet med utluftingsrøret. I anlegget brukes teknikken på fisk fra 1 g og oppover, og kan benyttes i kar fra 4 meter til 15 meter i diameter. Fra 20-30 g størrelse og frem til 100 g kan fisk i dette systemet trives i tettheter opp mot 100 kg/m³. Oksygenbehovet under en slik drift er ca. 0,6 kg/pr. kg fisk produsert, men er avhengig av oksygeneringssystem. Mengde luft tilsatt CO₂ lufteren er 1,2-1,6 m³/m³ oppdrettsvolum/time. Systemet resulterer da i et vannforbruk på 0,1 liter/kg fisk/min. for fisk fra 20 g og oppover, noe som tilsvarer et årsforbruk på 53 m³/kg fisk produsert². Nøkkeltall for anlegget er vist i tabell 29.

² Svein Nøttveit, Sjøtroll AS, Norge. Personlig meddelelse.

Tabell 29. Nøkkeltall over oppnåelige nivå ved anvendelse av teknikk tilsvarende referanseanlegg 7

Metode	Produksjon		Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk	Investeringskostnader
	Produksjon (mill. fisk)	Tetthet (kg fisk/m ³)	N	P	Vannforbruk (l/kg fisk produsert)	(Euro 1000)
Uten oksygenering og CO ₂ lufting	1	50-100	53	9	100.000	I.T.
Med oksygenering og CO ₂ lufting	1	50-100	53	9	53.000	I.T.
Forskjell (%)	0	0	0	0	-47	-

I.T. = data ikke tilgjengelig

Havbaserte referanseanlegg

Referanseanlegg 8; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med sensorer for deteksjon av forspill

Dette referanseanlegget har to lisenser for produksjon av laks og regnbueørret. Totalt volum blir da 24.000 m³. Anlegget har to fôr kvoter på 803 tonn fôr hver, som ved optimal drift vil resultere i en produksjon på ca. 1.500 tonn laks og regnbueørret pr. år. Nøkkeldata for oppnåelige nivå ved bruk av denne teknikken sammenlignet med konvensjonell teknikk er gitt i Tabell 30.

Tabell 30. Oversikt over nøkkeltall for et referanseanlegg med fôringssystem med fôrspilledeteksjon basert på infrarøde sensorer sammenlignet med et konvensjonelt anlegg uten fôrspillsensorer.

Metode	Produksjon				Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Investeringskostnader
	Størrelse på anlegg (m ²)	Produksjon (tonn fisk)	Tetthet (kg fisk /m ³)	Fôrfaktor (kg fôr/kg fisk produsert)	N	P	(Euro 1000)
Uten fôrspill sensorer	24.000	1.500	25	1,08	51,0	8,5	640
Med fôrspill-sensorer	24.000	1.500	25	1,00	45,0	7,5	691
Forskjell (%)	-	-	-	-7,40	- 12,0	- 12,0	+ 8

Beregninger av spesifikk belastning er gjort med formler som er beskrevet i vedlegg IV.

De nyeste fôringsanleggene har fått inkorporert de nyeste vekstmodellene for laks og regnbueørret, noe som medfører at en meget høy mengde fôr av det som fôres ut blir omdannet til fiskekjøtt samtidig som svært lite synker til bunnen. I tillegg kan en koble til eksterne temperatursensorer som logger sjøtemperaturen kontinuerlig, og regulerer fôringen automa-

tisk etter en predefinert fôrtabell. På denne måten vil systemet selv justere fôrtilgangen etter forholdene i sjøen. For å registrere uspist fôr, er det utviklet flere typer sensorer. En type er basert på en trakt som er montert i bunnen på merden, og som registrerer uspist fôr ved at en infrarød lysstråle blir brutt når uspist fôr synker gjennom trakten. En annen type er basert på en akustisk sensor (Doppler) som fungerer etter ekkoloddprinsippet, og som registrerer uspist fôr når det kommer inn i feltet med lydølger. Når noen uspiste fôrpartikler registreres av sensoren, gir sensoren tilbakemelding om at fôringen må reduseres, helt til utfôringen stanses når mengde fôrspill har nådd en grenseverdi. Videre overvåkes fiskens adferd med kameraer i merden, slik at når fiskens aktivitet reduseres, reduseres også utfôringen. En ny fôringslogg tillater kontinuerlig læring gjennom analyse av historisk informasjon og får frem informasjon om når fisken spiser, hvor mye fisken spiser og hvor fort fisken spiser. Teknikken har vært i bruk siden 1997, og er nå installert på 90 lokaliteter i Norden (i hovedsak i Norge).

Referanseanlegg 9; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med oppsamlingssystem for fôrspill

Anlegget har et volum på 12.000 m³ og produserer laks og regnbueørret. Med en fôrkvote på 803 tonn, vil en kunne produsere ca. 670 tonn laks og regnbueørret pr. år. Konseptet er utviklet for merdoppdrett i sjø og ferskvann. For nøkkeltall for anlegget vises det til Tabell 31.

Tabell 31. Oversikt over nøkkeltall for et anlegg med oppsamlingssystem for død fisk og uspist fôr sammenlignet med et konvensjonelt anlegg uten oppsamlingssystem.

Metode	Produksjon		Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)		Ressursforbruk	Investeringskostnader
	Tetthet (kg/m ³)	Fôrfaktor (kg fôr/kg fisk produsert)	N	P	Strømforbruk (KWh/kg fisk produsert)	(Euro 1000)
Uten oppsamlingssystem	25	1,2	59	10	I.T.	423
Med oppsamlingssystem	25	1,2	55	8	1.1	440
Forskjell (%)	0	0	-7	-20	I.T.	+4

I.T. = data ikke tilgjengelig

Systemet består av en kjegle i bunn av merden. Kjeglen er utstyrt med vekter slik at den har en negativ oppdrift på over 100 kg. Når kjeglen senkes ned i merden, vil den automatisk sentreres i midten, og en vil få strukket ut den flate bunnen i merden til en opp-ned pyramide. På denne måten vil fôrrester og dødfisk gli raskt ned i kjeglen. Kjeglen har et inntak til en slange som fører opp til overflaten og ender ut i en beholder på merdkanten. Her siles fôrspill og død fisk fra vannet. Under vanlig drift blir død fisk samlet opp, mens fekalier går gjennom risten der død fisk og fôr blir filtrert fra. Fôr og fekalier går ut i en samlekløkk for deretter å

bli spredd utenfor anlegget på dypt vann. På den måten blir det ingen oppsamling av fôrspill og fekalier og ingen lokal eutrofiering, fordi organisk materiale blir transportert videre med strømmer og kommer ut i de frie vannmasser der de omsettes videre. Dersom fôrspill og fekalier skal samles opp, må det pumpes opp, tørkes og lagres på land. Dette er en løsning som benyttes på smoltanlegg i ferskvann. Sistnevnte metode vil også være aktuell i områder som har høy bakgrunnsbelastning (f. eks. i Østersjøen og Skjærgårdshavet). Systemet kan også benyttes som spillfôrkontroll under fôring, for å kontrollere hvor mye av det utfôrede fôret som når bunnen av merden. Ved skifte av notposen stenges slangen i overflaten, og luft skrus på. Dermed flyter slangen til overflaten, og er ikke til hinder for notskiftet. Siden død fisk pumpes opp flere ganger for dagen, vil ikke død fisk i merden representere noen risiko for smitte av andre fisker.

Referanseanlegg 10; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med bruk av leppefisk for avlusing

Dette er et produksjonsanlegg for matfisk av laks og regnbueørret. Anlegget er et merdanlegg og er i drift i Norge. Anlegget bruker leppefisk og benytter seg av en to-trinns strategi for bekjempelse av lakselus. For smålaks 0,1-2 kg blir det benyttet leppefisk av arten bergnebb med en prosentandel på 4 % av antallet av laks. For stor laks på 2-5 kg brukes det leppefisk av arten berggyllt med en prosentandel på ca. 1 % av totalantallet av laks. I et konvensjonelt anlegg uten leppefisk blir fisk fra 0,1-2 kg avluset en gang med bad og en gang med behandling gjennom fôr. Fisk fra 2-5 kg blir avluset med bad 3 ganger. Nøkkeltall for oppnåelige forbruksnivå av lusemidler for bekjempelse av lakselus i et anlegg med og uten bruk av leppefisk som lusekontroll er vist i Tabell 32.

Det frarådes å bruke berggyllt som er over 30 cm lengde, og det bør brukes 40 omfar not til smolt og 28 omfar til stor laks for å hindre at leppefisk kommer seg ut.

Ved utsett vil leppefisk først beite ned begroingen på notveggen, men deretter vil den begynne å beite på lus på laksen. Ved bruk av berggyllt på stor fisk, bør en være oppmerksom på at dersom notveggen er fri for begroing, og laksen er beitet fri for lus, kan den begynne å beite på øynene til laksen. Ved slike observasjoner må det gjøres strakstiltak som å fiske ut leppefisk med teiner inne i merden, og overføre den til en liten merd der de oppbevares og føres til noten får begroing og laksen får lus igjen. I en 25 meter x 25 meter merd, vil 6-8 teiner være tilstrekkelig for å fiske ut leppefiskbestanden.

Leppefisk kan holde seg skjult i nærheten av dødfiskhåven, og kan ved opptak av død fisk følge med opp og skades. Det anbefales derfor å sette ut skjulesteder som avkuttete rør eller teiner som leppefisk kan skjule seg i. Dermed kan en også ta disse opp ved notskifte, flytting eller

rengjøring. Ved å ha slike skjulesteder kan en flytte disse i forhold til der laksen er i merden, da spesielt i store merder. Beiteraten på lus synker når temperaturen synker under 8-9 °C, men et unntak er berggylten, som er funnet beitende ned til 3 °C.

Leppefisk fanges i ruser eller spesialdesignede teiner. Disse må tømmes daglig for å unngå utvikling av sårskader på fisken. Videre ved transport og overføring av leppefisken til merdene, er god vannutskifting viktig. Det kan også være lurt å sette til litt knust is i transportkaret, for å redusere aktiviteten på fisken som igjen reduserer oksygenforbruket. Leppefisken bør transporteres under tettheter på mindre enn 30 kg/m³. Riktig brukt skal leppefisken fungere bra frem til årsskiftet. Det er derfor viktig at laksen settes ut i så lav tetthet at en ikke behøver å skifte til større enheter, eventuelt fordele den i løpet av første året. Fordeler man en not for eksempel i to nye vil en ikke klare å sortere leppefisken på samme måte. Noe leppefisk vil i tillegg rømme.

Ved avlusning av en merd ved badebehandling, kan en få en effekt i nabomerden i form av redusert lusetall på fisken. Dette kan igjen medføre at leppefisken begynner å nappe på øynene til laksen.

Når det gjelder sykdom, overføres ikke ILA (Infeksiøs lakseanemi) eller PD (Pankreas disease) fra laks til laks via bergnebb. Imidlertid har bergnebb vist seg å være mottakelig for klassisk furunkulose (*Aeromonas salmonicida*) som forekommer hos laks. Dersom furunkulose påvises i oppdrettsanlegg, bør leppefisken destrueres. Rapporter fra oppdrettere viser at artene har ulik motstandskraft etter overføring til merdene. Grasgylt synes å være spesielt svak, mens berggylte oppfattes som robust. Oppdrettere i Norge har brukt leppefisk som profylaktisk tiltak mot lakselusinfeksjoner siden 1987. Nøkkeltall ved bruk av leppefisk er vist i Tabell 32.

Tabell 32. Nøkkeltall for oppnåelige forbruksnivå av lusemidler og kostnader for bekjempelse av lakselus i et konvensjonelt anlegg uten bruk av leppefisk og i et anlegg med bruk av leppefisk

Metode	Produksjon		Forbruk av avlusningsmidler			Driftskostnader	
	Størrelse (kg)	Tetthet (kg fisk/m ³ merdvolum)	Antall behandlinger	Oral (Kg)	Bad (kg)	Euro (1000)	Euro/kg fisk
Uten leppefisk trinn I	2-4	25	3	-	15	75	0,11
Med leppefisk trinn I	2-4	25	0	-	0	20	0,03
Differanse (%)	-	-	-100		-100	-73	-73
Uten leppefisk trinn II	1,5	25	1oral+1 bad	9.660		28	0,08
Med leppefisk trinn II	0,1-5	25	0	0		20	0,03
Forskjell (%)	-	-	-100	-100		-29	-63

Referanseanlegg 11; Matfiskanlegg for laks og regnbueørret med system for skifte av notposer

Dette anlegget bruker et trommelsystem (Figur 15) for å forenkle skifte av notposer når begroing reduserer strømhastigheten og oksygenivået i

merden. Konseptet er beskrevet utfyllende i kap. 4.3.2. Anlegget ligger på en bølge- og strømekspontert lokalitet, og har et merdvolum på 12.000 m³. Årsproduksjon ut i fra den tildelte fôrkvote er ca. 670 tonn.

Figur 15. Bilde av et anlegg som bruker automatisk notskiftesystem. På bildet vises en trommel som er plassert ved siden av merden. Notposen synes nede til venstre.



Oppnåelige nivå av kobberforbruk i dette anlegget er sammenlignet med et gjennomsnittlig forbruk av kobber pr. kg fisk produsert i Norge. Veilevende nøkkeltall for utslipp, energiforbruk og investeringskostnader er gitt i Tabell 33.

Tabell 33. Nøkkeltall for matfiskanlegg for laks og regnbueørret med og uten automatisk notskiftesystem.

Metode	Produksjon		Spesifikk belastning (kg/tonn fisk produsert)	Ressursforbruk	Investeringskostnader
	Tetthet (kg fisk /m ³ merdvolum)	Førfaktor (kg fôr/kg fisk produsert)	Kobber	Strømforbruk (kWh/kg fisk produsert)	Euro (1000)
Uten notskiftesystem	25	1,2	340	I.T.	423
Med notskiftesystem	25	1,2	0	+0,02	514
Differanse (%)	0	0	-100	I.T.	+21

Vedlegg II. Artsbeskrivelse og oppdrettskonsept

Atlantisk laks (*Salmo salar*)

Atlantisk laks er en anadrom fiskeart som klekker i ferskvann og vokser opp i havet. Laksen vandrer opp i elvene på sensommeren og gyter i oktober - desember. Yngelen klekkes ut på vinteren i januar – februar. Fisken som når en bestemt størrelse ut på høsten, vil gjennomgå en smoltifisering som tilpasser den til å leve i saltvann ut på vårparten, mens de som ikke når denne størrelsen vil måtte utsette smoltifiseringen ennå et år. Etter 1-3 år i havet vender den tilbake til elven for å gyte.

Produksjon av settefisk av laks foregår i moderne anlegg med oppvarmet vann og styring av daglengden, for å kunne styre smoltifiseringstidspunktet slik at en kan levere smoltifisert settefisk både vår og høst. Rogn kjøpes fra sentrale rognleverandører eller avlstasjoner, der stamfisk strykes enten etter spontan egglosning eller at gytetidspunktet styres vha. kunstig endring i daglengde. Variasjon i anleggenes produksjonskapasitet ligger mellom 0,1-2,5 mill. smolt pr. år.

