

Redegørelse vedrørende det tekniske grundlag for miljøgodkendelse af dambrug

Rapport fra en arbejdsgruppe :
Danmarks Fiskeriundersøgelser
Danmarks Miljøundersøgelser
Dansk Dambrugerforening
Miljøstyrelsen

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Fiskebiologi
Box 101
DK-9850 Hirtshals

ISBN: 87-88047-74-1

DFU-Rapport nr. 52-98

DFU-rapport udgives af Danmarks Fiskeriundersøgelser og indeholder resultater fra en del af DFU's forskningsprojekter, studentspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis institutionens.

Rapportserien findes komplet på institutionens biblioteker i Charlottenlund, Lyngby og Hirtshals, hvorfra de kan lånes:

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Charlottenlund Slot
DK-2920 Charlottenlund
Tlf.: 33 96 33 15

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Afd. for Fiskeindustriell Forskning
DTU, Bygning 221
2800 Lyngby
Tlf.: 45 25 25 84

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Biblioteket
Nordsøcentret, Postboks 101
9850 Hirtshals
Tlf.: 98 94 26 01

DFU-rapport is published by the Danish Institute for Fisheries Research and contains results from a part of the research projects etc. The results will often be of an interim nature and the views and conclusions put forward are not necessarily those of the institute.

The reports are located at the institute's libraries in Charlottenlund, Lyngby and Hirtshals, from where they may be loaned.

Redaktion:

Carina Anderberg, Jette Aagaard, Søren Tørper Christensen, Stig Møllergaard, Hanne Moos Bille, Karl-Johan Stæhr.

Prepress og tryk: DSR Grafik, Frederiksberg

Omslag: Contrast

© **Danmarks Fiskeriundersøgelser**

ISSN 1395-8216

Indhold

1 Indledning	7
1.1 Baggrund og kommissorium	7
1.2 Fortolkning af kommissorium	7
1.3 Medlemmer og bidragydere	8
2 Baggrund	9
2.1 Miljøgodkendelser af dambrug	9
2.2 Recipientmålsætninger	10
2.3 Renere teknologi/miljøbeskyttende foranstaltninger	10
3 Produktionssystemer	11
3.1 Dambrugsproduktion i Danmark	11
3.2 Traditionel dambrugsdrift	11
3.3 Andre anlægstyper	11
3.4 Stofomsætning i dambrug	13
3.4.1 Kulstofomsætning	14
3.4.2 Kvælstofomsætning	15
3.4.3 Fosforomsætning	16
4 Miljøeffekter af Dambrug	17
4.1 Generelt	17
4.2 Organisk belastning	17
4.3 Næringssalte	17
4.4 Medicin- og hjælpestoffer	18
4.5 Fysiske påvirkninger af vandløbet	19
4.6 Sammenfatning vedrørende miljøeffekter i vandløb, søer og fjorde	19
5 Renere teknologi	21
5.1 Oversigt	21
5.2 Ressourceforbrug til drift af teknisk udstyr	21
5.2.1 Pumper	22
5.2.2 Ilt- og beluftningsudstyr	22
5.2.3 Rensning og rensningsudstyr	24
5.3 Foder	24
5.3.1 Fodersammensætning	25
5.3.2 Belastningskilder relateret til foder og foderomsætning	26
5.3.2.1 Foderspild	26
5.3.2.2 Fækalier	27
5.3.2.3 Ekskretion	27
5.3.3 Intern omsætning af affaldsstoffer	28
5.3.3.1 Organisk stof	28
5.3.3.2 Kvælstofholdige affaldsstoffer	28
5.3.3.3 Fosforholdige affaldsstoffer	28
5.4 Sygdoms forebyggelse og -bekæmpelse	28
5.4.1 Oversigt	28
5.4.2 Medicin - hjælpestoffer	29
5.4.3 Forebyggende foranstaltninger	29
5.5 Styringssystemer	30

5.6	Egenomsætning.....	33
5.7	Andre produktionssystemer	34
5.7.1	Systemer med delvis recirkulering	34
5.7.2	Systemer med alternativ udformning af produktionsbassiner	36
5.8	Aktuel standard for reneste teknologi	37
5.8.1	Lavteknologiske anlæg	38
5.8.2	Lavteknologiske anlæg suppleret med ekstra vandtransport og iltningssystemer	38
5.8.3	Anlæg med ekstra vandflow, iltning og rensningsforanstaltninger.	38
5.8.4	Anlæg med øget recirkuleret vandflow.....	39
6	Rensningsforanstaltninger.....	41
6.1	Oversigt	42
6.2	Mekaniske rensningskomponenter	42
6.2.1	Sedimentationssystemer.	43
6.2.2	Mikrofiltrering.....	45
6.3	Biologiske filtre	48
6.3.1	Etablerede filtertyper.....	49
6.3.2	Fluid bed reaktorer.....	52
6.3.3	Plantelaguner.....	53
6.4	Kemisk Fældning	53
6.5	Affalds- og slamhåndtering	54
6.5.1	Affald	54
6.5.2	Slam.....	54
6.5.2.1	Håndtering og deponering af slam	54
6.5.2.2	Tungmetalindhold i slam	54
7	Konklusioner og anbefalinger.....	59
7.1	Systemvalg.....	60
7.2	Dokumentation af rensningsforanstaltninger og renere teknologi	60
7.3	Forsknings- og udredningsbehov	61
7.3.1	Systemvalg og systemmodeller.....	61
7.3.2	Renere teknologi	62
7.3.3	Rensningsforanstaltninger.....	63
7.3.4	Miljøeffekter af dambrug	65
8	Ordforklaring	67
9	Referencer.....	71
	Annex 1 De fysiske forhold omkring dambrugene.	75
A-1	Ændringer i fysiske forhold	75
A-1.1	Stemmeværk	75
A-1.2	»Døde å«.....	75
A-1.3	Nedstrøms effekt.....	76
A-2	Konklusion vedr. fysiske påvirkninger af vandløbet.....	76
	Annex 2 : Udvikling indenfor ekstruderet fiskefoder.....	77
A-1	Foderudvikling og udledning.....	77
A-1.1	Generelt.....	77
A-1.2	Teknologi	78
A-1.3	Ernæring.....	78
A-1.4	Fremtiden	78
A-1.5	Fremtidige forsknings felter - reduceret udledning.....	79
A-2	Foderudviklingen indenfor det sidste tiår	79

A-2.1 Ændringer i fodersammensætning	79
A-2.2 Foderomsætning i forhold til produktion.....	79
A-2.2.1 Omsætningen af foder til produktion af 1 kg fisk.....	79
A-2.2.2 Omsætning af foder til affaldsprodukter og forbrænding pr kg fisk.....	80
A-2.2.3 Konklusioner vedr foderomsætning i forhold til produktion	82
A-2.3 Foderomsætning i forhold til forbrugt fodermængde	82
A-2.3.1 Omsætning af 1 kg foder til vækst	82
A-2.3.2 Omsætning af 1 kg foder til forbrænding og affaldsprodukter	82
A-2.3.3 Konklusion vedrørende stofomsætning i forhold til foderforbrug	83
 Annex 3 : Styringssystemer i dambrug.....	 85
 Annex 4: Medicin og hjælpestoffer : anvendelse til sygdomsbehandling.....	 89
A-1 Beskrivelse af behandlingsmetoder (medicinering)	89
A-1.1 Behandling via vandet.	89
A-1.1.1 Dyp-behandling	89
A-1.1.2 Gennemstrøms-behandling.	89
A-1.1.3 Bade-behandling.	90
A-1.2 Behandling via foderet (oral behandling).....	90
A-2 Behandlingsoversigt 1	91
A-3 Behandlingsoversigt 2:.....	96

1. Indledning

1.1 Baggrund og kommissorium

Alle dambrug i Danmark skal inden udgangen af 1998 have indsendt ansøgning om miljøgodkendelse efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5. Afgørelser i Miljøklagenævnet af 29. juli 1996 har påpeget, at grundlaget for udformning og behandling af ansøgninger om miljøgodkendelser er usikkert. Der peges i Miljøklagenævnets afgørelser på, at der ikke foreligger en miljøteknisk vejledning for dambrug.

Som følge af drøftelser mellem (det daværende) Landbrugs- og Fiskeriministeriums departement, Miljøstyrelsen, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Fiskeriundersøgelser er der iværksat et arbejde med at forbedre det tekniske grundlag for at behandle ansøgningerne om miljøgodkendelse.

Som et led i dette arbejde blev der gennem brev til parterne af 18. oktober 1996 nedsat en arbejdsgruppe, 'der skal udarbejde oversigt over rensningsforanstaltninger, der kan indgå i dokumentationsgrundlaget for en miljøgodkendelse. Samtidig skal arbejdsgruppen vurdere, om der er særlige krav til beskrivelsen af den enkelte rensningsforanstaltning, og om rensningseffekten af den pågældende foranstaltning er kendt med en tilstrækkelig præcision. Dersom effekten ikke er kendt skal arbejdsgruppen vurdere hvilke forsknings- og udredningsopgaver der vil være nødvendige.'

Arbejdsgruppen skulle 'bestå af eksperter fra Miljøstyrelsen, Dansk Dambrugerforening, Danmarks Miljøundersøgelser samt Danmarks Fiskeriundersøgelser. Der kan desuden rettes henvendelse til Amtsrådsforeningen (DAMTEK), dersom gruppen finder, at der er behov for yderligere deltagelse'.

Arbejdsgruppens rapport skal dels anvendes til at forbedre det tekniske grundlag for miljøgodkendelser, dels 'danne grundlag for at iværksætte forsknings- og udredningsinitiativer med henblik på at forbedre dokumentationsgrundlaget. Rapporten vil blive drøftet mellem Landbrugs- og Fiskeriministeriet, Miljøstyrelsen og Dansk Dam-

brugerforening, herunder vil der blive taget beslutning om iværksættelse af forsknings- og udredningsprogrammer og deres finansiering'.

1.2 Fortolkning af kommissorium

Dette kommissorium har efterfølgende været genstand for omfattende diskussion i arbejdsgruppen. Diskussionen har hovedsageligt fokuseret på to aspekter :

- 1) I forbindelse med en miljøgodkendelse skal der opfyldes målsætninger dels om reneste teknologi, dels om recipientpåvirkningen. Som kommissoriet er udformet omtales der kun rensningsforanstaltninger, dvs. forhold af relevans for reneste teknologi og andre foranstaltninger til nedbringelse af udledninger. Sammenhængen mellem udledninger og deres konsekvenser for recipientkvaliteten er ikke omtalt. Følges en fortolkning, der holder sig stringent til kommissoriets ordlyd, vil arbejdsgruppen derfor kun bidrage til at opklare det tekniske grundlag for den del af miljøgodkendelsesvurderingen som omhandler reneste teknologi, men ikke den del som vedrører opfyldelse af recipientkvalitetsmålsætninger. Dansk Dambrugerforening har påpeget at dette ikke vil opfylde intentionen med gruppen som Dambrugerforeningen opfatter den. Da der således ikke har været enighed om en fortolkning af kommissoriet, som forholder sig til eventuelle intentioner som måtte have dannet baggrund for gruppens nedsættelse, har arbejdsgruppen valgt at tage udgangspunkt i en fortolkning af kommissoriet omfattende de problemstillinger man er enige om er omfattede, dvs rensningsforanstaltninger frem til udløbet. Som baggrund findes dog i kapitel 4 en kort redegørelse for miljøeffekter af dambrugene.
- 2) I følge kommissoriet skal gruppen 'vurdere om der er særlige krav til beskrivelsen af den enkelte rensningsforanstaltning'. De konkrete beskrivelseskrav fastsættes af amtsrådene som forvaltningsmyndighed. Arbejdsgruppen for-

tolker kommissoriet således, at der ønskes en rapport som alene - på linie med andet teknisk materiale - kan bidrage til at skabe bedre teknisk videnbaggrund for såvel ansøgere som myndigheder uden at etablere hverken rettigheder eller forpligtelser. Arbejdsgruppen skal derfor understrege at denne rapport's indhold alene er en redegørelse for tekniske forhold og at rapporten ikke kan anvendes som formel forvaltningsanvisning.

1.3 Medlemmer og bidragydere

Arbejdsgruppens medlemmer er:

Formand Poul Degnbol, Danmarks Fiskeriundersøgelser

Udpeget af Miljøstyrelsen :

Herdis Palsdottir, Miljøstyrelsen
Steen Pedersen, Miljøstyrelsen

Udpeget af Dansk Dambrugerforening :

Kaare Michelsen, Mildam aps
Peder Nielsen, Akvakultur Centret/
Dansk Dambrugerforening
Jens Kristian Nielsen, Dansk Dambrugerforening/AQUA-DAM

Udpeget af Danmarks Miljøundersøgelser :

Lars M. Svendsen, DMU

Nikolai Friberg, DMU (deltid)

Jens Skriver, DMU (deltid)

Udpeget af Danmarks Fiskeriundersøgelser :

Philip Prince, DFU (deltid)

Herudover har Lars Heerfordt deltaget i et indledende møde for Miljøstyrelsen.

Arbejdsgruppen har afholdt 9 møder i perioden November 1996-December 1997.

Arbejdsgruppen har modtaget skrevne bidrag fra en række forfattere :

- cand. brom., lic.agro. Lone Gram, Seniorforsker, DFU: afsnittet om sygdomsforebyggelse i fiskeopdræt
- lic. scient. Jens Ole Frier, lektor, AUC : bidrag til afsnittet om foder
- lic. scient. Niels Alsted, Biomar og civilingeniør Anders Andreasen, Biomar: bidrag til afsnit om foder samt Annex 2
- Dyrlæge Bo Jørgensen, Forsøgdambruget : Annex 4

Arbejdsgruppen takker disse bidragydere for deres assistance.

I rapporten anvendes en række specifikke begreber og tekniske termer. Disse er forklaret i en ordliste (kapitel 8).

2. Baggrund

2.1 Miljøgodkendelser af dambrug

Alle dambrug skal søge om godkendelse efter kapitel 5 i miljøbeskyttelsesloven inden 1/1 1999. Miljøstyrelsen har foråret 1998 udsendt en vejledning til ansøgerne og godkendelsesmyndigheden (Miljøstyrelsen, 1998). I det følgende redegøres for de områder, der har størst betydning for dambrugene i overgangen fra regulering alene efter dambrugsbekendtgørelsen fra 1989 til godkendelse efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5.

Enkelte dambrug har allerede en miljøgodkendelse, men langt de fleste reguleres på baggrund af dambrugsbekendtgørelsen. En regulering efter bekendtgørelsen betyder først og fremmest, at det tilladelige årlige foderforbrug er fastsat og der stilles krav om indretnings- og driftsmæssige forhold.

Set ud fra et miljømæssigt synspunkt havde bekendtgørelsen først og fremmest til formål at sikre opfyldelse af kvalitetsmålsætningen for vandløb og søer, der påvirkes af dambrugsdrift, samt at begrænse udledningen af næringssalte til havet. Produktionen på dambrugene var fordoblet på ca. 10 år uden godkendelse for de fleste dambrugs vedkommende. Det grundlæggende i den regulering, der blev indført med bekendtgørelsen, var at fastfryse produktionen på det niveau, man var nået til. En fortsat udvidelse af produktionen ville højst sandsynligt have ført til en stigende miljøbelastning.

Som hovedregel blev det lovlige foderforbrug fastsat som gennemsnittet af de foregående års (1984-88) produktion ganget med 1,2, som var foderkvotienten på daværende tidspunkt. På den måde blev den produktionsstigning, der var foregået siden miljøbeskyttelsesloven trådte i kraft i 1974, lovliggjort. Ved tætliggende dambrug og ved dambrug, der udleder spildevandet til en recipient, hvor der enten er bestemte vandføringsmæssige forhold eller fastsat en fosforkvote, blev foderforbruget dog reduceret efter nærmere fastsatte regler. Foruden fastsættelsen af foderforbruget, blev der stillet krav om indretning af bundfældningsbassin og krav til kvaliteten af foderet.

Gennemførelsen af bekendtgørelsens krav har betydet forbedringer for vandmiljøet, selv om der stadigvæk er stærk forurening ved ca. 25 dambrug (5%), dvs. hvor dambrug påvirker vandløbet nedstrøms med 1 forureningsgrad (bedømt efter Landbrugsministeriets vejledning, Landbrugsministeriet, 1970) eller mere i forhold til vandløbet opstrøms. I alt kan der konstateres en påvirkning ved godt 30 % af dambrugene, dvs. en påvirkning på en halv forureningsgrad eller mere fra dambruget (Miljøstyrelsen, 1997). Hensynet til miljøtilstanden i vandløbene må forventes også fremover at lægge begrænsninger på erhvervets udfoldelsesmuligheder.

Med hensyn til næringssaltudledningen, der skulle begrænses især af hensyn til havmiljøet, har bekendtgørelsen haft den forventede effekt (Miljøstyrelsen, 1997). Dambrugenenes næringssaltudledning via vandløb til havet er generelt ikke noget problem.

Den største forskel, der er på regulering efter kapitel 5 i miljøbeskyttelsesloven og den hidtidige regulering efter dambrugsbekendtgørelsen er, at der i langt højere grad tages udgangspunkt i det enkelte dambrug. Hvor dambrugsbekendtgørelsen stort set stillede dambrugene ens, vil de kommende miljøgodkendelser tage udgangspunkt i de konkrete forhold ved det enkelte dambrug. Således kan der forekomme situationer hvor dambrug, der er fuldstændig ens, hvad angår indretning, drift og produktionsstørrelse, bliver stillet meget forskelligt med hensyn til vilkår for produktionen.

Generelt må det forventes, at de opnåede miljøforbedringer ønskes fastholdt. Hensynet til miljøet vil derfor fortsat være en begrænsende faktor for udvidelse af produktionen på de enkelte dambrug. Omvendt må det forventes, at en stor del af dambrug, hvor der ikke forekommer forureningspåvirkning, uden større problemer vil kunne opnå en godkendelse, hvis produktionen holdes på nuværende niveau, og der redegøres for anvendelse af renere teknologi og bedst mulige miljøbeskyttende foranstaltninger.

Anvendelse af renere teknologi er sammen med amternes recipientmålsætninger de vigtigste elementer i forbindelse med de kommende ansøgninger om miljøgodkendelse. Arbejdsgruppen vedrørende det tekniske grundlag for miljøgodkendelse af dambrug har netop som hovedopgave at pege på eksisterende tekniske muligheder for dambrugene samt redegøre for eventuelle fremtidige muligheder for erhvervet.

2.2 Recipientmålsætninger

Som led i amternes regionplanlægning fastlægger amtsrådet målsætninger for vandløb, søer og fjorde, som enten er primær-, sekundær- eller slutrecipienter for dambrugene.

Det er en afgørende forudsætning for en miljøgodkendelse, at målsætningen for dambrugets recipienter kan opfyldes, og at der tages størst muligt hensyn til slutrecipienten. Opfyldelse af målsætningen for vandløb bedømmes biologisk på baggrund af forekomsten af forskellige smådyr, som giver et integreret billede af miljøtilstanden i vandløbet.

Opfyldelse af målsætningerne er at betragte som minimumskrav, og en bedre miljøtilstand end den målsatte vil således ikke nødvendigvis indebære en lempelse i de produktions- og miljømæssige krav der stilles til virksomheden.

2.3 Renere teknologi/ miljøbeskyttende foranstaltninger

I forbindelse med ansøgning om miljøgodkendelse skal virksomheden gøre rede for anvendelse af renere teknologi, og der stilles krav til anvendelsen af de bedst mulige miljøbeskyttende foranstaltninger.

Renere teknologi er generelt at betragte som tiltag, der reducerer mængden af affaldsprodukter

ved produktionen, hvor rensningsteknologi generelt er at betragte som teknologi, der begrænser udledningen af affaldsprodukterne. Der kan være tilfælde, hvor en given teknologi har begge elementer.

For hver virksomhedstype vurderes typisk, hvad der er renere teknologi, og hvad der må anses for økonomisk realistisk at gennemføre for virksomhedstypen og virksomhedens størrelse. Specielt for dambrugserhvervet kunne der være et problem i, at dambrugsproduktion er en bestemt metode til opdræt af fisk, og i de fleste tilfælde hvor man taler om indførelse af helt ny teknologi, går man faktisk helt eller delvis over i en anden produktionsform.

Traditionel dambrugsproduktion er en forholdsvis ekstensiv opdrætsmetode, hvor man bruger de naturligt forekommende vandressourcer. Der fodres og der kan tilsættes ilt for at øge bestandstætheden i dammene. I den anden ende af skalaen af fiskeopdrætsmetoder er der de recirkulerede anlæg, som er højintensive produktionsanlæg med den nødvendige rensningsteknologi, som kan modsvare det meget lave vandforbrug.

Meget af den teknologi, der anvendes i intensive recirkulerede anlæg, er kendt fra spildevandsrensning i øvrigt, med en mekanisk, biologisk og eventuelt en kemisk del samt forskellige former for drifts- og produktionsstyring. Effekten af de forskellige dele er veldokumenteret, når det drejer sig om de færdigprojekterede anlæg, hvor de enkelte komponenter hænger sammen.

Når der stilles krav til dambrugerne om indførelse af renere teknologi, er det vigtigt at få defineret, hvilken produktionsmetode, der er tale om. Mange af de udviklingsmuligheder, der har været peget på for erhvervet, har været teknologi som er kendt fra de recirkulerede anlæg. Dokumentation af effekten i traditionel dambrugsproduktion har derfor været mangelfuld, fordi produktionsbetingelserne er fundamentalt forskellige i de to måder at producere fisk på.

3. Produktionssystemer

3.1 Dambrugsproduktion i Danmark

I Perspektivplan for akvakultur i Danmark (Danmarks Fiskeriundersøgelser, 1997) er givet en oversigt over dambrugsproduktionen i Danmark. I 1996 var der 456 dambrug i drift i Danmark med en produktion på 32.472 ton ørred og et foderforbrug på 31.500 ton (Miljøstyrelsen, 1997). Af disse er hovedparten baseret på traditionel dambrugsteknologi med jorddamme. Omkring 15% af dambrugene har etableret yderligere rensning med mikrosigte og 3% med mikrosigte og biofilter (Miljøstyrelsen, 1997). Af perspektivplan for akvakultur i Danmark fremgår, at ca. 40 dambrug er baseret på betondamme eller betonkummer og ca. 10 på cirkeldamme (Danmarks Fiskeriundersøgelser, 1997, tabel 3.1). Af jorddamsanlæggene skønnes 10% at være baseret på en ekstensiv teknologi uden særlige teknologiske input (beluftnings/iltningssystem, omfattende pumpeanvendelse og separate rensningsforanstaltninger).

Der henvises til Perspektivplanen for en mere detaljeret beskrivelse af erhvervets struktur- og produktionsfordeling.

Ørredproduktionen i Danmark har siden starten i forrige århundrede og frem til sidst i 1960'erne stort set udelukkende været baseret på de muligheder for opdræt, som lå i de naturgivne forhold ved vandløbene.

Et stigende antal dambrug, problemer med vandløbenes belastning med spildevand og landbrugsudledninger samt ønsker om forøget produktion har i de efterfølgende årtier betydet, at udviklingen på mange dambrug er gået i retning af at øge og optimere produktionen ved hjælp af ilt- og beluftningsudstyr, rensningsforanstaltninger og ombygning af produktionsanlæggene.

Der er stadig dambrug, hvor produktionen i vidt omfang er baseret på de naturlige forudsætninger. Dette sker ofte ud fra en overbevisning om, at rentabiliteten på anlægget opnås gennem en minimering af ressourceforbruget med hensyn til energi og investeringer i udstyr. Sådanne lavtek-

nologiske anlægs ofte begrænsede produktion vil gøre dem følsomme over for etableringsomkostninger og løbende ekstraomkostninger tilknyttet ekstra rensningsforanstaltninger.

3.2 Traditionel dambrugsdrift

Den dominerende anlægstype i dansk dambrugsdrift er anlæg med jorddamme (fig. 3.1) bestående af en opstemning ved et vandløb, som giver den nødvendige trykhøjde til at drive vand fra vandløbet gennem en fødekanal, hvorfra dammene fødes med vand gennem regulerbare tuder. Fra dammene ledes vandet gennem en munk til en bagkanal. Efter bagkanalen er der etableret et rensningsanlæg. Der er overvejende tale om mekanisk rensning enten ved sedimentation alene eller som på ca. 70 dambrug en kombination af mikrosigtefiltrering og efterfølgende sedimentation. På enkelte dambrug er rensningen af afløbsvandet suppleret med en form for biofiltrering.

De traditionelle anlæg er kendetegnet ved en ekstensiv arealudnyttelse. I forhold til nyere produktionssystemer er fisketætheden lav målt som kg fisk/m³ bassinvolumen (ofte 5 - 15 kg m⁻³). Anlæggenes etableringsomkostninger var oprindeligt lave, men vedligeholdelsesomkostningerne er i dag oftest høje, idet der medgår et stort antal mandetimer til den løbende vedligeholdelse.

Selv om arealudnyttelsen generelt er lav på jorddamanlæg, er der store forskelle i den intensitet, hvormed det indtagne vand udnyttes til produktion. Nogle steder er produktionen stort set baseret på de naturgivne forhold, medens andre gennem beluftning, returpumpning og brug af ren ilt samt supplerende vandrensning skaber mulighed for en forøget produktion i forhold til det indtagne vandvolumen.

3.3 Andre anlægstyper

Omkring 1980 blev et antal dambrug ombygget

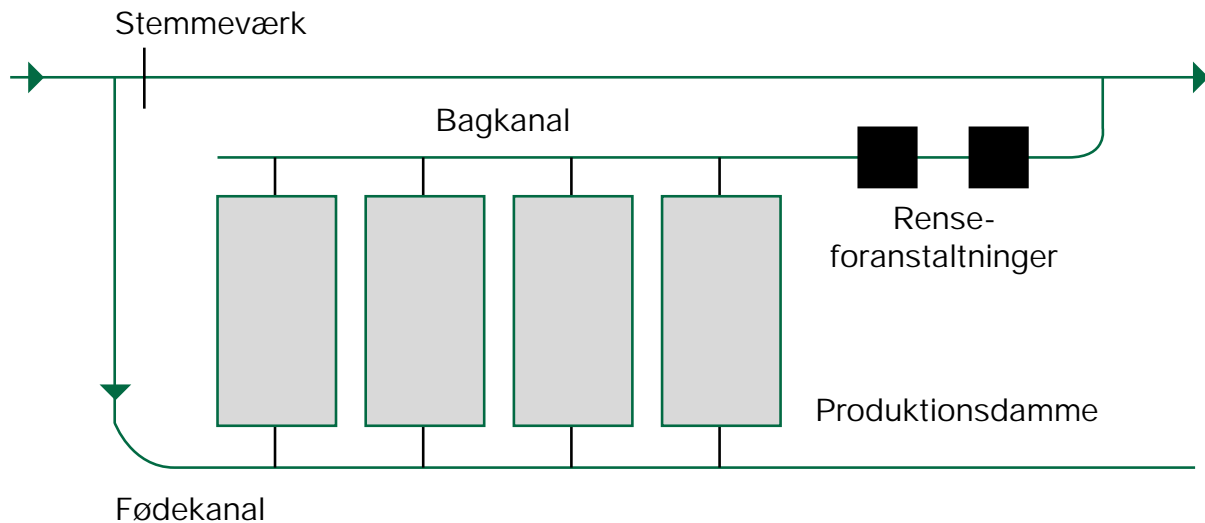


Fig 3.1 Traditionelt dambrug

til opdræt i runde selvrensende damme. Dette skete ud fra rapporter om særdeles gode muligheder for at tilbageholde friske ekskrementer fra fisk opdrættet i dette system. Rensningsmæssigt viste de runde damme kombineret med hvirvelseparatorer da også en god effekt. Som følge af hydrauliske mangler i forbindelse med projekteringen af nogle anlæg, en afvigende driftsform og store anlægsinvesteringer, blev anlægstypen al-

drig almindeligt anerkendt og etableringen af nye anlæg gik i stå.

Senere er enkelte dambrug ombygget til opdræt i fritliggende eller overbyggede betonkummeanlæg. Formålet har været rationalisering af arbejdsindsats, reduceret vedligehold og bedre muligheder for at reducere miljøbelastningen fra opdrættet.

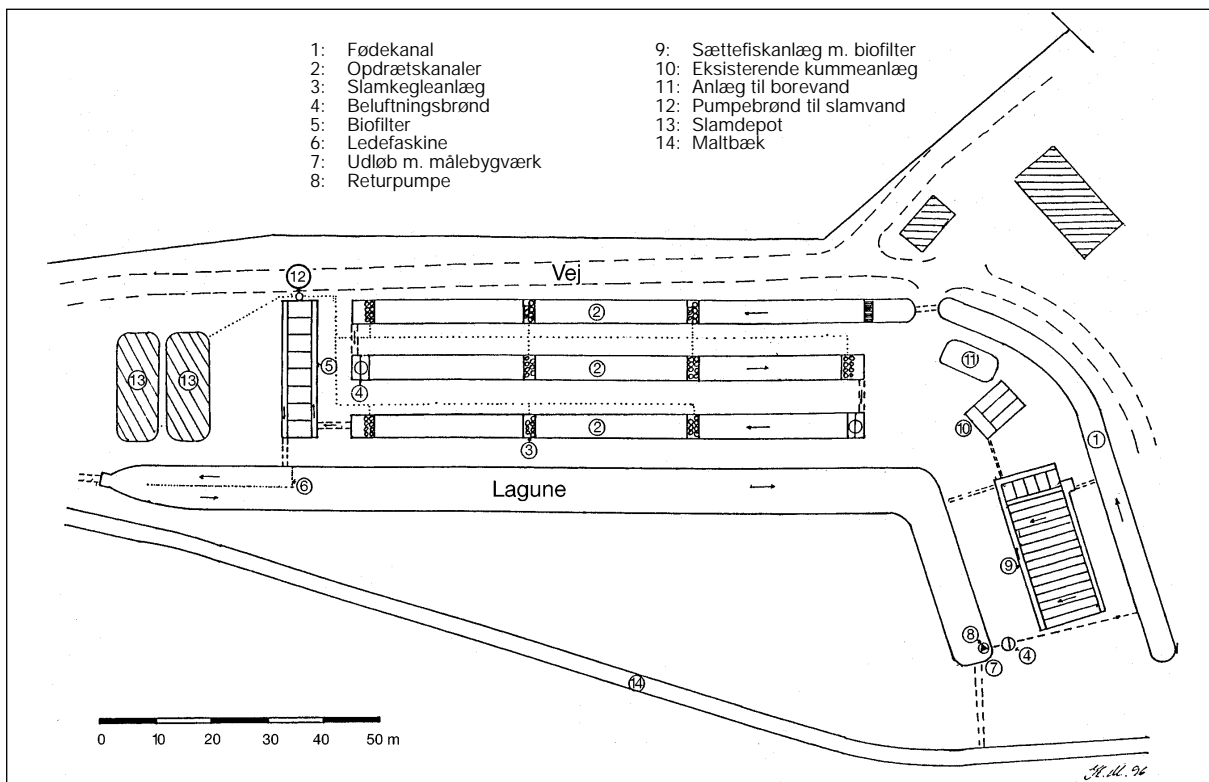


Fig 3.2 Eksempel på racewayanlæg

Fælles for kummeanlæg og anlæg med runde selvrensende damme er en større besætnings-tæthed, der ligger fra 25 til over 100 kg m⁻³.

Sideløbende er der på få andre dambrug sket en hel eller delvis omlægning af traditionelle damme til kanaler udformet som jordkanaler eller deciderede raceways i beton. Figur 3.2 viser en skitse af et anlæg, hvor hovedproduktionen udføres i raceways, mens mindre sættefisk opdrættes i betonkummer. De tre raceways er underopdelt i 3 sektioner hver med efterfølgende slamudtag. Før vandet ledes fra en raceway til den næste passerer en beluftningsbrønd for udluftning og opiltning. Produktionskapaciteten er ca. 100 t år⁻¹ ved et vandflow på 200 l s⁻¹. Besætningstætheden vil være ca. 33 kg m⁻³.

Et særligt område er anlæg til klækning af æg og opdræt af yngel. Disse anlæg er stort set ens for alle dambrug og har i kraft af deres beskedne foderforbrug og produktion kun ringe betydning for miljøbelastningen fra det samlede dambrug. Af hygiejniske og sygdomsmæssige årsager foregår klækning og yngelopdræt udelukkende i overdækkede kummeanlæg opbygget i beton eller armerede plastmaterialer. Vandforsyningen sker hovedsageligt fra væld og borerer. Fækalier fra opdrættet tilbageholdes i særlige afsnit i kummerne, hvorfra de ved den daglige rengøring ledes til slamdepot.

I de seneste år har der været en tendens til, at kummehusene til æg og yngel indrettes med hel eller delvis recirkulering over biofiltre med henblik på at kunne styre temperaturen i dette opdræt. Formålet har primært været at sikre leverancer af yngel og sættefisk i den størst mulige del af året. Diskussionen om sikring af grundvandsressourcer har dog også betydet, at recirkulering kunne strække et beskedent grundvandsindtag, hvor tilladelse til yderligere grundvandsindtag ikke har været mulig.

De forskellige produktionsformer kan sammenfattes i nogle grundlæggende typer :

1. Lavteknologiske anlæg - traditionelle jorddamsanlæg med ekstensiv produktion uden supplerende tekniske foranstaltninger (10%)
2. Traditionelle anlæg med et vist teknisk supplement - typisk pumper og beluftning (69%)
3. Traditionelle anlæg med teknisk supplement og udvidet rensning som mikrosigter og biofiltre (16%)

4. Traditionelle anlæg med teknisk supplement, udvidet rensning og en vis recirkulering (2%)
5. Andre anlægstyper som raceways og kummeanlæg (3%)

Anvendelsen af reneste teknologi og relevansen af rensningsforanstaltninger må vurderes indenfor de enkelte typer.

3.4 Stofomsætning i dambrug

I dambrugene sker der en omsætning af de forskellige stoffer, der tilgår systemet som foder, gennem tilløbsvandet eller som medicin- og hjælpestoffer. En principskitse af flowet i et dambrug er vist i figur 3.3.

Det er specielt omsætningen af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof, som har interesse i relation til miljøbelastninger. Omsætningen af disse og andre stoffer er nærmere diskuteret andetsteds i relation til foder og omsætning på dambrugene men de overordnede principper er skitseret nedenfor.

For alle stoffer anvendes nogle begreber til at skelne mellem den stofmængde, som frigives direkte fra produktionen inde i dammene, og den stofmængde som frigives fra det samlede dambrug. De stoffer, der tilføres med vandløbsvandet udgør *vandløbsbidraget*. De stoffer, som frigives direkte fra fiskene (ekskretion og fækalier) eller deres fodring (foderspild) udgør tilsammen *produktionsbidraget*, mens den stofmængde der forlader dambruget med udløbsvandet fratrukket vandløbsbidraget kaldes *dambrugsbidraget*. Dambrugsbidraget adskiller sig således fra produktionsbidraget ved den omsætning af stoffer, som finder sted på dambruget fra selve fiskeproduktionen frem til udløbet.

Produktionsbidraget vil være afhængigt af en lang række parametre i relation til foderets sammensætning, fiskens fysiologi og miljøet i dammene. De vigtigste parametre er i praksis temperatur, foderkvotient og fodringsniveau. De almindeligt anvendte metoder til beregning af produktionsbidraget er baseret på vækstmodeller som publiceret af From og Rasmussen (1984), modificeret i Rasmussen og From (1991). Miljøstyrelsen (1992) har angivet beregningsmetoder baseret på denne model og de på det tidspunkt aktuel-

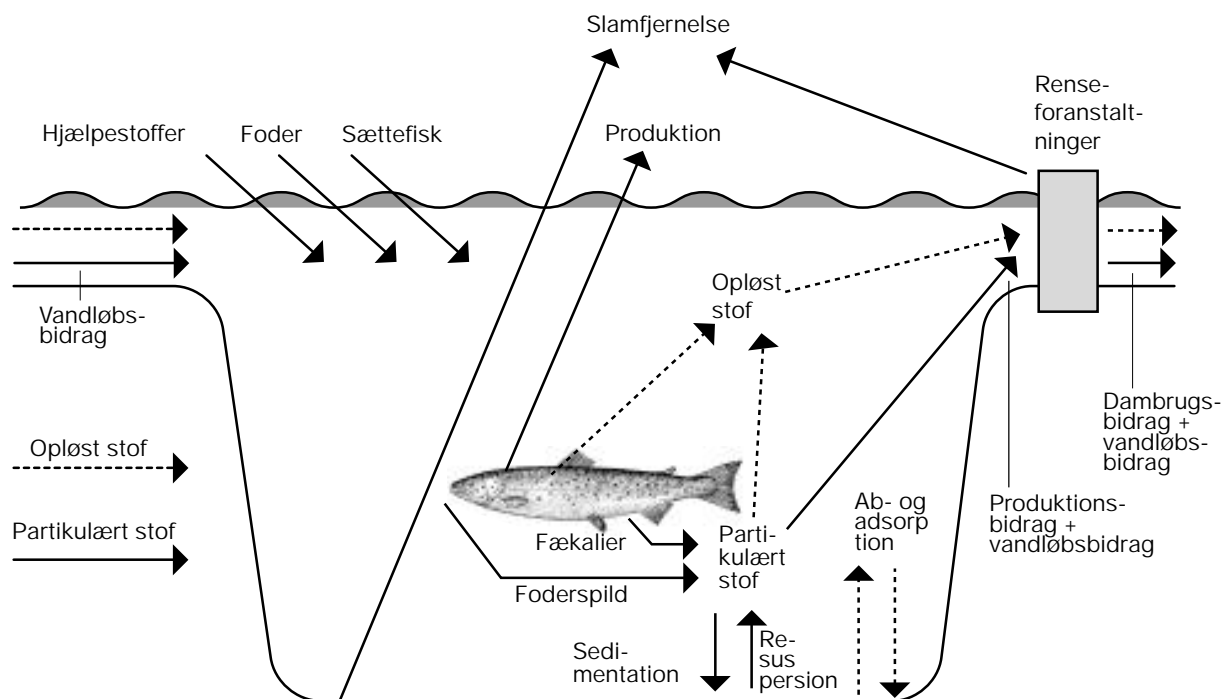


Fig 3.3 Stofflow i dambrug, grundlæggende komponenter

le fodertyper, hvor produktionsbidraget udtrykkes som funktion af årsproduktion og årsfoderkvotient (FK).

Den konkrete model vil variere med produktionsform - intensiteten af produktionen, produktionssystemets fysiske udformning og karakteren af eventuelle rensningsforanstaltninger.

3.4.1 Kulstofomsætning

Kulstof tilføres dambruget som foder i form af fedt, kulhydrat og protein samt som organisk stof i tilløbet.

Noget foder spildes direkte i dammene, idet det ikke bliver spist. Hovedparten af det foder, der spises, omsættes til CO_2 gennem fiskenes respira-

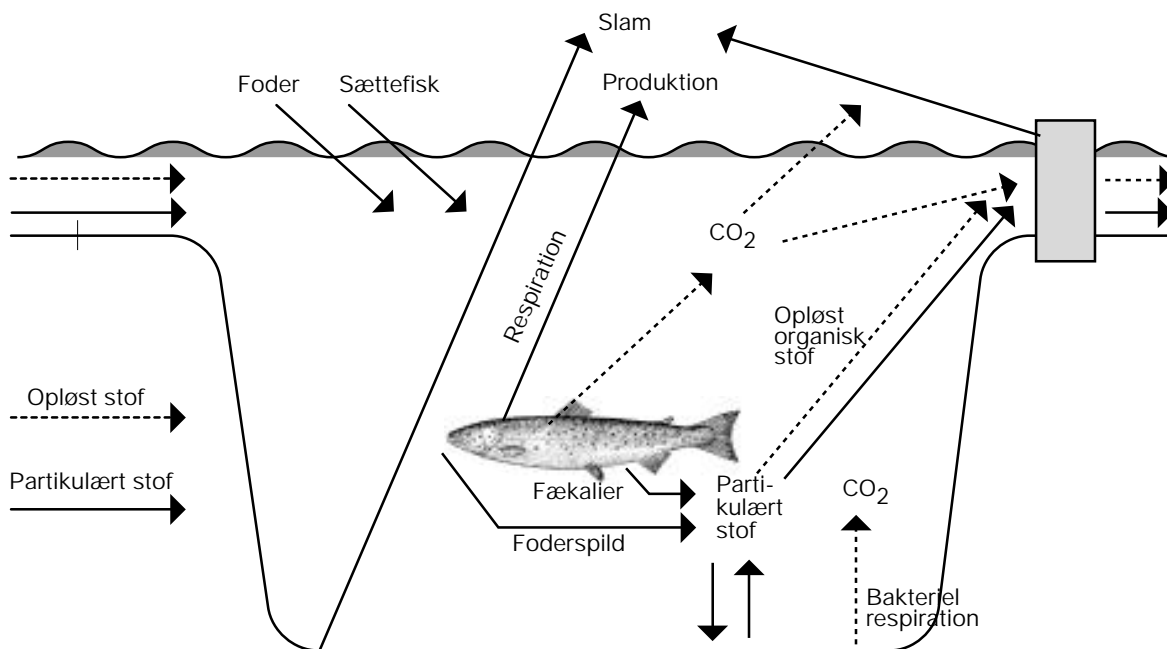


Fig. 3.4 Principmodel af kulstofomsætningen i et dambrug

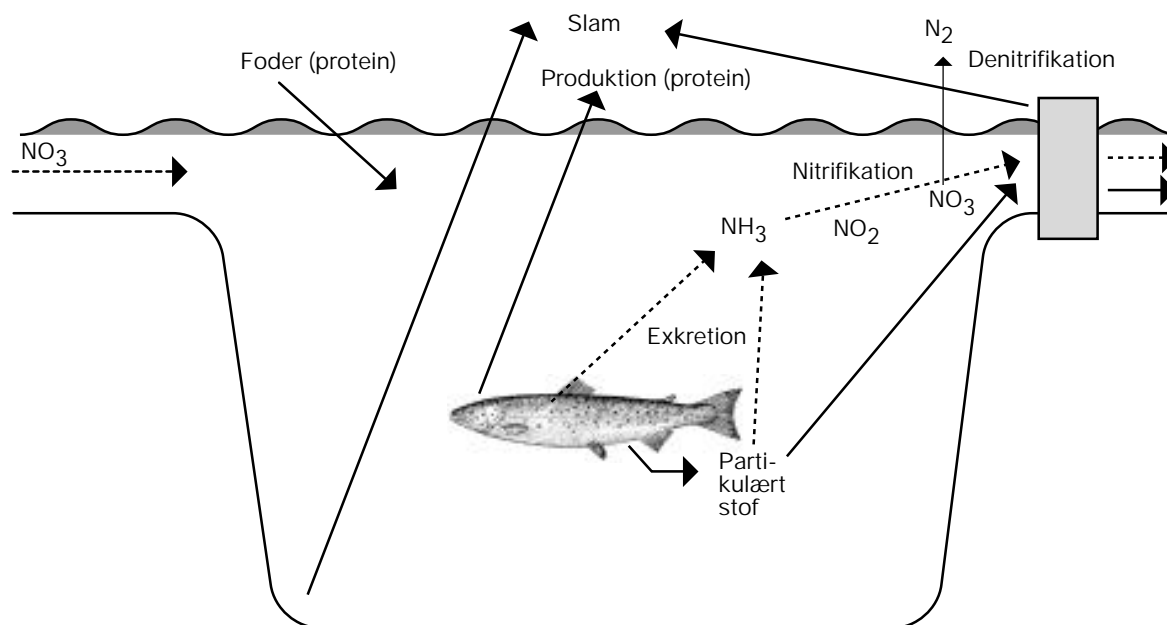


Fig. 3.5 Principmodel af kvælstofomsætningen i et dambrug

tion eller afsættes som væv i fiskens vækst. De foderkomponenter, som fisken ikke kan udnytte afgives som fækalier. Af det organiske stof i fækalier og foderspild vil en del opløses i vandfasen, mens resten vil findes på partikelform, som dels bundfældes i dammen, dels forlader dammen med udløbsvandet.

I dammen findes desuden en bakteriel omsætning af opløst og partikulært organisk stof som vil medføre at en vis del af kulstoffet frigives til atmosfæren som CO_2 . Der foregår desuden en vekselvirkning mellem vand- og slamfase idet organisk stof frigives til vandfasen ved resuspension (ophvirvling) og degradering (nedbrydning) samtidig med at der finder en sedimentation, adsorption (optagelse af stof på overflader) og absorption (opsugning) sted den modsatte vej.

Miljøstyrelsen (1992) angiver følgende formel til beregning af produktionsbidrag af organisk stof målt som BI_5 :

$$\text{Produktion af } \text{BI}_5 \text{ g} = \text{årsproduktion kg} * (686 - 1671\text{FK} + 1544\text{FK}^2 - 354\text{FK}^3),$$

Med en årsfoderkvotient (FK) på 1,0 vil der således teoretisk være en produktion af 205 g BI_5 pr kg ørred tilvækst. Beregningen er i sagens natur baseret på andre fodertyper end de, der anvendes i dag. Der er sket en udvikling i foderets sam-

mensætning, som betyder at fækaliemængden pr kg tilvækst er reduceret, se Annex 2.

Det organiske stof i fækalier og foderspild vil sammenlignet med organisk stof i husspildevand være letomsætteligt. Vandløbs- og dambrugsbidraget med organisk stof vil naturligvis være stærkt variabelt afhængigt af lokale forhold og dambrugsindretning.

3.4.2 Kvælstofomsætning

Kvælstof tilføres dambruget med proteiner i foderet samt som (hovedsageligt) uorganiske kvælstofforbindelser i tilløbet.

Kvælstoffet i det protein, som fiskene omsætter som energikilde, vil blive frigivet gennem ekskretionen som ammoniak-ammonium mens kvælstoffet i ufordøjelige komponenter og foderspild vil optræde i tilknytning til opløst eller partikulært organisk stof. En del af det organiske bundne kvælstof vil omdannes til ammonium ved bakteriel omsætning mens resten vil følge det partikulære organiske stof videre frem i systemet.

Det dannede ammonium vil blive oxideret til nitrit og videre til nitrat (nitrifikation) i dambruget og recipienten. Dette er hovedsageligt en kemototrof (kemisk betinget) proces som forudsætter aerobe (iltholdige) forhold.

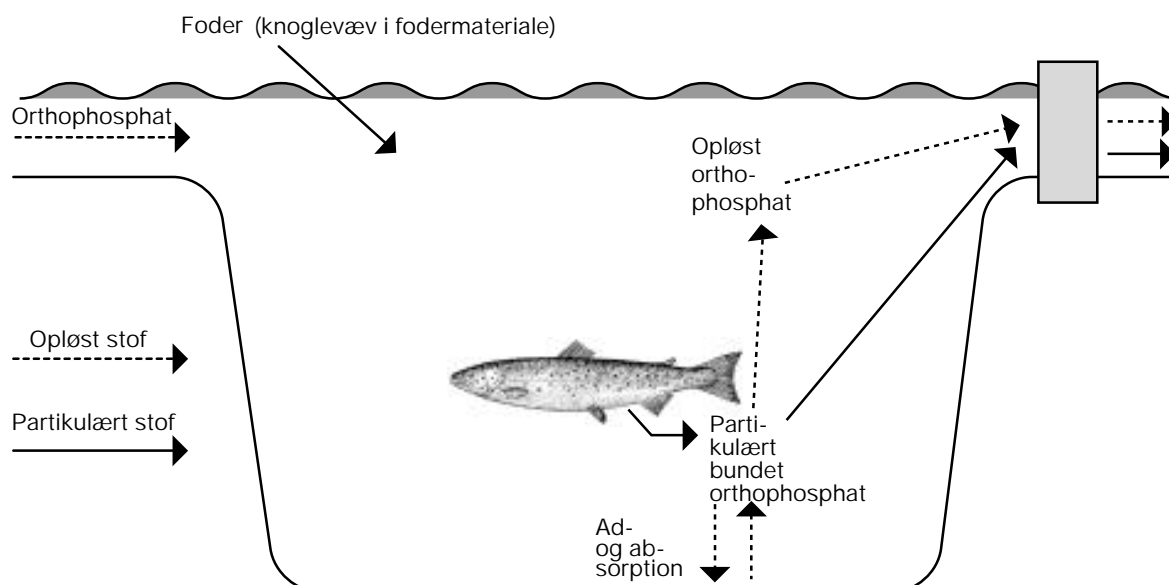


Fig. 3.6 Principmodel af fosforomsætningen i et dambrug

Nitraten kan videre blive omdannet til frit kvælstof som frigives til atmosfæren (denitrifikation). Dette er en bakteriel proces som forudsætter tilstedeværelse af organisk stof.

Produktionsbidraget af kvælstof kan iflg. Miljøstyrelsen (1992) beregnes som:

Total N = Foderforbrug * N-indhold i foder - Produktion * N-indhold i fisk,

hvor N-indholdet i fisk sættes til 30 kg ton⁻¹ og N-indholdet i foderet fremkommer ved analyse eller fra deklaration. Med en typisk fodertype i anvendelse i 1997 med 9% kvælstofindhold i tørt foder jvfr. bekendtgørelsens krav, vil der ifølge denne beregning kunne forventes et produktionsbidrag på 52 kg N per ton produceret fisk (rund vægt, dvs. vægt af hel, urenset fisk).

3.4.3 Fosforomsætning

Fosfor tilføres dambruget gennem foderet og som

hovedsageligt uorganiske fosforforbindelser i tilføjet. Fosformængden i foderet stammer først og fremmest fra knoglevæv i de fisk, som indgår i produktionen af det fiskemel som anvendes til foderfremstilling.

Fra fisken videretransporteres fosfor hovedsageligt på uorganisk form (som ortho-fosfat), opløst og bundet til partikler.

Produktionsbidraget af fosfor kan ifølge Miljøstyrelsen (1992) beregnes som:

Total P = Foderforbrug * P-indhold i foder - Produktion * P-indhold i fisk,

hvor P-indholdet i fisk sættes til 5 kg ton⁻¹ og P-indholdet i foderet fremkommer ved analyse eller fra deklaration. Med en typisk fodertype i anvendelse i 1997 med et fosforindhold på 1% P i tørt foder, vil der ifølge denne beregning kunne forventes et produktionsbidrag på 4 kg P per ton produceret fisk (rund vægt).

4. Miljøeffekter af dambrug

4.1 Generelt

Dambrugenes påvirkning af recipienten skyldes bl.a. udledningen af organisk stof, næringssalte, samt medicin- og hjælpestoffer. Derudover medfører dambrugets placering, indretning og drift, at vandløbet i varierende omfang er fysisk påvirket som følge af opstemning til vandindtag, regulering af det oprindelige vandløbsprofil, ekstraordinær vandløbsvedligeholdelse, samt forekomsten af egentlige »døde-åstrækninger«.

Her til kommer, at respirationen fra fiskene i dambruget alt andet lige medfører, at iltkoncentrationen i udløbsvandet fra dambruget er lavere end i vandløbet opstrøms for dambruget. En sænkning af iltkoncentrationen kan især være kritisk i natte- og morgentimerne, hvor iltkoncentrationen i vandløbet i forvejen når ned på de laveste værdier. Lavt iltindhold nedstrøms for dambrug er derfor en konsekvens både af omsætningen af det letnedbrydelige organiske materiale fra udledningen, og af at fiskene i dambruget har et iltforbrug. Dambrugsfiskenes iltforbrug kan dog kompenseres ved beluftning i dambruget.

Samlet set betyder et midlertidigt eller permanent lavere iltindhold nedstrøms for dambrug, at de mere krævende arter af insekter og andre smådyr forsvinder eller reduceres i antal. For de mest krævende smådyrarter sker dette allerede inden der kan påvises nogen effekt på de vildtlevende fiskebestande.

Opstemning i forbindelse med dambrug kan betyde en hindring for faunaens frie passage. Derudover medfører opstemningen, at der opstrøms for opstemningen dannes en strækning med langsomme strømhastighed og mere ensartede substratforhold. Endvidere er der ofte en »død« vandløbsstrækning mellem opstemningen og dambrugets udløb.

De miljømæssige effekter af de enkelte typer af udledninger og indgreb, er beskrevet kort i det følgende. Det er i denne sammenhæng forsøgt, at klarlægge hvilke ting der må betragtes som vel-

beskrevet, samt hvor den nuværende viden må betragtes som utilstrækkelig.

4.2 Organisk belastning

Den organiske belastning fra dambrug består af relativt store mængder spildevand med et forholdsvis begrænset indhold af organisk materiale, som til gengæld er letomsætteligt. Effekten i vandløbet er imidlertid den samme som ses ved al anden belastning med organisk stof, d.v.s. en større eller mindre reduktion i iltkoncentrationen som følge af bakteriel omsætning af det organiske stof samt eventuelle ændringer i substratforhold. Dette fører til ændringer i faunasammensætningen, herunder i sammensætningen af smådyrsfaunaen, hvor de mest følsomme arter blandt smådyrene forsvinder og erstattes af andre arter af smådyr, der bedre kan tolerere ændrede miljøforhold, samt eventuelt i fiskefaunaen.

Den organiske belastning fra dambrugene var for et par årtier siden en meget betydelig forureningskilde af vandløbene (Iversen, 1995). Ændringen af fodertyper samt indførelsen af renseforanstaltninger har generelt nedbragt udledningerne, og i mange vandløb er forureningstilstanden forbedret betydeligt. Trods en generel reduktion i belastningen med organisk stof er forbedringen dog ikke slået igennem alle steder.

Alt i alt må effekten af organisk stof i vandløb siges at være velkendt og veldokumenteret (f.eks. Sládecek & Tuček, 1975; Andersen & Jensen, 1981), og effekten af organisk stof fra dambrug vurderes ikke at være anderledes end andre belastninger med organisk stof.

4.3 Næringssalte

Effekten af næringssalte i vandløb må generelt betragtes som sekundær i forhold til effekten i nedstrømsliggende søer og fjorde, og visse søer

er stadigvæk belastede som følge af bl.a. udledning af fosfor fra dambrug.

Udledningen af fosfor til søer medfører en kraftig opblomstring af planktonalger. Dette indebærer, at vandet bliver uigennemsigtigt og søernes vandplanter bortskygges og indskrænkes til kun at forekomme i en smal bræmme i søernes bredzone. Der sker derudover en lang række andre ændringer af søernes biologiske struktur som følge af udledning af fosfor. I fjorde og andre kystnære områder bidrager en øget tilførsel af både fosfor og kvælstof til en øget opblomstring af planteplankton.

De direkte og indirekte effekter af fosfor og kvælstof i søer og fjorde må betragtes som yderst veldokumenterede, uanset om nærings saltene stammer fra dambrug eller fra andre kilder.

4.4 Medicin- og hjælpestoffer

Produktionen af dambrugsfisk er endvidere betinget af anvendelsen af en række medicin- og hjælpestoffer. Disse stoffer anvendes primært med henblik på forebyggelse og bekæmpelse af forskellige snyltere, bakterielle sygdomme og virussygdomme. Medicin- og hjælpestoffer tilføres enten med foderet, via vandet, eller i tørlagte damme. Den praktiske anvendelse af disse stoffer varierer, i Annex 4 gengives en vejledning for behandlingspraksis, som anvendes som grundlag af mange dambrug.

Omfanget af anvendelsen af medicin- og hjælpestoffer er klarlagt af det amtslige miljøtilsyn, hvorimod effekten i vandløb af anvendelsen af disse stoffer er dårligt kendt.

På baggrund af tilgængelige undersøgelser beskrevet i litteraturen, har Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet et notat om mulige effekter af medicin- og hjælpestoffer på vandløbenes dyre- og planteliv (Sortkjær, 1997). Notatet vurderer kun effekten af formalin, kloramin-T og blåsten, da de øvrige anvendte stoffer enten anvendes i meget små mængder, og/eller der ingen tilgængelige oplysninger er om stoffernes effekt.

De undersøgelser som refereres i Sortkjær (1997) er foretaget under laboratorieforhold, og er base-rede på visse organismers overlevelse og toleran-

ce. Der er dog i langt de fleste af de refererede undersøgelser tale om arter, der er fremmede for danske forhold, som ikke er vandløbsformer, og som generelt må betragtes som robuste over for miljømæssige påvirkninger.

I tabel 4.1 ses en oversigt over de kvantitativt vigtigste medicin- og hjælpestoffer.

Tabel 4.1. Forbrug af udvalgte medicin- og hjælpestoffer i danske dambrug i 1994. Angivelse af mængde i højre kolonne er summen af opgivelser fra 357 dambrug. De øvrige 122 dambrug har ikke opgivet forbrug af medicin- og hjælpestoffer (Sortkjær, 1997).

Medicin- og hjælpestof	Mængde (enhed)
Blåsten	8.908 (kg)
Formalin	145.212 (liter)
Kalk	2.082.200 (kg)
Kloramin-T	9.457 (kg)

Blåsten (kobbersulfat) anvendes til behandling mod gællesyge, samt i et vist omfang til bekæmpelse af alger i dammene. Til behandling mod gællesyge formodes blåsten ikke at give anledning til kobberkoncentrationer, der er væsentligt forskellige fra, hvad der er normalt for overfladevand. Blåsten formodes derfor ikke at medføre biologiske effekter i vandløbet. Koncentrationen af kobber kendes ikke når blåsten anvendes til bekæmpelse af alger, og det kan ikke umiddelbart vurderes, om det i denne sammenhæng kan give recipientmæssige problemer.

Fælles for formalin og kloramin-T er at stofferne anvendes i dammene ved anbefalede koncentrationer, der i laboratorieforsøg kan give anledning til skadelige effekter på mikroorganismer, alger, invertebrater og fisk.

Imidlertid sker der ved passagen af dambruget dels en fortynding og dels en binding og/eller en nedbrydning af stofferne. Ved udløb til vandløbet er koncentrationen af stofferne derfor betydeligt lavere end inde i dammene.

Anvendelsen af kalk har generelt ikke været betraget som et miljømæssigt problem, og har snarere fra dambrugerside været fremhævet som en

forbedring vandkvaliteten, idet den tilførte kalk er med til at fælde jernforbindelser, og dermed bidrage til at mindske vandløbets okkerindhold. Kalkning i dambrug medfører typisk en betydelig stigning i alkalinitet og pH, og specielt i vestjyske vandløb med lav alkalinitet ændres de oprindelige vandkemiske forhold i betydelig grad. Påvirkningen af de oprindelige biologiske forhold er imidlertid dårligt kendt.

Alt i alt er forbruget af medicin -og hjælpestoffer meget uensartet i de enkelte dambrug, og det må antages, at visse dambrug har en væsentligt større udledning, end hvad der kan forventes ud fra den foreskrevne anvendelse af disse stoffer. Det gælder således blåsten, hvor der på visse dambrug anvendes meget store mængder.

Med udgangspunkt i den nuværende viden kan man derfor ikke udelukke, at anvendte medicin- og hjælpestoffer, som formalin, kloramin-T og blåsten, kan have skadelig effekt på vandløbets biologiske forhold.

Antibiotika repræsenterer et potentielt problem idet anvendelsen vil kunne medvirke til at der udvikles resistens, både hos de sygdomsfremkaldende bakteriestammer, som behandlingen retter sig imod, og hos bakterier i miljøet i øvrigt.

Optagelsen af antibiotika varierer med type og miljøforhold. For oxytetracyclin har man målt en absorption på 5-10% (Høy 1991) mens absorptionen af oxolinsyre er målt noget højere (13-43%, Hustved 1991).

Det er fra blandt andet Norge og Irland dokumenteret, at en del af den antibiotika, der anvendes i akvakultur, havner i miljøet via foderspild og fiskefæces. En del af den ikke-absorberede fraktion vil kunne genfindes i sedimentet hvor der kan være tale om lange halveringstider, specielt for oxytetracyclin, oxolinsyre og flumequin (Björklund *et al.* 1991, Kerry *et al.* 1994, 1995, Michel og Alderman 1992). Fra sedimenter i marine miljøer er således målt halveringstider på 200 dage for oxolinsyre og 140 dage for oxytetracyclin (Hansen *et al.* 1992).

I sediment vil disse antibiotikarester udøve et selektionstryk på den naturlige flora, og det er vist, at antallet af antibiotikaresistente bakterier stiger dramatisk (Kerry *et al.* 1994, 1995, Michel og Alderman 1992).

En opsummering af resistens i dambrugsmiljøer findes i Jørgensen og Spangsgård (1992). Fra udlandet foreligger et stort antal rapporter, som beskriver, hvorledes brugen af antibiotika i akvakultur har medført en dramatisk stigning i antallet af resistente fiskepatogene bakterier (Aoki *et al.* 1981, Michel & Alderman 1992, Sørnum & Oppegaard 1992) og i Norge er der konstateret udbredt resistens hos alle kendte fiskesygdomsfremkaldende bakteriearter (Sørnum & Oppegaard 1992). Flere undersøgelser har specifikt beskæftiget sig med tetracyclin-resistens (Aoki *et al.* 1987, Kerry *et al.* 1994, 1995, Sørnum *et al.* 1992) men talrige undersøgelser har dokumenteret fremkomst af stammer, der er resistente overfor flere antibiotika (Aoki 1988, Aoki *et al.* 1981, Kruse og Sørnum 1994, Michel og Alderman 1992, Sandaa og Enger 1994).

For danske forhold er alle disse forhold langt mindre undersøgt. Det ser ud til, at antibiotikaresistens for de bakterier der fremkalder furunkulose, rødmundssyge og vibriose kun forekommer i mindre omfang (Dalsgaard 1991, Dalsgaard *et al.* 1994). Påvirkningen af antibiotikabehandling i fiskeopdræt på miljøet er herhjemme kun beskrevet fra en enkelt undersøgelse (Spangsgård *et al.* 1993).

4.5 Fysiske påvirkninger af vandløbet

Fokusering på betydningen af vandløbets fysiske forhold er af relativ nyere oprindelse set i forhold til kendskabet til betydningen af udledning af organisk stof og næringssalte. Det er imidlertid dokumenteret, både i udenlandske og i danske undersøgelser, at der er en tæt kobling mellem de biologiske og de fysiske/hydrauliske forhold (Bonon 1988, Friberg m. fl. under udarbejdelse). Data fra amternes tilsyn med vandløbene i perioden 1989-92, viser således en tydelig sammenhæng mellem forureningsgrader (faunatilstanden) og en række fysiske forhold i vandløbet, bl.a. strømhastighed, substratforhold m.m. (Friberg m.fl. under udarbejdelse).