I et settefiskanlegg er vanninntaket vanligvis lagt på 2-3 meters dyp. Vannet vil passivt renne gjennom innløpsledninger ned til settefiskanlegget, der det fordeles i de forskjellige avdelingene. Noe av vannet vil varmes opp i en varmeveksler før det fordeles til ulike avdelinger. Det varme avløpsvannet går gjennom en varmeveksler, som overfører varme til inntaksvannet som kommer inn i anlegget. Vannet som ikke varmes opp går direkte i avløp.

Rognen innkuberes uten lys og under naturlige temperaturer i klekkedekker som har ulik utforming. Eggene klekkes etter ca. 2 mndr. v/5-8 °C, ca. 450-520 døgngrader fra desember –februar. Plommesekeyngelen svømmer/faller da ned i yngelkaret som er dekket av kunstig gress. Yngelen innkuberes i dette kunstgresset i mørke i om lag 1 mnd. i oppvarmet vann med en temperatur på 8-12 °C eller 1.200-1.400 døgngrader til om lag 60 % av plommesekken er brukt opp. Deretter overføres yngelen til kar som gjerne er 2 meter x 2 meter og med ca. 10-20 cm vannstand med tettheter opp til 10.000 yngel/m².

Ved startfôring økes temperaturen gradvis til 12-14 °C, og yngelen tilvennes nå tørrfôr. I karet er det gjerne små ruter av klekkematter for at yngelen skal finne skjul i den første fasen. Yngelen føres under disse betingelsene fra 0,2 til 1 g. Når den er ca. 1 g settes den over i større kar (2-4 meter i diameter) og går fremdeles på oppvarmet vann på 12-14 °C frem til april –mai, da den naturlige vanntemperaturen øker. Når tempera-

turene synker utover høsten har det meste av yngelen nådd en vekt på 50-80 g. Med stigende råvannstemperaturer og økende daglengde i mai/juni året etter starter smoltifiseringen. Vanlig leveringsstørrelse for 1-åringer er mellom 60 og 140 g.

Den yngelen som klekkes tidligst benyttes gjerne til å produsere 0 åringer som settes ut i merder august-oktober samme år. Yngelen settes på oppvarmet vann og kontinuerlig belysning til den har nådd en minimumsstørrelse på 7-8 cm i juli-september og fisken leveres i august-oktober. Vekten på den leveringsklare smolten er da mellom 50 og 100 g. Produksjonstiden er 8-10 måneder. Ofte benyttes den største sorteringen fra første klekking som utgangspunkt for produksjon av 0-åringer, mens de øvrige sorteringene eller gruppene produseres som 1-åringer.

Sjøvannstemperaturen og smolt/settefiskstørrelsen har stor betydning for når på året man bør sette ut fisken, og generelt er stor fisk mer temperaturløstolerant (kan settes ut ved lavere temperatur) enn liten fisk. Optimal temperatur ved utsetting av 0-års smolt (ca. 45-55 g) i sjø er ca. 9 °C. På gode oppdrettslokalteter oppnår laksen slaktestørrelse 1 til 1,5 år etter utsett.

Settefiskanleggene for laks og regnbueørret er hovedsaklig gjennomstrømningsanlegg som ikke baserer seg på gjenbruk av vannet. Imidlertid har en på lokaliteter med begrensede ferskvannsressurser i økende grad benyttet seg av resirkulerings teknikk for gjenbruk av oppvarmet vann og reduksjon av vannforbruket generelt. I noen land er settefiskanlegg pålagt å filtrere avløpsvannet slik at ikke større partikler enn 250 µm slipper ut. Det er også satt en begrensning på fôrforbruk, der fôrforbruket ikke skal overstige 1,1 kg pr. kg produsert settefisk.

Under egginnkuberingen og plommesekestadiet er angrep av sopp (*Saprolegnia*) vanlig. Gjennom startfôringen kan det oppstå angrep av parasitter av slektene *Ichtyobodo* (*Costia*), *Trichodina* og *Gyrodactylus salaris*. Videre kan det forekomme gjellebetennelse som kan skyldes en kombinasjon av dårlig vannkvalitet/partikler og bakterier. I startfôringen kan også finneråte forekomme fordi hudlaget på finnene skades, og kan være et tegn på aggressiv adferd pga. høy fisketetthet, mangelfull vannutskifting eller feil fôring eller for lite fôr. På parr og smoltstadiet kan sykdommer som vibriose, bakteriell nyresyke (BKD), infeksjøs lakseanemi (ILA) og infeksjøs pankreas nekrose virus (IPN) forekomme. Disse sykdommene krever veterinærbehandling. I matfiskanlegg i sjøvann vil sykdommer som furunkulose, pankreas disease (PD), hjertesprekk, vintersår, viral hemorhagisk septikemi (VHS, ferskvann) og vintersår forventes å kunne oppstå oppstå i tillegg til de sykdommer som oppstår på settefiskstadiet. Parasittinfeksjoner av lakselus vil være et av de største sykdomsproblemene ved oppdrett av laksefisk i sjøvann.

Regnbueørret (*Onchorhynchus mykiss*)

Regnbueørret ble innført til nordiske land fra Amerika tidlig på 1900-tallet. I Amerika, vandrer arten ut i havet og returnerer til elven og har da fått navnet "steelhead trout". Arten er anadrom dvs. den gyter i ferskvann og vokser opp i sjøvann, men i Norden blir den oppdrettet både i ferskvann og i saltvann. Settefisk av regnbueørret oppdrettes etter samme metodikk som for laks, men klekker ved ca. 370 døgngrader og er klar for startfôring ved 170 døgngrader ved 8 °C. Regnbueørreten oppnår salttoleranse ved en størrelse på 30 g, men synes ikke å gjennomgå en distinkt smoltifisering slik vi kjenner hos lakseyngel. Den responderer heller ikke på tilsvarende lysregime som induserer smoltifisering hos lakseparr. Det er antatt at fiskens evne til å tåle en overgang fra fersk- til sjøvann er størrelsesavhengig.

Røye (*Salvelinus alpinus*)

I Norden oppdrettes det både sjøvandrende røye og røye som har sin opprinnelse fra rene ferskvannslevende bestander. Arktisk røye, sjørøye og enkelte bestander som har sin opprinnelse fra ferskvann oppdrettes i ferskvann. Sjørøye som oppdrettes i sjø, må gå i lukkede anlegg med tilførsel av ferskvann, da den kun har sjøvannstoleranse om sommeren. Oppdrettsmetodikken for produksjon av settefisk av røye er i stor grad lik den hos laks. Stamfisk strykes i oktober-desember, og røyna klekkes i klekkebakker etter 400-500 døgngrader ved 4-8 °C. Plommeseckkyngelen innkuberes som for laks og er klar for startfôring etter 1.200-1.400 døgngrader ved 4-8 °C. Påvekst foregår i kar på land, og siden røya kjønnsmodner tidligere enn laks og regnbueørret, må den slaktes ved en relativ lav kroppsvekt (< 0,8 kg).

Island har den største andelen av produksjonen av arktisk røye i Norden, og produserer porsjonsfisk på 0,4-0,5 kg, noe som er vanlig også i andre nordiske land. Røye oppdrettes i landbaserte anlegg med eget klekkeri og påvekstanlegg i kar på land. Det benyttes ferskvann fra grunnvann i produksjonen. Selv om noen sykdommer er påvist hos oppdrettet røye i dag, utgjør disse i dag et ubetydelig problem for oppdretterne.

Sjørørret (*Salmo trutta*)

I Norden finnes det 3 former for ørret; bekke-, innsjø-, og sjørørret. Det er i hovedsak sjørørret som oppdrettes som settefisk for utsett i havet, og oppdrettsmetodikken er den samme som for settefiskproduksjon av laks. Dette forekommer i Finland og Sverige. Egg fra sjørørreten strykes i oktober-november og yngelen klekkes i mars-april. Da veier den 0,15 g.

Plommesekken varer i en måned, og etter dette tilvennes den tørrfør. Startfôringen foregår til yngelen er 1-2 g, da den flyttes over i større kar utendørs der den tilbringer en sommer og en vinter frem til den ut på våren er ca. 20 g. Våren etter er den 150 g og 20 cm, og settes da ut i havet.

Sik (*Coregonus lavaretus*)

Sik er en fersk- og brakkvannsfisk. Sik for utsett til innsjøer produseres etter ekstensiv metode der eggene strykes, innkuberes og klekkes i kar på land og yngelen settes deretter ut i dammer på opptil 100 hektar. Eggene gytes om høsten og klekkes i mai året etter. Første matopptak foregår i mai.

Gjørs (*Stizostedion lucioperca*)

Gjørs er en i likhet med siken en fersk- og brakkvannsfisk. Egg fra gjørs strykes, innkuberes og klekkes i kar på land, og settes ut i dammer som for sik.

Kveite (*Hippoglossus hippoglossus*)

I klekkerier for kveite pumpes sjøvann fra 50-200 meters dyp for å holde stabile temperaturer. Det er ulik praksis for behandling av inntaksvannet på kveiteklekkeri, men generelt føres vannet gjennom sandfilter før det filtreres i patronfiltre ned mot 1 μm . I noen anlegg blir vannet ozon- eller UV-behandlet.

Teknikken for settefiskproduksjon av kveite er blant verdens mest avanserte, fordi kveite har en kompleks livssyklus, som hovedsakelig skyldes det lange plommesekkstadiet. Stamfisken holdes i store kar på 6-12 meter i diameter og 1-3 meter høye. Under gytesesongen fra januar-april senkes vannstanden i karene, og fiskene som er fra 10-90 kg strykes manuelt ved ovulasjonene som kommer med 70-80 timers mellomrom.

Eggene holdes i mørke, og befruktes før de legges i oppstrøms inkubatorer med kon bunn med tettheter på ca. 1 liter egg/250L under naturlige temperaturer på 6-7 °C. Etter 12-13 dager overføres eggene med planktonnett til oppstrømssiloer på 10-15 m³, der eggene klekkes dagen etter.

Larvene innkuberes i disse siloene i mørke og under temperaturer på 6-7 °C i ca. 45 dager under tettheter på ca. 40.000 larver/silo, før de overføres til startfôringskar på 1-20 m³. Temperaturen økes fra naturlig temperatur til 10-12 °C i løpet av noen dager.

I karene tilsettes alger som er dyrket på anlegget, for å øke matopptaket av byttedyret som er saltkrepsen *Artemia*. Kveitelarven gis levende fôr til den er ca. 100 dager gammel fordi den er for lite utviklet til å spise tørrfôrpartikler. Ved overgang fra levende fôr til tørrfôr trappes mengden *Artemia* ned og mengden tørrfôr opp, og overgangen varer i ca. 2-3 uker til all yngel har tatt til seg tørrfôr.

Yngelen føres videre på tørrfôr under temperaturer på 6-12 °C til den er ca. 5 g. Da leveres den til landbaserte settefiskanlegg og føres i oppvarmet vann til den er ca. 300-500 g i mai/juni året etter. Da settes den i merder i havet eller i kar på land for videre påvekst til den etter 2 år er ca. 5 kg. Den totale produksjonstiden blir da 3 år.

I kveiteklekkeri er det i hovedsak utbrudd av viral netthinnesyke og vibriose som er av betydning, og har medført en drastisk reduksjon av produksjonen. Imidlertid er det nå avdekket effektive metoder for å hindre vertikal og horisontal smittespredning av viral netthinnesyke (viral encephalopathy and retinopathy, VER), noe som har redusert diagnostiserte utbrudd. Vibriose forekommer spesielt i forbindelse med tilvenning til tørrfôr.

Anleggene har utslipp til sjø og det er ikke satt noen krav til rensing av avløpsvannet, dersom ikke avløpet kommer i konflikt med evt. annen oppdrettsvirksomhet.

Torsk (*Gadus morhua*)

I klekkerier for torsk pumpes sjøvann fra 50-200 meters dyp for å oppnå stabile temperaturer. Torsk på 2-10 kg holdes i 3-6 m Ø kar og 1,5 dype under temperaturer < 8 °C. Torsken gyter naturlig, og siden eggene har en positiv oppdrift flyter de til overflaten og blir samlet inn av et automatisk egginnsamlingssystem. Eggene er ferdig befruktet og desinfiseres enten med glutaraldehyd eller i ozonert vann før de legges inn i egg inkubatorer (100-300 liter).

Eggene klekkes og overføres etter noen dager til startfôringskar (1-7 m³), der temperaturen økes gradvis fra 6 °C til 10-12 °C. I en egen avdeling produseres levende fôr (saltkrepsen *Artemia* og hjuldyret *Brachionus*) til torskelarven, da den ikke er i stand til å ta tørrfôr. I tillegg produseres det alger til hjuldyrene, og til å ha direkte i karet for å øke matopptaket til torskelarven.

Levende fôr produseres under temperaturer på 25-30 °C. Etter 30 dager tilvennes yngelen tørrfôr og når den er ca. 5 g 120 dager etter befruktning, kan den settes i sjøen dersom temperaturen er over 10 °C, ellers vokser den videre i kar på land til den er 50-300 g, og settes ut i merder i sjø. Ved oppvarming av vann til torskelarvene benyttes det varmepumpe, mens varmekolber brukes til å varme opp vannet til produksjon av levedefôr.

I torskereklekkeri er det i hovedsak utbrudd av vibriose i forbindelse med tilvenning til tørrfôr som angriper torskelyngelen, og har medført en drastisk reduksjon av produksjonen. Selv om ikke vaksiner er effektive nok på dette utviklingsstadiet, kan en ved skånsom behandling, god hygienepraksis og god vannutskifting redusere utbrudd.

Ål (*Anguilla anguilla*)

Hovedtyngden av landbaserte påvekstanlegg for ål finnes i Danmark. Produksjonen starter ved at en tar inn villfanget glassål. Glassål fanges hovedsakelig i Frankrike (Bordeaux – Bretagne og i mindre grad i England (Bristol Channel). Ålen produseres til en størrelse på mellom 120 og 500 g. Produksjonstiden er 18 måneder fra glassål til typisk konsumstørrelse. Ål oppdrettes ved temperaturer rundt 24 °C i kvadratiske eller sirkulære kar under tettheter på opp til 60 kg/m³. I anleggene resirkuleres vannet i høy grad (99,9 %).

Nye arter

*Havabbor (*Dicentrarchus labrax*)*

Produksjon av seabass foregår grovt sett etter samme prinsipper som torsk, men temperaturkravene er høyere (15-20 °C). Produksjonen foregår på Island.