Ændring af de fysiske forhold i vandløbet som følge af dambrugsdrift, kan tilskrives følgende forhold:

- Fysisk ændring af vandløbsstrækningen opstrøms for stemmeværk.

- Vandløbsstrækninger mellem dambrugets vandindtag og udløb, hvor en vandløbsstrækning er helt eller delvis tørlagt (de såkaldte »døde å-strækninger«).
- Opgravning og ekstraordinær grødeskæring i vandløbet nedstrøms for dambruget.

Af disse forhold kan kun »døde å-strækninger« siges at være specielle for dambrug. Opstemninger, opgravning og grødeskæring er velkendte indgreb i mange typer af vandløb - ikke blot i vandløb med dambrug. Da disse forhold ikke er samlet belyst i litteraturen inkluderes en gennemgang heraf, som Annex 1 til nærværende rapport.

Med den nuværende viden kan der imidlertid siges at være et behov for en objektiv metode til at kunne adskille effekten af fysiske indgreb i vandløbet fra effekten af udledte organiske forbindelser, samt effekten af udledte medicin- og hjælpestoffer. Denne afvejning mellem betydningen af fysiske forhold på den ene side og udledte stoffer fra dambruget på den anden, foretages i dag som et fagligt skøn.

4.6 Sammenfatning vedrørende miljøeffekter i vandløb, søer og fjorde

Som skitseret tidligere medfører dambrugsdrift en række påvirkninger af vandløb og nedstrømsliggende søer og kystnære områder. Effekten fra det enkelte dambrug varierer betydeligt, og er blandt andet afhængig af dambrugets størrelse, indretning og drift. Men også recipientens størrelse og robusthed har stor betydning.

Betydningen for den recipientmæssige tilstand af de udledte mængder af organisk stof, næringssalte, medicin- og hjælpestoffer, samt af vandløbets fysiske forhold varierer fra dambrug til dambrug, men i de fleste tilfælde vil recipienten være påvirket som følge af et samspil af ovennævnte faktorer. Dette gælder især for vandløb, hvorimod søer

og fjorde i overvejende grad kun vil være påvirkede af den udledte mængde af næringssalte.

I vandløb vil miljøeffekten som følge af dambrugsdrift være forårsaget af et samspil mellem den udledte mængde af letnedbrydeligt organisk stof (BIs), udledte mængder og typer af medicin- og hjælpestoffer, samt graden af fysisk påvirkning af vandløbet.

Iltforholdene i vandløbet nedstrøms dambruget vil være påvirkede af såvel udløbsvandets indhold af BIs som af fiskenes iltforbrug til respiration. Dette kan især være kritisk i natte- og morgentimerne

Effekten af dårlige fysiske forhold i vandløbet (begrænset fysisk variation) udgør en ekstra stressfaktor for faunaen, som i kombination med et lavt iltindhold i vandet yderligere bidrager til at de mest følsomme smådyrarter forsvinder. Omvendt vil en betydelig fysisk variation med gode strømforhold medføre, at en række af de mere krævende arter i en vis udstrækning kan tolerere et lavere iltindhold i vandet. Dette samspil mellem vandløbets fysiske forhold på den ene side og iltforholdene på den anden, bør imidlertid nærmere belyses, idet afvejningen af årsagerne til en manglende opfyldelse af et vandløbs målsætning, på nuværende tidspunkt, beror på et skøn.

Effekten af udledte medicin- og hjælpestoffer må betragtes i samspil med de øvrige faktorer, der påvirker faunaen. Medicin- og hjælpestoffer er miljøfremmede eller de mængder der tilføres miljøet overstiger naturlige niveauer. Stoffernes tilstedeværelse kan være medvirkende til yderligere at udøve en stressfaktor eller eventuelt helt at eliminere dele af faunaen. Vores viden om stoffernes forekomst og virkning i vandløbsmiljøet er imidlertid på nuværende tidspunkt meget begrænset. Det vil derfor være vigtigt at få et vist basalt vidensgrundlag, herunder at få afklaret i hvilken udstrækning medicin- og hjælpestoffer bidrager til at vandløbenes målsætninger ikke kan opfyldes.

5. Renere teknologi

5.1 Oversigt

Renere teknologi i relation til dambrug omfatter tiltag, som minimerer anvendelse af eksterne ressourcer og specielt sådanne ressourcer som giver anledning til miljøbelastning i selve produktionsprocessen, og tiltag som begrænser affaldsbringelse. Dette omfatter bl.a. :

- Minimering eller substitution af anvendelse af energi til flytning af vand og til beluftning gennem mindskelse af behov og anvendelse af energieffektiv teknologi
- Sygdomsforebyggelse frem for anvendelse af medicin og hjælpestoffer
- Anvendelse af foder som resulterer i den teknisk lavest mulige miljøbelastning
- Effektivere udnyttelse af foder og beluftning gennem styring

Samt - i det omfang egenomsætningen i dambruket er en betydende faktor -

- Sikring af maksimal egenomsætning

I praksis kan der være tale om en afbalancering af ren teknologi mod rensningsforanstaltninger. De forskellige produktionsformer som fremstillet i kapitel 3 er således i sig selv forskellige teknologier, som hver rummer en afbalancering af forskellige produktions- og miljømæssige hensyn. Den væsentligste afvejning, der foretages, er imellem vandforbrug og andet ressourceforbrug, først og fremmest energiforbrug. Vandforbruget har til formål at bringe ilt frem til fiskene samt at fjerne affaldsstoffer. En reduktion af vandforbruget vil - ved samme produktionsmængde - betyde, at disse to formål skal opfyldes på anden måde, dvs. gennem forskellige former for pumpning, iltning/beluftning og rensning. Dette er funktioner, som kræver energitilførsel. Hvad der i det konkrete tilfælde må opfattes som reneste teknologi må derfor ses på baggrund af den givne produktionsform, som groft sagt kan karakteriseres ved en afvejning mellem vandforbrug og teknologiinput.

I dette afsnit diskuteres valg af renere teknologi

derfor alene indenfor en given produktionsform, dvs. givet den grundlæggende teknologi, der anvendes i produktionen (se kapitel 3). Reneste teknologi vil derfor kunne være forskellig for ekstensiv drift baseret på jorddamme og for et betonkummeanlæg med intensiv produktion.

5.2 Ressourceforbrug til drift af teknisk udstyr

I dambrugsproduktionen anvendes forskellige former for produktionsudstyr til at flytte vand, til iltning og beluftning samt til vandrensning. I relation til renere teknologi er det relevant at vurdere sådant udstyr i forhold til virkningsgraden målt som forholdet mellem nytteeffekt og ressourceforbrug. Nytteeffekten kan for pumper være den flyttede vandmængde per tidsenhed og per løftehøjde, for iltning- og beluftningsudstyr forøgelsen i iltmætning, samt for rensningsforanstaltninger den opnåede rensningsgrad. Ressourceforbruget vil hovedsageligt være energiforbrug til driften af det pågældende udstyr.

Vedrørende energiforbruget til teknisk driftsudstyr vil dambrug kunne benytte sig af den eksisterende energikonsulentordning, der administreres af de fleste el-forsyningsselskaber. Via denne ordning kan man få udarbejdet en rapport over virksomhedens energiforbrugende komponenter samt eventuelt forslag til energibesparende løsninger og investeringer på virksomheden (renere teknologiløsninger).

Nedenstående gives en oversigt over energiforbrug i forbindelse med drift af typisk teknisk udstyr. Hvor ikke andet er anført er kvantitative informationer i dette afsnit baseret på datablade fra producenter af typisk udstyr. Kvantitativ information vedrørende ilt- og beluftningsudstyr er, hvor andet ikke er anført, baseret på upublicerede målinger udført af erhvervet og dets konsulenter i forbindelse med driftsoptimering samt på VKI (Heerfordt og Hodal, 1983) og Jysk Teknologisk Institut (1988).

5.2.1 Pumper

Der anvendes en række pumpetyper i dambrugene afhængigt af formål:

Trykpumper er ikke egnede til de forholdsvis store vandmængder, der er aktuelle på dambrug på grund af lave udnyttelsesgrader. De kan anvendes som mindre håndpumper, spulepumper, hjælpepumper o.l. med en minimal drifttid.

Der er enkelte *skruerpumper* på markedet med en udnyttelsesgrad på ca. 70 %, men disse har hidtil ikke vist en holdbarhed, der har gjort dem interessante i forhold til prisen på propelpumper.

Mammutpumper kan være interessante ved mindre løftehøjder under 0,5 m, hvor det samtidig vil være ønskeligt med en opiltning/udluftning af vandet. Den almindelige erfaring viser, at der kan påregnes ca. 30 l/s ved 0,5 m løft pr. kWh., svarende til en virkningsgrad på ca. 15 %. Hertil skal lægges den iltmængde, der samtidig er tilført vandet, således at den kombinerede virkningsgrad for løft og ilttilsætning kan blive interessant.

Propelpumper er en udbredt pumpetype på dambrug til at flytte større vandmængder og med længerevarende drifttid. Ældre pumper, der ikke har været renoveret eller været tilknyttet en serviceordning, vil normalt have en udnyttelsesgrad på ca. 45%.

Ved nyere propelpumper med nye el-motortyper vil der kunne påregnes en udnyttelsesgrad på ca. 65% ved rigtigt valg af pumpe i forhold til arbejdsopgaven.

Figur 5.1 viser investeringsomkostninger og energiforbrug ved billigste pumpevalg og under forskellige driftsforhold. Figuren viser, at energiforbruget og dermed driftsudgifterne ikke nødvendigvis hænger sammen med laveste investering. Der vil derfor i nogle tilfælde være såvel økonomisk motivation som fordele i form af renere teknologi ved at vælge en dyrere pumpe.

5.2.2 Ilt- og beluftningsudstyr

Beluftning anvendes dels til at øge iltmætningen i det vand, der tilføres produktionsdammene, dels til at udluften bl.a. CO₂ fra vandet. I intensivere drift, eller hvor andre praktiske hensyn gør almindelig beluftning med atmosfærisk luft uhen-sigtsmæssig, kan anvendes ren ilt.

Propelpumper er velegnede til indløsning af ilt i vand via en belufttekolonne bestående af et tårn, hvor vandet løftes op og perkoleres ned over et plade- eller ristebælte således at overfladearealet midlertidigt øges. Virkningsgraden er afhængig af iltmætningsgraden på indløbssiden. Ved løft på 1 meter over en belufttekolonne ved 10°C og 60% iltmætning på indløbet vil der kunne opnås en opløsning af 3 mg ilt l⁻¹ svarende til en øgning af iltmætningen fra 60 til 90%. I energiforbrug vil dette svare til, at der kan opløses et kg ilt med ca. 2,3 kWh ved en startmætning på 60% ved 10°C.

Tilførsel af ren ilt kan være en god løsning, hvor det ikke er muligt at øge vandflowet, således at der kan transporteres mere ilt frem til produktionsdammene og hvor en almindelig beluftning ikke vil føre til en tilstrækkelig ilttilførsel.

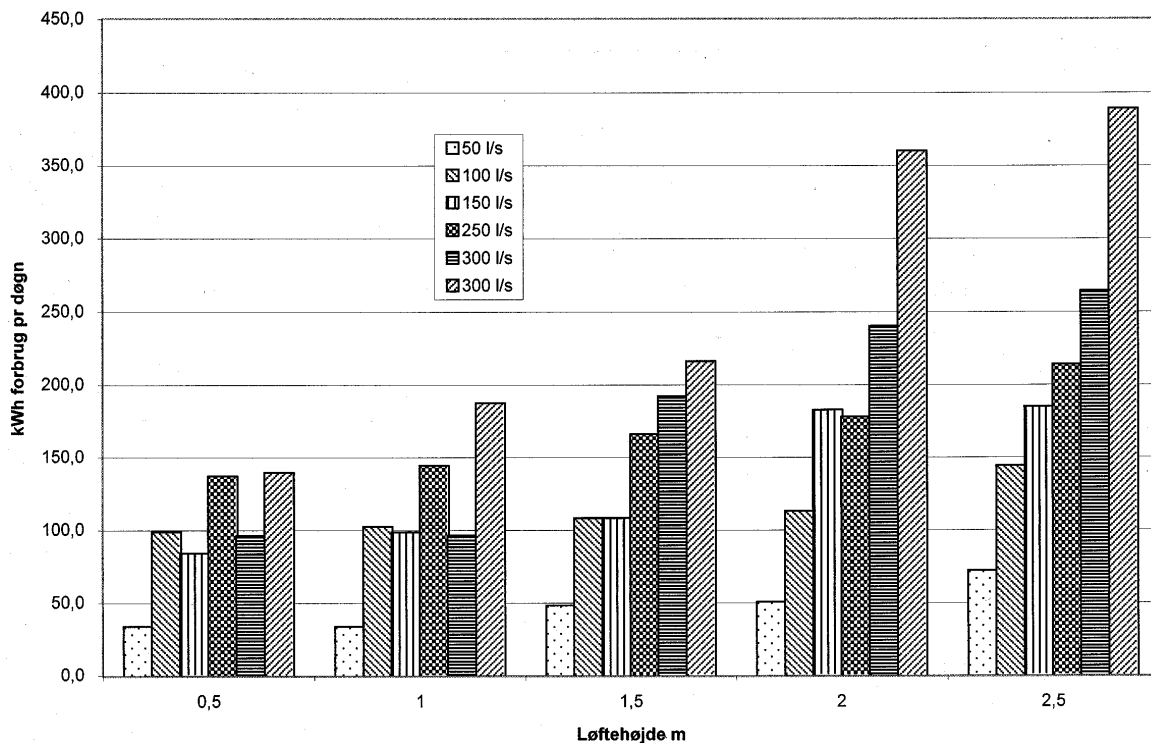
Tilsætning af ren ilt kan ske ved indløsning under tryk i dybe brønde eller iltkegler eller i ilttelte.

I *ilttelte* tilsættes ilt ved brug af kammerblæsere. Den iltmængde, der ikke når at indløses ved første indblæsning på grund af den korte kontakttid med vandet, opsamles i teltet, og indblæses påny. Ilttelte kan være velegnede til supplerende af f.eks. beluftestyr og til at klare spidsbelastningssituationer eller til at eliminere kraftige døgnsvingninger i vandløbets iltniveau (natproblemer ved høje alge- og/eller grødemængder). Der findes ikke tilgængelige data for indblæsning og effektforbrug til denne form for ilttilsætning.

Ved tilsætning af ren ilt i *iltkegler*, hvor ilten tilføres under tryk, kan der opnås overmætninger. Der er således mulighed for at tilføre en delmængde overmættet vand i en større vandmængde og derved ved opblanding nå et acceptabelt niveau på max. ca. 120% iltmætning. Højere opblandingskoncentrationer bør undgås, da ilten vil afgasse til atmosfæren inden den når frem til fiskene i produktionsdammene. Der kan påregnes et energiforbrug på 1,5 til 2,5 kWh pr. kg indløst ilt med en virkningsgrad på ca. 80%. Hertil kommer at der ved selve iltfremstillingen er anvendt ca. 1 kWh pr. kg.

Iltpiskere/beluftere er mekaniske indretninger, der bringer vandet i forbindelse med atmosfærisk luft og derved udlufter vandet for gasser (CO₂) og indløser ilt i vandfasen. Effektforbruget for iltpiskere er ca. 1 kWh pr. kg opløst ilt ved meget la-

5.1a. KWh-forbrug per døgn ved forskellige løftehøjder



5.1b. Investeringsomkostninger ved forskellige løftehøjder

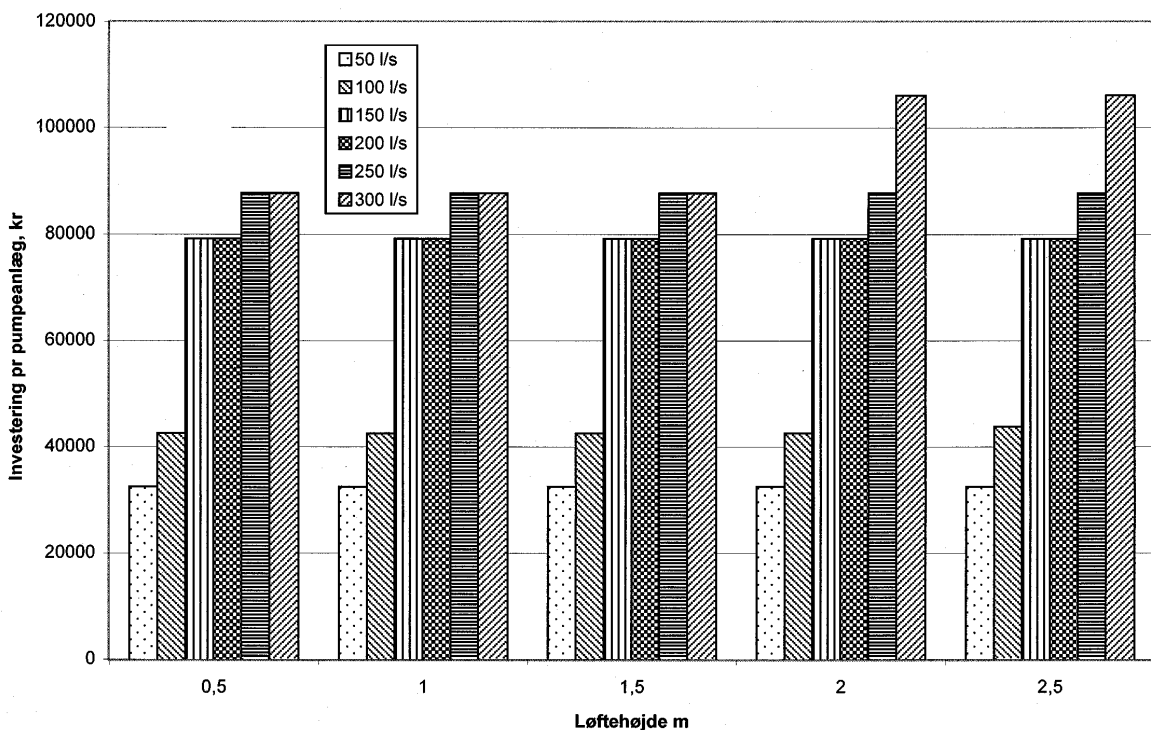


Fig 5.1 Propelpumper : Energiforbrug (5.1a) og investeringsomkostninger (5.1b) som funktion af løftehøjde og vandmængde for aktuelt billigste model. Baseret på prisoplysninger og datablade fra producenter.

ve iltmætninger på inputsiden, og stiger således at der i praksis ikke kan tilføres ilt ad denne vej ved iltmætninger over ca. 70%. På grund af den ringe virkningsgrad ved højere iltmætningsniveauer kan iltpiskere kun være aktuelle som supplerende eller periodisk middel til at øge iltindholdet, f.eks. som 1. trin i et opiltningssystem og til at eliminere iltsvingninger i vandløbet. I forbindelse med større fiskebestande i damme, hvor den begrænsende faktor er vandflowet (iltforsyningen) til dammen, kan iltpiskere periodevis være egnede. Ligeledes kan de være egnede i leveringsdamme for at sikre den nødvendige iltforsyning indtil leveringstidspunktet.

5.2.3. Rensning og rensningsudstyr

Rensningseffekten af rensningsudstyr er diskuteret i kapitel 6. I relation til renere teknologi har det imidlertid interesse at foretage en vurdering af rensningsforanstaltningernes eget ressourceforbrug, idet der medgår således energi til alle former for rensningsudstyr, som inkluderer pumper og andre mekaniske foranstaltninger.

Mekanisk filtrering er forbundet med energiforbrug til pumpning, mekanisk drift, slamfjernelse m.v. De rensningsforanstaltninger, som er baseret på passiv sedimentation, og det vandflow der i forvejen er gennem dambrugssystemet, vil have det laveste energiforbrug i forhold til rensningseffekten. Det drejer sig (listet i orden efter stigende

energiforbrug) om slamkegler, slamfælder, slamseparatorer, bundfældningsanlæg, slamstøvsugere og plantelaguner. Sedimentationssystemerne bruger normalt kun energi i forbindelse med slamfjernelse. Energiforbruget er derfor størst for egentlige filtreringssystemer, som anvender energi kontinuert til pumper og mekanisk drift.

Driftsformen og energiforbruget fra de komponenter, der indgår, fremgår af tabel 5.1.

Det resulterende energiforbrug kan herefter sammenfattes som vist i tabel 5.2.

Der er i disse energiforbrug ikke medregnet videre transport til slambed og endelig bortskaffelse.

Energiforbruget ved biologisk rensning er diskuteret i forbindelse med omtalen af rensningseffekterne af sådanne anlæg i kapitel 6.3.

5.3 Foder

En forståelse af foderets omsætning i fisken og i dambruget er nøglen til en forståelse af dambrugenes miljøbelastning med næringssalte og organisk stof.

Desværre er omsætningen af de fodertyper, der anvendes i dambrugene i dag, ikke eller kun

Tabel 5.1. Drift- og energiforbrug for forskellige mekaniske rensningssystemer. Data for mikrofiltreringen er baseret på et filtreringssystem med en kapacitet på 600 ls⁻¹. Effektforbrug og driftstid er baseret på aflæsninger på produktionsanlæg (Dansk Dambrugerforening, upubl.)

Type	Driftforhold	Totalt effektforbrug	Effektforbrugende udstyr	Enkeltkomponentforbrug kw
Sedimentation traditionel	Slampumpning, 8 timer pr. måned	3 - 5 kw	Central slampumpe	3 - 5
Slamrobot	2 gennemløb pr. uge a 2 timer	2,4 kw	Drivmotorer Slampumpe	0,18 (2 stk.) 2,0
Slamgrube	2 tømninger pr. døgn a 10 min	3 - 5 kw	Slampumpe	3 - 5
Mikrofiltrering	Kontinuert	3 - 5 kw	Drivmotorer Spulepumpe Slampumpe	0,37 (2 stk.) 1,5 - 3 0,75

Tabel 5.2. Energiforbrug for mekaniske rensningskomponenter. Effektforbruget og driftstiden er baseret på aflæsning fra produktionsanlæg. Effektforbruget er angivet ud fra gennemsnitlige bestykninger med teknisk udstyr ved anvendelse af de forskellige typer renseforanstaltninger. For sedimentation, slamrobot og slamgrube vil effektforbruget ikke variere synderligt ved en øget vandmængde, hvorimod det må forventes, at effektforbruget ved mikrofiltrering vil fordobles for hver 600 l s⁻¹.

Type	Effektforbrug under drift kW	Drifttid, timer pr. døgn
Sedimentation		
traditionel	3 - 5	0,27
Slamrobot	2,4	1,14
Slamgrube	3 - 5	0,3
Mikrofiltrering	3 - 5	24

dårligt belyst i tilgængelige litteraturkilder. Dokumentation for foderets sammensætning og omsætning i fisken stammer fra de forsøg, som foderfirmaerne udfører som en del af deres udviklingsarbejde, og er derfor kun tilgængeligt fra interne kilder i foderfirmaerne. Arbejdsgruppen har derfor bedt forskere fra et af de større foderfirmaer om at belyse disse forhold til brug i nærværende rapport. Dette bidrag findes som Annex 2 til rapporten. De forhold, som diskuteres i Annex 2, forventes ikke at afvige væsentligt fra, hvad man ville kunne forvente fra andre foderfabrikanter eller -produkter og præsentationen baseret på specifikke produkter må opfattes som eksempler og ikke som udtryk for præferencer fra arbejdsgruppens side.

Foderets omsætning er - udover selve foderets sammensætning og fysiske udformning - afhængig af en række miljøforhold, primært ilt og temperatur og dambrugspraksis vedrørende vandmængder og besætning. I en undersøgelse (Pedersen, 1987) fandtes den bedste udnyttelse af foderet (og derved den mindste udskillelse til miljøet) ved en temperatur omkring 15°C og et iltmætningsniveau på over 70%, men forholdene i et konkret dambrug vil variere med miljøforhold, driftspraksis og fiskestørrelse.

5.3.1 Fodersammensætning

Fiskefoder skal dels indeholde kalorier til fiskens stofskifte og vækst, dels essentielle næringsstoffer såsom visse aminosyrer, vitaminer og mineraler som fisken ikke kan danne fra andre stoffer. Foderets kalorier omsættes til fiskevækst, forbrænding og energiindhold i udskilte stoffer (fækalier, urin, udskillelse over gæller). Stoffligt omsættes foderet til forbrændingsprodukter (kuldioxid og vand), fiskevæv, fækalier samt stoffer der udskilles på anden vis som ammonium og evt. kulhydrater over gællerne. Ørreders naturlige føde er animalsk og ørreder er derfor i stand til at udnytte en føde med et højt indhold af protein og fedt mens effektiviteten af kulhydratomsætningen nedsættes ved kulhydratindhold i føden over 6-8%.

Fra et miljømæssigt synspunkt er der nogle egenskaber ved foderet som er ønskværdige :

- Maksimal omsætning af kalorier til vækst og forbrænding (=minimal udskillelse som fækalier eller over gæller)
- Minimal udskillelse af næringssalte såvel før som efter omsætning i fisken
- Maksimal mulighed for at opsamle fækalier før de når recipienten
- Minimalt foderspild
- Affaldsstofferne er let-nedbrydelige og påvirker kun miljøet i ringe grad.

Set fra et miljømæssigt synspunkt, bør foderet være således sammensat at så stor en andel som muligt spises og omsættes til enten fiskevæv eller forbrænding. Den del, der udskilles gennem fækalier og over gællerne, vil indeholde såvel organisk stof som kvælstof. Ved at erstatte protein med fedt eller kulhydrat kan kvælstofudskillelsen pr. produceret enhed nedsættes. Tilsvarende kan man ved at øge indholdet af kaloriekilder, som fisken kan omsætte til vækst og forbrænding, reducere mængden af udskilt organisk stof.

For den del af det indtagne foder, der udskilles som fækalier, er det væsentligt, at fækaliernes konsistens og opløselighed er sådan, at der er maksimal mulighed for at opsamle fækaliernes og de stoffer, de indeholder ved udskillelsen, før de når frem til recipienten.

Ændringer af foderet i disse retninger er i praksis en afvejning af hensyn til tilgængelige råvarer og mulighederne for fysisk at opbygge foderet, såle-

des at disse mål kan opnås samt driftsøkonomiske hensyn.

Indenfor det sidste tiår er der sket en udvikling af foderet på en række punkter :

- Produktionen er ændret fra pillettering til ekstrudering
- Protein er erstattet af fedt
- Foderråvarens sammensætning er blevet ændret i retning af højere fordøjelighed og en aminosyresammensætning, der bedre passer til fiskenes behov.

Ekstrudering er en produktionsform, hvor fodermateriale presses gennem en dyse, hvorved der sker en kortvarig høj sammenpresning og opvarmning. Herved danner kulhydraterne en porøs struktur, som gør produktet velegnet til at absorbere fedt. Man har herved været i stand til at øge fedt- og dermed kaloriemængden i foderet.

Overgangen til ekstrudering har betydet et mindre foderspild og en længere opholdstid i fiskenes mave/tarmkanal. Den længere opholdstid betyder, at fisken bedre kan udnytte et foder med højt energiindhold.

Substitueringen af protein med fedt har betydet at kvælstofudskillelsen er reduceret. Den proteinmængde, der forbrændes for at producere 1 kg ørred, er således næsten halveret over 10 år samtidig med, at fordøjeligheden er steget fra 89 til 94% over 10 år for én produktserie (Annex 2).

Samtidig er der sket en forøgelse af såvel det totale energiindhold pr. kg foder som i fordøjeligheden af foderet i øvrigt. Forøgelsen af det totale energiindhold har primært fundet sted gennem et større fedtindhold. Fordøjeligheden af foderet er bl.a. øget gennem en reduktion af fibermængden. Samlet er energiindholdet i fækaliene pr. kg produceret ørred mere end halveret.

I kraft af denne foderudvikling er der således sket en reduktion i belastningen pr. kg produceret ørred, både i form af mindre kvælstof og organisk stof udskilt gennem fækalier.

Denne udvikling har også afspejlet sig i en reduktion af foderkvotienten fra 1,4 til 0,9 for den pågældende produktserie.

Det skal imidlertid understreges, at en sådan re-

duktion ikke i sig selv siger noget om en evt. reduceret miljøbelastning. Foderkvotienten kan reduceres dels gennem en øget omsætning af foderenergien til fiskevækst, dels gennem en forøgelse af energiindholdet i foderet. For så vidt som foderkvotienten reduceres ved at øge energiindholdet pr. vægtenhed foder kan en reduceret foderkvotient målt som kg tørt foder pr. produceret kg hel fisk udmærket realiseres uden at belastningen med BI₅ er reduceret - nemlig hvis samme andel af det højere energiindhold fortsat udskilles til miljøet. Det centrale i denne sammenhæng er ikke foderkvotienten men forholdet mellem indtagen energi og energi, der udskilles til miljøet igen som organisk stof. Hvis en større del af foderet omsættes til vækst og forbænding vil belastningen pr. kg produceret ørred falde uanset foderkvotienten. En energibaseret foderkvotient kunne derfor være en bedre indikator for den resulterende miljøbelastning.

Den foderudvikling, der har fundet sted indenfor det sidste tiår, har imidlertid kombineret en reduktion af foderkvotienten med en relativt øget omsætning af foderenergien til vækst og tilsvarende reduktion af den andel, der udskilles gennem fækalier. Faldet i foderkvotienten afspejler i dette tilfælde således også en reduktion af belastningen både pr. kg anvendt foder og pr. kg produceret ørred.

5.3.2. Belastningskilder relateret til foder og foderomsætning

5.3.2.1 Foderspild

Foderspild i forbindelse med dambrugsdrift skyldes at nogle af foderpillerne ikke bliver spist og falder ned på dambunden, hvor de ikke mere regnes for føde af regnbueørreder, og fordi regnbueørreden spilder foder i forbindelse med selve foderindtagelsen.

Overfodring modvirkes ved præcis dosering og hensigtsmæssige fodringsmetoder. Spild i forbindelse med selve foderindtagelsen (tygning og svælgning) har man kunnet se ved fodringsforsøg med mærket foder.

Helt nye danske undersøgelser tyder dog på et minimalt foderspild ved tyggeprocessen hos regnbueørred (Kristiansen og Frier, upubl. res.).

Det spildte foder begynder efter få timers forløb

(ca. 5 timer i aktuelle prøveforsøg) at bidrage væsentligt til vandets indhold af opløst organisk stof og nedbrydes derefter bakterielt i vandfasen med en ukendt nedbrydningsrate. Det ville i en forureningsmæssig sammenhæng være særdeles ønskeligt med erfaringsmateriale om ratekonstanterne både for opløsningsprocessen og nedbrydningsprocessen, da disse to processers hastighed til dels bliver afgørende for det senere iltforbrug i vandløbet. Kendskab til ovenstående proceshastigheder bliver også altafgørende for »lay-out« og dimensionering af fremtidige damanlæg, da disse i meget høj grad må tilsigte at få foderspildet fjernet som partikler. Frigivelsen af kvælstof og fosfor fra foderpiller må antages at følge foderpillernes opløsning i vandfasen.