*Piggvar (*Scophthalmus maximus*)*

Piggvar er varmekjær flatfisk i varfamilien, og har optimaltemperaturer for vekst mellom 15-20 °C. Oppdrett av denne arten begrenses til der det finnes spillvarmeressurser fra olje eller metallindustri. Man behersker alle stadier i piggvarens livssyklus, og yngelproduksjon foregår i store trekk som for torsk. Imidlertid gyter ikke piggvar naturlig, slik av eggene må strykes. Påvekst av yngel til matfisk kan foregå i resirkuleringsanlegg, noe som er utprøvd i nordiske land.

*Flekksteinbit (*Anarhichas minor*)*

Flekksteinbiten er også en lovende oppdrettsart for kaldere farvann. Flekksteinbiten foretrekker temperaturer mellom 3-8 °C, og det eksisterer en komplett kommersiell produksjonslinje for denne arten. Slaktekvantum er ennå beskjedent, men vil komme opp mot 70 tonn i 2002.

Hyse (Melanogrammus aeglefinus)

Hyse er en lovende art for nordisk akvakultur. Arten oppdrettes etter samme metoder som for torsk, og vokser til og med bedre enn torsk. Imidlertid gjenstår det en del optimaliseringsarbeid mht. vaksineutvikling, fôrutvikling og metoder for utsetting av kjønnsmodning før arten kan settes inn i kommersiell produksjon.

Vedlegg III. Utfyllende beskrivelse av teknikker som er beskrevet i de landbaserte referanseanleggene

Bildematerialet i dette vedlegget er hentet fra Skotvold m. fl. (2002)³.

Pumping av vann

Landbaserte klekkeri og settefiskanlegg for ferskvannsfisk er ofte lokalisert slik at inntaksvannet renner passivt inn i anlegget. Imidlertid har også noen anlegg behov for å pumpe vannet inn. Dette gjelder anlegg som har inntak av grunnvann eller er lokalisert over vannspeilet. Landbaserte matfiskanlegg som pumper inn sjø eller ferskvann er avhengig av kostnadseffektive pumper, da løftehøyden av vannet i slike anlegg ofte er høy.

Avhengig av løftehøyde, ønsket kapasitet og egenskaper blir det anvendt forskjellige pumpetyper. Propellpumper er f.eks. energisparende ved lav løftehøyde. Sentrifugalpumper benyttes ved større løftehøyder. Disse kan monteres tørt med sugeside ned til pumpesumpen, eller tørt på samme nivå som bunnen i en oppdelt pumpesump med vann i den ene siden og pumper på den andre siden. Ved å montere pumper tørt med en høydeforskjell ned til vannoverflaten, blir strømforbruket høyere enn ved en tørroppstilling av pumpene, hvor sugesiden er på nivå med bunnen av pumpesumpen. Forskjellen i strømforbruket er ved samme kapasitet og løftehøyde opp mot 15 %. Ved bruk av dykkede pumper som er montert under vann, vil energiforbruket være ca 15 % lavere enn hos tørroppstilte pumper montert på en sugeside⁴. Imidlertid er dykkede pumper dyrere enn tørroppstille og vanskelige å skifte.

Lufting og oksygenering av vann

Lufting av vann gjøres dersom vannet er varmet opp. Dersom inntaksvannet inneholder for lite oksygen eller inneholder CO₂, jern og evt. hydrogensulfid bør det også luftes. Dersom vannet er varmet opp vil det være overmettet av gasser som må luftes ut for å unngå skadelige effekter på fisken. Undersøkelser har vist dødelighet og gassblæresyke ved overmetninger av nitrogen ned mot 102-103 %.

³ Skotvold, T. M. fl. 2002. Landbasert fiskeoppdrett i Norge, en bærekraftig næring? – En konsekvensanalyse og tiltaksanalyse ved etablering av oppdrett i innlandsvassdrag. Akvaplan-niva rapport APN 642-2177.

Alle typer av luftingssystemer fungerer på samme grunnleggende måte ved at kontaktflaten mellom luft og vann økes samtidig som at avgassing av CO₂ fremmes. Det finnes rislefilter og paddlehjul som plasseres direkte i karet/jordammen.

I klekkeri for laks og marine arter oppstår det ofte nitrogenovermetning av vannet. Da larver og yngel er svært følsomme ovenfor slik overmetning, installeres de såkalte vakuumluftere. De baseres seg på at luft suges ut av en kolonnelufter som er tett oppe og som står nede i et reservoar. På denne måten ”suges” gassovertmetningen ut av vannet, og dødeligheten reduseres. Når vann er en begrensende faktor benyttes oksygentilsetninger for å legge til det oksygenet fisken forbruker som ikke blir tilført gjennom vannet. Ren oksygen tilsettes direkte i vannledningen eller ved at en tar ut en delstrøm fra hovedledningen, og ”metter” denne med oksygen før det renner tilbake til hovedledningen. Tilsetning av oksygen gjøres før vannet når karet slik at det er overmettet når det når karet. Dette er vanlig prosedyre i settefiskanlegg for laks.

I dambruk benyttes oksygeneringsbrønner som er 4 meter dype der luft blåses inn. I disse dambrukene brukes vannet om igjen 10-20 ganger, noe som svarer til et vannforbruk på 5-10 m³ pr. kg produsert fisk. Dersom dammene er anlagt i samme nivå og løftehøyden ca 10-20 cm. kan 1 kg ørret produseres i slike systemer ved et samlet forbruk på 1-2 kWh⁴.

Partikler i vann

Partikler i landbaserte oppdrettsanlegg kan tilføres via inntaksvannet, eller produseres i anlegget (fôr og fôrrester, samt fekalier fra fisken). Mengden partikler som produseres er rapportert å være 0,3-0,4 kg tørrstoff pr. kg fôr⁵. Fjerning av partikler fra vann som skal benyttes i fiskeoppdrett er viktig av flere årsaker. Partikler i vannet kan:

- Forårsake gjellebetennelse
- Skjerme fiskepatogene mikroorganismer for desinfeksjonsmidler
- Redusere vannkvaliteten

Ofte kreves også fjerning av partikler fra avløpsvannet før dette ledes til resipient. Innholdet av partikler i form av suspender tørrstoff (SS) og turbiditet i vann fra landbasert oppdrettsanlegg er lavt ved normal drift (Tabell 34). Imidlertid øker dette flere ganger i forbindelse med rengjøring og nedtapping av kar.

4 Skotvold, T. M. fl.2002. Landbasert fiskeoppdrett i Norge, en bærekraftig næring ? – En konsekvensanalyse og tiltaksanalyse ved etablering av oppdrett i innlandsvassdrag. Akvaplan-niva rapport APN 642-2177.

5 Bergheim A. & Åsgård T. 1996. Waste production from aquaculture. In *Aquaculture and Water Resource Management* (Edited by Baird D., Beveridge M.C.M., Kelly L.A. and Muir J.F.), pp. 50-80. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.

Den såkalte suspenderte andelen av det partikulære materialet bestemmes av praktiske årsaker ved membranfiltrering gjennom et filter med lysåpning på 0,45 µm. Det som passerer gjennom filtret betegnes som løst materiale. SS i vannet bestemmes ved å tørke det som blir holdt tilbake av filteret ved 105 °C til konstant vekt. Bestemmes etter NS 4733⁶.

Vannets *turbiditet* kan benyttes som et indirekte mål på partikkelinnholdet. Målemetoden er enkel å gjennomføre og baserer seg på partiklernes evne til å spre lys (nefelometri). Mengden reflektert lys i 90 grader på innstrålingsretningen blir sammenlignet med tilsvarende lysspredning i en kjent formazin-polymerstandard. Verdiene blir oppgitt som ”formazin nephelometric units” (FNU).

Organisk stoff

BOD₇ angir den mengde oksygen som forbrukes i en prøve innkubert i 7 døgn ved 20 ± 0,5 °C, og gir et tilnærmet mål for mengden av lett nedbrytbart organisk materiale. Ofte benyttes BOD₅ som angir oksygenforbruket etter 5 dager.

Et mål for vannets innhold av både suspendert og løst organisk stoff er kjemisk oksygenforbruk (COD). Kaliumpermanganat (KMnO₄) er et sterkt oksidasjonsmiddel som under sure betingelser og oppvarming vil oksidere det organiske stoffet i vannprøven. Analysemetoden er basert på bestemmelse av hvor mye oksygen i form av kaliumpermanganat (KMnO₄) som må til for å oksidere det organiske stoffet i en vannprøve. Jo mer organisk stoff som er tilstede, desto mer oksygen må til for total oksidering. Dersom det er ønskelig å finne ut hvor mye KOF som er på oppløst form, kan vannprøven filtreres gjennom et membranfilter med 0,45 µm lysåpning før analysering.

Mengden totalt organisk karbon (TOC) kan også bestemmes direkte. Prinsippet ved analysen er å måle hvor mye CO₂ som dannes ved fullstendig forbrenning av det organiske stoffet i prøven. Dersom det er ønskelig å finne mengden oppløst organisk karbon (DOC), kan vannprøven filtreres gjennom et membranfilter med 0,45 µm lysåpning før analysering.

Karakterisering av vanntyper i akvakultur

For å velge riktig rensesystem, og for korrekt dimensjonering av systemet, er det viktig å vite noe om vannets stoffmessige sammensetning, og hvor store vannmengder som skal renses.

Inntaksvann

Oppdrett av settefisk og matfisk i landbaserte systemer krever mye vann av god kvalitet. For produksjon av settefisk (Atlantisk laks) kan vannfor-

⁶ Norsk Standardiseringsforbund. NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983. 2. Utgave.

bruket i store anlegg med en årsproduksjon på 1,0-1,5 millioner smolt bli så høyt som 30-35 m³/min. Overflatevann i de nordiske landene kan inneholde mye humusstoffer, såkalt naturlig organisk materiale (NOM). Partikkelinnholdet under sprangsjiktet i innsjøer er normalt lavt. Elver kan imidlertid føre store mengder partikulært stoff, spesielt i flomperioder forårsaket av regn eller snøsmelting.

Overflatevann i Skandinavia er ofte surt med lav bufferkapasitet. I områder som er influert av sur nedbør kan vannet være så surt at det ikke egner seg for oppdrett av laksefisk. Ulike metoder for pH-kontroll og buffring har blitt en del av vannbehandlingen slike steder for å bedre vannets kvalitet. Tilsetning av sjøvann til ferskvannet benyttes i mange settefiskanlegg. Sjøvannstilsetning vil øke pH, alkalitet og ledningsevne, og derved redusere giftige effekter av aluminium.

For å forhindre sykdomsutbrudd i settefiskanlegg er settefiskanlegg i noen land pålagt å desinfisere alt sjøvann som tas inn, og ferskvannsinntak der det er oppgang av anadrom fisk i vannkilden.

Vannkvalitet i resirkuleringsanlegg

Akkumuleringen av suspendert stoff og oppløste forbindelser i resirkuleringsanlegg er avhengig av føremengde, effekten av vannbehandlingen, og mengde vann som skiftes ut. Organisk stoff som er vanskelig nedbrytbart og uorganiske forbindelser og salter vil kunne akkumulere til høye nivåer. Det vil også kunne bli svært høye nivåer av heterotrofe bakterier i vann som resirkulerer.

Avløpsvann

Sammenliknet med kommunalt avløpsvann, er innholdet av næringssalter og organisk stoff i avløp fra oppdrettsanlegg lavt ved normal drift. Imidlertid er vannmengdene store, så stofftransporten til resipient kan bli betydelig. I forbindelse med rengjøring og nedtapping av kar vil imidlertid kvaliteten kunne bli dramatisk forverret i forhold til kvaliteten i en normal driftssituasjon. Ved installering av renseanlegg må kapasiteten til anlegget dimensjoneres i forhold til denne økte hydrauliske og stoffmessige belastningen (Tabell 34).

Innholdet av oppløst og partikulært materiale, og forholdet mellom disse, er avhengig av faktorer som fiskeart, fôringsrutiner, fisketetthet, vannforbruk og strømningsforhold i kar og rør føringer. Undersøkelser fra settefiskanlegg har vist at mer enn 60 % av SS og BOD₅ var på oppløst form eller hadde en partikkeldiameter < 30µm i en normal driftssituasjon. I forbindelse med rengjøring av kar og nedtapping forelå 80 % av SS og BOD₅ som partikler med en størrelse på 60-100 µm. Dette illustrerer at det er svært vanskelig å oppnå høye renses effekter (sildusystemer,

sedimentering) ved normal drift. I perioder med rengjøring er imidlertid rensing meget effektivt.

I dag produseres tanker med effektiv selvrensing og/eller sedimentfeller med separate utløp. Dette gir mindre behov for rengjøring og nedtapping, og gir jevnere konsentrasjoner i vannet som føres til avløp.

I tillegg til organisk stoff og næringsalter, kan avløpsvannet fra oppdrettsanlegg inneholde fiskepatogene mikroorganismer, spesielt i perioder med sykdomsutbrudd i anlegget. Fiskepatogene bakterier og virus kan overleve svært lenge i overflatevann, og spres til omkringliggende oppdrettsanlegg og villfiskbestander.

Tabell 34. Rapporterte verdier for vannkvalitetsparametere i landbaserte settefiskanlegg og resirkuleringssystem.

Vanntype	TSS mg/l	Turb. NTU	COD mg/l	TOC mg/l	DOC mg/l	UV absor- bans	Ozon- be- hov mg/l	Refe- ranser	
Inn- taks- vann	Ferskvann (god kvalitet)	0,1-3,0	0,5-1	-	2,5-3,5	2,5-3,5	0,01- 0,20	0,5- 0,75	7 og 8
	Sjøvann	0,1-0,5	0,3-0,6	-	-	0,4-2	-	-	9
Smoltanlegg avløp (normal drift)		0,2-15,3	-	6,0-50	0,3-4,3	-	-	-	10 og 11
		22	3,8	-	9,8	6,6	0,100	3,9	6
Vann i resirkuleringss- systemer for laksefisk	5,2-7,4	1,50- 1,66	39,8- 47,8	-	6,7-7,5	-	-	12	

Verdiene i tabellen er hentet fra følgende referanser; 6,7,8,9,10,11 og 12.

TSS – totalt suspendert stoff

NTU – nephelometrisk turbiditet enheter

COD – kjemisk oksygen forbruk

TOC – total organisk karbon

DOC – oppløst organisk karbon.

Rensing og vannbehandling

I landbaserte oppdrettsystemer inngår rensing og vannbehandling på ulike punkter. Som tidligere nevnt er det aktuelt med behandling av inntaks-

6 Norsk Standardiseringsforbund. NS 4733. Bestemmelse av suspendert stoff i avløpsvann og dets gløderest. 1983. 2. Utgave

7 SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Statens Forurensings-tilsyn, Oslo Norge

8 Roustan, M., Debellefontaine, H., Do-Quang, Z. & Duguet, J. 1998. Development of a method for the determination of ozone demand of a water. *Ozone Sci. Eng.* 20, 513-520.