5.3.2.2 Fækalier

Problemstillingen vedrørende fækaliernes bidrag til forureningen fra dambrug er meget parallel til problemstillingen fra foderspildet.

Fækalierne må dog, indtil andet er påvist, betragtes som mere langsomt omsættelige end foderpiller, da fiskene naturligvis allerede har fordøjet hovedparten af det letomsættelige materiale. Til gengæld viser alle hidtidige målinger, at opløsningen af fækalier går betydeligt hurtigere end opløsningen af foder, således at muligheden for at

fjerne fækalier som partikler er dårligere end for foderpiller.

Også for fækalier gælder det om at få fjernet det partikulære materiale så hurtigt og så effektivt som muligt.

Kvælstof og fosfor vil i et vist omfang frigives på opløst form fra fækalierne over i vandfasen. En undersøgelse (Alsted, 1989) fandt for kvælstofs vedkommende, at 30% var forsvundet fra fækalierne efter 30 minutter og ca. 70% inden for 24 timer. For fosfor blev der målt tab fra fækalierne på 20% efter 24 timer. Alsted (1989) konstaterer videre, at dette ikke stemmer overens med tidligere undersøgelser, der viser, at 50% af fosforen har forladt fækalierne efter 24 timer.

For COD's vedkommende er forholdet mellem bundfældelig og opløst del ikke endeligt klarlagt med nutidens fodertyper. Nedenstående figur angiver forholdet mellem de to fraktioner ved en ikke nutidig fodertype.

5.3.2.3 Ekskretion

Fisk udskiller kvælstof som ammoniak over gællerne. Ammoniakken konverteres umiddelbart til ammonium i vandet. Herudover ekskretes kvælstof som urinstof og andre kvælstofholdige

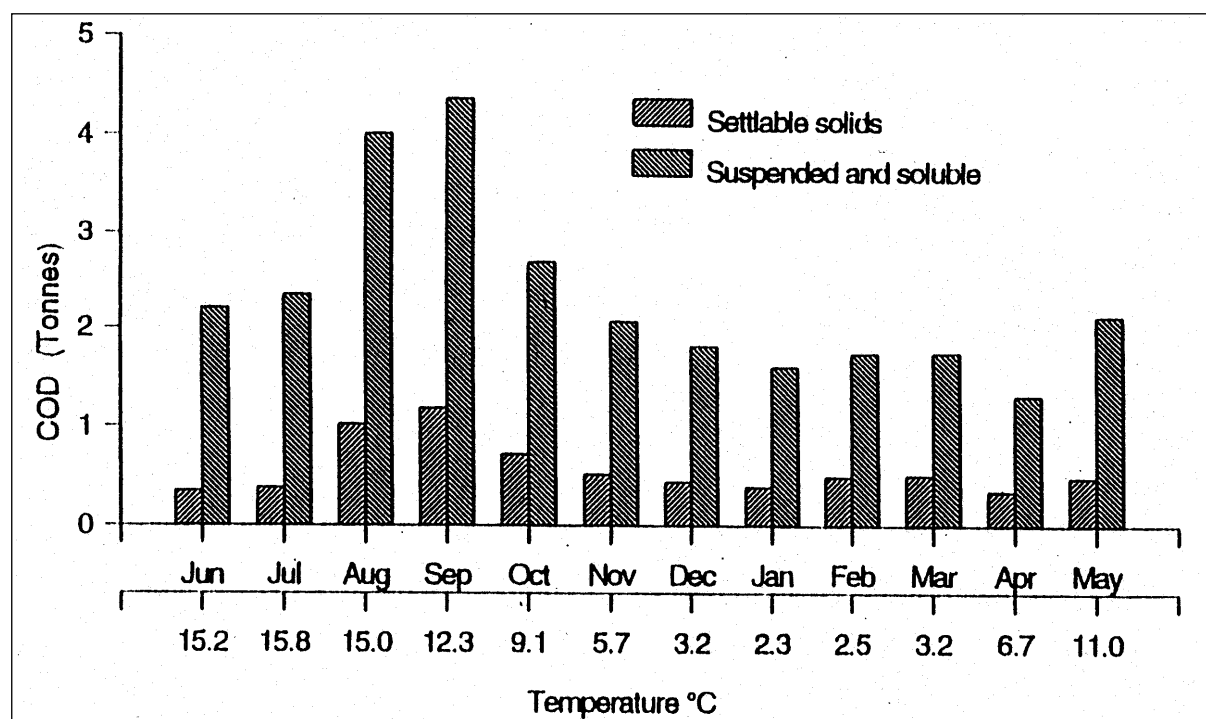


Fig 5.2. Produktion af COD fra et dambrug opdelt på hhv. sedimenterbar og suspenderet eller opløst fraktion. (Frier et al, 1995)

organiske stoffer. Disse stoffer afgives med fæces. I salmonider dominerer ammoniak ekskretionen og udgør omkring 90 % af den totale ekskretion (Frier *et al.* 1995).

Erstatningen af protein i foderet med fedt gennem det sidste årti har bidraget væsentligt til en begrænsning af produktionsbidraget af kvælstofholdige affaldsprodukter.

5.3.3. Intern omsætning af affaldsstoffer

5.3.3.1 Organisk stof

Organisk stof fra dambrugsdrift er enten særdeles hurtigt omsætteligt (foderspild) eller har en moderat omsættelighed (fækalier). De eksakte nedbrydningsrater for de forskellige fraktioner er dårligt kendt i forhold til den viden, der eksisterer for de tilsvarende stofgrupper indenfor spildevandsområdet.

5.3.3.2 Kvælstofholdige affaldsstoffer

De kvælstofholdige affaldsstoffer findes som før nævnt enten i form af ammoniak-ammonium fra ekskretionen eller i form af organisk bundet kvælstof fra foderspild og fækalier. En del af sidstnævnte form omdannes i dambruget eller i vandløbet til ammonium, resten transporteres til slutrecipienten, hvor det omdannes meget langsomt.

Den resulterende ammonium pulje nitrificeres i dambrug eller i vandløb til nitrat, hvoraf en del denitrificeres under den videre transport mod slutrecipienten og i slutrecipienten i det omfang, nitraten her opholder sig i ilfrie, organisk rige miljøer.

Nitrifikationen kræver ilt, men ikke organisk stof, da det er en kemoautotrof proces. De nitrificerende bakterier klarer sig dårligt i konkurrence med almindelige heterotrofe bakterier, hvorfor organisk stof i større koncentrationer hæmmer processen. Også af hensyn til nitrifikationen er det derfor af stor betydning, at få fjernet det organiske stof som partikler inden det bidrager til vandets koncentration af opløst organisk stof. Nitrifikationen er generelt set en langsom proces med en lille energimæssig nyttevirkning. Derfor kræver processen en lang opholdstid for bakterierne (lang tids ophold i iltet slam, høj aerob slamalder). Dette betyder i praksis, at nitrifikation i

dambrug kun kan foregå i bunden af dammen eller på andre faste overflader.

Denitrifikation er en nedbrydningsproces, hvor nitrat under iltfrie forhold anvendes som elektronacceptor i stedet for ilt, hvorved nitraten omdannes til frit kvælstof. Derfor kræver denitrifikationen foruden tilgængeligt nitrat et omsætteligt organisk stof eller eventuelt pyrit (jernsulfid). Man vil derfor normalt i dambrug se en større total denitrifikation, hvis alt partikulært stof får lov at bundfælde sig i dammene, gå i opløsning og medvirke i processen.

Dette betyder faktisk, at man i visse tilfælde vil kunne få en øget udledning af uorganisk kvælstof fra dambrug, der er meget gode til at fjerne partikulært materiale.

5.3.3.3 Fosforholdige affaldsstoffer

Overskydende fosfor fra dambrugsfisk udskilles sammen med fækalierne på overvejende fast form. Efterhånden som fækalierne nedbrydes vil en del af dette partikulært bundne fosfor dog blive frigivet og transporteret videre med vandstrømmen på opløst form.

Fosfor har en udtalt tendens til at binde sig til partikulært materiale og fjernes derfor i vid udstrækning sammen med dette. Det er derfor også for fosfors vedkommende af afgørende betydning med en god partikelfjernelse fra dambrugsspildevand.

5.4. Sygdomsforebyggelse og -bekæmpelse

5.4.1 Oversigt

Sygdomsforebyggelse og -bekæmpelse kan have væsentlige miljømæssige implikationer for såvidt der anvendes miljøfremmede stoffer til dette formål. Substitueringen af sådanne stoffer med forebyggelse er et bidrag til anvendelse af renere teknologi i ørredproduktionen.

Når fisk bliver »husdyr«, opstår naturligvis en række problemer, der er parallelle til dem, der ses i alle andre former for intensive opdræt. Væsentligst - både set fra producentens og forbrugerens synspunkt - er den hyppigere forekomst af sygdom. Dette drejer sig både om virale, parasitære og bakteriologiske sygdomme. De parasitære

sygdomme kontrolleres i dag primært gennem kobbersulfat (CuSO₄) behandling, mens de bakteriologiske sygdomme oftest bekæmpes gennem iblanding af antibiotika i foderet. De fire væsentligste sygdomsfremkaldende bakterier er, *Vibrio anguillarum* (vibriose), *Aeromonas salmonicida* (furunculose), *Yersinia ruckerii* (rødmundssyge) og *Flavobacterium psychrophilum* (yngeldødeligheds-syndrom).

5.4.2 Medicin - hjælpestoffer

Sygdommene behandles med forskellige former for medicin og hjælpestoffer.

En oversigt over behandling og anvendelse af medicin og hjælpestoffer findes i Annex 4.

Danmarks Miljøundersøgelser har udarbejdet en vurdering af mulige effekter i vandløb af dambrugenes forbrug af hjælpestoffer og medicin i 1994 og 1995 (Sortkjær 1997). Det er oplyst af 75% af dambrugerne, at de anvender medicin og/eller hjælpestoffer. Hovedtal vedrørende forbruget er givet i tabel 4.1.

5.4.3 Forebyggende foranstaltninger

Fremfor bekæmpelse af sygdom er det i opdræt, som alle andre steder, mere hensigtsmæssigt at forebygge. Flere forebyggende strategier er mulige.

- styrkelse af fiskens specifikke forsvar (vaccine)
- styrkelse af fiskens non-specifikke forsvar, f.eks. gennem fodertilskud eller stimulering af dens naturlige bakterieflora (probiotisk forebyggelse).

Udvikling af forebyggende foranstaltninger til afløsning af direkte behandling vil betyde en nedsettelse af forbruget af medicin og hjælpestoffer. Dette vil både betyde en reduceret miljøbelastning gennem reduktion af de direkte udledninger af disse stoffer eller deres nedbrydningsprodukter og en reduceret risiko for udvikling af resistens hos sygdomsfremkaldende bakterier og anden mikroflora.

Anvendelse af vaccine

Vaccination er på mange måder den ideelle form for forebyggelse, og interessen herfor er stor. I Danmark er der godkendte vaciner mod rød-

mundssyge, furunculose og vibriose. Rødmundssyge vaccinen er monovalent (rettet mod én sygdom), hvorimod en anden type vaccine er trivalent rettet mod rødmundssyge, furunculose og vibriose. Den monovalente vaccine er vandbaseret og gives som dypvaccinering som oftest til mindre fisk i ferskvand. Den trivalente vaccine fås både som vand- og oliebaseret vaccine og gives som injektion til fisk, der skal udsættes i havbrug, hvor de vil møde vibriose bakterier. At man også vaccinerer mod furunculose og rødmundssyge, skyldes, at overflytningen til saltvand stresser fiskene, hvilket kan få rødmundssyge og furunculose til at bryde frem, såfremt fisken er bærer af bakterien, eller ved direkte smitte i havet. Injektionsvaccinering foretages altid på bedøvede fisk.

Styrkelse af fiskens non-specifikke forsvar

Fisk repræsenterer i den biologiske evolution det første primitive trin, hvor et specifikt immunsystem analogt til pattedyrenes forekommer (én immunoglobulin-klasse mod pattedyrenes 4-6 forskellige). Dette forhold har ført til den antagelse, at fisk i langt højere grad end varmlodige dyr er afhængige af det uspecifikke forsvar (Wilson and Warr 1992).

Det uspecifikke forsvar er en slags »first line of defense« og består af en række antimikrobielle stoffer (f.eks. lysozym og basiske peptider) og fagocyterende celler (Raa 1996). Fiskens naturlige non-patogene mikroflora må, som hos varmlodede dyr, formodes tillige at være uhyre vigtig for dens sygdomsresistens (Onarheim and Raa 1990), men dette forhold er kun undersøgt i begrænset omfang. En nøjere gennemgang er givet nedenfor.

Fisk er vekselvarme dyr og som sådan underlagt omgivelsernes skiftende (lave) temperaturer, og det non-specifikke forsvar er uundværligt, da lave temperaturer hæmmer det specifikke forsvar (Miller and Clem 1984). Desuden passerer flere fiskearter et fritlevende larvestadium, hvor det specifikke forsvar ikke er udviklet, og de er da helt afhængige af det non-specifikke forsvar.

Viden om - og udnyttelse af - det non-specifikke sygdomsforsvar er derfor et oplagt grundlag for probiotisk behandling, der, i modsætning til en vaccination, må formodes at give generel beskyttelse mod en række sygdomme.

Fiskens non-specifikke immunforsvar kan styr-

kes gennem fodertilskud som f.eks. tilsætning af immunmodulerende stoffer til foderet (Anderson 1992). Det drejer sig f.eks. om tilsætning af udvalgte mikronæringsstoffer. Tilsvarende effekter kan måske opnås gennem optimeret fodersammensætning f.eks. højt indhold af 4-3 fedtsyrer eller lavt jern- indhold. For enkelte fiskearter har det desuden vist sig, at tilsætning af laktat til foderet øger tilvæksten (Gislason *et al.* 1994, Ringø *et al.* 1994) muligvis p.g.a. forebyggelse af diarré (Ringø 1991).

Styrkelsen af immunforsvaret kan også ske gennem stimulering af fiskens naturlige bakterieflo- ra. Undersøgelser indenfor husdyrbrug har vist, at visse bakteriekulturer eller rene stoffer virker hæmmende overfor patogener (sygdomsfremkaldende) mikroorganismer, der optræder i tarmkanalen. Ikke-sygdomsfremkaldende bakterier, især pseudomonader, har også været brugt til sygdomsforebyggelse på planter, hvor de producerer stoffer, der hæmmer vækst af plante-patogene mikroorganismer (Dowling and O’Gara 1994). Rationalet bag sådan anvendelse af probiotika er, at en styrkelse og eventuel påvirkning af dyrets eller plantens naturlige bakterieflo- ra, øger dets modstandskraft overfor patogener.

Indenfor husdyrbrug har man interesseret sig meget for brug af probiotiske bakteriekulturer. Især mælkesyrebakterier har været genstand for interesse, og som i andre sammenhænge antages bakterierne at virke hæmmende ved at konkurrere med de patogene bakterier om pladsen på tarmepithelceller samt ved at producere antibakterielle stoffer. Det skal understreges, at der ikke kan drages klare konklusioner om eventuel gavnlig virkning på fordøjelse og vækst (Sisson 1989). Der er dog klare beviser for, at mælkesyrebakterier for- trænger og hæmmer patogener (Salmonella og *E. coli*) i tarmsystemet hos varmblodede dyr (Sisson 1989, Jin *et al.* 1996a,b), hvilket i medicinsk øjemed er en stor fordel.

Indenfor fiskeopdræt har man også interesseret sig for tilsætning af gavnlige bakterie-kulturer og har fra fiskeskind og fisketarm isoleret bakterier, der virker dræbende eller vækst-hæmmende overfor fiskepatogene bakterier (Olsson *et al.* 1992, 1996, Jöborn 1994, Gram 1996). Kun en enkelt af disse bakterier er inledningsvis afprøvet i egentlige infektionsforsøg (Gram *et al.* under udgivelse).

I modsætning til varmblodede dyr, hvor mikro- floraen i forskellige nicher (f.eks. tarmsystemet) er forholdsvis velbeskrevet, er kendskabet til mikrofloraen på og især i fisk langt mere be- grænset. Det diskuteres således fortsat, om fisk har en resident eller transient tarmflora (Munro *et al.* 1994, Andlid *et al.* 1995). I samme forbindel- se er det uafklaret, hvilke faktorer, der påvirker kolonisering af bakterier på/i fisk (Munro *et al.* 1994). Netop kolonisering er af afgørende betyd- ning dels for sygdomsudbrud, dels for udnyttelse af probiotiske bakteriekulturer (Kragelund og Nybroe 1996). Det er ligeledes ikke undersøgt, om mikrofloraen på opdrættede fisk adskiller sig fra floraen på vilde fisk, og kun i begrænset om- fang hvilke aktiviteter (nærings- og pladskonkur- rence, antibiotiske stoffer) den naturlige mikro- flora anvender til at kontrollere sygdomsfremkal- dende organismer (Jöborn 1994, Pybus *et al.* 1994, Gram 1996).

Det må således samlet vurderes, at det med stor sandsynlighed er muligt at forebygge sygdom hos opdrætsfisk gennem en styring af fiskens mi- kroflora i en hensigtsmæssig retning, men at det- te kræver en række grundlæggende forsknings- mæssige tiltag, bl.a. en detaljeret beskrivelse af mikrofloraen hos raske og syge fisk, vurdering af interaktioner mellem den non-patogene og den patogene flora samt klarlægning af faktorer, der har betydning for mikroorganismers kolonisering af fisk.

5.5 Styringssystemer

Reneste teknologi inkluderer en optimal anven- delse af de ressourcer, der tilføres dambruget som energi, vand, foder etc. Optimal udnyttelse forud- sætter en styring af forbruget således, at der til enhver tid kun anvendes de ressourcer, som er produktionsmæssigt relevante. Der er specielt omkring foderanvendelsen endvidere store inci- tamentener i en økonomisk optimering af anvendel- sen. Der har derfor udviklet sig et marked for sty- ringssystemer, som fungerer som et værktøj til denne optimeringsproces.

Styringssystemer i det traditionelle dambrugser- hverv har tidligere kun været anvendt i begrænset omfang. Med implementeringen af dambrugsbe- kendtgørelsens krav til driftsjournaler, blev en større gruppe dambrugere opmærksomme på for-

delene ved at foretage udvidede registreringer. Disse udvidede registreringer har vist sig at muliggøre en langt bedre produktionsplanlægning, og dermed udnyttelse af anlæggenes kapacitet.

Samtidig er der klare indikationer for, at indførelsen af disse systemer nedbringer miljøpåvirkningerne. Dette skyldes at de omfattende daglige registreringer åbner mulighed for korrigerende handlinger på et langt tidligere tidspunkt samt normalt en bedre udnyttelse af råvarerne.

PC-programmer til styring af og opsamling af data fra produktionen, har været det område, hvor det har været lettest at implementere nye systemer. Dette skyldes, at der generelt er en hurtig økonomisk gevinst ved implementering af denne type styring og at investeringen er lav. I den normale anvendelse er der ikke nogen direkte kobling mellem styringssystemet og produktionssystemet. Opdateringen med data foregår manuelt og programmets anvisninger skal omsættes til handling manuelt. Argumentationen mod automatisk logning er primært af økonomisk karakter, men også at man ved implementering af automatisk logning risikerer at indføre yderligere fejlkilder i systemet.

Et af de steder, hvor man med fordel kan indføre autologning er ilt og temperatur. En automatisk logning af disse to parametre vil ikke kræve andet på en lang række dambrug, end at der anskaffes software til opsamlingen, da de fleste af de anvendte systemer for ilt- og temperaturmåling har en udgang til datalogning.

Et af de steder, hvor en automatisering er på vej, er på de dambrug, der ejes af selskaber med flere dambrug, og hvor produktionsstyring på EDB er implementeret. Her er der enkelte selskaber, der har planer om at opbygge en automatisk opdatering på et centralt system på hovedkontoret fra produktionsprogrammerne ude på de enkelte dambrug. Herved vil man have mulighed for at udarbejde opdaterede salgslister, ligesom man vil få mulighed for evt. at justere produktionen til markedets krav. Fordelen ved dette består i, at hovedparten af de dambrug, der tilhører et selskab, foretager salget centralt.

Monitering af effektforbrug i elektriske installationer er et andet område, som har potentiale som en hjælp til bedre resourceanvendelse. Enkelte dambrug har investeret i udstyr hertil, og til-

bagemeldingerne herfra viser, at såvel vedligeholdelsesomkostningerne som energiforbruget falder. Erfaringerne med dette er dog endnu sparsomme.

Registreringer ud over hvad dambrugsbekendtgørelsen kræver, foretages på en stor del af dambrugene i driftsjournaler, mens en stadig voksende gruppe anvender EDB til registreringen. Der udbydes i øjeblikket 3 software løsninger til styring af produktionen, som alle opfylder kravene opstillet i dambrugsbekendtgørelsen til føring af driftsjournaler. Desuden har alle tre softwareudbydere medtaget en lang række andre registreringer af interne driftforhold på dambrugene. Detaljeret gennemgang af disse programmets faciliteter findes i Annex 3.

Iltstyringssystemer anvendes til styring af ilt- og beluftningsanlæg. For at udnytte den tilsatte ilt optimalt anvendes en styring baseret enten på differencemålinger eller på målinger af ilt og temperatur.

Styring ud fra differencemålinger foretages som oftest over produktionsbassinerne eller før og efter ilttilsætningen. Ved at fastsætte et niveau for lavest acceptable iltniveau efter tilsætningsenheden eller over produktionsbassinerne opnås en grad af styring. Ved at måle forskelle over tilsætningsenheden opnår man dog ikke en reaktion på et ændret iltforbrug hos fiskene. Ved at måle forskelle over produktionsbassinerne eller dele heraf elimineres dette i nogen grad. Der kan være betydelige temperaturforskelle på traditionelle dambrug i løbet af et døgn, hvorved det fastsatte niveau for tilsætning af ilt ikke opfylder fiskenes krav, eller der kan blive tale om en overdosering. Dette kan elimineres ved et større antal målepunkter og decentrale ilttilsætninger, men grundet den meget høje pris for etableringen af sådanne systemer, anvendes denne form ikke inden for traditionel dambrugsdrift. Enkelte steder anvendes den i forbindelse med opdræt af fisk til udsætningsformål. Desuden er den tid, der hengår til vedligeholdelse og kalibrering, stort set ligefrem proportional med antallet af målepunkter. Differencemålinger udelukkende på ilt er dog stadig den mest anvendte til styring af ilttilsætningen.

Styring ud fra temperatur og iltindhold baserer sig på de sammenhænge, der er opregnet bl.a. i DIFTA (1993), herunder erfaringer med kritisk

iltniveau for både tilvækstsrater og foderomsætning for regnbueørreder (Pedersen 1987). Styringen baseres på en kurve for kritisk iltniveau for foderomsætning afhængig af temperatur (se figur 5.3).

Det fremgår af figuren, at det kritiske niveau, som er fastlagt ud fra fiskens fysiologiske behov ved forskellige temperaturer, ændres markant ved temperaturstigninger. Det er derfor ikke hensigtsmæssigt at styre efter en fast værdi af iltkoncentration, men derimod efter et niveau over det kritiske niveau. Det kritiske niveau kan ved denne styring forskydes op og ned afhængigt af individuelle forhold, der måtte være gældende på dambruget (DIFTA 1993).

Målepunkterne placeres som oftest i indløb efter ilttilsætning og i afløbet, hvor målepunktet i afløbet er styrende for tilsætning af ilt. Denne form for styring har i en lang række tilfælde vist sig, at reducere omkostningerne til ilt, samt at forbedre foderkonvertering og vækst. Derfor er der en stigende interesse for konvertering til denne styring på trods af en væsentlig merpris.

Uanset måle- og styringsprincippet kan de kontinuerlige målinger logges ind i en PC'er til brug for registreringer. Netop denne logning har vist

sig at være værdifuld ved planlægning af foderstrategi og udfodring. Begge styringsmetoder er implementerbare i forbindelse med styring af beluftningssystemer.

Overvågningssystemer på dambrug begrænser sig traditionelt til overvågning af høj og lav vandstand og strømudfald, men en del dambrug har desuden overvågning af iltniveau.

Kvalitets- og miljøstyring er et nyt område indenfor dambrugsproduktion. Styringen omfatter dokumentation og reaktionsforskrifter i relation til givne kvalitets- og miljøkriterier. Indtil nu er 3 dambrug blevet miljøcertificerede efter den Britiske standard 7750 og interessen herfor er stigende. En evt. kombination mellem miljø- og kvalitetsledelsessystemer vil ikke bare være interessant i markedsføringssammenhæng, men også til optimering af produktionen og processer.

Samlet kan det vedrørende styringssystemer konkluderes, at teknikken til en højere grad af driftstyring og automatisering er til stede, men at investeringslysten er lav, specielt på områder der ikke umiddelbart stiller et snarligt økonomisk afkast i udsigt. Desuden ligger en del af styrings- og registreringsværktøjer uden for de arbejdsområder, dambrugerne tidligere har beskæftiget sig

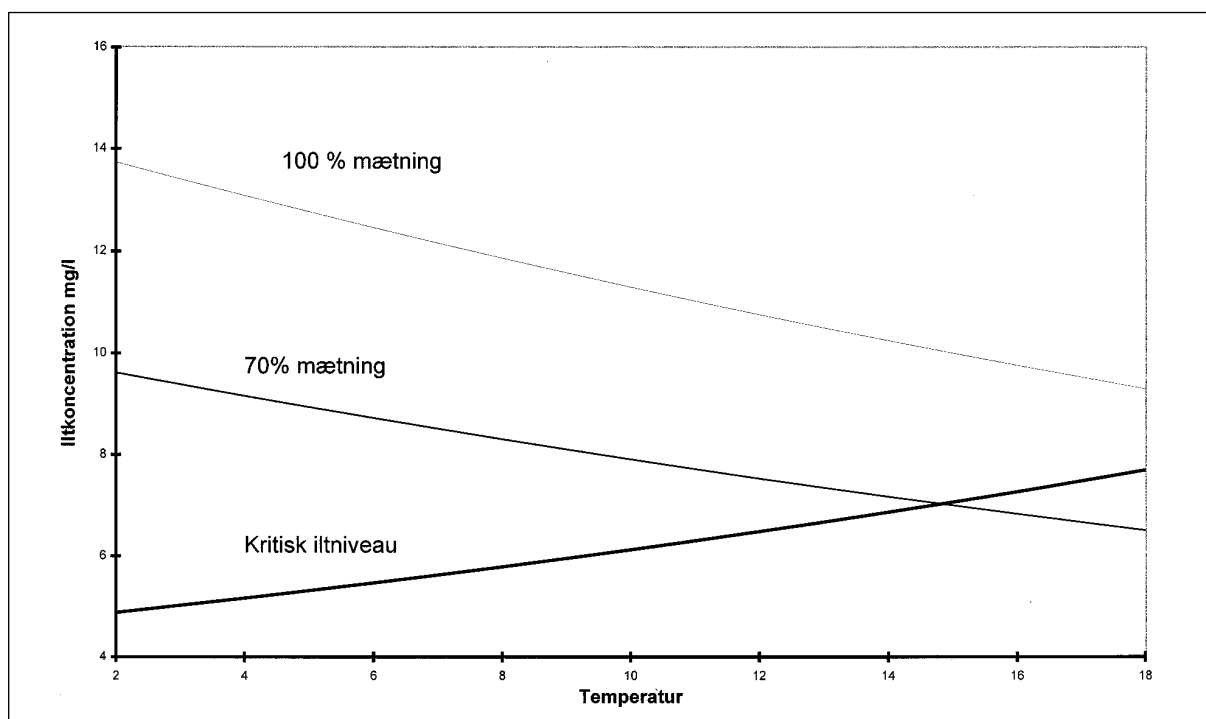


Fig. 5.3. Sammenhæng mellem foderomsætning, iltmætning og temperatur (baseret på DIFTA 1993). Under det kritiske niveau opnås der ikke optimal vækst og foderudnyttelse.

med, således af opnåelse af fuldt udbytte af en evt. implementering af nye systemer kræver efteruddannelse på områder som EDB og miljø- & kvalitetsledelsessystemer.

5.6 Egenomsætning

Det har været fremført, at en væsentlig reduktion af organisk stof og kvælstof i forhold til produktionsbidraget i dag sker i produktionsanlæggene (damme og kanaler). Denne reduktion sker ved omsætning og nedbrydning af stoffer i vandfasen og i bundsedimentet og kaldes for *egenomsætningen* eller arealomsætningen. Egenomsætninger er - i det omfang den finder sted i betydeligt omfang og dermed bidrager væsentligt til nedbringelse af miljøbelastningen fra dambruget - interessant som et bidrag til renere teknologi, idet der ikke anvendes eksterne ressourcer til at opnå denne rensningseffekt. Egenomsætningen er imidlertid kun dårligt belyst og de data, der findes og som kunne belyse problemstillingen, er blevet fortolket meget forskelligt.

Vanskelighederne ved at måle egenomsætningen skyldes først og fremmest den store variation, der er i de relevante måleparametre over tid og rum og imellem lokaliteter og dambrug. Egenomsætningen kan i princippet måles indirekte ved en sammenligning mellem stoftabet fra fiskene og den faktisk målte til- og udledning fra jorddam-anlæg, men sådanne sammenligninger er i praksis vanskelige at foretage på en entydig måde. En direkte måling af egenomsætningens delprocesser kan i princippet foretages med kendte metoder, da den er et resultat af kendte fysiske og biokemiske processer som sedimentation, flokkulering og mikrobiologisk aktivitet. En entydig di-

rekte måling forudsætter dog ligesom en indirekte måling et omhyggeligt måledesign og en meget stor prøvemængde, som tager højde for de store variationer i systemerne. Der er tilsyneladende aldrig udført sådanne videnskabelige undersøgelser, som muliggør en vurdering af egenomsætningens samlede betydning for miljøbelastningen fra fiskeopdrætsanlæg hverken i Danmark eller i udlandet.

Der findes derfor ikke entydige oplysninger om egenomsætningens omfang og hvilke forhold der påvirker den. Nedenstående gives derfor nogle indikationer ud fra det materiale, som er tilgængeligt, men det skal understreges, at der ikke findes systematisk videnskabeligt underbygget materiale og at de data, der findes, kan fortolkes på flere måder.

I Danmark findes enkelte undersøgelser, der berører problemstillingen. Egenomsætningen blev i 1992 undersøgt på 3 traditionelle jorddambrug uden recirkulering (Heerfordt og Rand, 1992), som vist i tabel 5.3.

Ringkøbing Amt har i en tilsynsrapport med ferskvandsdambrug 1996 anført, at der ved de få eksisterende semirecirkuleringsanlæg, der for nuværende er i drift, ses et fald i udledningen pr. produceret tons fisk ved øget recirkulering, som ikke alene kan forklares med den registrerede rensningseffekt over dambrugernes rensningsforanstaltninger. Dette indikerer, at en øget recirkulering og dermed en højere stofkoncentration inde på dambruget, øger egenomsætningen.