9 Valelia, I., 1984. Transformations of organic matter: The carbon cycle. In *Marine Ecological Processes* (Reichle, D.E., Red.). s. 273-311. Springer-Verlag, New York, N.Y.

10 Bergheim, A. & Åsgård, T. 1996. Waste production from aquaculture. In *Aquaculture and Water Resource Management* (Baird, D., Beveridge, M.C.M., Kelly, L.A., and Muir, J.F. red.). pp 50-80. Black Science Ltd, Oxford, UK.

11 Eikebrokk, B. & Uglens, Y. 1993. Characterization of treated and untreated effluents from land based fish farms. In *Fish Farming Technology* (Reinertsen, H., Dahle, L.A. Jørgensen, L. and Tvinnereim, K. Red.). A.A. Balkema, Rotterdam, Nederland.

12 Summerfeldt, S.T. & Hochheimer, J.N. 1997. Review of ozone processes and application as and oxidizing agent in aquaculture. *Prog. Fish-Cult.* 59, 94-105.

vann for å bedre forholdene for oppdrettsfisken. Avløpsvann renses for å redusere miljøbelastningene. Hensikten med å rense resirkulert vann er i første omgang å bedre forholdene for oppdrettsorganismene. I tillegg reduseres miljøbelastningene. Ulike behandlingsmetoder benyttes, både mekaniske, kjemiske og biologiske.

Mekanisk rensing – fjerning av partikulært materiale

Sedimentering; sedimenteringsbasseng, virvelseparatorer og hydroykloner

Ved sedimentering benyttes gravitasjonskreftene for å fjerne fôrparkler og fekalier fra avløpsvannet. Fekalier fra fisk synker med hastigheter fra 1,7 til 4,3 cm/sek. Fôrpelletts synker mye raskere; opp til 14 cm/sek. Ved pumping og turbulens i rørledninger kan fekalier og fôrpelletts bli knust, noe som resulterer i veldig små partikler med lave synkehastigheter.

De første sedimenteringsbassengene som ble benyttet i akvakultur var jorddammer. Slike dammer benyttes fremdeles, men slamtømming er et problem. Sedimenteringstanker er konstruert med slamoppsamling og utstyr for tømming. Det er også lagt stor vekt på å oppnå riktig strømningsmønster (stempelstrøm) slik at alt vannet skal ha like lang oppholdstid i tanken.

Sedimentering krever lite energi, er en enkel prosess å drive og kan være effektiv dersom tankene er riktig konstruert. Ulempene er i første rekke knyttet til at det kreves store dimensjoner på tankene ved høye vannmengder, og dårlig fjerning av små partikler

(<100 µm). En annen ulempe er utlekking av næringsalter og partikler fra sedimentert slam. For å unngå dette, må slam fjernes fra sedimenteringstanken med jevne mellomrom.

Sedimenteringstanker er inndelt i 4 soner i forhold til funksjon. I innløpssonen fordeles vannet jevnt over tverrsnittet av tanken. Sedimentasjonen skjer i sedimenteringssonen, mens slammet avsettes i slamsonen. Det rensede vannet ledes ut av tanken i utløpssonen.

Den enkleste måten å bestemme størrelsen på en sedimenteringstank på er å velge en hydraulisk oppholdstid (vannets gjennomsnittlige oppholdstid) (T) basert på erfaringsdata og forventet gjennomstrømning (Q). Oppholdstider fra 15 min. til 30 min. er anbefalt for avløp fra fiskeoppdrett. Tankvolumet (V) beregnes fra følgende formel:

$$V \text{ (m}^3\text{)} = Q \text{ (m}^3\text{/min)} \times T \text{ (min)}$$

Rør- og platesedimentering

Effekten av sedimentering avhenger av tilgjengelig sedimenteringsareal. Derfor kan effekten bli forbedret ved å øke arealet. En måte å gjøre dette på er å introdusere en plastmodul bestående av sammenlimte rør eller firkantprofiler med en helning fra 45 til 60°. Helningen skal sørge for at

avsatt slam sklir ned og legger seg på bunnen av sedimenteringstanken. Det innkommende avløpsvannet tvinges gjennom modulen, og partikler avsettes i rørene eller firkantprofilene. Diameteren på rørene/profilene er normalt ca. 5 cm., med en lengde fra 0,9 til 1,8 meter. Med bruk av slike plastmoduler, kan sedimenteringstankene konstrueres mindre sammenliknet med tradisjonell sedimentering. Imidlertid er det rapportert om driftsproblemer i form av manglende selvrensing av profilene.

Hydrosykloner og virvelseparasjon

I hydrosykloner og virvelavløp i kar anvendes såkalt sentrifugal sedimentering for partikkelfjerning, dvs. at partikler utsettes for sentrifugal akselerasjon som øker separasjonseffekten sammenliknet med tradisjonell sedimentering. Vannstrømmen føres tangensialt inn i separatorens slik at en virvelstrøm genereres.

Belastningen på hydrosykloner er ca. fire ganger høyere enn ved tradisjonell sedimentering, dvs. ca. $10 \text{ m}^3/\text{m}^3/\text{time}$. Nødvendig areal for partikkelseparasjon kan derved reduseres tilsvarende. Den hydrauliske oppholdstiden bør være minst 30 sekunder. Tilsvarende som for sedimenteringstanker og silduksystemer, er effekten ved å fjerne små partikler (<50 μm) dårlig.

Landbaserte gjennomstrømningsanlegg med partikkelseparasjon viser seg å ha en god effekt på utslipp av både organisk materiale, fosfor og nitrogenforbindelser. Prinsippet går ut på at organisk materiale samt den partikulært bundne andelen av nitrogen og fosfor blir skilt ut i kar-avløpet og samlet opp før utslipp til resipient.

Silssystemer

Silssystemer benyttes ofte som første vannbehandling etter avløpet i produksjonstanker for å fjerne fôrspill og fekalier, eller for å fjerne partikler i innløpsvannet. Også for silssystemer gjelder det at vannet transporteres raskt og skånsomt til renseenheten for å unngå knusing av partikler.

Sildukene har små lysåpninger som holder tilbake noe av det partikulære materialet (primært partikler som er like store eller større enn lysåpningene). For vann i resirkuleringsanlegg og for avløpsvann benyttes normalt lysåpninger fra 40 til 100 μm . For inntaksvann kan det benyttes finere duker, ned til 20 μm . Flere ulike silssystemer er i handelen; trommelfiltre, skivefiltre, hjulfiltre og beltefiltre. Forskjellen på de ulike filterene ligger i hovedsak i hvordan silduken er spent opp, og spylesystemet er arrangert. Jo større silflate som eksponeres for vannstrømmen, jo større blir den hydrauliske kapasiteten. Spylingen av silduken foregår kontinuerlig eller diskontinuerlig. Spylevannsmengden som normalt utgjør 0,2 - 1,5 % av den totale vannmengden, kan behandles på stedet, ledes til kommunalt avløpsnett eller ledes direkte til utløp dersom resipientforholdene tillater det.

Et sammendrag av en omfattende undersøkelse for å kartlegge renses-effekter, eventuelle driftsproblemer, og kostnader for 3 ulike silduk-systemer er vist i Tabell 35. Det ble her benyttet vann både fra resirkulering- og gjennomstrømmingssystemer for laksefisk, og silduker med lysåpninger fra 60 til 100 μm . Som det framgår er renseseffekten avhengig av partikkelinnholdet i avløpsvannet. Ved normal drift og lavt partikkelinnhold (<5 mg SS/l) er renseseffekten for alle systemene <70 %, mens i perioder med høyt partikkelinnhold ved rengjøring og nedtapping av kar er renseseffektene høyere (>70 %).

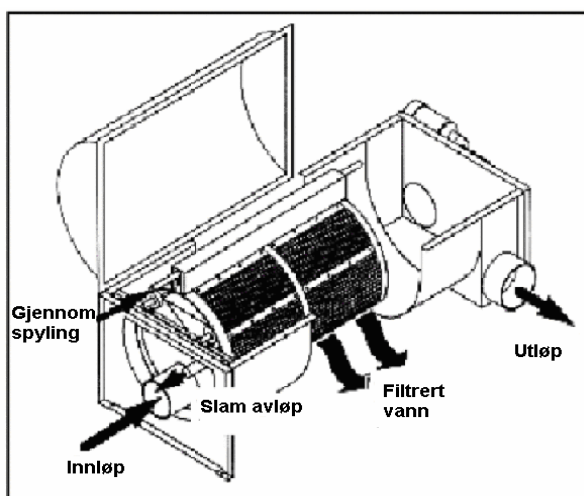
Trommelfiltre

Når trommelfiltre (Figur 16) benyttes for å fjerne fekalier og rester av fiskefôr i alminnelige yngel og tilvekstanlegg til f.eks. ål, piggvar og ørret, benyttes oftest lysåpninger på mellom 40 og 80 μm .

Prinsippet bak et trommelfilter er at alt vannet passerer en filterduk på med lysåpning på 40-80 μm før eventuell videre vannbehandlingen skjer. Når vannstanden inne i filtret stiger på grunn av tetting av lysåpningene som følge av tilbakeholdt partikulært materiale, aktiveres automatisk en spylepumpe som spyle materialet av filterduken. Ved aktivering av spylepumpen roterer trommelen hvor filterduken sitter og renses dermed hele filtret for tilbakeholdt partikulært materiale.

I tillegg til trommelfilter anvendes også av og til skivefilter. Prinsippet i et skivefilter er i hovedtrekk det samme som i trommelfilter, men med den forskjell at innløpsvannet ikke strømmer inn i en enkelt trommel men inn i flere skiver monterte om en sentral lengdeakse. I hver skive er det monterte en filterduk med valgt lysåpning. Et skivefilter har større filteroverflate og dermed større renseskapasitet enn et trommelfilter med samme ytre dimensjoner.

Figur 16. Prinsippskisse av trommelfilter med innløp, utløp og spylesystem (Kilde B).



Hjulfiltere

Hjulfiltere benyttes særlig for filtrering av inntaksvann til settefiskanlegg, men er også benyttet for rensing av resirkulert vann og avløpsvann. Hjulfilteret består av hjul med filterduk som står på høykant halvt nedsenket i en tank. Hver enhet har gjerne to hjul med ulike lysåpninger i silduken. Hjulene roterer sakte rundt og løfter partikler som avsettes på duken opp av vannet. Partikler spyles av duken og ned i en oppsamlingsrenne som ledes til avløp.

Beltefiltere

Beltefiltere benyttes på samme måte som andre filtre i resirkulasjonssystemer til fjerning av partikulært organisk materiale som fekalier og rester av fôr, men denne typen kan også benyttes til fjerning av flokkulert organisk materiale i et fosforfellingsanlegg.

Et beltefilter fungerer ved at filteret eller selve beltet kontinuerlig fanger opp partikulært materiale og samtidig løfter det ut av vannfasen. Det separerte partikulære materialet spyles fra filtret til slambeholder/kloakk ved toppen av filtret.

Et beltefilter er ofte montert i en vinkel på ca 20° i forhold til vannstrømmen. Da separasjonen av partikulært materiale foregår svært skånsomt hensyn til knusing av partikler, er det hevdet at beltefiltere kan monteres med en større lysåpninger i silduken enn trommelfiltre, og gi samme effekt. Ofte benyttes lysåpninger på 120 µm i beltefiltere.

For renseseffekter, driftserfaringer, og kostnader ved bruk av de tre ulike silduksystemene, henvises det til Tabell 35 (13).

Tabell 35. Renseeffekter, driftserfaringer, og kostnader ved bruk av 3 ulike silduksystemer for rensing av avløpsvann fra settefiskanlegg

Filtertype	SS-fjerning i %, 60-100 µm duk	Fordeler	Ulemper	Kostnader (NOK) pr. enhet (10 m ³ avløpsvann/min)	
				A	B
Trommel- filter	SS<5 mg/l: 31-67 SS>50 mg/l: 68-94 SS<5 mg/l: 25-68	Diskont. spyling, lav spylevannsmengde	-	130 000,-	177 000,-
Hjulfilter	SS>50 mg/l: 74-92	Lave investerings- kostnader	Mye spylevann, knusing av store partikler	75 000,-	122 000,-
Beltefilter	SS<5 mg/l: 0-62 SS>40 mg/l: >89	Skånsom fjerning av partikler Kost-effektiv ved høy vannmengde	Høy kostnad ved lav vann- mengde (< 3-5m ³ /min)	156 000,-	-

A: kostnader for filterenhet, B: kostnader for filterenhet utstyrt med enhet for behandling (oppkonsentrering) av spylevann. Verdier er hentet fra referanse ¹³

13 Vinci, B., Summerfelt, S. og Bergheim, A. 2001. Solids control. Pages 27-46. In: S- Summerfelt (red.), Aquaculture 2001. AES Workshop: Intensive Finfish Systems and Technologies. January 23, 2001. Aquaculture Engineering Society, Sheperdstown, WV.

Slambehandling

Mekanisk partikkelfjerning gir et spylevann eller slam med lavt eller høyt tørrstoffinnhold avhengig av hvilken metode som er benyttet. Generelt gjelder det at spylevann fra silduksystemer og rejektivann fra hydrocykloner har et lavt tørrstoffinnhold, mens slam fra sedimenteringstanker kan oppnå høyere tørrstoffinnhold. Fire ulike metoder er aktuelle for håndtering av slammet:

- Utslipp til kommunalt avløpsnett, eller direkte til resipient dersom forholdene tillater det
- Lagring og omsetning i slamlagune
- Fortykking, (avvanning), stabilisering og bruk som jordforbedringsmiddel

Utslipp til kommunalt ledningsnett, og videre til renseanlegg kan være en løsning der slammengdene er forholdsvis små. Alternativet kan bli kostbart da det vil bli avkrevd en pris pr. m³ slamvann som ledes til nettet.

Lagring av slam i lagune kan være et alternativ der man har tilstrekkelig med areal tilgjengelig, og der løsmassene er av en slik beskaffenhet at de kan håndtere infiltrasjonsvann fra lagunen. Faren for å forurense eventuelle grunnvannsforekomster må tas i betraktning. Ved relativt store slamvannsmengder vil fort vann gå i overløp med fare for å forurense lokal resipient.

Næringssaltene og det organiske innholdet i slam fra fiskeoppdrett kan utnyttes som jordforbedringsmiddel på jordbruks-, skogs- og grøntarealer. Flere vekstforsøk med grønne planter har vist at slammet har gode egenskaper som organisk gjødsel. I de enkelte landene stilles det imidlertid krav til stabilisering og hygienisering ved slik anvendelse. Slam som skal spres på arealer må behandles på en slik måte at det ikke gir sjenerende lukt eller medfører risiko for spredning av fiskepatogene mikroorganismer og parasitter til omkringliggende vannforekomster. Det stilles også krav om at innholdet av tungmetaller og andre miljøgifter ikke må overstige gitte grenseverdier.