En senere undersøgelse (Jensen 1997), som havde til formål at belyse effekten af udvidede renseforanstaltninger som biofiltre kombineret med en vis recirkulation, har stillet spørgsmålstegn ved

Tabel 5.3. Egenomsætning af BI5, total-kvælstof og ammoniak/ammonium-kvælstof i forhold til produktionsareal (Heerfordt og Rand 1992).

	DAMBRUG		
	IDOM	HERBORG	MUNKBRO
Produktion g m ⁻² døgn ⁻¹	79	83	35
BI5 g m ⁻² døgn ⁻¹	6,3	6,9	5,6
Total-N g m ⁻² døgn ⁻¹	0,7	1,3	0,7
Ammonium-N g m ⁻² døgn ⁻¹	1,1	1,4	0,9

størrelsen af egenomsætningen. I følge denne undersøgelses konklusion blev der 'ikke fundet evidens for at dambrugenes egenomsætning øges med stigende opholdstid'. Det konkluderes endvidere at 'resultaterne synes .. at antyde, at den biologiske omsætning af produktionsbidraget for organisk stof i damme og bagkanaler (egenomsætningen) er af begrænset omfang'. Denne konklusion anfægtes imidlertid bl.a. af de konsulenter, som har været involveret i de pågældende anlægs etablering.

Der er således fortsat forskellige fortolkninger af data og forskellige opfattelser af egenomsætningens størrelse og bidrag til nedbringelse af miljøbelastningen. Spørgsmålet kan kun afklares gennem målrettede systematiske undersøgelser.

5.7 Andre produktionssystemer

5.7.1 Systemer med delvis recirkulering

Med den eksisterende teknologi har det ikke hidtil været muligt at opnå et økonomisk bæredygtigt opdræt af konsumørreder i intensive recirkuleringsanlæg svarende til de kendte fra f.eks. åleopdræt. Åleanlæg er ikke godkendelsespligtige efter miljøbeskyttelseslovens kap. 5. Miljøstyrelsen behandler i øjeblikket spørgsmålet om godkendelse af øvrige recirkulerende anlæg.

En mere realistisk teknologi for dambrug kan være en øget grad af vandgenbrug i forbindelse med en udbygning af renseforanstaltningerne på anlægget. Disse anlæg kunne benævnes semirecirkuleringsanlæg.

For dambrugeren kan en overgang til semirecirkuleret drift dels være begrundet i et ønske om at tilvejebringe en frivandsmængde af hensyn til vandløbets miljøtilstand eller fysiske forhold og dels i en mulighed for produktionsudvidelse gennem en begrænsning i den specifikke udledning pr. produceret enhed.

Ved vandgenbrug er vandets iltindhold og dernæst suspenderet stof de første begrænsende faktorer. Ved mekanisk rensning efterfulgt af udluftning og opiltning af vandet vil det erfaringsmæssigt normalt være muligt at genbruge vandet 6-9 gange uden problemer for fiskenes trivsel. Først herefter vil der begynde at opstå problemer med fiskenes vandopløselige affaldsstoffer i form af ammonium. Brugen af et biofilter er således ud

fra et opdrætsteknisk synspunkt ikke en nødvendig forudsætning - selv for en ret høj grad af recirkulering. Af hensyn til anlæggets eksterne miljøpåvirkning er det imidlertid nærliggende at udnytte de muligheder, som en forhøjet stofkoncentration internt på anlægget giver for stofomsætning i biofiltre. Hertil kommer, at mange dambrugere oplever, at udefrakommende forureninger i forbindelse med vandløbsoprensninger og uheld på renseanlæg eller jordbrugsbedrifter giver anledning til væsentlige tab i dambrugsbesætning. Er der som supplement til en mekanisk rensning etableret biofilter, vil det ofte være muligt helt at afspærre vandindtaget fra åen under disse omstændigheder, også selv om forureningshændelsen skulle strække sig over mere end et døgn.

Hel eller delvis recirkulering kan bevirke, i et vist omfang, at der opstår problemer med algeopvækst. Dette kan bevirke iltvind og filterclogging. Et sandfilter vil i et vist omfang kunne kompensere dette men vil medføre yderligere energiforbrug.

Fire dambrug er i dag indrettet og drevet som semirecirkuleringsanlæg. Heraf er de tre traditionelle jorddambrug, og et er udformet med betonkummer. To af jorddambrugene har mekanisk rensning ved hjælp af mikrosigter efterfulgt af biofiltre, medens det sidste kun har biofilter, som her både klarer den mekaniske og biologiske rensning. Fælles for alle anlæg er brug af biofilter med en filterfyldning af brændte lerklinker. Anlæggene recirkulerer vandet mellem ca. 50 til 90%.

Erfaringerne med driften af disse anlæg er generelt et øget energiforbrug som følge af en relativt stor løftehøjde. En undtagelse er et af jorddambrugene, der i forvejen var indrettet til indpumpning af vand fra vandløbet som følge af manglende stemmeret.

Herudover har der generelt været en positiv indstilling til semirecirkuleringsdrift på disse anlæg. Brugerne af anlæggene har hidtil oplevet, at det øgede genbrug af vandet ikke som frygtet gav anledning til øgede problemer med fiske sygdomme og parasitter. En mere stabil vandforsyning med stort set konstant iltmætning giver derimod tilsyneladende færre driftsproblemer end tidligere, hvor den indtagne vandkvalitet i højere grad var afhængig af variationer i vandløbets partikel- og ilttransport.

Et af anlæggene har ved høj recirkulering (ca.90 %) haft problemer med afsmag i fiskene i et omfang, der gjorde dem uegnede til konsum. Årsagen menes at være problemer med tilledning af returvand fra et slambehandlingsanlæg til opdrætsanlægget samt i mindre grad en ikke helt hensigtsmæssig konstruktion af biofiltrets retur-skyllsystem.

Ombygningen af de tre traditionelle dambrug til semirecirkuleringsanlæg har typisk omfattet etablering af biofilter, udluftning og opiltningsanlæg baseret på atmosfærisk luft og et returpumpelanlæg med vandtilbageføring. To af anlæggene har tidligere været indrettet med mikrosigter før biofiltret, medens det sidste, som anført, leder afløbsvandet direkte til biofilteret, der er bygget i et tidligere bundfældningsbassin. Som følge af forskellige muligheder for egen deltagelse i ombygningen af dambrugene og varierende fysiske forhold - plads- og jordbundsforhold - er spredningen i ombygningsomkostningerne relativ stor, idet disse varierer mellem ca. 150.000 og 300.000 kr. pr. 100 l/sek. behandlet vand. På samtlige anlæg er der tale om et eget timeforbrug, som ikke er medregnet i omkostningerne til ombygningen.

Den miljømæssige effekt af recirkuleringen på disse dambrug har været underkastet en nærmere undersøgelse (Jensen 1997).

Disse målinger viser en nedgang i den mængdemæssige belastning fra opdrætsanlæggene målt som kg udledt slamdannende og iltforbrugende stof pr. ton foder ved stigende grad af recirkulering. Billedet kompliceres imidlertid af, at det mindskede vandindtag ikke blot betyder at en mindre vandmængde eksponeres for belastning med spildprodukter men også at en mindre vandmængde passerer det sedimentationsanlæg, som et dambrug kan være, samt de rensningsforanstaltninger som måtte være installeret på dambruget.

Under særlige forhold, dvs. vandløb med stor belastning med partikulært suspenderet stof og/eller okkerbelastning, kan man tænke sig, at en reduktion af vandløbsbidraget kan betyde at dette bidrag løber udenom dambruget som frivand. Ved en konstant rensegrad og et konstant produktionsbidrag ville en renseforanstaltning ved reduceret vandløbsbidrag således kunne fjerne en mindre stofmængde alene på grund af det reducerede vandløbsbidrag.

Konklusionen på undersøgelsen af anlæggene med delvis recirkulering (Jensen, 1997) var at:

- 'Stofkoncentrationerne internt på dambruget øges
- Udløbskoncentrationerne øges
- Størstedelen af den interne stoftransport udgøres af de opløste fraktioner
- Ved forøget recirkulering udgør indløbs- og opdrætsbidrag stadig mindre andele af den samlede interne stoftransport på dambrugene, især ved recirkuleringsgrader over 70%
- Renseforanstaltningernes effekt er afgørende for, om recirkulation medfører reduktioner i udledningerne og i hvilken størrelsesorden det sker
- For de stofparametre, hvor renseforanstaltningernes effekt var god (>20%), kan der opnås betydelige reduktioner i de udledte mængder
- For stofparametre, hvor effekten er ringe eller neglignibel (<10%), øges mængden af udledte stoffer på grund af det reducerede vandløbsbidrag ved moderate recirkulationsgrader (<70 %), men reduceres igen ved yderligere intensivering af recirkulationen forudsat, at der er en lille renseffekt'

Samlet konkluderedes at de miljømæssige aspekter ved drift af dambrug med et reduceret vandindtag, recirkulation og udvidede renseforanstaltninger kan sammenfattes i:

- »En forbedring af vandløbenes fysiske og biologiske kontinuitet
- En reduktion i udledningen af slamdannende og iltforbrugende stoffer
- En øget udledning af næringssaltene fosfor og kvælstof«

Disse konklusioner omfatter den samlede nettoeffekt af dambruget med recirkulering og tilhørende renseforanstaltninger i forhold til situationen med større vandindtag uden recirkulering. Hvis man relaterer den fjernede stofmængde alene til produktionsbidraget fås et andet mønster, hvor øget recirkulering i alle tilfælde fører til en reduktion af den del af produktionsbidraget, som frigives til recipienten. Dette er imidlertid ikke nærmere analyseret i undersøgelsen.

De målte rensegrader over filtrene i disse delvist recirkulerende systemer er over mikrosigterne 32% for suspenderet stof, 1% for COD, 6% for BI₅ og under 1% for målte N og P fraktioner. For

biofilteret er de tilsvarende værdier 46% (suspenderet stof), 13% (COD), 19% (BI5), 4% (total N), 0% (Nitrat-nitrit N), 16% (Ammonium N), 6% (Total P) og 0% (Ortho P). Disse rensegrader udtrykker forskellen mellem tilløb og afløb i de enkelte renseforanstaltninger i de analyserede recirkuleringsystemer. Den tilførte vandmængde i disse systemer er en blanding af vand, der før har passeret foranstaltningen, og nytillført vand fra vandløbet, i begge tilfælde efter passage af dambruget. Ved høje recirkuleringsgrader udgør tidligere behandlet vand således en stor andel, og det vil ikke kunne forventes at en yderligere behandling vil have høj effekt, f.eks. fordi de relevante partikelstørrelser allerede er fjernet ved tidligere passage af mikrosigte eller fordi de tilbageværende opløste stoffer tilhører de tungere nedbrydelige fraktioner. Man kan derfor ikke anvende disse rensegrader for systemer uden recirkulering eller med en anden recirkulering end i de undersøgte systemer.

Forholdet mellem opdrætsbidrag og specifik udledning i det samlede system er i sådanne recirkulerede systemer resultatet af den samlede omsætning af stof i systemet og kan ikke umiddelbart udregnes fra rensningseffekter over renseforanstaltninger. Af Jensen (1997) fremgår, at de gennemsnitlige opdrætsbidrag per ton forbrugt foder på de undersøgte anlæg var 130 kg suspenderet stof, 85 kg BI₅, 25,6 kg Total kvælstof, 21 kg ammonium kvælstof og 4.7 kg total-fosfor (total fosfor eksklusiv Høghøj Dambrug, jvfr diskussion i Jensen (1997)). Den tilsvarende udledning per ton forbrugt foder var for suspenderet stof tilsyneladende negativ, 33 kg BI₅, 24,5 kg total-kvælstof, 14 kg ammonium-kvælstof og 3,3 kg total-fosfor.

Recirkulering har energimæssige omkostninger. For et anlæg med mikrosigte som forrensning for biofiltrene udgør effektforbruget til vandrensning ca. 1,5 kW pr. 100 l s⁻¹ og returpumpning samt beluftning 2,5-3 kW pr. 100 l s⁻¹. Energiforbruget til at producere et kg. ørred på delvist recirkuleret vand andrager ud fra dette ca. 2 kWh.

5.7.2 Systemer med alternativ udformning af produktionsbassiner

I de traditionelle jorddamanlæg sker transporten af faste affaldsstoffer fra fiskene og det indtagne vand, specielt i dammene og den øvre del af bagkanalerne, primært som følge af fiskenes be-

vægelser og sekundært som følge af vandstrømmens retning. Dette betyder normalt en lang opholdstid for de faste partikler i systemet. Under disse forhold vil en væsentlig del af fiskenes ekskrementer sønderdeles, bundfældes og resuspenderes som flokke, der ligner dem, der kendes fra aktiv slam anlæg inden der foretages en mekanisk rensning. Denne proces giver mulighed for, at en del af det faste stof fra fiskenes fækalier overgår til opløst form, hvor mekanisk rensning ikke er mulig.

Problemet med den lange transporttid fra fisken til dambrugets udløb er på nogle dambrug søgt løst ved placering af tømmelege slamfælder i damme og kanaler. I praksis ses en god opsamlings effekt i sådanne anlæg, hvilket må tilskrives den tilfældige transport af de friske fækalier som følge af fiskenes bevægelser. Emnet er behandlet i en mindre undersøgelse (Dansk Akvakulturcenter 1989).

En anden kendt mulighed er etablering af afspærrede damender. Der foreligger ikke undersøgelser af dambrug indrettet med afspærrede damender inden for de seneste år. Ældre målinger angiver en totaltilbageholdelse af suspenderet stof på 55 % ved vandets passage af den afspærrede damende (VKI, 1979). Disse forsøg var baseret på brug af vådfoder, som gav fækalier med dårligere sedimentationsegenskaber end tørfoder. Senere har Nordjyllands Amt foretaget en undersøgelse på Skærum Dambrug baseret på brug af tørfoder. Denne undersøgelse (Nordjyllands Amt, 1984) finder en forøget tilbageholdelse af organisk tørstof på i gennemsnit 140 kg organisk tørstof i damme med afspærrede damender sammenlignet med kontroldamme uden afspærringer. Til grund for denne tilbageholdelse ligger et gennemsnitligt foderforbrug i dammene på 1024 kg og foderkvotienter mellem 0,9 og 1,1. Ved en fordøjelighed på 80% for foderet indikerer disse tal en tilbageholdelse af organisk stof på ca. 50%.

Ønskes i væsentlig grad en nedsættelse af belastningen fra fiskeopdræt i åbne eller semilukkede systemer ved hjælp af hurtig fjernelse af friske fækalier fra opdrættet, vil det i almindelighed kræve en anlægsindretning, som afviger fra den traditionelt kendte.

Indrettes anlæggene således, at vandhastigheden i opdrætsenheden er bestemmende for fækaliernes transporthastighed muliggøres en styring af tids-

forløbet fra fækaliernes afgivelse og til indfangningen af disse. Der kan i den forbindelse være tale om raceways eller runde selvrensende damme. Ved raceways ledes store vandmængder gennem lange kanaler, hvorved der opnås en vandhastighed, som kan transportere fækalierne til et indskudt simpelt slamfang inden for få minutter. I runde selvrensende damme, kan selv en mindre tilledning af vand til dammene etablere en vandhastighed, som medfører, at fækalierne på grund af strømningsmønstret føres til afløbet næsten momentant. Tidligere undersøgelser (VKI, 1979), anfører sedimentationshastigheder for ørredfækalier fra 10 g fisk til portionsørred fra 2,5 til 6 cm s⁻¹. En opholdstid over slamfangene på ca. 40 sek. ved f.eks. en vanddybde på 100 cm i en kanal kunne være tilstrækkelig til indfangning af fækalierne. Da transporten af fækalier ud af produktionsafsnittene foregår tæt ved bunden, er der således basis for en effektiv tilbageholdelse af de friske fækalier.

Anlæggene kan yderligere indrettes, så fodringen foregår nær udløbsenden for de enkelte produktionsafsnit. Da hovedparten af fiskenes fækalier afgives ved fodringen, nedsættes transportafstanden til slamfangene. Udover transporten af de friske fækalier sikrer en høj vandhastighed, at eventuelle døde fisk ikke aflejres i produktionsområdet, men omgående føres til risten, hvorfra de let fjernes.

Opdræt i anlæg med stor vandhastighed kan ligeledes mindske behovet for sygdomsbehandling og fremme foderudnyttelsen. I et resume af undersøgelser indenfor dette område (Christiansen *et al.* 1992) konkluderes det at motionerede salmonider vokser hurtigere, og udnytter foderet mere effektivt end fisk holdt i stillestående vand. Yderligere kan der være en mere jævn fordeling af foder i en gruppe af motionerede fisk, hvilket giver en større homogenitet i vækstraten, og mere ens størrelse på de færdige fisk. Reduktionen i frekvensen af aggressive handlinger, som vises af fisk udsat for en vandstrøm, kan medføre færre skader, og motionerede fisk kan derfor være mindre udsat for infektioner end umotionerede. I konklusionen anføres også, at det er muligt, at de fysiologiske ændringer i fisken, som ledsages af en moderat motion kan gavne fisken ved at gøre den mere modstandsdygtig over for miljømæssige stresfaktorer.

En ombygning af et traditionelt anlæg til et nyt

vil normalt betyde et øget energiforbrug. De traditionelle anlæg udnytter i høj grad den vedvarende energi, som leveres af opstemningen. I det omfang et fremtidigt mindre vandindtag skal kompenseres ved intern pumpning af vand, kan vandets faldhøjde gennem dambruget betyde, at energiforbruget til pumpning bliver såvel miljømæssigt som økonomisk uacceptabelt højt. Indrettes anlægget f.eks. med raceways med opiltning og udluftning i beluftningsbrønde mellem de enkelte kanaler vil løftehøjden selv ved rensning i biofiltre kunne reduceres til ca. 60 cm. Anvendes enten en nyere propelpumpe med en nyttevirkning på 65% eller en snelepumpe med en nyttevirkning på 70%, vil effektforbruget til hver 100 l s⁻¹, som returpumpes udgøre ca. 1 kW. Hertil vil komme et effektforbrug på godt 1 kW til beluftning pr. 100 l s⁻¹. Samlet vil energiforbruget pr. kg produceret ørred i dette tilfælde udgøre ca. 1 kWh.

5.8 Aktuel standard for reneste teknologi

På baggrund af diskussionen af de elementer, der indgår i renere teknologi, kan en aktuel standard for reneste teknologi rides op. Denne aktuelle standard beror dels på de nuværende tilladelser til vandindvinding til dambrugene, dels på hvad der aktuelt er teknologisk og økonomisk realistisk. Standarden for reneste teknologi vil løbende ændres som følge af teknologisk udvikling, og når og hvis der sker ændringer i dambrugenes vandindvindingstilladelser.

Som diskuteret i afsnit 5.1 må der ved identifikation af reneste teknologi foretages en afvejning af vandforbrug mod andre former for ressourceanvendelse.

Denne må foretages i hver enkelt tilfælde ved gennemgang af virksomheden i forhold til virksomhedens teknologiske stade, anlægstype, afsætningsforhold og ikke mindst produktion (moderfisk, æg, yngel, sættefisk, 200-500 g konsumfisk, store røde, store røde rognfisk, sættefisk til havbrug m.v.). Visse produktioner kræver specielle tidshorisonter som næppe kan ændres p.g.a. ørredens biologi såsom strygningstidspunkt, kønsmoden alder, stamme m.v.

Vandforsyningen skal endvidere afvejes mod energiforbrug indenfor den enkelte produktions-

form. Dambrugernes vandindvinding reguleres efter Vandforsyningsloven. Langt hovedparten af dambrugernes vandindvindingstilladelser skal først fornyes i 2005. Den nuværende vandforsyning og det nuværende vandforbrug sker hovedsagelig via en opstemning i vandløbet. Opstemningen repræsenterer således en energimængde, der giver dambruget det nødvendige vandflow til produktionsenhederne. Endvidere transporteres ilt frem til fisken og affaldsstoffer transporteres væk med vandflowet. Vandforsyning kan substitueres med andre tekniske løsninger, som vil indebære forbrug af eksterne ressourcer, primært i form af energi. Forbruget af energi må derfor ses i sammenhæng med vandforsyningen for det enkelte dambrug.

I det efterfølgende diskuteres den aktuelle reneste teknologi indenfor enkelte typer af produktionssystemer.

5.8.1 Lavteknologiske anlæg

Traditionelle dambrug, der er anlagt med opstemning, hvor det opstemmede vand indeholder den nødvendige energimængde til at etablere det nødvendige vandflow gennem produktionsanlægget og rensningsanlæg, anvender ingen eller kun i begrænset omfang energi i forbindelse med produktionen. Energiforbruget omfatter kun små slampumper til rengøring af damme og rensningsanlæg få timer om måneden. Herudover anvendes energi til sorteringudstyr ligeledes få timer om måneden. Iltmængden er begrænset til en delmængde af den ilt, der kommer med vandet til anlægget. Fodermængden/foderniveauet tilpasses den naturligt forekommende temperatur, vandmængden og den ilt, der kan anvendes i vandet. Rensningsanlæg vil typisk bestå af sedimentationsanlæg eller lignende.

Der anvendes almindelige kommercielle fodertyper, som i miljømæssig henseende er i overensstemmelse med bedste aktuelle standard. Der vil normalt blive anvendt en foderstyring, som baserer sig på erfaring, men som ikke inkluderer løbende målinger af vækst, temperatur og ilt og formelle beregninger af foderbehov. Kvaliteten af denne foderstyring kan vurderes på basis af de opnåede foderkvotienter i relation til de kvotienter, der opnås på dambrug med formel styring, og det bør være muligt at fremvise resultater, der ligger tæt på det, der opnås på dambrug med formel styring.

Der anvendes medicin og hjælpestoffer som beskrevet i Annex 4. Det er i praksis vanskeligt at vurdere dette forbrug i relation til reneste teknologi, idet behovene vil variere med dambrugenes lokale forudsætninger.

Ved vurdering af om sådanne anlæg lever op til den aktuelle standard for reneste teknologi er det primært af interesse at se på foderstyring og forbrug af medicin og hjælpestoffer.

5.8.2 Lavteknologiske anlæg suppleret med ekstra vandtransport og iltningudstyr.

Mange lavteknologiske anlæg er suppleret med ekstra pumpeudstyr og ekstra iltningudstyr. Pumper supplerer vandflowet i sommerhalvåret, hvor vandindtaget ikke yder en vandmængde, der kan transportere en tilstrækkelig iltmængde frem til dammene. Mange mindre vandløb har store svingninger i vandføringen hen over året.

Vandet i mange vandløb har ikke tilstrækkelige iltmætninger hele døgnet, og iltmætningen kan i perioder være meget svingende på grund af opstrøms udledninger, vandløbsvedligeholdelsespraksis eller store grødemængder. Sidstnævnte producerer meget ilt om dagen, men kan gennem iltforbrug til respiration tilsvarende resultere i iltmætningsprocenter på ned til 30-50% om natten. Disse dambrug opilter vandet ved pumpeudstyr over kolonnebeluftere eller iltpiskere og evt. suppleret med tilsætning af ren ilt for at udligne døgniltsvingningerne i vandløbet.

Produktionen er planlagt, så den kan gennemføres ved at supplere de naturgivne forhold i en vis udstrækning, når disse medfører en begrænsning i produktionen.

Anvendelsen af reneste teknologi på sådanne anlæg må vurderes på samme basis som lavteknologiske anlæg, men det kan være relevant at supplere med en vurdering af, om det anvendte energiforbrugende udstyr lever op til bedste standard for energiforbrug.

5.8.3 Anlæg med ekstra vandflow, iltning og rensningsforanstaltninger

Ved en intensivering af produktionen med begrænset vandindtag vil ilt og afløb blive begrænsende, hvis der ikke foretages kompenserende installationer. Det kan endvidere også ved en mere

ekstensiv produktion være relevant at nedsætte vandindtaget fra vandløb, der indeholder meget suspenderet stof eller okkerholdige vandmængder, således at man ved reduceret indtag kan nedsætte omkostningerne til kalkforbrug ved okkerbekæmpelse, medicin og hjælpestoffer til sygdomsbekæmpelse og andre gener.

Denne kategori af dambrug genererer et større vandflow ved hjælp af pumpeudstyr og anvender iltningssystemer. Dambruget kan endvidere suppleres med ekstra rensning i form af intern rensning f.eks. slamkegler, slamfælder, afspærrede damender m.v. samt suppleres med mikrosigter før sedimentationsbassiner og efterfølges af evt. plante-laguner og evt. biofiltre. Der vil typisk være et udbygget alarmsystem og evt. nødgeneratoranlæg. Produktionen vil i høj grad være uafhængig af de naturgivne forhold, bortset fra temperaturen.

Foderstyringen vil på sådanne anlæg typisk være formaliseret med anvendelse af styringsværktøjer med input af måleparametre fra anlægget.

Den energimæssige effektivitet af teknisk udstyr er en væsentlig parameter for anvendelse af rene- ste teknologi udover de parametre som gør sig gældende for lavteknologiske anlæg.

5.8.4 Anlæg med øget recirkuleret vandflow

Enkelte anlæg er forsøgt etableret med mindre vandindtag og en vis (50-90%) genanvendelse af vandet for at opnå en højere stoffkoncentration på anlægget, så man bedre kan udnytte den teknologi, der kendes fra rensning af spildevand (se afsnit 5.7). Disse dambrug vil typisk være fuldt udbyggede med rensningsanlæg, pumpeudstyr, iltningssystemer, nødgeneratoranlæg samt alarmsystemer. Disse anlæg kan medføre, at man skal ned på en reaktionstid på mindre end en time for at sikre fiskenes overlevelse ved strømsvigt o.l. Anlæggene er stort set uafhængige af de naturgivne forhold, bortset fra temperatur og grundvand.

Det har været fremført, at en delvis returpumpning/recirkulering kunne indebære den fordel, at vandets opholdstid på anlægget forlænges og medfører en øget rensning i form af øget egenomsætning på dambruget. Dette forudsætter, at egenomsætningen er en betydende rensningsfaktor, hvilket er omstridt som diskuteret i afsnit 5.6. En undersøgelse af konkrete anlæg med recirkulering har ikke bekræftet dette (Jensen, 1997). Disse data er bl.a. af de rådgivende konsulenter på anlæggene imidlertid også blevet fortolket således, at der er påvist en øget egenomsætning som diskuteret i afsnit 5.6.

6. Rensningsforanstaltninger

6.1 Oversigt

Ved valg af rensningsforanstaltninger skal der, i lighed med hvad der er gældende for andre tekniske foranstaltninger, foretages en afvejning af den opnåede effekt i forhold til det ressourceforbrug, der i øvrigt medgår til den pågældende foranstaltning. Der vil ligesom for pumpe- og iltning/beluftningsanlæg primært være tale om energiforbrug. Også for selve rensningsforanstaltningerne må man foretage en vurdering af, hvad der er reneeste teknologi ud fra en sådan samlet afvejning.

Med varierende anlægstyper og produktionsintensitet kan ensartede indretninger af rensningsforanstaltninger på dambrug være uhensigtsmæssig. De relevante rensningsforanstaltninger skal derfor ses i forhold til den aktuelle stofomsætningsmodel og dermed i snæver sammenhæng med anlægstypen.

Relevansen af konkrete rensningsforanstaltninger bør således vurderes i forhold til de muligheder, som følger af opdrætsanlæggets indretning og med hensyntagen til produktionens intensitet og hydrauliske belastning.

De rensningsforanstaltninger, der tages i brug i dambrugssammenhæng, omfatter mekanisk, biologisk og kemisk rensning.

Den mekaniske rensning omfatter forskellige former for sedimentationsanlæg og filtertyper. Mest anvendt er sedimentation i bundfældningsbassiner, der på ca 70 dambrug er suppleret med filtrering i mikrosigter. Hertil kommer forskellige former for interne slamopfangningsanlæg.

Biofiltre er på 16 dambrug indført i erkendelse af den mekaniske rensnings begrænsning til partikulært materiale og manglende effekt på opløste stoffer. Der har været indikationer af, at biofiltre også kan have en væsentlig effekt som mekanisk rensning således at foranstillede mekaniske rensningsforanstaltninger overflødiggøres.

Kemisk fældning har hidtil kun været benyttet til

rensning af slamvand produceret af de øvrige rensningsformer samt simultanfældning i biofiltre baseret på et naturligt jernindhold i det vand, der indtages fra vandløbet.

Data, som kan være relevante for vurderingen af rensningseffekten af forskellige rensningsforanstaltninger, er dels indsamlet af amterne, dels indsamlet af dambrugerne i forbindelse med egenkontrol. Disse data eller analyser baseret på disse data findes imidlertid ikke publicerede på en sådan måde, at de vil kunne anvendes som grundlag for en vurdering af effekten af rensningsforanstaltninger.

Der findes tre mere systematiske publicerede undersøgelser foretaget på danske dambrug : en undersøgelse af tre anlæg i 1990-91, heraf to med biofiltre (Heerfordt og Rand, 1992), en undersøgelse omfattende et dambrug med biofilter 1992-94 (Kelly og Stellwagen, 1994, Stellwagen, 1995) samt en undersøgelse af effekten af brug af biofiltrering til delvis recirkulation på fire anlæg (Jensen 1997).

Konklusionerne fra disse undersøgelser er - især hvad angår biofiltres effekt - ikke umiddelbart generaliserbare og samlet må man sige at effekten af rensenanlæg i dambrugssammenhæng fortsat er dårligt belyst.

Manglen på entydighed er til dels begrundet i måletekniske problemer, idet der i alle undersøgelser findes store variationer i målinger over rensningsforanstaltningerne, ligesom generaliserbarheden mellem enkelte dambrug kan være ringe grundet stor variation i lokale forhold og driftsforhold mellem dambrug.

Det har imidlertid også bidraget til uklarheden om rensningseffekterne, at der ikke findes enighed om et sæt af begreber som belyser rensningseffekten og entydigt sætter denne i relation til specifikke forhold på det enkelte dambrug. Der gives således meget forskellige og til dels irrelevante specifikationer for filtre og målebetingelser i de eksisterende undersøgelser. Den hydrauliske belastning af biofiltre opgives f.eks. traditionelt

som flow i forhold til filterkamrenes tværsnitsareal, selvom det set fra et rensningssynpunkt kunne være mere relevant at måle belastningen i forhold til andre parametre som f.eks. den aktive filtersubstratoverflade eller filtrets volumen. Tilsvarende nedsættes muligheden for at generalisere resultater fra målinger på mikrosigter ganske betydeligt, når der ikke findes målinger af størrelsesspektre af partikulært materiale før og efter sigten.

Den mest omfattende nyere undersøgelse af rensningsforanstaltningers effekt på dambrug (Jensen, 1997) er foretaget på atypiske anlæg for så vidt som der anvendes en vis recirkulering (fra 50 til 90 %). Det vand, der tilføres mikrosigte og biofilter på sådanne anlæg, vil i et omfang på 50 til 90% bestå af vand, der har været gennem den pågældende foranstaltning før og hvor man derfor må forvente en lavere renseeffekt end for den tilsvarende foranstaltning på et dambrug helt uden recirkulering. En generalisering af måleresultater fra sådanne anlæg til anlæg uden recirkulering vil forudsætte at rensegraden sættes i relation til indgangsvandets sammensætning som f.eks. størrelsesspektre af partikler for mikrosigter og omsætteligheden af opløst stof for biofiltere. Sådanne målinger er ikke foretaget i den pågældende undersøgelse hvorfor resultaternes generaliserbarhed til ikke-recirkulerede systemer eller systemer med lavere recirkuleringsgrad er begrænset.