Stabilisering

I et stabilt slam er den mikrobiologiske nedbrytningen redusert til et minimum, og derved reduseres også luktproblemene. Stabilisering kan gjøres biologisk (aerob eller anaerob stabilisering), kjemisk (kalkstabilisering) eller termisk (varmestabilisering).

Biologisk stabilisering

Ved biologisk stabilisering omsettes nedbrytbart organisk materiale i reaktorer, i laguner eller på friland. Når alt nedbrytbart materiale er omsatt, vil slammet være tilnærmet stabilt, slik at videre omsetning stanser. Aerob stabilisering krever tilskudd av oksygen, mens anaerob stabilise-

ring foregår uten tilførsel av oksygen og ved forholdsvis høy temperatur (32-38 °C). Kompostering er en aerob prosess som benyttes for stabilisering av slam med høyt tørrstoffinnhold. Det må gjerne tilsettes et strukturmedium (bark, flis, etc.) for å få nok lufttilgang. Prosessen utvikler varme, og temperaturen inne i komposten kan komme opp i

70 °C, noe som er tilstrekkelig for å inaktivere fiskepatogene bakterier. De biologiske stabiliseringsprosessene er bare i liten grad tatt i bruk for behandling av slam fra fiskeoppdrett. Prosessene krever investering i utstyr og drift. Hovedfordelene er at slammengden blir redusert, og at slammet er varig stabilt.

Kalkstabilisering

Tilsetning av lesket kalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, eller ulesket kalk, CaO , benyttes for stabilisering av slam fra fiskeoppdrett. Kalken gir en kraftig pH-heving som dreper mikroorganismer slik at den biologiske omsetningen stanser for en tid. Det er vist at lesket kalk tilsatt slam fra et oppdrettsanlegg for sjørøye gav stabilt slam (pH 12,2 – 12,5) over en periode på 30 døgn. I tillegg til stabiliseringen, vil kalken ha en positiv effekt som jordforbedring dersom slammet spres på mark. Dersom ulesket kalk benyttes på slam med høyt tørrstoffinnhold, vil det skje en temperaturheving som kan bidra til inaktivering av mikroorganismer.

For stabilisering av fortykket slam (11 % tørrstoff) fra silduksystemer i et settefiskanlegg, er det rapportert om nødvendige kalkmengder fra 10 til 12 g kalk pr. liter slam, tilsvarende 90-110 g kalk pr. kg tørrstoff. Dette for å holde pH-verdien over 12 i 30 døgn. For stabilisering av slam fra anlegg for oppdrett av sjørøye var det nødvendig med 20 g kalk pr. liter slam, tilsvarende 280 g pr. kg tørrstoff. Høyere kalkbehov kan forklares med at sjøvann har en betydelig bufferkapasitet mot pH-heving.

Kalkstabilisering er en enkel og anvendelig prosess som krever små investeringer (se Figur 17). Ulempene er at slammet bare er midlertidig stabilt, og at slammengden blir større enn ved biologisk stabilisering.

Hygienisering

Hygienisering oppnås gjerne i kombinasjon med stabilisering. Når det gjelder slam fra fiskeoppdrett er det svært viktig at det er tilstrekkelig hygienisert så man ikke risikerer å spre fiskepatogene mikroorganismer og parasitter til omkringliggende vannforekomster. I renseprosesser vil slike organismer gjerne bli oppkonsentrert. Bakterier og virus er gjerne bundet til partikler som tas ut ved sedimentering og i filtreringsprosesser. Større organismer som parasitter vil i stor utstrekning tas ut ved rensing.

Fortykking

For fortykking av spylevann fra silduksystemer er det gjort erfaringer med gravitasjonsfortykking. Prinsippet er å lede spylevannet inn på en sedimenteringstank med en kon bunn. Vinkelen i konen bør være minst

60° slik at slammet synker og fortykkes mot bunnen. Ved bruk av en kvadratisk eller rund tank er det fornuftig å lede vannet inn i et dykket senterinnløp, og ha avtrekk via renner i overflaten. Det bør også være et arrangement for fjerning av flyteslam. Fortykket slam tappes av i bunnen med jevne mellomrom for videre behandling, f.eks. kalkstabilisering/hygienisering og bruk som jordforbedringsmiddel (se Figur 17).

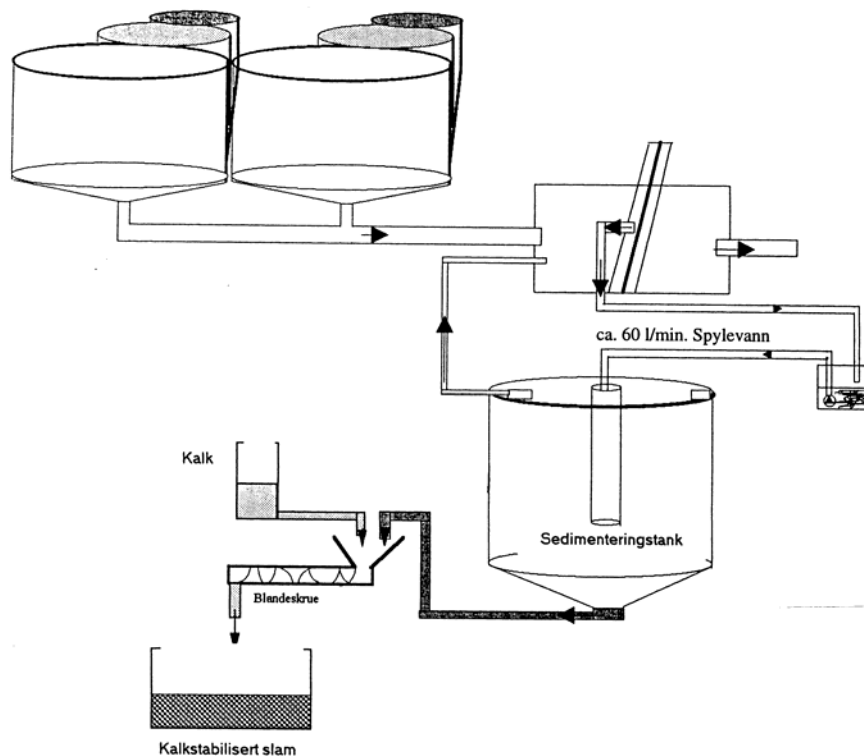
Avvanning

Aktuelle metoder for avvanning av slam fra fiskeoppdrett er bruk av:

- sentrifuger
- vakuumfiltre
- silbåndpresser
- kammerfilterpresser

For god effekt av slikt utstyr må slammet tilsettes en forbindelse som binder slampartiklene sammen, normalt en kommersiell polymertype. Metodene har foreløpig liten utbredelse innenfor næringen, i første rekke pga. kostbar teknikk og arbeidskrevende drift. Det er gjort spredte forsøk med sentrifuger og med filterpresser.

Figur 17. Prinsippskisse for rensing av avløpsvann fra et landbasert anlegg vha. et silduksystem (hjulfilter), ledning av spylevann til fortykker, og stabilisering med kalk



Biologisk rensing – fjerning av løst organisk stoff og nitrogen

Generelt om biologisk omsetning av organisk stoff og N-fjerning (nitrifikasjon og denitrifikasjon)

Løst organisk stoff og næringssalter (typisk ammonium, nitrat og fosfat) vil ikke fjernes under den ovenfor omtalte mekaniske rensingen. På grunn av de lave konsentrasjonene man normalt vil ha i vannet, er biologisk rensing den mest hensiktsmessige metoden for å fjerne disse. De løste forbindelsene inngår som nødvendige næringsstoffer for mikroorganismenes vekst, og kan dermed høstes i form av en økning i biomasse i ”bio-reaktoren”. Mye av dette stoffet er hentet fra Skotvold m.fl.2002¹⁴.

Nitrifikasjon

Under normale omstendigheter er det omdanningen av ammonium til nitrat, såkalt nitrifikasjon, som er vanskeligst å optimalisere. Det er en meget begrenset gruppe bakterier (nitrifikasjonsbakteriene) som kan utnytte ammonium effektivt, og forholdene må derfor legges til rette for at disse bakteriene flourerer. Utfordringen er at de vokser meget langsomt, og derfor lett blir et lite mindretall i den aktive biomassen. Som autotrofe (bruker CO₂ som C-kilde for vekst) er de ekstra utsatt for konkurranse mot de normalt rikt tilstedeværende heterotrofe (benytter organiske C-kilder for vekst) bakteriene når tilgangen på lett omsettelig organisk stoff er god. Dette forholdet blir ytterligere forskjøvet til de heterotrofe bakterienes fordel ved lave temperaturer. Designen av et godt fungerende biologisk rensetrinn handler derfor i stor grad om å holde den heterotrofe veksten nede der man ønsker effektiv nitrifikasjon.

Omdanningen av ammoniakk til nitrat er en aerob autotrof omsetning som primært gjennomføres av bakterier fra slektene *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*. Nitrifikasjon beskriver den bakterielle prosessen der omdannelse av fiskens primære nitrogenholdige ekskresjonsprodukt skjer, - det toksiske ammoniakk (NH₃) omdannes til nitritt (NO₂⁻) som oksideres til nitrat (NO₃⁻).

De heterotrofe bakteriene er i forhold til de autotrofe nitrifiserende bakterier relativt hurtigvoksende og vil med tiden ofte kunne dominere filtrene. Med voksende heterotrof bakteriebiomasse vil biofiltrets samlede evne til å omsette organisk materiale stige, mens biofiltrets nitrifikasjonskapasitet vil bli redusert. Nitrat er i utgangspunktet ikke toksisk og enkelte særlig tolerante arter som bl.a. europeisk ål kan oppdrettes i vann med et innhold opp til 1000 mg NO₃⁻ pr. liter.

¹⁴ Skotvold, T., m. fl. 2002. Landbasert fiskeoppdrett i Norge, en bærekraftig næring? – En konsekvensanalyse og tiltaksanalyse ved etablering av oppdrett i innlandsvassdrag. *Akvaplan-niva rapport* APN-642-2177.

Denitrifikasjon

For å unngå for sterk akkumulering i resirkuleringsanlegg, må noe av vannet skiftes ut, selv om nitrat ikke er videre toksisk. Dette kan imidlertid unngås ved å innføre et anoksisk (uten oksygen, men med nitrat) trinn i den biologiske rensingen. Da vil nitraten kunne reduseres til nitrogen-gass av denitrifiserende bakterier. Disse er avhengig av lett tilgjengelig organisk stoff for å gjennomføre denitrifikasjonen. I anlegg der vannet som går inn i den biologiske rensingen inneholder mye lett nedbrytelig organisk stoff, er det derfor gunstig å plassere denitrifikasjonen foran det nitrifiserende trinnet. Dette krever imidlertid at vannet resirkuleres for å få nitrat inn på denitrifikasjonstrinnet. Samtidig kreves det at vannet ikke må ha for høy (inhiberende) oksygenkonsentrasjon. Hvis vannet ikke inneholder tilstrekkelige mengder lett nedbrytelig organisk stoff, og kravet til effektiv denitrifikasjon ikke er betydelig, kan såkalt etter-denitrifikasjon være mer egnet. Da tilsettes en lett tilgjengelig organisk C-kilde, typisk i form av metanol, etanol eller acetat.

Denitrifikasjon er en anaerob autotrof bakteriell prosess hvor nitrat (NO_3^-) omdannes til N_2 som fritt kan avgasses til atmosfæren. Prosessen forgår kun under oksygenfrie forhold.

Denitrifikasjonsfiltre kan etableres i forbindelse med avløpet, hvor de som siste del av vannbehandlingen vil redusere innholdet av nitrogen før avløpsvannet ledes til utslipp eller filtreres hvorfra slammet kan benyttes til gjødning i landbruket. Denitrifikasjonsfiltre kan også etableres som interne filtre hvor en delstrøm på et par % av den totale vannstrømmen pumpes gjennom et anaerobt filter.

Ved å etablere et denitrifikasjonsfilter som et intern filter er det ikke lenger nødvendig å redusere konsentrasjonen av nitrat ved vannutskifting i et resirkulasjonsanlegg.

Vannforbruket pr. kg fisk kan derfor være lavere i anlegg hvor det benyttes denitrifikasjons filtre enn i anlegg der slike filtre ikke er installert. For å fremme bakteriens cellevekst i de anaerobe filterne tilsettes som oftest enten metanol (CH_3OH) eller etanol ($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$) i en mengde tilsvarende ca 0,5 liter pr. 15 kg fiskefôr.

Omsetning av organisk stoff

Det er også hensiktsmessig å fjerne det løste organiske stoffet i vannet fra fiskeproduksjonen ved biologisk rensing. Dette kan gjøres aerobt, fortrinnsvis i forkant av nitrifikasjonen, eller det kan gjøres under anoksiske forhold på denitrifikasjonstrinnet. Jo høyere andel av det organiske stoffet som er tungt nedbrytelig, desto mindre egnet er det til bruk i denitrifikasjonen og desto tregere går omsetningen på et evt. aerobt. Men samtidig vil det organiske stoffet da ha betydelig mindre negativ effekt på nitrifikasjonen.

Ulike biologiske filtere

Generelt om biofilmprosesser

Som poengtert ovenfor vokser nitrifikasjonsbakteriene meget langsomt, og for å få tilstrekkelig ammoniumfjerning vil man måtte opprettholde en høy slamalder på det nitrifiserende slammet. En slamalder på 20-25 døgn er ganske normalt på avløpsrenseanlegg, men vil øke drastisk når temperaturen synker under 10 °C. Dette har gjort biofiltere meget populære som reaktorvalg for nitrifikasjon. Her vokser bakteriene på et fast bæremateriale, som lett kan separeres fra vannet. I motsetning til i aktivslamprosesser vil bakterier som ikke vokser på bærematerialet vaskes ut av renseanlegget (det føres ikke slam tilbake til reaktoren).

Prosesser som styrer diffusjonen av næringsstoffer inn til og inn i biofilmen er av stor betydning for aktiviteten og veksten i biofilmen. For å skape gunstige forhold for den nitrifiserende delen av biofilmen, som gjerne overgros av en hurtigere voksende heterotrof biofilm, er det hensiktsmessig å spyle løs den ytre og gjerne noe mer ”fluffy” delen av biofilmen med jevne mellomrom.

Den samlede struktur av autotrofe bakterier, heterotrofe bakterier samt de øvrige organismer blir ofte betegnet biofilm. For å opprettholde en stabil omsetning av NH_3 til NO_3^- , kan biofiltre enten designes slik at en uønsket vekst av heterotrofe bakterier unngås, eller ved å rengjøre filterne med jevne mellomrom. Avhengig av type og design av resirkulasjonssystem kan aerobe biologiske filtre ha flere oppgaver. I første rekke er de designet og ment for nitrifikasjon av ammoniakk til nitrat, men i tillegg kan de ha andre funksjoner, f.eks. som enheter for omsetning av organisk stoff og som enheter for avgassing av CO_2 samt tilførsel av oksygen.

Nitrifikasjonskapasiteten kan uttrykkes som antall gram N som kan omsettes pr. m^2 biofiltermateriale pr. døgn. Ved dimensjonering av filtre antas det at innen visse rammer er omsetningskapasiteten av N pr. m^2 biofiltermateriale konstant ved bruk av forskjellige filtertyper. Et kompakt filtermateriale med en høy overflate pr. m^3 vil således samlet kunne omsette mer N enn et filter med samme volum hvor det benyttes et filtermateriale som har et lavere overflateareal pr. m^3 .

Denitrifikasjonen kan med fordel også kjøres som en biofilmprosess, selv om diffusjon av organisk stoff fort kan bli en begrensende faktor for hoveddel av biofilmen. Det vil derfor være gunstig å spyle denitrifikasjonsfilteret relativt ofte. Ved høy belastning skylles denitrifikasjonsfilter flere ganger i uken og det er som oftest montert trykkluft i bunnen av filtret for automatisk rensning.

Biofiltermaterialene som benyttes i ulike biologiske filtre kan også brukes i denitrifikasjonsfilter. Som oftest benyttes det enten løst materiale eller fast materiale som leveres i blokker.

Slammet som blir separert ut fra et trommelfilter behandles i enkelte resirkulasjonsanlegg gjennom et denitrifikasjonsfilter før det ledes tilbake

til trommelfiltret for ny mekanisk filtrering (f.eks. i resirkuleringsanlegg for ål). I andre anlegg designet til andre arter ledes spillvannet fra den mekaniske filtreringen direkte i avløpet, og innløpsvannet til denitrifikasjonsfiltret taes enten fra bunnen av biofiltret eller fra pumpesumpen. Å resirkulere slammet fra trommelfiltret i produksjonen er svært vannbesparende, og vannforbruket vil i slike anlegg kunne være ca 100 l vann pr. kg brukt fiskefôr. I anlegg hvor slammet fra trommelfiltret ikke resirkuleres, vil vannforbruket være ca 125 liter vann pr. kg anvendt fôr.

Ved å lede avløpsvannet fra denitrifikasjonsfiltret tilbake til ny mekanisk filtrering fjernes en del av det organiske materiale som primært består av anaerob biofilm som filtret vil tilføre vannmassen.

Rislefiltre

I rislefiltre hvor vannet risler ned over et filtermateriale reoksygeneres vannet, CO₂ avgasses og NH₃ omsettes til NO₃⁻ ved bakteriell nitrifikasjon. Transporten av gassene foregår ved enkel diffusjon. Rislefilter er derfor designet til å gjøre kontaktflaten mellom vannet og luften så stor som mulig. Rislefiltermaterialet er konstruert slik at det ikke er for tett, slik at frisk luft kan komme i kontakt med alt vann som passerer over filtret. Rislefiltermateriale kan for eksempel være fremstilt av foldede PVC plater, der den spesifikke overflate er ca 55 m² pr. m³ filtermateriale. Andre typer plast materialer blir også benyttet. En lang rekke andre materialer, fra plastikk kuler via PVC-ringer til greiner fra trær og busker er med suksess blitt anvendt i rislefiltre. Det avgjørende er å finne et materiale som kan bryte opp vannets struktur tilstrekkelig samtidig som at det lar frisk luft fritt passere inn igjennom filtret.

Reoksygeneringskapasiteten i et rislefilter er avhengig av oksygeninnholdet i vannet og ventilasjonen i produksjonslokalet. Ved å bruke godt ventilerte rislefilter kan ca 20 m³ vann reoksygeneres fra 50 % oksygenmetning til 90-95 % metning pr. m³ filtermateriale pr. time.

Rislefilternes nitrifikasjonseffektivitet er avhengig av temperatur, pH, alkalinitet og salinitet.

Nitrifikasjonsprosessen har et pH optimum ved 7-7,5. Prosessen foregår med stigende hastighet ved stigende temperatur og omsetningskapasiteten pr. m² filter materiale er litt høyere i ferskvann enn i saltvann. Under optimale forhold ved f.eks. 25-30 °C i næringsrikt ferskvann kan ca. 1 g N omsettes pr. m² filter materiale pr. døgn i rislefiltre. Ved lav temperatur, lav pH, saltvann etc. vil nitrifikasjonskapasiteten i rislefiltre være lavere.

Videre vitenskapelige undersøkelser er nødvendig for å belyse nitrifikasjonsprosesser under forskjellige betingelser.

Foruten nitrifikasjon vil biofilmen i rislefilter også omsette organisk materiale i et visst omfang. Høy strømhastighet av vann i rislefiltret vil kunne motvirke at biofilmen vokser seg tykk før den rives av og tilføres vannfasen. Organisk stoff vil dermed ikke akkumuleres i rislefiltrene. På denne måten blir de hurtig-voksende heterotrofe bakteriene forhindret fra

å kunne etablere dominerende forhold på det tilgjengelige overflatearealet, og det er derfor ofte ikke nødvendig å rengjøre denne filtertypen for å opprettholde en god nitrifikasjonskapasitet.

Dykkede filtere; fast og bevegelig filtermateriale

Dykkede biologiske filtre kan oppdeles i 2 hovedtyper alt etter som biofiltermaterialet er fastsittende eller bevegelig. Dykkede biologiske filtre er aerobe biologiske filtre der det foregår nitrifikasjon samt omsetning av organisk materiale.

I dykkede biologiske filtre med fast filtermateriale, får man en akkumulering av organisk materiale. Dette oppstår delvis pga. en viss sedimentasjon og dels ved en vekst av biofilmen. I slike typer filtre er strømhastigheten relativt langsom. Ofte benyttes der en strømhastighet på ca 0,2-0,5 meter pr. minutt. Ved slike lave strømhastigheter kan biofilmen vokse kontinuerlig, og det blir nødvendig å rense biofilmen av filtermaterialet med jevne mellomrom, både for å opprettholde en god nitrifikasjon og for å hindre at det oppstår anaerobe soner i lokalt i filtrene. I likhet med sterkt organisk forurensede sedimenter kan det i anaerobe soner i disse biofiltrene oppstå gasslommer som følge av anaerob produksjon av bl.a. metangass og svoveldioksid (H_2S). Både metan og svoveldioksid er svært giftige for fisk, og slike gasslommer som løses ut kan føre til at hele biomassen går tapt i et anlegg. Ved regelmessig rengjøring av filtrene reduseres imidlertid mengden av tilbakeholdt organisk materiale, og risikoen for dannelse av gasslommer vil dermed også kunne reduseres. Derfor er det viktig å dimensjonere slike filtre med henblikk på å opprettholde en god forsyning av oksygen til alle deler av filtret. Gasslommer og tap av biomasse er derfor normalt ikke noe problem ved bruk av dykkede filtre med fast materiale.

Som fast filtermateriale i dykkede biologiske filtre benyttes ofte samme materiale som i rislefiltere. Alternativt benyttes samme type materiale som i dykkede biologiske filtre hvor filtermaterialet er i bevegelse. Ved å holde det bevegelige materiale i ro vokser biofilmen som på helt fast materiale og dermed kan organisk stoff akkumuleres.

Denne typen biologisk filter kalles et "fixed bed" filter. Filtermaterialet i et "fixed bed" filter kan være synkende, flytende eller ha en nøytral oppdrift.

De dykkede biologiske filtrenes nitrifikasjonseffektivitet er som for de andre typene også avhengig av temperatur, pH, alkalitet og salinitet. Under optimale forhold kan det i dykkede biologiske filtre som i rislefiltere omsettes ca 1 g N pr. m^2 filter materiale pr. døgn. Nitrifikasjonskapasiteten vil være lavere ved lav temperatur, lav pH, saltvann og hvis heterotrofe bakterier får lov til å dominere filtret. Som i rislefiltere er det heller ikke i dykkede filtre gjennomført detaljerte studier av nitrifikasjonsprosessene eller andre mikrobiologiske prosesser.

Ved å bruke dykkede biologiske filtre med fast filtermateriale kan organisk materiale fjernes helt fra vannsystemet. Hvis ikke organisk mate-

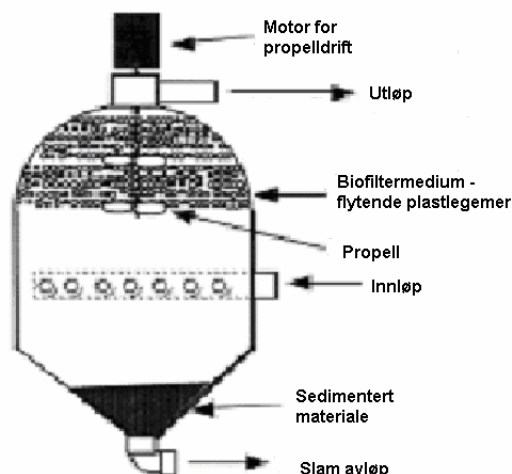
riale blir fjernet fra vannfasen etter filtrene må den tynnes ut av vannsystemet med økt vannskiftning. Resirkulasjonsanlegg som benytter dykkede biologiske filtre med fast filtermateriale kan derfor fungere med lavere vannskiftning enn tilsvarende anlegg som bare benytter rislefiltere eller en kombinasjon av rislefiltere og dykkede biologiske filtre med bevegelig materiale.

Dykkede biologiske filtre kan være montert som oppstrøms- eller som nedstrømsfiltere og benyttes ofte umiddelbart etter mekanisk filtrering. Dykkede aerobe filtre forbruker oksygen og frigir CO_2 . Avløpsvannet fra filtrene bør derfor ideelt sett passere gjennom rislefiltere før videre vannbehandling i UV anlegg eller oksygenkjegle.

En kombinasjon av et dykket biofilter som anvendes til både nitrifisering, omsetning av organisk stoff og til sedimentasjon av organisk materiale er et "Bead filter".

"Bead filter" virker ved at vannet pumpes gjennom et lag av biofiltermateriale hvor biofilmen som vanlig utfører nitrifisering og omsetning av organisk materiale. For returskyllning/rensning av filtermaterialet benyttes det pumper. I bunnen av filtret sedimenteres materiale som kan ledes direkte til avløpet. For detaljer om oppbygningen av et "bead filter" se Figur 18.

Figur 18. Skisse over et "bead filter"



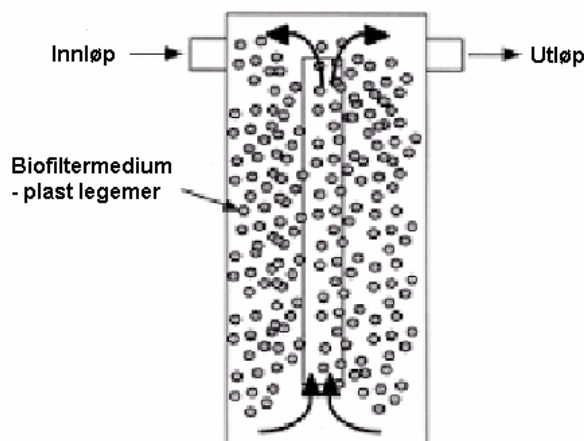
Kilde B

Hvis biofiltermaterialet, som f.eks. kan være av typen som er avbildet i Figur 19 beveger seg langsomt rundt i filtret, kalles filtypen for et "moving bed" filter. Et dykket biologisk filter med bevegelig filtermateriale utfører nitrifisering på samme måte og med tilnærmet samme overflateeffektivitet som rislefiltere og dykkede filtre med fast materiale. Den spesifikke overflate av f.eks. Kaldness-materialet er ca. $550 \text{ m}^2/\text{m}^3$. En "moving bed" reaktor fylles vanligvis med $2/3$ filtermateriale. Dermed vil en

kompakt ”moving bed” reaktor fylle ca. 55 % av et biofilter der det benyttes et fast biofiltermateriale med en overflate på ca. $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Med en kontinuerlig bevegelse av filtermaterialet forhindres biofilmen i å vokse seg særlig tykk, og filtret vil ikke akkumulere organisk materiale på samme måte som et dykket filter med fast materiale.

Figur 19. Skisse over et dykket biologisk filter med bevegelig filtermateriale (”Moving bed filter”)



Kilde B

Produksjon av fisk i resirkulasjonsanlegg hvor ”moving bed” reaktorer benyttes som biologiske filtre skjer således ved et høyere vannforbruk enn i anlegg der det anvendes dykkede filtre med fast filtermateriale. Filtermaterialet i et ”moving bed” filter vil som oftest være plastikk eller PVC-materiale med nøytral tetthet slik at materialet kan holdes i bevegelse ved selv lave strømhastigheter.

I en annen type reaktor blåses atmosfærisk luft inn bunnen av et sentralt rør og skaper en vannstrøm som fører filtermaterialet rundt i reaktoren. En ”moving bed reaktor” kan likeledes være oppbygget på en måte der lufttilførsel skjer i den ene halv del av filtret. Lufttilførselen i et ”moving bed” filter vil overstige oksygenforbruket og filtret vil derfor netto tilføre oksygen til anlegget samt avgasse CO_2 .

Dersom biofiltermaterialet holdes i suspensjon av den oppadgående væskestrømmen kalles filtret for aktivt slam-filter. Ofte benyttes det sand som holdes i suspensjon i en oppstrøms reaktor som fungerer ved et overtrykk på ca 1 bar. Overtrykket som bygges opp av en trykkpumpe er nødvendig for å unngå at filtermaterialet vokser sammen til en sammenhengende masse av biofilm. Hvis filtermaterialet vokser sammen reduseres overflaten av materialet og nitrifikasjonseffektiviteten avtar samtidig som at det kan oppstå anaerobe soner i filtret.

Biofilmen som vokser på overflaten av filtermaterialet utfører på vanlig måte både nitrifikasjon og heterotrof omsetning av organisk materiale.

Biofilmen slites av pga. den kontinuerlige bevegelsen av filtermaterialet, og de heterotrofe bakterier forhindres dermed, som i "moving bed" reaktorer, i å dominere filtret.

"Fluidized bed" –filtre (Figur 20) vil som oftest ha en konstant høy nitrifikasjonskapasitet. Det valgte filtermaterialet i "fluidized bed" filtre kan være sand eller forskjellige typer av plastmateriale, som har et høyt overflateareal pr. m^3 . Sandkorn kan ha en overflate på f.eks $1000 m^2/m^3$.