Målinger af rensningseffekt er blevet opgivet på basis af flere usammenlignelige beregningsprincipper. Effekten beregnes således på basis af gennemsnit af før-eftermålinger (Heerfordt og Rand 1992, Stellwagen 1995), på basis af masseberegninger hvor flow x koncentration integreres på begge sider af foranstaltningen (Heerfordt og Rand 1992) og endelig på basis af en lineær regression mellem stoftransport ind og ud fra en rensningsforanstaltning (Jensen 1997). Hvis regressionens skæringspunkt ikke er forskelligt fra nul vil regressionsmetoden give samme resultat som en før/efter beregning baseret på simple gennemsnit.

Regressionsmetoden vil principielt tage højde for at rensegraden i sig selv kan være en funktion af belastningen, hvis denne funktion antages at være lineær og regressionen ikke tvinges gennem nul. Der er dog ikke umiddelbart nogen grund til at antage at en eventuel relation mellem renseeffekt

og belastning skulle være lineær. Da ingen af skæringspunkterne beregnet af Jensen (1997) er signifikant forskellige fra nulpunkterne og der ikke er indikationer på ikke-lineære relationer, vil resultaterne ikke være systematisk forskellige fra en beregning baseret på gennemsnit af før/efter målinger.

Der har også været anvendt forskellige referencepunkter for beregninger af rensningseffekter. Hvis man betragter den enkelte rensningsforanstaltning isoleret vil det være relevant at relatere den mængde stof, der fjernes i en rensningsforanstaltning, til den mængde som tilføres. Det stof, der tilføres, vil imidlertid bestå i såvel et produktionsbidrag som et vandløbsbidrag, altså en mængde af tilsvarende stoffer som allerede findes i det vand, som dambruget tager ind fra vandløbet. Alternativt kunne man - ud fra en betragtning om at renseforanstaltningerne alene skal kompensere for den potentielle belastning af recipienten som dambrugsproduktionen i sig selv medfører - sætte renseforanstaltningens stoffjernelse i relation til produktionsbidraget. En rensningsgrad på 100% beregnet på denne måde vil således betyde, at det samlede anlæg er miljømæssigt neutralt og vil efter omstændighederne kunne opnås med en noget lavere rensningsgrad målt på basis af den totale tilførte stofmængde til filtret.

I nærværende rapport anvendes, hvor det er muligt, målinger af rensningsgrader som er baseret på gennemsnit af før og efter målinger, enten på massebasis, eller hvor dette ikke findes, på enkeltmålingsbasis. Da spredningen i Jensen's (1997) rådata er så stor, at man ikke kan fastslå en sammenhæng mellem rensningsgrad og belastning, er denne tilgang ikke anvendt. Rensningsgraden er endvidere ikke sat i relation til produktionsbidraget på dette sted. En samlet beregning af et dambrugs nettobelastning må baseres på separate beregninger af de forskellige bidrag og data om den efterfølgende forventede effektivitet af rensningsforanstaltninger.

6.2 Mekaniske rensningskomponenter

Til rensning af procesvandet fra traditionelle dambrug, har der indtil nu primært været anvendt en række mekaniske rensningsforanstaltninger.

Man kan groft set opdele de mekaniske rensningsforanstaltninger i sedimentation (baseret på passiv bundfældelse af partikler), hvirvelsedimentation (baseret på accelereret bundfældelse af partikler) og filtrering (baseret på frafiltrering af partikler ved vandgennemstrømning igennem et filtersystem).

Med dambrugsbekendtgørelsens implementering blev det et krav, at dambrugene skulle etablere bundfældnings anlæg, centrale eller decentrale. Amterne har pr. maj 1996 registreret, at ca. 60 dambrug har etableret sig med rensning herudover, primært i form af mikrofiltrering, heraf ca. 10 med biofiltre.

Effektiviteten af disse mekaniske rensningsforanstaltninger er afhængig af såvel udgangsmaterialets (fækaliernes) beskaffenhed som indretningen af selve rensningsforanstaltningen.

Fækaliernes sammensætning, synkehastighed, størrelse og stabilitet er tæt knyttet til det foder, som anvendes. Fækaliernes størrelse er afhængig af fiskens størrelse. Foderet har været under konstant udvikling, og der stilles i dag større krav til den biologiske værdi og sammensætning i det foder, der anvendes i Danmark, end i de fleste andre lande. Derfor vil ældre eller udenlandske undersøgelser af effektiviteten af mekaniske rensningsforanstaltninger kun have ringe relevans for den effektivitet, der aktuelt vil kunne forventes på danske dambrug.

Mekaniske rensningsforanstaltninger har ingen effekt på opløst stof. Der vil derfor opnås højere effekt ved en nedsættelse af den tid, hvor en lækning fra fækalierne kan finde sted samt ved en reduktion af fækaliernes opløselighed. Fækaliernes opløselighed er diskuteret i afsnit 5.3.2.2.

Rent mekanisk er de væsentlige parametre af betydning for rensningseffektivitet partiklernes synkehastighed for sedimentationssystemer og partiklernes størrelse for filtreringssystemer. Endvidere er fækaliernes mekaniske stabilitet af stor betydning især i filtersystemer.

Ældre undersøgelser (VKI 1979) angiver synkehastigheder fra $2,5 \text{ cm s}^{-1}$ - 6 cm s^{-1} afhængig af fiskestørrelse. Det må antages at de forsøg, der ligger til grund herfor, er foretaget med fodertyper, der er væsentligt forskellige fra de fodertyper vi kender i dag. Praktiske erfaringer viser dog, at

såfremt der anvendes en synkehastighed på $2,5 \text{ cm s}^{-1}$ ved dimensionering af sedimentationsanlæg, vil disse have en god effekt. Denne synkehastighed kan derfor anvendes som et konservativt udgangspunkt også for aktuelle fodertyper.

En undersøgelse af størrelsesfordelingen af partiklerne (Cripps 1995) angiver at antallet af partikler mindre end $20 \mu\text{m}$ antalsmæssigt er dominerende, hvorimod partikler større end $60 \mu\text{m}$ volumenmæssigt dominerer. Dette betyder, at det volumenmæssigt er muligt, at fjerne en stor del af fækalierne, såfremt disse er tilstrækkelig fri-ske. Fordelen ved at fækalierne opfanges hurtigst muligt efter ekskretionen fremgår af en sammenligning af prøveserier fra dambrug med forskellig gennemløbstid. Disse viser en signifikant højere rensning i mikrosigterne på dambrug med kort transporttid inden rensning (Jensen 1997).

6.2.1 Sedimentationssystemer

Sedimentationen i et dambrugsanlæg finder i et vist omfang sted i damme og kanaler (decentral sedimentation), men kan øges gennem etablering af selvstændige sedimentationssystemer (centrale sedimentationsbassiner). Der er lovgivningsmæssige krav til dimensioneringen af centrale sedimentationsbassiner samt - hvis sådanne ikke findes - til den maksimale belastning af damme og kanaler.

Ved *decentral sedimentation* - hvor sedimentationen i systemet alene finder sted i dammene og kanalerne - stilles følgende krav i Dambrugsbekendtgørelsen:

Dambrug skal indrettes og drives med mindst en af nedenstående renseanlægstyper.

- 1) Bundfældningsanlæg i de enkelte damme, som et afgitret område omkring afløbet fra de enkelte damme og kanaler, hvor der opdrættes eller opbevares fisk. Det afgitrede område dimensioneres på grundlag af den størst forekommende vandføring (inkl. returpumpet vand). I damme dimensioneres bundfældningsområdet, således at den hydrauliske overfladebelastning ikke overstiger 10 m/time . Afgrænsningens afstand fra udløbet skal i jorddamme være mindst 2 meter. I kanaler dimensioneres bundfældningsområdet, således at vandets hastighed i området ikke overstiger $2,5 \text{ cm s}^{-1}$, og at opholdstiden er mindst 25 mi-

nutter. Områdets areal skal dog mindst udgøre 15% af kanalens overfladeareal.

- 2) Centralt bundfældningsanlæg med slamsump, hvorigennem alt det anvendte vand fra dambruget skal passere. Vandets hastighed gennem bundfældningsanlægget må ikke overstige $2,5 \text{ cm s}^{-1}$. Opholdstiden i anlægget skal være mindst 25 minutter.

De nærmere krav til bundfældningsanlæggenes udformning og oprensning fremgår af dambrugsbekendtgørelsens bilag 4.

Etablering af slamgruber anvendt til decentral rensning i forbindelse med racewaysystemer viser imidlertid, at de dimensioneringskriterier, der er beskrevet i afsnittet om central sedimentation, også kan anvendes ved decentrale systemer. Erfaringer fra drift af denne type rensning tyder på en god rensning, der kan sidestilles med centrale sedimentationssystemer og mikrofiltrering. Praktiske erfaringer med denne type anlæg indikerer, at der ikke sker en resuspension af sedimenteret slam som følge af en turbulent strømning over pumpepumpe/slamgrube selv ved vandhastighe-

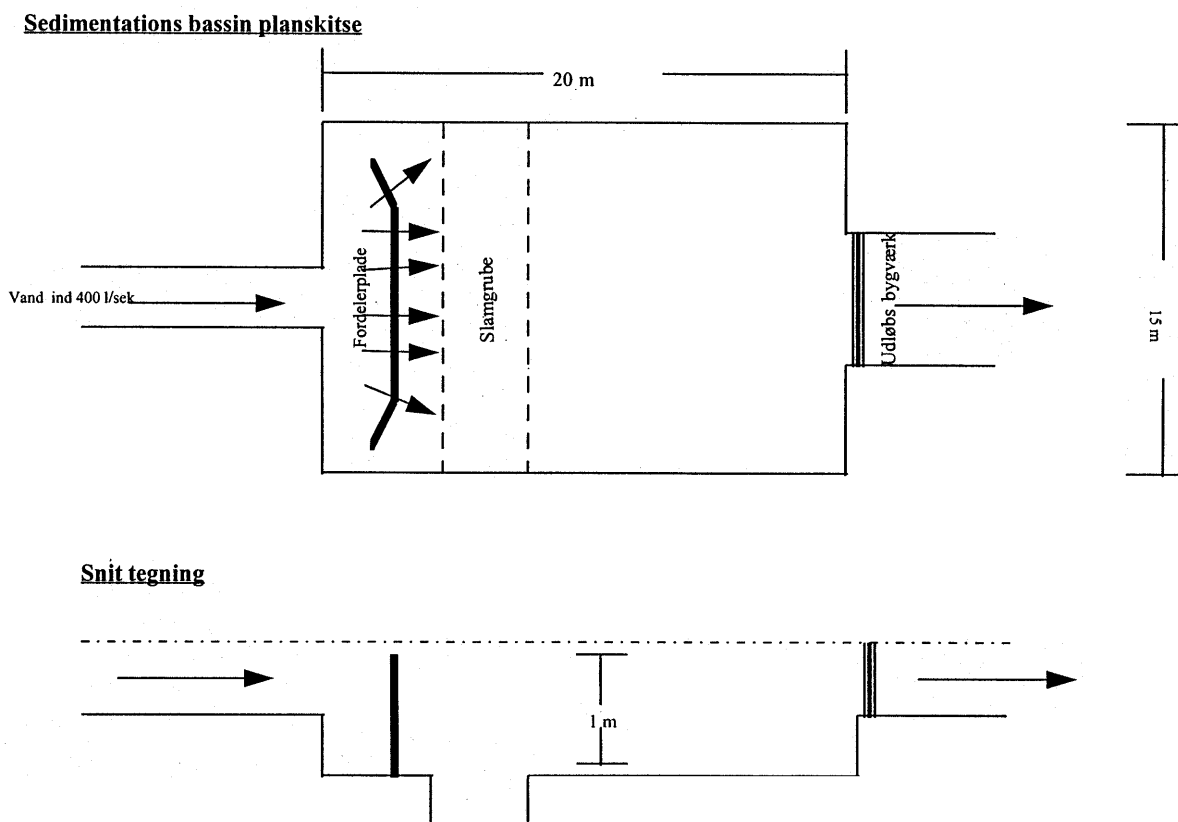
der op til $10 - 12 \text{ cm s}^{-1}$. Der foreligger dog ikke tilstrækkelige data til at verificere dette.

Mange dambrug, der er etableret med centralt sedimentationsbassin, har det problem, at det for at opfylde lovgivningens krav har været nødvendigt at uddybe bassinerne til en ikke hensigtsmæssig dybde, p.g.a. arealmæssige begrænsninger.

Dimensionering og de tilknyttede håndteringsmæssige problemer kan belyses ved et eksempel, der tager udgangspunkt i et sedimentationsbassin dimensioneret som i figur 6.1.

Med de opgivne dimensioner og gennemstrømning kan opholdstiden og vandhastigheden gennem bassinet beregnes til en opholdstid på 12,5 minutter og en vandhastighed på $2,7 \text{ cm s}^{-1}$.

Såfremt kravene til opholdstid og vandhastighed skal overholdes, vil det i dette tilfælde betyde, at hvis længde og bredde ikke kan ændres, skal bassinet uddybes til at have en vanddybde på 2 m. En uddybning til 2 m vil imidlertid betyde øgede håndteringsmæssige problemer ved en total rengøring af bassinet. Et sedimentationsbassin



Figur 6.1 Planskitse af sedimentationsbassin

Tabel 6.1 Målinger af rensningseffekt af bundfældningsanlæg (Heerfordt og Rand, 1992). Måleresultaterne er behæftet med stor variation. - indikerer at data ikke findes opgivet i kilde.

Dambrug Periode		Idom 1990-91	Munkebo 1990-91
Filter parametre	Hydraulisk belastning $m \text{ min}^{-1}$	0,037	0,057
	Opholdstid min	33 (design)	-
Rensegrad % reduktion i afløb relativt til indløb	BI ₅	0	15
	Total P	11	4
	Total N	2	5

som ovenstående vil derfor med fordel kunne etableres med en selvkørende støvsugerpumpe eller centralt udtag for slammet. Begge løsninger egner sig til en intervalstyring af tømningsekvensen.

Effekten af sedimentationsbassiner på dambrug er undersøgt af Heerfordt og Rand (1992). De målte effekter af de to anlæg, der havde bundfældningsanlæg, fremgår af tabel 6.1.

Bundfældningsanlægget på Idom Dambrug ligger efter en mikrosigte, mens det på Munkebo Dambrug ligger umiddelbart efter produktionsdammene. Dette kan forklare den lavere effekt for BI₅.

Udover centrale sedimentationsbassiner er *hvirvelsedimentation* en mulig metode til at øge sedimentationen. Hvirvelsedimentation består i en kombination af sedimentation og gyroeffekt.

Denne metode til rensning for sedimenterbart materiale har aldrig fundet den store udbredelse inden for akvakulturen. De få dambrug, der forsøgte sig med hvirvelseparering, havde meget svingende resultater. Dette skyldes sandsynligvis at fækaliene skal have en ensartet synkehastighed, hvis der skal opnås en god effekt. Praktiske erfaringer med drift af hvirvelsepareringsanlæg i forbindelse med selvrensende damme indikerer en god effekt men denne effekt er ikke dokumenteret.

6.2.2 Mikrofiltrering

Mikrofiltrering kan inddeles i to hovedgrupper, overfladefiltrering og dybdefiltrering. Overfladefiltrering baseres på filtrering gennem porøse

membraner, f.eks. som et tekstilmateriale med veldefineret og stabil porestruktur (filterdug). Dybdefiltrering er filtrering gennem lag af filtermateriale som f.eks. sand. Overfladefiltrering er den mest fremherskende inden for akvakultur, grundet en større hydraulisk kapacitet. Dybdefiltrering vil normal have større effekt end overfladefiltrering, men p.g.a. en lav hydraulisk kapacitet er disse filtre ikke aktuelle ved behandling af de vandmængder, der anvendes på dambrug.

Dybdefiltrering indgår imidlertid i kombination med biologisk filtrering i klinkefiltere, som efterhånden er etableret på en række dambrug, se afsnittet om biofiltere.

Overfladefiltrering foretaget i mikrosigter har den største hydrauliske kapacitet pr. arealenhed. Overfladefiltrering giver en hurtig filtrering af partikler og dermed en mindre lækage af næringssalte. De mikrosigter, der i dag anvendes, benytter typisk en filterdug med en maskevidde mellem 50 - 100 μm .

Følgende fordele kan nævnes ved anvendelse af mikrosigter:

- Skånsom behandling af partikler
- Enkel renholdelse af filterdug
- Robust og enkel konstruktion

Følgende typer af mikrosigter finder anvendelse inden for akvakultur:

Tromlefilteret består af en tromle med en filterdug. I de typer, der anvendes på dambrug, strømmer vandet ind i tromlen og ud gennem filterdugen. Det afsatte slam løftes ud af vandet ved tromlens rotation og spules ned i en slamrende.

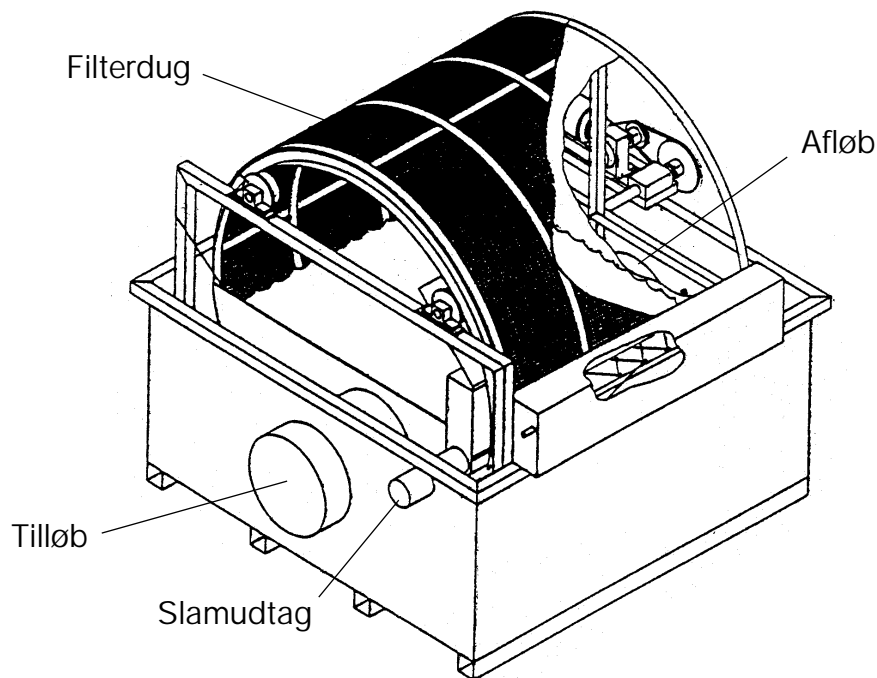


Fig 6.2 Tromlefilter.

Tromlefiltre er i dag den mest anvendte form for mikrosigte på dambrug. Filterdugen kan være monteret på mange måder, men de væsentligste parametre for filtrets effektivitet er det tilladelige tryktab over filterdugen, maskevidde og filterdugens lysning:

- Tilladeligt tryktab : Ved installation af et tromlefilter skal det sikres, at det tilladelige tryktab ikke kan overskrides. Det tilladelige tryktab er normalt ca. 20 cm vandhøjde (ved normal drift ikke over 5 - 10 cm). Der bør etableres et overløb, der træder i funktion når et tryktab på ca. 10 cm overskrides. Forøgelsen af tryktabet sker oftest i forbindelse med stor vandføring, tilstopning af filterdug, eller rotationsstop på tromlen.
- Maskevidde. Filterdugens maskevidde ligger normalt i området 50-80 μm . En lavere maskevidde vil give klogningsproblemer. Partikler mindre end maskevidden vil i stort omfang passere tromlefiltret således at det suspenderede materiale, der vil være tilbage i afløbsvandet, vil have en større andel af små partikler. Effekten af mikrosigten kan således ikke blot måles som en reduktion af suspenderet materiale, idet det tilbageværende materiale på grund af størrelsessammensætningen vil være vanskeligere at fjerne med andre foranstaltninger som f.eks. bundfældning.

- Filterdugens lysning er forholdet mellem arealet af åbning og totalareal. Selvom to filterduge har den samme maskevidde, kan der være meget stor forskel på kapaciteten på grund af forskelle i lysning forbundet med materialevalg. Lysningsarealet øges endvidere ved at øge andelen af det totale filterareal som er under vand. Det er normalt at mindst 20-30 % af tromlen skal være under vand.

Tromlen roterer normalt med 2 - 5 omdrejninger/minut, kun ved meget høje stofkoncentrationer i vandet kan kapaciteten forbedres ved forøget omdrejningshastighed. Nogle producenter har for at minimere energjudgifterne til spulvand og rotation, konstrueret mikrosigterne med en niveaustyring, der reguleres efter vandstanden inden i tromlen, men effekten heraf er ikke tilstrækkelig belyst.

Effekten af tromlefiltre på dambrug er blevet undersøgt alene og i forbindelse med forskellige undersøgelser af biofiltre (Heerfordt og Rand 1992, Stellwagen 1995, Jensen 1997). Disse målinger er resumeret i tabel 6.2.

Disse målinger angiver at tromlefiltrene primært fjerner suspenderet stof og at reduktionen i BI_5 er korreleret med denne fjernelse. Reduktionen af fosfor og kvælstof er generelt lav eller nul. Undtagelsen herfra - den høje fjernelse af fosfor på

Tabel 6.2 Målinger af rensningseffekt målt som % af belastning af mikrosigter. Der er for alle målinger, hvor der findes oplysning om variation, tale om store konfidensintervaller, typisk af samme størrelse som middelværdien. I nogle tilfælde findes data kun på grafisk form i referencen, dette er indiceret med »ca.«.

Kilde	Reference	Heerfordt og Rand (1992)		Stellwagen (1995)	Jensen (1997), baseret på amtsdata ¹			Jensen (1997) ¹		
	Dambrug	Idom	Herborg	Herborg	Buderup-holm nord	Buderup-holm syd	Høghøj	Buderup-holm nord	Buderup-holm syd	Høghøj
Periode		1990-91	1990-91	1992-94	1994	1994	1994-95	1995-96	1995-96	1995-96
Filter spec.	Maskevidde μm	71	75/60	60	-	-	-	100	100	90
	Hydraulisk belastning m min^{-1}	3	2	-	-	-	-	2,4	3,9	4,2
	Lysning %	31	40	-	-	-	-	-	-	-
Rensegrad % reduktion i afløb relativt til indløb	BL _s			ca. 25	7	7	23	ca. 3	ca. 7	ca. 12
	Susp. Stof			ca. 55	18	14	41	ca. 25	ca. 22	ca. 40
	Total P			ca. 35	6	8	44	ca. 3	ca. 5	ca. 25
	Total N				0	0	3	0	0	0
	Ammonium				0	0	1	0	0	0

- : ikke oplyst i reference. ¹Målinger fra recirkulerede anlæg

Høghøj Dambrug - hænger sammen med den store okkerbelastning på dette dambrug. Fosfor vil under disse omstændigheder bindes til jern og udfældes som fast stof som i et vist omfang kan opfanges af mikrosigter.

Skivefiltret består af en eller flere roterende skiver, ofte er der to, betrukket med filterdug. I modsætning til tromlefiltret, der rensar vand i radial retning, rensar skivefiltret vandet i aksial retning. Vandet ledes gennem de roterende skivers filter-

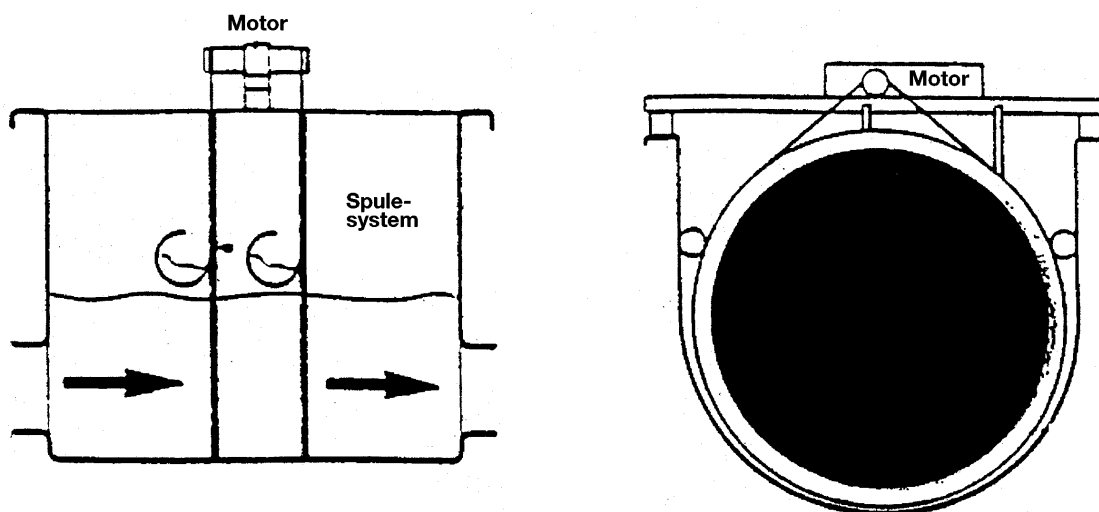


Fig 6.3 Skivefilter.

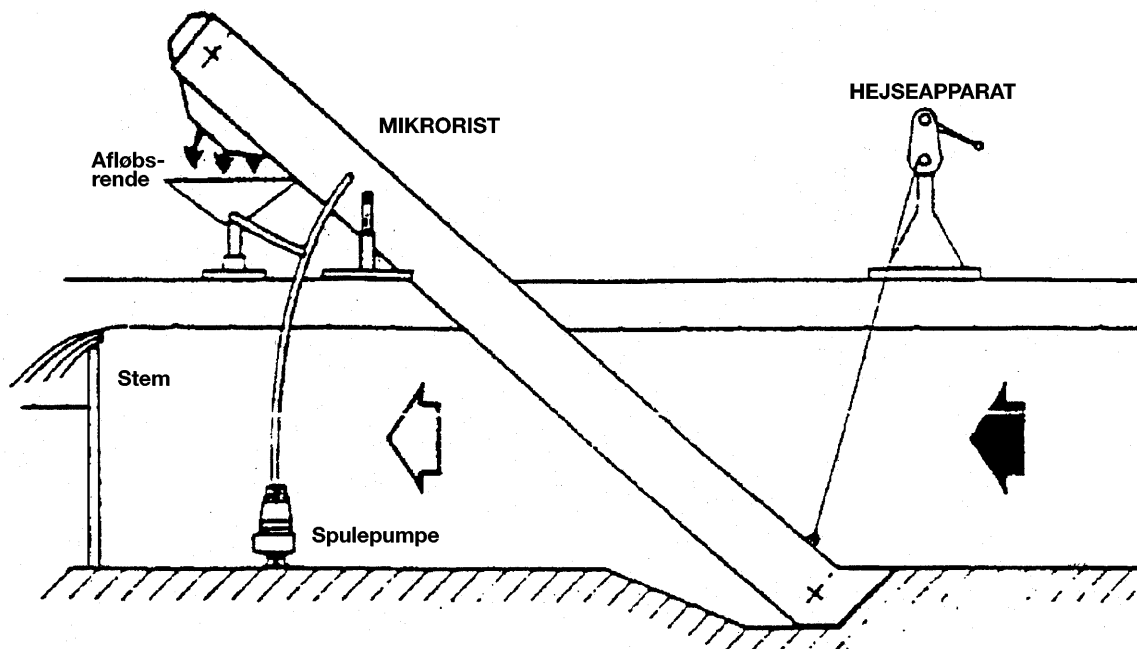


Fig 6.4 Båndfilter

dug. Den første skive har større maskevidde end den efterfølgende. På bagsiden af dugene er der et spulesystem, som kontinuerligt fjerner de partikler som hænger på dugene. Skivefiltret har ikke stor udbredelse inden for dansk akvakultur, da de er dyrere og mindre driftssikre end tromlefiltrene.

Båndfiltre er udført som et endeløst bånd af filterdug, der kører omkring to valser. Partikler opfanges på det neddykkede bånd og transporteres op af vandet til slamrenden, hvor et spulesystem renser filterdugen. Båndfiltret er teoretisk set mere skånsomt mod fækaliene end tromlefiltre som følge af, at fækaliene bliver fikseret på båndet ved tyngdekraftens hjælp. Båndfiltre anvendes på en del danske dambrug.

Effekten af skivefiltre og båndfiltre er ikke dokumenteret men må forventes at være på samme niveau som tromlefiltre.

6.3 Biologiske filtre

I biofiltre etableres en mikrobiel omsætning, som reducerer mængden af såvel opløste som partikulære affaldsstoffer i udløbsvandet. Udover den mikrobielle omsætning kan biofiltre have en mekanisk rensningseffekt for partikulært materiale.

Et biofilter består af en tank indeholdende et ma-

teriale med en stor overflade, hvorpå der kan etableres en filterhud (biofilm) med mikroorganismer. Vandet ledes over filtermaterialet, hvorved der muliggøres en aerob omsætning af affaldsstoffer. De organiske stoffer, der fjernes fra indløbsvandet, vil dels blive frigivet til atmosfæren som CO₂ som følge af mikroorganismernes respiration, dels blive bundet i filterhudens biomasse. Ammonium vil i et vist omfang blive iltet til nitrit og nitrat i et biofilter mens fjernelsen af andre kvælstof- og fosforforbindelser normalt vil være ringe.

Udover den biologiske rensning har filtrene også en mekanisk rensningseffekt, idet de virker som lamelseparatorer. Efter en gangtid på typisk 1 måned renses de for aflejret slam f.eks. i forbindelse med oprensning af et foranliggende bundfældningsbassin.

I dansk opdræt af konsumørreder findes der kun få anlæg med biofiltre. Udenlandsk litteratur om biofiltre i dambrug synes ikke at foreligge, og det er ligeledes meget begrænset, hvad der foreligger på et videnskabeligt niveau på dansk. De publicerede undersøgelser af biofiltre er en undersøgelse af to anlæg i 1990-91 (Heerfordt og Rand, 1992), en undersøgelse omfattende et dambrug med biofilter 1992-94 (Kelly og Stellwagen, 1994, Stellwagen, 1995) samt en undersøgelse af effekten af brug af biofiltrering til delvis recirkulation på fire anlæg (Jensen 1997).

6.3.1 Etablerede filtertyper

Aktuelt findes flere typer biofiltre i drift på danske dambrug. Disse er ikke etableret på basis af et systematisk udviklingsarbejde men ud fra, hvad man har kunnet finde af erfaringer fra anvendelse i anden sammenhæng suppleret med mindre opfølgning og rapportering om effekten på de enkelte dambrug. Den efterfølgende beskrivelse af anlægstyperne er således hovedsageligt baseret på generelle erfaringer uden videnskabelig dokumentation bortset fra de anlæg som er indgået i de tre danske undersøgelser.