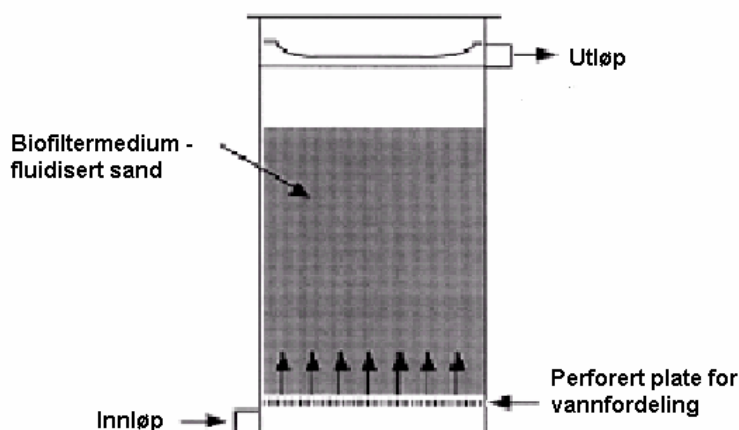
I et "fluidized bed" filter vil de nitrifiserende bakteriene som vokser på overflaten av filtermaterialet ha en høy nitrifikasjonskapasitet. Et "fluidized bed" filter er derfor et kompakt filter som i utstrekning kun vil fylle ca. 20-25 % av et dykket biologisk filter med et filtermateriale som har en overflate på f.eks. $200 m^2/m^3$

Et "fluidized bed" filter akkumulerer ikke organisk materiale i biofilmen i særlig høy grad, og vannforbruket i resirkulerte anlegg som benytter denne biologiske rensemetoden vil være høyere enn vannforbruket i anlegg som benytter filtre med fastsittende filtermateriale.

En del sandfiltre renses med jevne mellomrom, noe som vil fjerne en viss mengde organisk materiale ut av systemet. Den mengde organisk materiale som kan skylles ut av et sandfilter er langt mindre enn den mengde organisk materiale som kan fjernes når en tykk biofilm skylles ut av biofiltre med fastsittende filtermateriale.

Oppbygningen av det overtrykk som er nødvendig for å unngå at filtermaterialet vokser sammen skjer vha. trykkpumper. Strømforbruk i "fluidized bed" filtre vil derfor kunne være høyere enn strømforbruket i andre typer biologiske filtre. "Fluidized bed" filtre med sand er kjent for å tettes til fra tid til annen.

Figur 20. Filter med "Fluidized bed"



Kilde B

Forskjellige fiskearter produserer fekalier av forskjellig sammensetning og struktur.

F.eks. produserer europeisk ål fekalier som er litt sammenklistret, og i de tilfeller hvor sandfiltre er forsøkt benyttet i resirkulasjons systemer til åleoppdrett, er de relativt hurtig blitt tilstoppet. Sandfiltre benyttes derfor ikke lenger i europeiske resirkulasjonssystemer til oppdrett av ål. Derimot synes filtrene å fungere bedre i resirkulasjons systemer til f.eks. oppdrett av ørret og havabbor som utskiller fekalier og øvrige avfallsstoffer som er litt mindre klebrige. Sandfiltre anvendes imidlertid relativt sjeldent i europeiske resirkulasjonsanlegg.

Kjemisk rensing – fjerning av løst organisk stoff og fosfat

Fosforfellingsanlegg

Et fosforfellingsanlegg fungerer ved å tilsette vannet flokkuleringsstoffer, som f.eks. jernklorid (FeCl_2) eller polymerer som består av lange kjeder av C-atomer. Dette fører til sammenbinding og oppbygging av både oppløst og partikulært materiale til større molekyler.

Det flokkulerte materialet som består av både de tilsatte kjemikalierne og det oppfangede materialet, kan dermed fjernes ved bruk av et beltefilter som er særlig effektivt til å fjerne svakt bundne molekyler. Som oftest benyttes en lysåpning på 120 μm i beltefiltret. Fosfat kan på denne måten fjernes fra vannet og konsentreres et mindre slamvolum. Det fosfatrike slammet kan deretter benyttes som gjødning i landbruket avhengig av det enkelte lands restriksjoner.

Fosforfellingsanlegg kan enten etableres på avløpet eller internt i anlegget. Ved å etablere fosforfellingsanlegg i et fullt utbygget resirkulasjonssystem med intern denitrifikasjon, kan vannforbruket reduseres fra en utskiftning av 5-7 % av vannvolumet pr. døgn (tilsvarende ca 100 l pr. kg tilført fiskefôr) helt ned til 0,5 % av vannvolumet tilsvarende til 15-20 liter vann pr. kg fôr som benyttes. Interne fosforfellingsanlegg har frem til i dag kun vært anvendt i resirkuleringsanlegg for ål. Ved å etablere fosforfellingsanlegg på avløpet vil vannforbruket være uforandret, men utslippet av fosfor til den lokale resipienten vil bli sterkt redusert. Den utfelte mengde fosfor kan transporteres til lokaliteter hvor den kan anvendes til f.eks. gjødsel.

Desinfeksjon – inaktivering av smittestoffer

Vannets egnethet for UV eller ozonbehandling

Vannets UV-absorbans måles ved en bølgelengde på 254 nm, og er et direkte mål for hvor god egnet vannet er for å bli desinfisert vha. UV bestråling. Som vist i eksempelet i Tabell 34, vil UV-absorbansen i avløp fra settefiskanlegg kunne være 0,1 pr. cm. Dette tilsvarer en UV-transmisjon på 80 % ved 1 cm vanddyb. Med andre ord vil 80 % av inngående UV-lys nå en dybde på 1 cm.

I inntaksvann er det ofte naturlig organisk materiale (humusforbindelser) som øker UV-absorbansen. I vann som har gått gjennom et resirkulasjonsanlegg og i avløpsvann generelt nedsettes vannkvaliteten og absorbansen i forbindelse med rengjøring og nedtapping av kar.

Med tanke på ozonering, vil avløp fra settefiskanlegg inneholde forbindelser som vil forbruke ozon. Ozonforbruket foregår i to faser: 1) Et raskt initielt forbruk som skyldes reaksjoner med lett oksiderbart organisk og uorganisk materiale, 2) et langvarig og mer langsomt forbruk som skyldes dekomponering av ozon til oksygen og reaksjoner med tyngre nedbrytbart materiale.

Ozonforbruket er viktig å kartlegge i forbindelse med dimensjonering av ozoneringsanlegg, da det må doseres så mye ozon at det initiale forbruket overskrides for å etablere en restkonsentrasjon over tid. For avløp fra settefiskanlegg kan ozonforbruket i en normal driftsituasjon være ca. 4 mg/l.

Man skal være oppmerksom på at både partikkelinnhold, innholdet av organisk stoff, UV-absorbans og ozonforbruk vil kunne variere mye fra anlegg til anlegg som følge av varierende råvannskvalitet (spesielt dersom råvannet er influert av humus) og ulike driftsrutiner i ett og samme anlegg til ulike tider. I forbindelse med rengjøring og nedtapping av kar vil vannkvaliteten kunne bli dramatisk forverret i forhold til kvaliteten i en normal driftsituasjon.

Før dimensjonering av UV- eller ozonanlegg for desinfeksjon av avløpsvann anbefales det derfor å ta noen avløpsprøver fra "worst-case" situasjoner fra normal drift (mye biomasse i anlegget) og rengjøring/nedtapping. Disse analyseres m.h.t. SS, TOC, DOC og UV-absorbans, og evt. ozonforbruk.

Desinfisering med ozon

Ozon er en ekstremt reaktiv oksidant og svært effektiv overfor fiskepatogene bakterier og virus i vann av god kvalitet. Innen fiskeoppdrett er ozon verdsett pga. sin evne til å drepe sykdomsfremkallende mikroorganismer i inntaksvann og avløpsvann (hygienisk barriere), og for å bedre vannkvaliteten i resirkuleringsanlegg.

Der ozon benyttes for inaktivering av mikroorganismer, er det viktig at det tilsettes nok ozon slik at det kan opprettholdes en restkonsentrasjon over tid. For desinfeksjon av inntaksvann må man ta høyde for vannets innhold av naturlig organisk materiale. Normalt regnes et ozonforbruk på 0,4-0,5 mg ozon/mg DOC. For desinfeksjon av avløpsvann og vann i resirkuleringsystemer vil ozonforbruket være høyere, avhengig av innholdet av organisk stoff og andre oksyderbare forbindelser som jern, mangan, nitritt og bromid.

I ferskvann vil ozon brytes relativt raskt ned (halveringstid på ca. 15 min.). Imidlertid er ozon giftig for fisk i lave konsentrasjoner. Det er rapportert om skader på gjeller og død hos regnbueørret ved en konsentra-

sjon på 0,0093 mg/l¹⁵. I sjøvann og brakkvann reagerer ozon spontant med bromid-ioner (Br⁻) og danner aktivt brom, dvs. hypobromsyre (HOBr) og hypobromitt-ion (BrO⁻). Det hovedsakelig disse to forbindelsene som er de aktive oksidantene og desinfektantene i sjøvann. I forhold til fritt ozon i ferskvann, er de aktive bromforbindelsene i sjøvann mye mer stabile, og vanskeligere å fjerne. I likhet med ozon er aktivt brom giftig for fisk i lave konsentrasjoner (LC₅₀ for regnbueørret er rapportert å være 0,068 mg/l). Pga. giftigheten til ozon og de aktive bromforbindelsene som dannes i sjøvann, er det svært viktig å fjerne restkonsentrasjonene av disse før vannet når oppdrettsorganismene.

Effekt på vannkvalitet

Ozon brukes i utstrakt grad i resirkuleringsanlegg, der det i tillegg til å redusere bakterietallet kan oppnås andre vannkvalitetsmessige forbedringer som oksidasjon av organiske forbindelser og nitritt. I resirkuleringsystemer for marin fisk brukes ozon for å fjerne partikulært stoff og protein i såkalte proteinskimmere. Ozonkonsentrasjonen holdes da lav (redox-verdier på 300-350 mV, tilsvarende ca. 0,05 mgTRO/l) for å unngå gifteffekter. Ozon i tilsvarende konsentrasjoner benyttes også for behandling av sjøvannsinntak sammen med filtrering ved marin yngeloppdrett. Effekten av denne behandlingen er dårlig dokumentert. Overfor problematiske virus vil slike konsentrasjoner trolig være for lave til å ha effekt.

Effekter på mikroorganismer

Når det gjelder ozon, har det vist seg at lave konsentrasjoner (0,15-0,20 mg/l) er tilstrekkelig for inaktivering av både bakterier og virus i løpet av 1 minutt. For desinfeksjon av inntaksvann til settefiskanlegg kreves at det opprettholdes en restozon-konsentrasjon på >0,1 mg/l etter 3 min. kontakttid.

I forsøk med ozonering av avløpsvann fra et smoltanlegg er det blitt vist at restkonsentrasjonen må være høyere enn ved ozonering av inntaksvann¹⁶. For inaktivering av *A. salmonicida* måtte man opp i en restkonsentrasjon på 0,3 mg/l før inaktivering fant sted. Ved denne konsentrasjonen ble antallet redusert med 99,9 % i løpet av 20 sekunder.

Ozonanlegg

Ved bruk av ozon for behandling av vann i akvakultur kreves en ozongenerator, en innblandingseenhet, en kontakttank og en deozoneringsenhet.

Ozon er et ustabil molekyl og må genereres på stedet. Den mest effektive metoden er generering fra luft eller oksygen vha. elektriske utladninger. Dette gjøres ved å la oksygen eller luft passere elektroder med høy spenning. Det kreves en energimengde på ca. 10 kWh for å produsere

15 Wedemeyer, G.A., Nelson, N.C. og Yasutake 1979. Potentials and limits for the use of ozone as a fish disease-control agent. *Ozone-Science and Engineering* 1, 295-318.

16 Liltved, H. & Landfald, B. 1996. Influence of liquid holding recovery and photoreaction on survival of ultraviolet-irradiated fish pathogenic bacteria. *Water. Res.* 30, 1109-1114.

1 kg ozon. Konsentrasjonen av ozon i den produserte gassen er normalt fra 10-15 vektprosent.

På grunn av de høye kostnadene for å generere ozon, er det viktig at gassen utnyttes godt. Ozon kan innblandes i vannet vha. en injektor eller ved bruk av diffusorer. Blandingen av vann og ozongass ledes til en kontakttank hvor nødvendig reaksjonstid oppnås. Ved desinfeksjon kreves normalt noen minutter. Ozongass som ikke oppløses i vannet og som samles i toppen av kontakttanken må ledes til deozonering, normalt i et kullfilter.

De-ozonering av ferskvann foregår sikrest ved å tilsette et reduksjonsmiddel, f.eks. natriumtiosulfat (ca. 5 mg natriumtiosulfat pr. mg ozon) eller ved å lede vannet gjennom et filter med aktivkull. I resirkulerings-systemer hvor lave ozonkonsentrasjoner benyttes vil passasje gjennom et biofilter eller sandfilter gi effektiv deozonering. Effekten av andre metoder som f.eks. bruk av UV-bestråling er dårlig dokumentert. De-ozonering av sjøvann er vanskeligere og beheftet med usikkerhet. Forholdsvis kraftig ozonering av inntaksvann til kveiteyngel for inaktivering av nodavirus, med påfølgende deozonering vha. natriumtiosulfat, har vært praktisert, men erfaringene var ikke gode. Forsiktig ozonering med påfølgende sandfiltrering har vist seg å fungere bra.

Desinfeksjon med UV

UV stråler i bølgeområdet fra 190 til 400 nm kan ødelegge mikroorganismer ved å skade arvestoffet (DNA) direkte eller indirekte. Direkte skade oppstår ved at UV-stråler absorberes, og det dannes fotoprodukter som forhindrer normal replikering av DNA. DNA absorberer mye UV-C stråling (190-280 nm), men mindre UV-B (280-320 nm), og svært lite UV-A (320-400 nm).

Lysstoffrørene som benyttes i UV-anlegg inneholder en gass (normalt kvikksølv-gass) som avgir stråling når de påsettes spenning (Figur 21). Gasstrykket i lysstoffrørene kan variere. To lampetyper er vanlige, lavtrykkslamper som utstråler ca. 85 % av energien som monokromatisk lys ved en bølglengde på 253,7 nm, og mellomtrykkslamper som utstråler lys i et bredere bølgespekter.

En stor fordel ved å benytte UV-bestråling i akvakultursammenheng er at det ikke dannes reaksjonsprodukter som er giftige for fisk ved normale doser. UV-bestråling benyttes vanligvis for å desinfisere inntaksvann (ferskvann og sjøvann), og for bakteriologisk kontroll i resirkuleringsanlegg. UV kan også benyttes for å desinfisere avløpsvann for å hindre smittespredning. UV-dose er produktet av intensiteten i milli-Watt pr. cm² (mW/cm²) og bestrålingstiden i sekunder (s).

For at UV-bestrålingen skal være effektiv, må strålene trenge gjennom vannet. Vann som inneholder mye humusstoffer og andre oppløste forbindelser, vil ha en lav UV-transmisjon og egner seg dårlig for UV-desinfisering. Det er derfor viktig å bestemme vannets UV-transmisjon som et grunnlag for å dimensjonere UV-anlegg. For å bestemme transmi-

sjonen (T) måles vannets absorbans (A) ved en bølgelengde på 254 nm. Iht. formelen; $T = 10^{-A}$ vil en absorbans på f.eks. 0,1 pr. cm tilsvare en UV-transmisjon på 80 % ved 1 cm vandyp. Dvs. at 80 % av inngående UV-lys når en dybde på 1 cm. Vann i resirkuleringsanlegg og avløpsvann har redusert vannkvalitet og lavere transmisjon enn inntaksvann. Transmisjonen reduseres spesielt mye i forbindelse med rengjøring og nedtapping av kar. Ved siden av nedsatt UV-transmisjon vil partikler kunne skjerme mikroorganismer fra bestrålingen. Spesielt gjelder dette mikroorganismer som er innbakt i partikler.