De filtertyper, der er i brug på danske dambrug, omfatter såvel opstrøms- som nedstrømsfiltre med substratmaterialer af enten bionet (plastmoduler med stor overflade), lecanødder, klinker eller sten/grus. Om et filter bygges som ned- eller opstrømsfilter er dikteret af praktiske hensyn på det enkelte dambrug og formodes ikke i sig selv at have afgørende betydning for rensningseffekten. Valget af substratmateriale foretages ud fra praktiske håndteringsovervejelser. I rensningsmæssig henseende ligger hovedforskellene mellem filtrene i det anvendte filtermateriale idet plastmaterialer har en mindre mekanisk rensningseffekt end lerklinker eller sten. Sten/grus er ved at blive forladt som filtersubstrat på grund af håndteringsproblemer således at hovedtyperne er plastnet og lerklinker.

Et simpelt filter opbygget af *bionet*moduler, vil typisk være konstrueret så vandet passerer et eller to lag plastmoduler med et overfladeareal på ca. $200 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ (fig 6.4). Højden på filterfyldningen er 60-120 cm og den hydrauliske overfladebelastning er ca. 20 m time^{-1} . Denne filtertype er enkel og billig at etablere. Energi- og øvrige driftsomkostninger er ligeledes lave. Effektforbruget til rensning af filteret udgør ca. 2-4 kWh månedlig pr. 100 l s^{-1} . Anlægsomkostningerne udgør ca. 30.000 kr. pr. 100 l s^{-1} .

Der vil i lukkede anlæg erfaringsmæssigt kunne opnås en omsætning i sådanne filtre på $5 \text{ g BI}_5 \text{ m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$, men der findes ikke data fra dambrug. I praksis dimensioneres anlæggene efter ammonium, hvor man i recirkuleringsanlæg påregner en reduktion baseret på erfaringer fra anden vandbehandling på $0,5 \text{ g ammonium m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ ved 10°C .

På grund af disse filters lave etablerings- og driftsomkostninger er de typisk blevet etableret som en mekanisk rensningsforanstaltning på dambrug, hvor man har haft brug for at reducere udledningen af suspenderet stof. Man benytter sig her af filtrets virkning som lamelseparator, mens den biologiske rensningseffekt nærmest må opfattes som et sekundært biprodukt. Der findes dog en biologisk omsætning i filtret indiceret ved et iltforbrug, typisk omkring 1 mg l^{-1} og en mindre reduktion af ammonium.

Snit af biofilter: Medie: Bionet eller lecaklinker

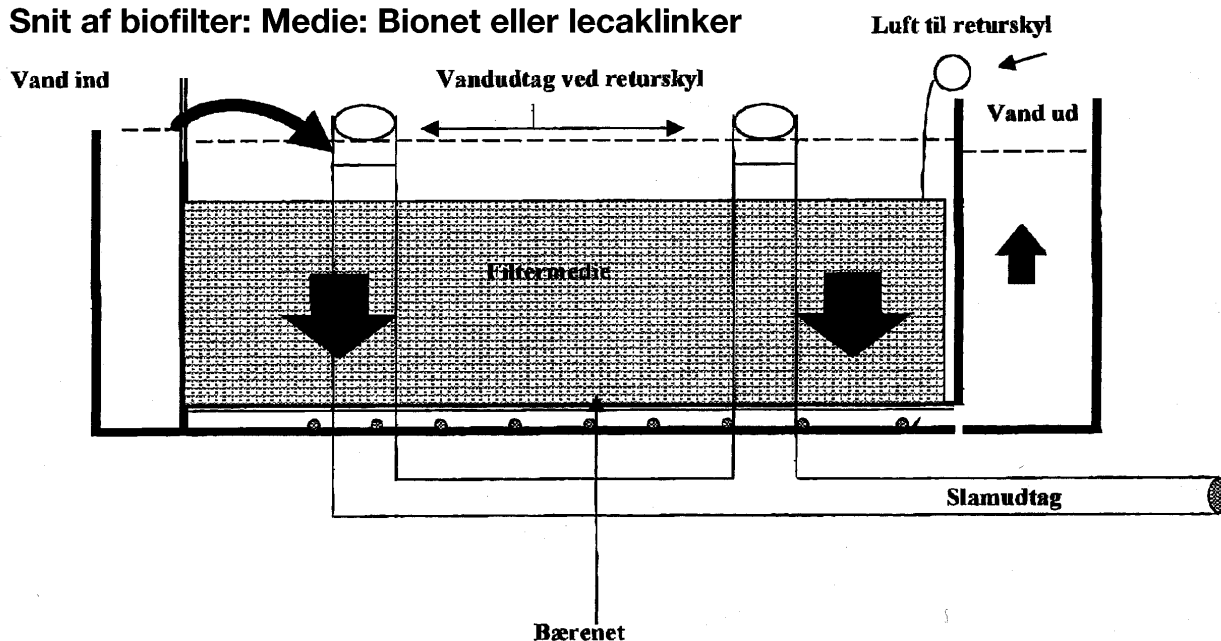


Fig. 6.4a. Biofilter : Filter med bionetmoduler.

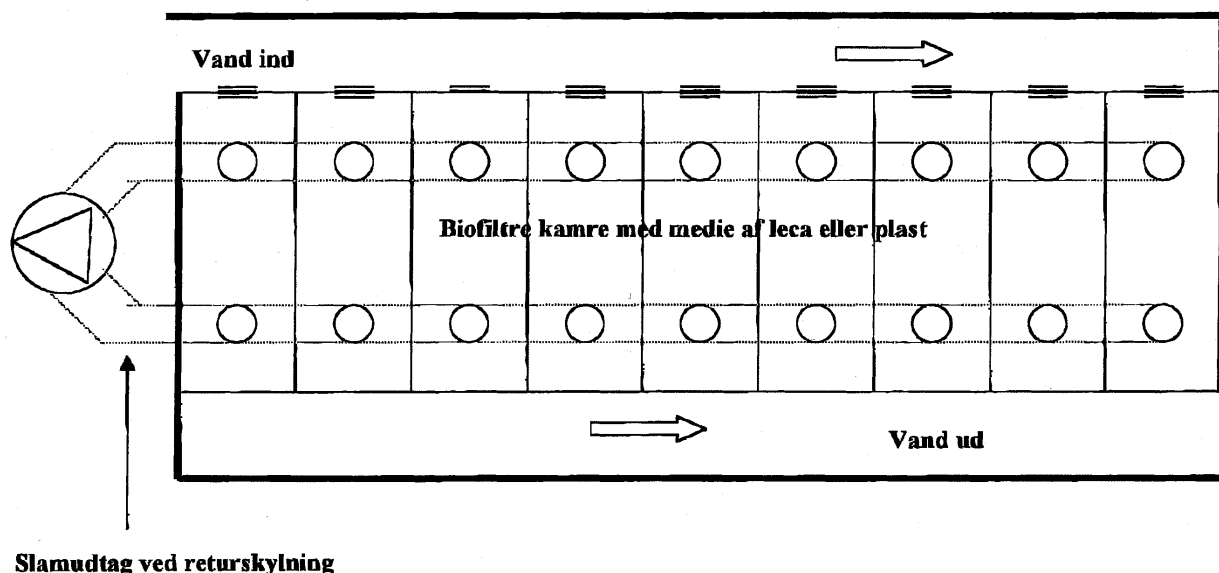


Fig. 6.4b. Biofilter : Filter med bionetmoduler.

Da disse filtre oftest etableres som supplerende mekaniske rensningsforanstaltninger dimensioneres de normalt ikke ud fra den biologiske omsætning, men på baggrund af funktionen som lamelseparator, således at drifttiden mellem oprensningerne kommer til at svare til intervallet for oprensning af det bundfældningsbassin, hvori filteret er indbygget.

Effekten af denne type filter på et dansk dambrug er blevet undersøgt på Idom Dambrug, hvor det første anlæg af denne type blev installeret (Heerfordt og Rand 1992). Systemet bestod af et bundfældningsbassin, en mikrosigte og biofiltret. Biofiltrets egenskaber og de målte rensningseffekter er resumeret i tabel 6.3. Den daglige middelreduktion for BL_5 over biofilteret udgjorde 5 kg svarende til en omsætning i forhold til filtrets overfladeareal på $1,43g\ BL_5\ m^{-2}\ dag^{-1}$.

Filtre baseret på lerklinker og sten/grus er blevet undersøgt i flere omgange. Et sådant anlæg på Herborg Dambrug er blevet undersøgt i 1990-91 (Heerfordt og Rand 1992), hvor filtersubstratet var sten/grus og igen i 1992-94 (Stellwagen, 1995), hvor substratet var skiftet til lette lerklinker. Biofilteret er et opstrømsfilter og er også her anbragt i serie efter en mikrosigte. Resultaterne af disse undersøgelser er resumeret i tabel 6.3. Den bedre rensningseffekt af dette filter i forhold til anlægget på Idom blev sat i forbindelse med den mere effektive returskylning.

Nedstrømsanlæg med lerklinker anvendt i forbindelse med delvis recirkulering er blevet undersøgt i forbindelse med belastningsundersøgelser og som en del af en samlet undersøgelse af biofiltre i delvis recirkulering (Buderupholm, Høghøj Dambrug, Rebstrup Fiskeri, Jensen 1997). Resultaterne fra disse undersøgelser er resumeret i tabel 6.3.

Det er ikke muligt på basis af den givne information at beregne omsætningen i de undersøgte lerklinkefiltre i relation til filtersubstratets overflade.

Som følge af den biologiske omsætning i filtrene kan iltindholdet i afløbet fra disse filtre ofte være nede på under 35% mætning, hvilket nødvendiggør en effektiv beluftning af vandet inden det genbruges i produktionen eller ledes til recipienten. Det lave partikelindhold i det afledte vand, samt en konstant beluftning af vandet betyder, at opdrætsforholdene ved genbrug af vandet bliver meget stabile sammenlignet med vand indtaget fra vandløb.

En ret omfattende biologisk aktivitet betyder endvidere, at en del fosfor frigives på opløst form, hvilket reducerer tilbageholdelsen af fosfor i filteret. Dette kan dog modvirkes hvis der - som på Høghøj Dambrug - indtages vand med et højt jernindhold. I sidstnævnte tilfælde ses der en fosfortilbageholdelse, som kan skyldes en form for simultanfældning i filteret (tabel 6.3).

Tabel 6.3 Målinger af rensningseffekt af biofilter målt som % af belastningen. Der er for alle målinger, hvor der findes oplysning om variation, tale om store konfidensintervaller, typisk af samme størrelse som middelværdien. I nogle tilfælde findes data kun på grafisk form i referencen, dette er indiceret med »ca«.

Reference	Heerfordt og Rand (1992)		Stellwagen (1995)	Jensen (1997), baseret på amtsdata ¹			Jensen (1997) ¹				
	Dambrug	Idom	Herborg	Herborg	Buderup-holm nord	Buderup-holm syd	Høghøj	Buderup-holm nord	Buderup-holm syd	Høghøj	Rebstrup
Periode	1990-91	1990-91	1992-94	1994	1994	1994	1994-95	1996	1996	1996	1996
Filter spec.	op/nedstrøm	ned	op	op	-	-	-	ned	ned	ned	
substrat	bionet	sten	klinker	-	-	-	klinker	klinker	klinker		
Hydraulisk belastning m min ⁻¹ relativt til filterkammerareal	0,35	0,17					0,07	0,1	0,15	0,13	
Rensegrad % reduktion i afløb relativt til indløb	BI5	10	13	ca. 10	22	26	18	ca. 25	ca. 10	ca. 15	ca. 20
Susp. Stof	-	-	-	ca. 20	48	57	23	ca. 30	ca. 17	ca. 13	ca. 20
Total P	-8	29	ca. 20	1	11	12	ca. 5	ca. 0	ca. 7	ca. 7	ca. 7
Total N	-1	-2	-	2	1	-1	ca. 0	ca. 0	ca. 0	ca. 0	ca. 0
Ammonium	-1	6	ca. 22	21	10	14	ca. 8	ca. 20	ca. 10	ca. 15	ca. 15

- : ikke oplyst i reference.¹ målinger fra recirkulerede anlæg

Den hydrauliske overfladebelastning på filterkammerne ligger normalt mellem 6 og 12 m time⁻¹ afhængig af stofbelastningen og faldforhold. Brug af denne filtertype indebærer høje etableringsomkostninger, men forholdsvis lave driftsudgifter. Filtrene bruger kun energi ved returskylningen i ca. 10 min pr. uge pr. kammer, typisk ca. 16 kWh per uge pr. 100 l s⁻¹. Herudover kræver filteret normalt et energiforbrug til en efterfølgende beluftning af det behandlede vand. Dette afhænger i nogen grad af faldforholdene. Filtrene anvendes i dag efter en praksis som er baseret på erfaring. Der er ikke foretaget nærmere undersøgelser til belysning af mulighederne for at effektivisere filtertypen hydraulisk og driftsmæssigt.

Dimensioneringen af denne filtertype i forhold til fodermængde er baseret på følgende betragtninger: Overfladearealet på de anvendte lerklinker udgør ca. 450 m²/m³, og der tilstræbes et overfladeareal på mindst 80 m² filterfyldning pr. kg dag-

lig udfodring ved forrensning i mikrosigter og 120 m² filterfyldning pr. kg foder uden forrensning. Med en hyppigt set dambrugsbelastning på 70 kg BI₅ per ton foder bliver overfladebelastningen på under 0,9 g BI₅ m⁻² dag⁻¹. Af hydrauliske årsager er filtrene ofte yderligere overdimensionerede i forhold til det, man normalt ville forvente i forhold til det faktiske foderforbrug. Dette skyldes, at der mange gange kun er en faldhøjde på 15-20 cm til rådighed som drifttryk. Under disse forhold kan filtrenes returskylfrekvens ikke holdes på et ønsket niveau svarende til en til to returskylninger pr. uge efter driftsomstændighederne. Da filtrenes omsætningskapacitet har været målt som høj i forhold til den faktiske belastning (Dansk Akvakulturcenter 1989), burde der gennem optimering af drift og indretning være muligheder for at reducere etableringsomkostningerne, der i dag ofte ligger mellem 150.000 og 300.000 kr. pr. 100 l s⁻¹.

6.3.2 Fluid bed reaktorer

I en fluid bed reaktor etableres en stor aktiv overflade ved at filtermateriale opbygget som partikler holdes suspenderet i vandfasen gennem luftgennemstrømning. Biofiltre opbygget som en fluid bed reaktor har i en række år været benyttet i forsøgsanlæg til fiskeopdræt i recirkuleret vand. Her har anlæggene vist en meget høj omsætningskapacitet pr. volumenenhed. Forsøg med anlæg, hvor små plastlegemer holdes suspenderet i vandfasen ved luftgennemblæsning, tyder på, at der på den måde kan opnås en tilsvarende høj volumenomsætning samtidig med, at anlæggene tåler væsentlige variationer i driftsforholdene, og stiller begrænsede krav til driftspersonalet. Filtrene er selvrensende, hvilket betinger en efterfølgende partikelfjernelse inden genbrug/udledning af det behandlede vand. Partikelfjernelsen vil f.eks. kunne ske i et eksisterende bundfældningsbassin.

Egentlige fluid bed reaktorer er imidlertid ikke praktisk anvendelige i dambrugsanlæg, idet fluidiseringen forudsætter kontrol over vandflowet. En hybrid af fluid bed reaktoren, hvor fluidiseringen styres af en fast matrix, findes på et enkelt dambrug. Dimensioneringen af et sådant system i forbindelse med et racewayanlæg vil kunne base-

res på følgende overvejelser: Ved en årsproduktion baseret på 100 t foder i et racewayanlæg, hvor en gennemstrømmende vandmængde på 200 l s^{-1} bruges tre gange med mellemliggende udluftning og opiltning, vil der typisk være tilført 15-20 kg ammonium til vandfasen pr. forbrugt tons foder. I dimensioneringsøjemed regnes der med at al ammonium når frem til filteret. I gennemsnit vil den daglige ammoniumbelastning være på ca. 5,5 kg, hvis der tages udgangspunkt i 20 kg ammonium per ton foder. I ferskvand kan der påregnes en omsætning på 0,5 g ammonium per m^2 filtermedie ved 10°C og en ammoniums-koncentration på 1 mg l^{-1} i det tilførte vand (Tvenning, 1993). Til omsætning af ammonium kræves et filtermedieareal på 11.000 m^2 for dette anlæg. Egnede plastfyldlegemer fås med et specifikt areal på 800 m^{-1} , hvorfor forbruget af filtermedie vil udgøre ca. 14 m^3 . En bioreaktor med den anførte mængde fyldmateriale vil kunne etableres i en 4 m dyb $\varnothing 3 \text{ m}$ tank. Etableringsomkostningerne til en komplet reaktor af denne type vil kunne holdes på ca. 150.000 kr. Elforbruget til drift af beluftning vil udgøre ca. 4 kW, men som følge af et højt iltniveau i det udgående vand, vil hovedparten af den forbrugte energi ofte kunne erstatte et ellers nødvendigt energiforbrug til opiltning af afløbsvandet.

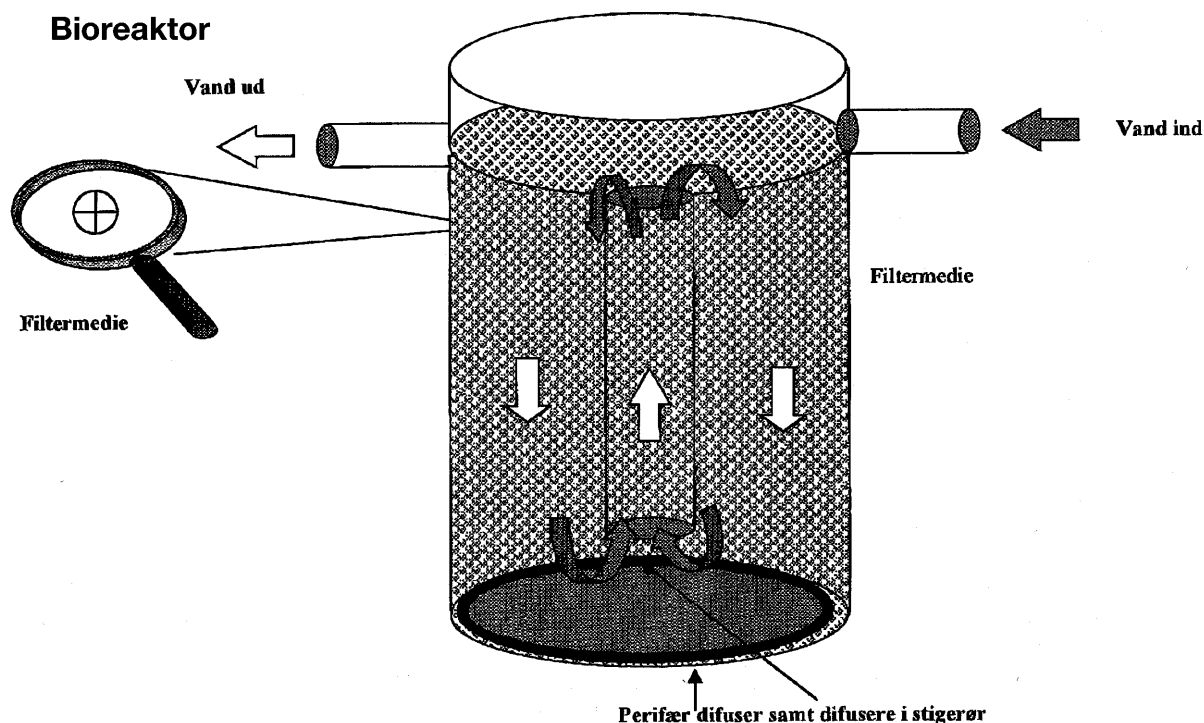


Fig 6.5 Fluid bed reaktor.

6.3.3 Plantelaguner

Danske dambrugs første forsøg på at supplere den mekaniske rensning i bundfældningsbassiner med en form for biologisk rensning var etablering af plantebevoksede efterpoleringslaguner. Ideen var at efterligne de naturlige vandes selvrensende effekt, idet planternes blade ville udgøre et meget stort areal, der kunne tjene som substrat for bakterier og svampe i lighed med overfladen i et biofilter. Planternes eget forbrug af næringssalte er omsætningsmæssigt kun af betydning i det omfang planterne høstes, og dermed ikke henfalder i lagunen. Udformningen af de første anlæg var inspireret af spildevandslaguner bestående af rektangulære åbne bassiner. Enkelte amtskommuners forsøg på at eftervise en effekt af disse plantelaguner ved hjælp af kemiske analyser gav imidlertid ingen overbevisende dokumentation for en positiv effekt. Spredningen på måleresultaterne var for stor, og bassinerne har tilsyneladende mest en udjævnende effekt på udledningen. I perioder med lave indløbskoncentrationer til lagunerne kunne der således observeres en koncentrationsstigning ved vandets passage af lagunen, medens det modsatte kunne være tilfældet ved høje indgangskoncentrationer. Dette er et billede som kan genfindes ved søer, der gennemstrømmes af vandløb afhængigt af tidligere belastningsforhold.

Plantelaguner er også udført som vandløb inde i dambruget, oftest ved at et stykke af dæmningen er bortgravet i et antal ikke længere anvendte damme skiftevis i den ene og anden ende af disse. Herved dannes et stærkt slynget vandløb. Denne form for plantelagune giver ikke anledning til ophobning af aflejret materiale på samme måde som bassiner, hvorved risikoen for stofafgivelse mindskes. Det kendes endvidere fra vandløbsundersøgelser, at den mikrobiologiske omsætning i strømmende vand kan være mange gange større end i stillestående vand. Til tider kan der også iagttages en iøjnefaldende forbedring af den biologiske tilstand vurderet ud fra tilstedeværelsen af små dyr (saprobietilstanden) ned gennem lagunen, idet der ses en begroning ved indløbet som er afløst af pæn ren bund ved afløbet. I praksis er der ikke foretaget undersøgelser af denne form for laguner.

6.4 Kemisk fældning

Kemisk fældning benyttes i dag til udfældning af

suspenderet stof fra mikrosigters spulevand. I de få tilfælde, der er tale om, skyldes det enten et ønske om at koncentrere slammet i en fortykner eller, at slammet uden kemisk fældning har vist sig umuligt at udskille ved simpel sedimentation på grund af et højt indhold af svævalger fra søvand. Et anlæg til fældning af spulevand fra to mikrosigter vil kunne indrettes som følger: Spulevandet (ca. 3-6 m³ time⁻¹) ledes til en 1,5 m høj Ø 2 m brønd afsluttet med en 72° kegle. Keglen betyder, at det udfældede slam vil samles ved dennes bund, hvorfra det med jævne intervaller kan pumpes koncentreret til slamdepot. I dette tilfælde vil den kemiske fældning kunne udføres med aluminium. Aluminiumsopløsninger til fældning kan købes færdig i palletanke og doseres med en simpel doseringspumpe. Anlægsudgiften for et sådant system vil være ca. 20.000 kr. Det daglige forbrug af fældningsmiddel vil være ca. 3,6 l svarende til en omkostning på ca. 10 kr.

Primærfældning af mikrosigtespulevand og vand fra filterskylning afviger ikke fra de tilsvarende operationer på husspildevand.

En tilsvarende fældning kunne udføres med syntetiske polyméropopløsninger. Dette ville muliggøre direkte afvanding af slammet på en båndsigte. Ved brug af syntetiske polyméropopløsninger doseres fældningsmidlet i overensstemmelse med de enkelte fabrikanters vejledning. I forhold til fældning med aluminiumssalte ligger prisen for fældning med polyméropopløsninger på et niveau, der er 5 til 7 gange højere.

Det primære formål med kemisk fældning af spulevand fra mikrosigter og skyllevand fra biofiltere er at reducere den belastning med organisk stof og næringsstoffer, som kan skyldes tilbageføring af overskudsvand fra slamdepoter til vandløbet.

Fældning med aluminium giver en god udskillelse af finpartikulært stof, og processen giver i modsætning til jernfældning ingen misfarvning af anlægget. Direkte kemisk fældning med jern kræver herudover tilsætning af kalk, hvilket er besværligt. I forhold til fældning med polymér er slammet fra aluminiumsfældning ikke egnet til afvanding på en båndsigte, men må koncentreres i en tykner. Opløst aluminium er giftigt for fisk, men i det pH-interval, hvor opdræt af fisk på dambrug er aktuel, ligger mængden af opløst aluminium under faregrænsen, hvilket er årsagen til, at der kan drives fiskeopdræt.

På anlæg med biofiltre kan det være en mulighed at forsøge med simultanfældning på steder, hvor fosforudledningen fra fiskeopdræt kan være et problem. Mindre ikke-videnskabelige forsøg peger på, at tilsætning af ferrojern er den mest lovende mulighed.

Primærfældning af afløbsvand fra fiskeopdræt må anses for at være urealistisk alene ud fra det nødvendige forbrug af fældningskemikalier til denne proces.

6.5 Affalds- og slamhåndtering

Produktionen på dambrug medfører produktion af affald i form af døde fisk, industriaffald og slam.

Affalds- og slamhåndteringen på dambrugene reguleres dels efter regler, som ikke er specifikke for dambrug, dels efter dambrugsbekendtgørelsens regler om slamdeponering.

6.5.1 Affald

Affald omfatter døde fisk og industriaffald.

Døde fisk opbevares i tætte lukkede beholdere og afleveres og håndteres i henhold til Landbrugs- og Fiskeriministeriets bekendtgørelse nr. 612 af 17. juli 1995 om bortskaffelse af højrisikostof (døde fisk).

Industriaffald vil bestå af tomme fodersække, destrueret foder, fodersmuld, medicinrester, vaccinerester, tom medicinemballage, tom emballage fra hjælpestoffer, olie- og kemikalieaffald o.l. Disse affaldstyper håndteres i henhold til de kommunale affaldsregulativer for de enkelte kommuner.

6.5.2 Slam

Slam opstår ved oprensning af damme og udtømmning af rensningsforanstaltninger.

6.5.2.1 Håndtering og deponering af slam

Efter oprensning af damme og udtømmning af rensningsforanstaltninger deponeres slammet p.t. i affaldsdepoter i henhold til bestemmelserne i Dambrugsbekendtgørelsen. Depotterne kan etableres som jordbassiner med nødoverløb til rense-

anlæg. Bunden af depotet skal ligge over grundvandsspejlet, således at der er mulighed for udtørring af slammet. Det vil være hensigtsmæssigt at etablere en dekanteringsanordning på overløbet, således at der sikres det nødvendige volumen i depotet i forbindelse med rengøring af damme og sedimentationsanlæg. Ved kontinuerlig tilledning af slam som f.eks. fra mikrosigteanlæg kan det være hensigtsmæssigt at etablere et tykneranlæg og/eller anvende flere depoter med intervaldrift for at hindre udvaskning af næringsstoffer fra slammet i forbindelse med anerobe forhold i slammet. Efter udtørring bringes slammet til slutdeponering.

Slutdeponering af slam håndteres i henhold til Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 823 af 16 september 1996: Bekendtgørelse om anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Såfremt slammet opfylder kravene for anvendelse til jordbrugsformål, udbringes det hertil. Kan slammet ikke overholde kravet, er det kommunen som ansvarlig myndighed, der skal anvise et deponeringssted. Dette vil typisk være en kontrolleret losseplads. Der skal betales en deponeringsafgift, der p.t. ligger på ca. 520 kr. pr. ton slam eksklusiv fragt.

Visse specifikke problemer omkring slamhåndtering som f.eks. håndtering af slamvand og betydningen af tungmetalindhold er dårligt belyst. Antibiotika, som tilføres slammet gennem foderspild og fækalier, kan have lange halveringstider i sedimentet ligesom der er påvist opbygning af resistens hos bakterier i sedimentet. Disse aspekter er diskuteret i afsnit 4.4.

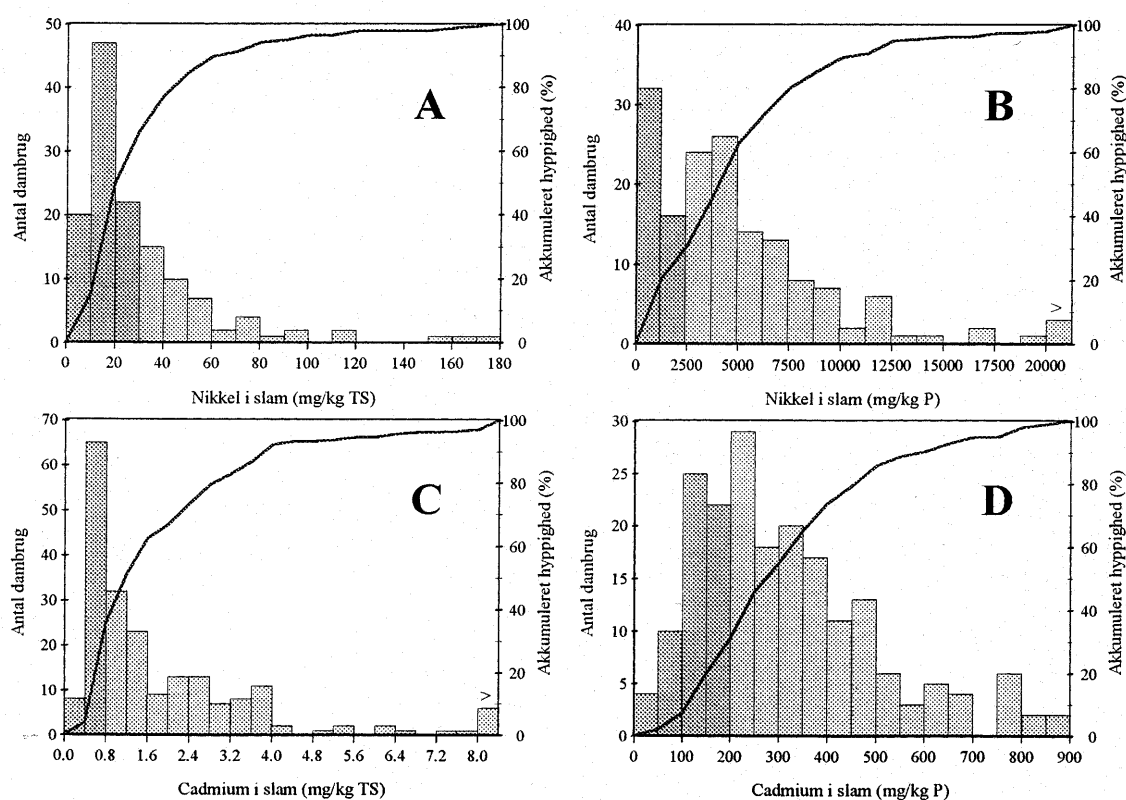
6.5.2.2 Tungmetalindhold i slam

Slam fra dambrug har siden 1. januar 1990 været omfattet af ovennævnte bekendtgørelse vedrørende anvendelse af affaldsprodukter til jordbrugsformål. Tørstof- og fosforrelaterede grænseværdier for cadmium, nikkel, bly og kviksølv fremgår af tabel 6.4. Grænseværdierne for cadmium gældende fra år 2000 vil, som det fremgår, falde til 0,4 mg/kg tørstof (TS) og 100 mg/kg total-fosfor (total-P). Analyseværdierne skal overholde enten de tørstofrelaterede grænseværdier eller de fosforrelaterede grænseværdier.