UV-bestråling er en effektiv og enkel metode for inaktivering av fiskepatogene bakterier (*A. Salmonicida*, *V. anguillarum*, *V. salmonicida* og *Y. ruckeri*), men metoden er lite effektiv overfor IPN-virus. For 99,9 % inaktivering av disse bakteriene i laboratorieforsøk kreves doser i størrelsesområdet 1,5-3,4 mWs/cm² (1,5-3,4 mJ/cm²), mens tilsvarende inaktivering av IPN-virus krever 100-150 mWs/cm². Dette viser at dosekravet på 25 mWs/m², som er satt av norske veterinærmyndighetene for desinfeksjon av inntaksvann til settefiskanlegg (sjøvann og ferskvann med oppgang av anadrom fisk i kilden), inaktiverer bakterier, men ikke IPN-virus. ILA-virus synes imidlertid å være følsomt for UV¹⁷.

Bruk av ozon og UV har også vært i bruk i nordiske settefiskanlegg for laks siden begynnelsen av 80-tallet. Imidlertid er bruk av ozon til desinfisering av inntaksvann (sjøvann) og rogn en relativt ny teknikk som ble tatt i bruk på slutten av 90-tallet etter omfattende utviklingsarbeid.

Figur 21. UV kammer med lampene plassert parallelt med vannstrømmen (til venstre) og kammer med lampene vinkelrett på vannstrømmen (til høyre). Hentet fra reklame-materiell for UV-systemer: Triogen low pressure UV-system (venstre) og Berson medium pressure in-line system (høyre).



Kilde M.

16 Torgersen, Y. 1998. Physical and chemical inactivation of the infectious salmon anemia (ISA) virus. In *Proceedings of the New England Farmed Fish Health Workshop*, Washington County Technical College, Eastport, MA.

Vedlegg IV. Kvantifisering og rapportering av nitrogen og fosfor utslipp fra akvakulturanlegg (Engelsk). (9)

1. Objectives

To describe procedures for the quantification of discharges/losses of nitrogen and phosphorus from marine and freshwater aquaculture plants that use artificial feed and where the discharge pipes are not connected to a public sewerage system.

To list the type of data which should be reported in addition to the data on discharges/losses of nitrogen and phosphorus from aquaculture plants.

2. Introduction

The main source for nitrogen and phosphorus discharges/losses from aquaculture plants is the feed administered into the farming system. It follows from the above objectives that mussel production and other aquaculture productions that do not use artificial feed are not covered by this guideline. Discharges of nitrogen and phosphorus are derived from uneaten feed, undigested nitrogen and phosphorus and excretion via the gills and the urine.

Nitrogen and phosphorus discharges/losses from aquaculture plants can be determined by monitoring of discharges or by calculations based either on records of fish production and feed used or by using feed conversion rates (FCR) combined with chemical analyses of feed and fish.

The guideline does not distinguish between particulate and dissolved fractions of the nitrogen and phosphorus discharge/loss. This simple approach will therefore overestimate the nitrogen and phosphorus discharges/losses, as it does not take into account the burial of particulate nitrogen and phosphorus (especially phosphorus) in the sediments.

Quantification by the theoretical approaches (1 and 2) is not recommended for individual plants, but gives a good estimation when used on an aggregated level including several plants.

3. *Data resolution*

As a first priority, the quantification of discharges/losses of nitrogen and phosphorus from aquaculture activities should be based on aggregated information extracted from national registers of annual figures for relevant parameters from each individual plant. Such statistics are collected in some countries as part of the requirements in the discharge permits.

As second priority, national sales statistics on aquaculture products and/or feed used may be the basis for quantifying the discharges/losses of nitrogen and phosphorus. This is an approximation, which may be difficult to backtrack to the relevant geographical resolution (e.g. catchments/coastal regions), and should only be used until relevant statistics based on reports from each plant become available.

Data should be reported with a geographical resolution in accordance with the agreed selection of catchments and coastal areas used for harmonised reporting. Indirectly, this will enable a differentiation between direct discharges of nitrogen and phosphorus into marine waters and into freshwaters.

For the quantification of the nitrogen and phosphorus discharges/losses, the distinction is made between two main production types:

- Plants without treatment (e.g. plants where the sludge is not collected or where the sludge is collected, but discharged to the aquatic environment without treatment); and
- Plants with treatment (e.g. plants with permanent removal of sludge), where the N and P contents in the sludge removed are quantified.

4. *Quantification methods*

This Guideline describes three approaches to quantification of discharge/loss of N and P from aquaculture production systems to surface waters. The two first approaches are based on calculations from production parameters; the main difference between them being the degree of availability of information.

In approach 1, the starting point is that information is available on both production and feed consumption at catchment level. In approach 2, only information on either production or feed used is available at national level. The quantification method itself is based on mass balance equations and is the same for the two approaches. Monitoring of N and P in the discharge (Approach 3) is practicable for ponds or other land based production systems where the discharges are distinct point discharges (such as end of pipe/channel.)

Approach 1

This approach forms a basis for the estimation of nitrogen and phosphorus discharges/losses from aquaculture plants.

a) For farms without treatment (sludge removal):

$$L = 0,01 \times (IC_i - PC_f) \quad (1)$$

L : phosphorus (P) or nitrogen (N) discharge
to water body (tonnes/year)

I : feed used (tonnes/year)

C_i : P or N content in feed (%)

P : production (tonnes/year)

C_f : P or N content in produced organisms (%)

b) For farms with treatment (sludge removal):

$$L = 0,01 \times (IC_i - PC_f) (1 - e) \quad (2)$$

L : phosphorus (P) or nitrogen (N) discharge
to water body (tonnes/year)

I : feed used (tonnes/year)

C_i : P or N content in feed (%)

P : production (tonnes/year)

C_f : P or N content in produced organisms (%)

e : treatment yield (P or N removal)

The production (P) in equations 1 and 2 is calculated as the sum of a, b and c below. The initial biomass at the beginning of the year must be added to the sum of:

- organisms taken out of the water for slaughter (alternatively the sum of slaughter weight and slaughter offal) or sold alive (tonnes/year);
- dead organisms collected during the year (tonnes/year); and
- escaped organisms (tonnes/year).

The total P and N content in the feed may be obtained from the feed manufacturers. In order to facilitate national calculations, average figures based on the typical feed used in the catchment or region may be used. The indicative figures in table 1 may be used if the above mentioned figures are not available. If “moist/semi-moist feed” (higher content of water than “dry feed”)¹⁸ is used, the quantity of moist/semi-moist feed should be converted to the comparable quantity of dry feed, as an expression of the total quantity of feed used. The total P and N contents in the produced organisms can be obtained as a standard figure for each catchment or

17. The water content in these feed category varies, but a general guidance can be: semi-moist feed (35-80 % is dry matter), moist feed (< 35 % is dry matter), while a dry feed has > 80 % dry matter.

region. If such figures are not available, the figures in Table 1 may be used. The figures in Table 1 are indicative for salmonide farming. Other indicative figures may be used for other species.

Table 1. Content of nitrogen and phosphorus in dry feed and in produced organisms with respect to salmonid farming

	Total phosphorus content (%)	Total nitrogen content (%)
Dry feed	1,2	7,5
Fish	0,45	3,0

The calculation of treatment yield requires that the content of P and N in the sludge is calculated/measured regularly (e.g. based on requirements in the discharge permits) as basis for quantification of the fraction that is removed by the sludge. If such figures are unavailable and, in the case of regular removal of sludge, an average removal of 10 % N and 40 % P due to decantation may be considered.

Approach 2

If national registers on feed use and production on individual farms are not available, national sales statistics could be used. If only statistics on production or feed used is available, an assumption of the feed conversion ratio (FCR) should be made. FCR is the ratio between weight of feed used (dry feed basis) and weight- gain of the organism (production), expressed as:

$$FCR = \frac{\text{Feed used (tonnes/year)}}{\text{Production (tonnes/year)}}$$

The FCR for various catchment/regions may be obtained from literature or be determined from other experimental work. If such literature values are being used, the report should include a literature reference. If no such values are available, a standard figure of FCR=1,1 is recommended for big fish and FCR=0,6 for fingerlings (the figures are obtained from salmonid production under optimal growth conditions). Other figures should be used for other fish or shellfish. When FCR is available for the catchment/region to be reported on, the missing figures of feed fed or production may be estimated from the above-mentioned equation. Method 1 can then be followed for the quantification of the discharge.

Administrative borders do not normally correspond to catchment borders. This may cause an error in the quantification of discharges from aquaculture in small catchments, but the relative importance will decrease when larger catchments are the basis for the reporting. Based on the available national statistics for aquaculture, information should be aggregated to the selected catchment level. This aggregation could be a simple summing up of the number of administrative units within the catchment. Alter-

natively, more sophisticated GIS procedures could be applied, taking into account the overlap between administrative borders and catchment borders.

Approach 3

For landbased systems such as artificial ponds, basins, raceways, the discharges/losses of N and P may be quantified by monitoring the concentration of N, P and the water flux in the inlet(s) and outlet(s) of the production system, followed by a calculation of the increased load. The discharge of nitrogen and phosphorus (and organic matter) from a production system may vary considerably over both a short and long time-scale and depend, *inter alia*, on operational factors such as time of feeding, time of cleaning operations and on the natural variations in the inlet(s). Effluent monitoring strategy must reflect this variation.

All aquaculture plants with an annual production of more than 200 tonnes should, ideally, take 12 samples a year in the inlet(s) and the outlet(s) for measurements of nitrogen and phosphorus concentrations.

Sampling of water for analyses of nitrogen and phosphorus should be flow-proportional over at least 24 hours and be carried out using automatic samplers in order to ensure a reliable quantification of the total nitrogen and phosphorus discharges. The Laboratory should be accredited or approved by national authorities. If the sampling is not automatic, the following additional information may need to be reported to relevant authorities: The number of samples included in the average annual concentration; The period the mean concentration is based on (daily, weekly, monthly, or yearly).

Good international laboratory practices, aiming at minimising the degradation of samples between collection and analysis should be applied.

The water flow should be registered continuously. Flow measurements should preferably be performed according to international standards (e.g. ISO standards).

The annual load of inlet(s) and outlet(s) may be calculated as follows:

$$L = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i * C_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} * Q_t$$

L = annual load

Q_i = wastewater volume of the period i

C_i = concentration of sample i

Q_t = total wastewatervolume of the year

N = number of sampling periods

The total added load of nitrogen or phosphorus (or organic matter) from the production system is calculated by deducting the total nitrogen or phosphorus load in the inlet(s) from the total nitrogen or phosphorus load in the outlet(s).

Accuracy

If the national assessment of reporting procedures have resulted in an estimate of the accuracy of the reported figures, such estimates should be given. Methods for assessing accuracy of reported figures have not been included in this guideline. The method used for the quantification should be mentioned in the report, as well as any deviations from the recommended methods.

Annex 1

Example of quantification of nitrogen and phosphorus discharges/losses from aquaculture plants

General

This example describes, stepwise, the quantification of nitrogen and phosphorus discharges/losses from aquaculture plants not connected to municipal wastewater treatment plants in the catchment. In this ‘theoretical catchment’, the information is assumed to be reported regularly from the aquaculture plants, on an annual basis, according to requirements in the discharge permits.

Collection of information

Information on production, feed consumption and nitrogen and phosphorus in removed sludge is collected from each farmer in the catchment. Due to good supply of raw materials for feed production in this catchment, the farmers use both factory produced dry feed and locally produced wet feed.

Aqua-culture plant	A. Production (tonnes/year)	B. Dry feed used (tonnes/year)	C. Wet feed used (tonnes/year)	Sludge removed- dry weight (tonnes/year)	D. N in sludge removed (tonnes/year)	E. P in sludge removed (tonnes/year)
I	110	100	40	5	0,1	0,04
II	240	330	0	10	0,3	0,08
III	170	200	50	7	0,2	0,06
/IV	370	300	200	12	0,3	0,09
SUM	890	930	290	34	0,9	0,27

Total feed consumption

In order to have figures for total annual feed used (F), given on the same weight basis, figures for wet feed used are converted to the same dry weight basis as the dry feed. Dry matter content of dry and wet feed is found to be 90 % and 35 % respectively in this catchment.

$$F = \text{Total feed consumption (tonnes / yr)} = B + \frac{C * 35\%}{90\%} = 930 + \frac{290 * 35\%}{90\%} = 1043$$

Feed conversion

‘Feed conversion’ expresses the ratio between total quantity of feed used and the production calculated on an annual basis.

$$\text{Feed conversion rate (FCR)} = \frac{F}{A} = \frac{1043}{890} = 1,2$$

Total nitrogen and phosphorus discharges

In this catchment, the standard values of N and P content of feed and produced organisms given in the guideline (Table 1) are adjusted according to local knowledge. The adjustments are:

Total nitrogen content in fish produced	2,5 %
Total phosphorus content of dry feed	1,0 %
Total phosphorus content of fish produced	0,4 %

If the sludge is not separated from the discharge (which is the normal situation in a traditional net cage operation), the calculations are as follows:

$$G = \text{Nitrogen discharge (tonnes/year)} = 0,01 \cdot (IC_i - PC_f) = 0,01 \cdot ((1043 \cdot 7,5) - (890 \cdot 2,5)) = 56$$

$$H = \text{Phosphorus discharge (tonnes/year)} = 0,01 \cdot (IC_i - PC_f) = 0,01 \cdot ((1043 \cdot 1,0) - (890 \cdot 0,4)) = 7$$

Nitrogen and phosphorus discharge after sludge removal

If sludge is collected by a technical device, the yield of the treatment is estimated based on the N and P content of the sludge removed. The total N and P loss before treatment (see 1.5 above) is thereafter to be corrected correspondingly in order to quantify the discharge of N and P after treatment.

Estimation of yield:

$$e (\text{yield nitrogen removal}) = \frac{D}{G} = \frac{0,9}{56} = 0,016$$

$$e (\text{yield phosphorus removal}) = \frac{E}{H} = \frac{0,27}{7} = 0,039$$

Estimation of loss after treatment:

The N and P loss before treatment is then multiplied with the factor (1-e) resulting in the discharge of N and P after treatment:

$$\text{Nitrogen discharge (tonnes/year)} = G (1-e) = 56 (1-0,016) = 55,1$$

$$\text{Phosphorus discharge (tonnes/year)} = H (1-e) = 7(1-0,039) = 6,7$$