Dansk Dambrugerforening har siden 1994 ført kartotek over slamanalyser fra dambrug. I oktober 1996 forelå der 435 analyser af cadmium i slam fra 205 dambrug og 253 analyser af nikkel

Tabel 6.4 Grænseværdier for slam anvendt til jordbrugsformål. Analyseværdierne skal overholde enten de tørstofrelaterede grænseværdier eller de fosforrelaterede grænseværdier. Ud af minimum 5 prøver skal analyseresultaterne fra mindst 75% ligge under grænseværdierne. Dog må ingen prøve overskride en grænseværdi med mere end 50%.

	Indtil 30. juni 2000		Efter 30. juni 2000	
	mg/kg TS	mg/kg total-P	mg/kg TS	mg/kg total-P
Cadmium	0,8	200	0,4	100
Nikkel	30	2.500	30	2.500
Bly	120	10.000	120	10.000
Kviksølv	0,8	200	0,8	200
Chrom	100		100	
Zink	4.000		4.000	
Kobber	1.000		1.000	



Figur 6.6. Cadmium og nikkel i slam fra dambrug, som der foreligger oplysninger om i Dansk Dambrugerforening. Fordelingerne bygger på 435 analyser af cadmium i slam fra 205 dambrug og 205 målinger af nikkel i slam fra 135 dambrug. Hvert dambrug er repræsenteret med gennemsnittet af de registrerede målinger. Antallet af målinger pr. dambrug varierer fra 1 til 6 målinger. Dambrugene er ikke tilfældigt udvalgt, idet der er en tendens til, at der foreligger slamanalyser fra flere dambrug fra amter, hvor der forventes at være relativt høje værdier. Dette gør sig især gældende for målingerne af nikkel. De fleste analyser for cadmium er foretaget med en analysemetode med en detektionsgrænse på 0,6 mg/kg og alle målinger under detektionsgrænsen er angivet som detektionsgrænsen. Mørke søjler repræsenterer værdier under grænseværdierne for den pågældende parameter. Tegnet > på to af x-akserne angiver at den højre søjle repræsenterer antallet af dambrug over den øvre grænse på x-aksen. På den optrukne kurve, som repræsenterer en sumfunktion, kan man på y-aksen aflæse, hvor stor en del af analyserne, der befinder sig under en given koncentration (på x-aksen).

fra 135 dambrug. De registrerede dambrug er ikke nødvendigvis repræsentative for alle danske dambrug. Især med hensyn til nikkelanalyser er der en tendens til, at der foreligger flere analyser fra områder i Vestjylland, hvor nikkelindholdet i slammet er relativt højt. Fordelingen af gennemsnitligt cadmium- og nikkelindhold i slamanalyserne vil af denne grund formentlig være forskudt lidt mod højere værdier i forhold til landets dambrug som helhed. Fordelingen af disse analyser fremgår af figur 6.6.

Det gennemsnitlige cadmiumindhold i slam fra 63% af dambrugene er højere end den tørstofrelaterede grænseværdi. Den fosforrelaterede grænseværdi for cadmium blev overskredet i ca. 70% af dambrugene. Tilsvarende overskridelser ses for nikkel, men det skal dog bemærkes, at dambrugene, for hvilke der foreligger analyser for nikkel, også har relativt høje cadmiumværdier.

Analyseværdierne skal i følge bekendtgørelsen enten overholde den tørstof- eller fosforrelaterede grænseværdi. Af 252 prøver analyseret for både cadmium og nikkel overskred 70% både den tørstof- og fosforrelaterede grænseværdi for enten cadmium eller nikkel.

Slamprøverne udtages af et analyselaboratorium, ved at der fra dambrugets slambed tages en række prøver som blandes i en beholder, hvorefter der fra denne blanding udtages en prøve til analyse. I slambedet vil der oftest være en blanding af slam fra dambrugets fødekanal, damme og eventuelt mikrosigter.

Analyserne fra dambrug, hvor der foreligger en række målinger udtaget over en længere periode, viser en ganske betydelig variation i indholdet af cadmium og nikkel. Middelværdi, maximum og

minimum af tørstofrelateret cadmium i slam fra 5 dambrug fremgår af tabel 6.5. Som det fremgår kan indholdet fra samme dambrug variere med en faktor 10.

Der foreligger ingen undersøgelser af, hvilke faktorer der har indflydelse på denne variation.

Der er aktuelt et behov for nærmere at undersøge i hvilket omfang, der er forskelle i tungmetalindholdet i de forskellige slamfraktioner, samt års-tidsvariationer i tilførslen af tungmetaller og partikulært materiale til dambrugene.

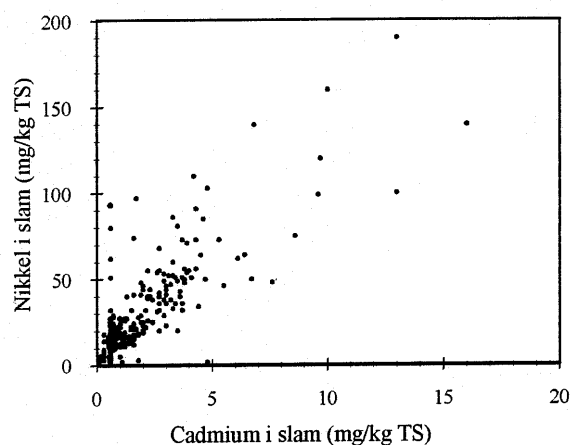
På grundlag af hele datamaterialet præsenteret i figur 6.6 ses i figur 6.7 en klar korrelation mellem cadmium og nikkelindholdet i slammet med en korrelationskoefficient på 0,82. Nikkelindholdet er generelt 10-15 gange højere end cadmiumindholdet.

Kilderne til slammets indhold af tungmetaller er uklare. For at belyse i hvilket omfang cadmium og nikkel blev tilført med fødevandet eller tilførtes med foderet, foretog Ringkøbing Amtskommune i 1994 en undersøgelse af cadmium og nikkel i foder og slam fra fødekanal og slambede fra en række dambrug. Cadmium og nikkel i fødekanalen kan ikke stamme fra foder eller hjælpestoffer, da disse normalt tilsættes efter fødekanalen. I dambrug, hvor der tilsættes hydratkalk for at nedbringe mængden af suspenderet okker, tilsættes kalken dog ved indløbet til fødekanalen, og tungmetaller i hydratkalk vil her kunne ende i fødekanalernes slam.

I figur 6.8 ses sammenhørende værdier af cadmium og nikkel i slam fra slambed og fødekanal fra 10 dambrug, hvoraf 2 havde okkerfældning med hydratkalk.

Tabel 6.5 Middelværdi, minimum og maximum af en række analyser af tørstofrelateret cadmium i slam fra fem dambrug. Cadmium koncentrationer i mg Cd/kg tørstof. Variationskoefficienten er standardafvigelse divideret med middelværdien.

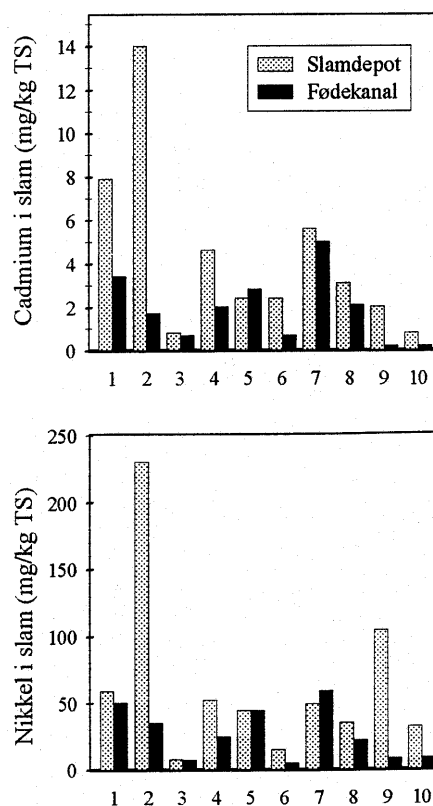
Dambrug	middelværdi	minimum	maximum	variations koeff. (%)	antal analyser
A	1,2	0,6	2,2	59	5
B	6,2	2,6	9,7	45	6
C	2,3	0,6	4,3	58	8
D	3,2	0,6	6,1	94	5
E	3,0	1,0	4,4	49	4



Figur 6.7 Sammenhæng mellem cadmium og nikkel i dambrugsslam. Baseret på samme målinger som figur 6.6.

Det skal bemærkes, at indholdet i slam fra fødekanal og fra slambede ikke er uafhængige, da slambedene godt kan indeholde slam fra fødekanal. Som det fremgår, overstiger cadmium- og nikkelindholdet i slam fra fødekanal i ligeså høj grad som slam fra slambedene grænseværdierne. I forhold til de fosforrelaterede grænseværdier, kunne slammet fra fødekanalerne, grundet relativt lavt fosforindhold, i mindre grad end slam fra slambedene overholde grænseværdierne.

Dansk Dambrugerforening har med støtte fra Fødevareministeriet igangsat en undersøgelse der skal afklare disse forhold nærmere under projektet Tungmetalfurening af slam fra dambrug - Kilder og afhjælpningsforanstaltninger'.



Figur 6.8 Cadmium og nikkel i slam fra slamdepot og fødekanal fra 10 dambrug i Ringkøbing Amt (Ringkøbing Amtskommune 1994). Dambrug 9 og 10 har okkerfældning med hydratkalk. Målingerne i fødekanalerne er foretaget efter kalktilsætningen, men det er ikke specificeret i hvilken afstand fra kalktilsætningen. Prøverne er udtaget sommeren 1993.

7. Konklusioner og anbefalinger

Dambrug skal i fremtiden godkendes efter kapitel 5 i miljøbeskyttelsesloven. I forbindelse med ansøgningen skal der laves en redegørelse for anvendelse af renere teknologi og miljøbeskyttende foranstaltninger. Det nuværende dokumentationsgrundlag for disse forhold anses for at være mangelfuldt. Det er derfor efter drøftelser mellem (det daværende) Landbrugs- og Fiskeriministeriums departement, Miljøstyrelsen, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Fiskeriundersøgelser blevet besluttet at nedsætte en arbejdsgruppe, der skal udrede dokumentationsgrundlaget, samt vurdere hvilke forsknings- og udredningsopgaver, der vil være nødvendige i de tilfælde hvor dokumentationsgrundlaget er ufuldstændigt.

I nærværende rapport er peget på følgende parametre/komponenter af relevans for 'renere teknologi og miljøforbedrende foranstaltninger', der er relevante i forbindelse med minimering af resourceforbrug og miljøbelastning:

- pumper
- ilt- og beluftningsudstyr
- foder
- medicin og hjælpestoffer
- styringssystemer
- egenomsætning
- fysiske forhold omkring anlægget
- andre systemer - hel eller delvis recirkulering, kummeanlæg, raceways
- separate rensningsforanstaltninger - mekaniske, biologiske, kemiske
- affalds- og slamhåndtering, herunder indhold af tungmetaller i slam

Der henvises til kapitel 5 og 6 vedrørende en detaljeret gennemgang af disse komponenter af renere teknologi og rensningsforanstaltninger.

Gruppens hovedkonklusioner er :

Vedrørende *systemvalg*: Kombinationsmulighederne for anlægssystem og rensningsteknologi er så mange at generelle rensgrader ikke kan angives på en sådan måde, at de uden videre kan ekstrapoleres imellem forskellige systemer. Rele-

vant renere teknologi og relevante rensningsforanstaltninger på et konkret dambrug må vurderes indenfor dambrugets basisteknologi. Der er på forskellige dambrug foretaget forskellige valg af produktionsintensitet og -niveau som vil have stor betydning i forbindelse med valg af renere teknologi og rensningsforanstaltninger.

Vedrørende *dokumentation*: Der findes kun meget begrænset viden om effekten af rensningsforanstaltninger og om omsætningen i dambrugssystemer på formaliseret refererbar form, mens der findes en del viden som ikke umiddelbart kan dokumenteres og refereres. I rapporten findes en systematisk opsamling af den (begrænsede) dokumentation, der findes for effekten af enkelte rensningsforanstaltninger og stofomsætningen på dambrug under nuværende produktionsbetingelser. Det er karakteristisk at de undersøgelser, der findes, ikke er foretaget under omstændigheder som tillader en generalisering af resultaterne. Dette skyldes bl.a. at forsøg, der er over nogle få år gamle, refererer til andre fodertyper end der aktuelt anvendes, at forsøgene ikke er foretaget under kontrollerede omstændigheder men på en løbende produktions præmisser, og endelig at der mangler målinger på parametre, som vil være en forudsætning for en generalisering. Som et resultat af disse mangler på information kan man i dag ikke foretage en massebalanceberegning - herunder beregning af udledning - som er baseret på dokumenterede undersøgelser, som er relevante for den aktuelle praksis.

Vedrørende *forsknings- og udredningsbehov*: Der er et stort behov for et forsknings- og udredningsarbejde, som kan dokumentere stofomsætningen i dambrugene og effekten af rensningsforanstaltninger jævnfør konklusionen vedrørende dokumentation ovenfor. Der skal dels udvikles en stofomsætningsmodel, dels foretages en systematisk måling af modelparametre. Gruppen anbefaler derfor at der gennemføres sådanne undersøgelser og giver en nærmere anbefaling vedrørende delundersøgelser og metodik. Det er i denne forbindelse en hovedpointe at sådanne undersøgelser bør foretages således at resultaterne

er generaliserbare, hvilket i praksis vil indebære at undersøgelser enten foretages på et specielt forsøgsanlæg (men under fuldskalabetingelser) eller at de dambrug, som anvendes til undersøgelse, stilles fuldt til rådighed for forsøgene således at forsøgsbetingelserne kan kontrolleres. Man må endvidere forudse at modelparametre løbende skal opdateres i takt med udviklingen i dambrugenes praksis, specielt foderudviklingen.

Disse konklusioner uddybes nedenstående.

7.1 Systemvalg

Alle produktionsanlæg kan ikke vurderes efter samme kriterier i godkendelsesprocessen. Hvad der aktuelt er den rene teknologi eller relevante rensningsforanstaltninger bør ses i sammenhæng med det konkrete valg af produktionssystem som primært karakteriseres ved produktionsintensitet og -niveau.

Man kan i den sammenhæng skelne mellem forskellige produktionssystemer afhængig af den grundlæggende produktionsteknologi og omfanget af supplerende tekniske input:

1. Lavteknologiske anlæg - traditionelle jorddamsanlæg med ekstensiv produktion uden supplerende tekniske foranstaltninger (10%)
2. Traditionelle anlæg med et vist teknisk supplement - typisk pumper og beluftning (69%)
3. Traditionelle anlæg med teknisk supplement og udvidet rensning som mikrosigter og biofiltre (16%)
4. Traditionelle anlæg med teknisk supplement, udvidet rensning og en vis recirkulering (2%)
5. Andre anlægstyper som raceways og kummeanlæg (3%)

Den dominerende anlægstype i dansk dambrugsproduktion er anlæg med jorddamme bestående af en opstemning ved et vandløb, som giver den nødvendige trykhøjde til at drive vand fra vandløbet gennem en fødekanal, hvorfra dammene fødes med vand. Fra dammene ledes vandet til en bagkanal og derefter til et rensningsanlæg. Der er overvejende tale om mekanisk rensning, enten sedimentation alene (gruppe 1 og 2) eller som på ca. 70 dambrug en kombination af mikrosigtefiltrering og efterfølgende sedimentation (gruppe 3 og 4)

I forhold til anden akvakulturproduktion er der således tale om en teknisk set enkel produktionsform, hvor fisketætheden er lav målt som kg fisk/m³ bassinvolumen (5-15 kg m⁻³).

På 16 dambrug er rensningen af afløbsvandet suppleret med en form for biofiltrering og en vis intensivering har fundet sted (gruppe 3 og 4) hvorved fisketætheden kan bringes op på 75-150 kg m⁻³. Ca. 18% af anlæggene er udbygget med foranstaltninger udover bundfældningsanlæg.

Heroverfor kan der peges på en række udviklingsmuligheder for de kommende år, for de dambrugere der ønsker at bygge om til en anden produktionstype på grund af miljømæssige fordele eller ud fra ønsket om øget produktion. Endvidere er det muligt at en række dambrug i forbindelse med ændring i vandforsyningsloven i år 2005 vil skulle producere med et lavere vandforbrug end hidtil. Som følge af disse forhold kan det forventes at nogle dambrug, vil søge at udvikle produktionssystemerne til gruppe 4 eller videre til 5.

7.2 Dokumentation af rensningsforanstaltninger og renere teknologi

Det er karakteristisk at den viden, der findes om dambrugenes teknologi og udledninger, i stort omfang ikke foreligger som formel, rapporteret viden.

Der findes god dokumentation for visse aspekter som f.eks. energiforbrug af pumpeanlæg, iltningssystemer og slamhåndtering. Derimod er dokumentationen ringe vedrørende de samlede systemers stofomsætning og rensningsforanstaltningers effektivitet.

Den nuværende teknologi inklusive rensningsforanstaltninger på dambrugene er i væsentligt omfang vokset frem på et praktisk grundlag, ved et samspil mellem dambrugere og dambrugskon-sulenterne. Udviklingen har været baseret på praktiske observationer og der findes en stor mængde erfaring om effekten af rensningsforanstaltninger og teknologivalg. Denne viden er imidlertid som hovedregel ikke blevet dokumenteret gennem systematiske forsøg med efterfølgende formel analyse og rapportering.

Tilsvarende gælder det for dambrugenes udled-

ninger og disses sammenhæng med dambrugenes teknologi at amterne igennem deres tilsynsarbejde og belastningsundersøgelser har indsamlet en stor datamængde og viden, som ikke er formaliseret i form af en analytisk, videnskabeligt funderet rapportering.

Generelt er situationen derfor den, at der kun findes en begrænset mængde viden om effekten af systemvalg og rensningsforanstaltninger, som er officielt publiceret og derfor refererbart, mens der findes en del viden og erfaring som ikke umiddelbart kan dokumenteres og refereres. I den foreliggende rapport har hovedvægten været lagt på at fremdrage og systematisere den dokumenterede viden, som findes. Herefter fremstår en række områder som ubelyste eller dårligt belyste. Det betyder ikke nødvendigvis, at der ikke findes viden på disse områder, men denne viden er ikke umiddelbart tilgængelig. En opbygning af dokumenteret viden på disse områder består derfor såvel i opsamling, analyse og rapportering af eksisterende udokumenteret viden som i nye indsamlinger af primærinformation. Endvidere bygger megen information på producenteres datablade eller disses rapporter, hvor data ikke er offentligt tilgængelige.

7.3 Forsknings- og udredningsbehov

Der er behov for dels udredning og undersøgelser i relation til tværgående temaer (systemerne), dels specifikke forhold vedrørende renere teknologi og rensningsforanstaltninger

7.3.1 Systemvalg og systemmodeller

Udredning af forventninger til systemvalg:

Det er ikke klart i hvilket omfang det flertal af dambrug, der i dag producerer på forholdsvis ekstensiv traditionel basis, vil søge at gå i retning af en intensivering på kortere sigt eller i forbindelse med en senere ansøgningsfase i forhold til en revision af vandforsyningsloven. Af hensyn til en prioritering af forsknings- og udredningsindsatsen vil det derfor være gavnligt med en behovsanalyse vedrørende udviklingen af nye produktionstyper på dambrugene. Kan der forventes en omfattende intensivering eller vil flertallet søge at fastholde en traditionel ekstensiv produktionsform og i stedet tilpasse kapaciteten hvis påkrævet?

Det vil i denne sammenhæng være relevant at få belyst hvor mange dambrug, der i 2005 kan forventes at få så alvorlige problemer, at valget reelt er mellem en nedlæggelse eller et systemskift.

Udvikling af stofstrømsmodeller

Der mangler et grundlæggende studie i stofstrømme i dambrug under forskellige produktionsbetingelser.

Der findes i dag ikke modeller som muliggør en forudsigelse af udledningen fra et dambrug på basis af viden om dets samlede teknologi. Da den samlede udledning fra dambruget ikke blot kan beregnes på basis af enkeltmodeller af delprocesser, men på grund af delprocessernes interaktion, må beregnes som et samlet system, forudsætter en forudsigelse af udledningen, at der udvikles egentlige systemmodeller. Det anbefales, at der igangsættes et forskningsarbejde, som skal specificere sådanne modeller. Der vil være en række delprocesser i sådanne modeller, som ikke findes beskrevet i dag. Systemmodellerne vil kunne bidrage til at identificere sådanne delprocesser.

Det må forudsættes, at der vil være tale om et sæt af stofomsætningsmodeller, idet selve modelstrukturen må forventes at være afhængig af den valgte grundteknologi (produktionssystem).

Modellering og måling af egenomsætningen

En modellering af egenomsætningen vil være en væsentlig komponent i en systemmodel. En delmodel for egenomsætning forudsætter forudgående forskning i de underliggende processer. Der må derfor gennemføres forsøg, der afdækker egenomsætningens størrelse, og betydningen driftsmæssigt og miljømæssigt af denne, ved forskellige anlægstyper. Sådanne undersøgelser kan bedst gennemføres i sammenhæng med fuldskala-forsøg.

I sådanne undersøgelser af stofstrømsmodeller og egenomsætning skal bl.a. indgå målinger af:

- Generel stofstrømsanalyse i alle dele af dambruget
- Sedimentationens afhængighed af damudformning i sig selv
- Denitrifikationsrater i dambrugssediment
- Nitrifikationsrater i biologiske filtre og i bunden
- Måling af skiftet i kvælstoftyper under dambrugspassage

- Måling af skiftet i fosfortyper under dambrugspassage
- Betydning af fodersammensætning og -form.

Det vil endvidere være relevant at få gennemført undersøgelser som belyser egenomsætningen af medicin- og hjælpestoffer. Der findes ikke i dag tilstrækkelig viden til at modellere sammenhængen mellem dosering og udledning som andet end en simpel fortyndingsmodel.

Facilitet for løbende opdatering af modeller og effektdokumentation

Nærværende rapport har afdækket at information om effekten af konkrete teknologiforandringer og rensningsforanstaltninger er meget ufuldstændig. En væsentlig årsag til dette er dels at praksis i produktionen ændrer sig - specielt på foderområdet - dels at forsøg, der foretages uden fuld kontrol over produktionsbetingelserne, ikke er generaliserbare. Der er derfor dels behov for en løbende opdatering af eksisterende viden, dels for at nye undersøgelser i højere grad foretages under reproducerbare og kontrollerede betingelser. Dette kunne opfyldes igennem etablering af en facilitet til opdatering af effekten af nye udviklinger og systematisk opsamling vedrørende eksisterende teknologier. Faciliteten kunne have form af en koordinerende funktion eller et egentligt forsøgsanlæg i fuld skala.

7.3.2 Renere teknologi

Evalueret og udvikling af renere teknologi forudsætter i stort omfang, at der findes stofstrømsmodeller som afspejler den aktuelle praksis i dambrugsproduktionen. Det modeludviklingsarbejde, som er anbefalet ovenfor, er derfor en forudsætning for og suppleres af mere specifikt arbejde med delaspekter som er relevante i forhold til renere teknologi.

Indenfor de hovedområder, der er nævnt i kapitel 5, har arbejdsgruppen identificeret følgende behov for forskning og udredning :

Vedrørende *reduktion af eksternt produceret affald, primært gennem minimering eller substitution af anvendelse af energi*, som kan finde sted ved:

1. Anvendelse af naturligt forekommende vandressourcer
2. Maksimal udnyttelse af højdeforskelle fra

stemmeværk til udløb til intern transport og beluftning

3. Anvendelse af mest energieffektivt teknisk udstyr
4. Eventuelt anvendelse af vedvarende energi
5. Optimeret styring af ilt/beluftningssystemer.

For punkt 1-4 ses der i sammenhæng med dambrug ikke et særskilt behov for forskning og udredning vedrørende dambrug. Se nedenfor vedrørende pkt. 5.

Vedrørende sygdomsforebyggelse:

Den viden, der findes om mikrofloraen på og især i fisk, er meget begrænset og utilstrækkelig til at danne basis for et systematisk arbejde med sygdomsforebyggelse gennem påvirkning af fiskens mikroflora. Der mangler således viden om hvilke faktorer, der påvirker kolonisering af bakterier på/i fisk ligesom det ikke er undersøgt, om mikrofloraen på opdrættet fisk adskiller sig fra floraen på vilde fisk, og kun i begrænset omfang hvilke aktiviteter (nærings- og plads-konkurrence, antibiotiske stoffer) den naturlige mikroflora anvender til at kontrollere sygdomsfremkaldende organismer.

Det vurderes samlet, at det med stor sandsynlighed er muligt at forebygge sygdom hos opdrætsfisk gennem en styring af fiskens mikroflora i en hensigtsmæssig retning, men at dette kræver en række grundlæggende forskningsmæssige tiltag, bl.a. en detaljeret beskrivelse af mikrofloraen hos raske og syge fisk, vurdering af interaktioner mellem den non-patogene og den patogene flora samt klarlægning af faktorer, der har betydning for mikroorganismers kolonisering af fisk.

Vedrørende anvendelse af foder som resulterer i lavest mulige miljøbelastning:

Fodersiden er et område med et væsentligt potentiale for videreudvikling af renere teknologi. Der er behov for bedre viden både vedrørende selve foderets omsætning og udnyttelse i fisken og foderets betydning for affaldsprodukternes egenskaber i forhold til frigivelse af miljøbelastende stoffer og i forhold til rensningsforanstaltninger. Endelig er der behov for en udvikling af et bedre begrebsapparat omkring foderanvendelse - dels begreber og parametre, som er retvisende om foderets miljøeffekt, dels bedre normtal for foderets anvendelse i produktionen.

Vedrørende *foderets omsætning og udnyttelse i fisken* er der behov for forskning og undersøgelser i

- Muligheder for at reducere foderspild
- a) Effekt af forskellige råvarers indflydelse på smag
- b) Fysisk struktur af pillerne. For hårde piller kan f.eks. medføre, at fiskene afviser foderet
- Forskning i faktorer som øger fordøjeligheden som f.eks. temperatur, foderstruktur, formaling, tarmfysiologi og mikroflora i tarmen
- Reduktion af foderets indhold af for fisken uønskede stoffer. Anvendelse af nye råvarer som udvikles til akvakultur (fiskemel med lavt fosforindhold, soya med lavt indhold af kulhydrat etc.).
- Optimal næringsstofsammensætning
- Bestemmelse af minimum behov for protein og energi ved anvendelse af høj fordøjelige proteinkilder.

Vedrørende foderets betydning for affaldsprodukternes egenskaber i forhold til miljøbelastning og rensningsforanstaltninger er der behov for forskning og undersøgelser i:

- Undersøgelser af fodersammensætningens indflydelse på fækaliestrukturen:
 - a) Muligheder for opsamling af fækalier
 - b) Reduktion af fækaliens opløselighed
- Udvikling af metoder (modeller) til opgørelse af foderkvotienter, som er miljømæssigt relevante

Vedrørende *effektivere udnyttelse af foder og beluftning gennem styring*:

Sikring af et stabilt internt miljø er væsentligt både for fiskenes funktioner og for rensningsforanstaltningers drift. Der foreligger et omfattende materiale (bl.a. en del grå litteratur) vedrørende sikring af stabilt miljø under forskellige driftsforhold. Der er behov for et grundlæggende studie og en systematisk opsamling af grå information på området.

Der er behov for en optimering af foderstyresystemer, som bør ske på grundlag af kalibrerede vækst- og udfodringsmodeller.

Der er behov for at tilpasse miljø- og kvalitetsledelsessystemerne til specielt dambrugsvirksomhed under hensyntagen til standarderne (BS7750, ISO 14001). Der har været interesse for, at der i

lighed med de normtal, der kendes fra andre områder af erhvervslivet, indføres normtal inden for akvakultur. Normtal kan f.eks. vedrøre foderudnyttelse, foderkvalitet eller kaloriebaserede foderkvotienter. Man bør dog være opmærksom på at dambrugene er forskellige, det vil derfor kræve en form for klassificering af dambrugene. En eventuel udredning bør afdække, hvilke områder der kan opsættes normtal for, samt i hvor høj grad disse vil være sammenlignelige.

7.3.3 Rensningsforanstaltninger

Grundlæggende bør prioritering af forsknings- og udredningsindsats vedrørende rensningsforanstaltninger bero på en undersøgelse af dambrugernes forventninger til produktionssystemvalg, specielt traditionelt ekstensivt jorddamssystem kontra mere intensive opdrætsformer.

Som påpeget i kapitel 6 er meget af den rensningsteknologi, som vil være relevant for dambrug, en teknologi der er kendt og i de fleste tilfælde rent teknisk veldokumenteret fra spildevandsrensning og fra intensivt recirkuleret fiskeopdræt.

Det er derfor vigtigt at få beskrevet de forhold, der afviger fra de allerede beskrevne/dokumenterede anlæg og de dermed forbundne undersøgelsesbehov. Her må der forventes at skulle skelnes mellem traditionelle jorddamsanlæg og mere intensive opdrætssystemer.

De få undersøgelser, der findes af såvel mekaniske som biologiske rensningsforanstaltninger på dambrug, er karakteriseret ved stor variation i de målte rensningseffekter som kun i ringe grad kan henføres til forhold som er klarlagt som led i de pågældende undersøgelser.

Det er essentielt at undersøgelser af rensningsforanstaltninger inkluderer målinger af parametre, som forventes at være væsentlige kilder til forklaring og forståelse af undersøgelsesresultater. Disse må måles som er en forudsætning for generalisering af resultaterne. For eksempel er undersøgelser af mikrosigtters effekt kun af begrænset værdi, når der ikke samtidig foretages målinger af størrelsesfordelingen af partikler i til- og afløbsvand. Den store variation, der findes i sådanne undersøgelser, bør søges opklaret ved målinger af variable med potentiel forklaringsværdi.

For de *mekaniske rensningsforanstaltninger* bør følgende områder belyses:

- Effektiviteten af enkeltkomponenter som funktion af belastningens omfang og art, samt af en eventuelt synergi effekt ved kombinationer af forskellige rensningsforanstaltninger. Effektivitetsmålinger bør kunne sættes i relation til nøglekarakteristika ved belastningen som muliggør generaliserbarhed
- Betydningen af transporttiden frem til rensningsforanstaltningerne for fækalier og foderspild
- Hydrauliske forhold i forskellige sedimentationssystemer
- Sammenhængen mellem specifikationer og effektivitet i mikrofiltersystemer (f.eks. materiale og lysning i filterdugen, samt spuletryk ved mikrofiltrering)
- For slamfælder er der behov for at tilvejebringe dokumentation af effekten i jorddamanlæg og intensive systemer (raceways).

Sådanne undersøgelser bør foretages i fuld skala.

For de *biologiske rensningsforanstaltningers* vedkommende foreligger der en del materiale, som dog ikke anses for tilstrækkeligt til at belyse de specifikke problemer i dambrug.

Udover de eksisterende undersøgelser er et generelt *udviklingsarbejde på biofiltre* til dambrugsdrift nødvendigt for at finde frem til de driftsmæssigt og økonomisk bedste løsninger, herunder løsninger som kombinerer forskellige rensningsmetoder.

Det anbefales, at der indgås aftaler om afprøvning af de forskellige muligheder for optimering af biofiltrene med dambrug, der allerede har etableret biologiske filtre, og hvor der foreligger prøveserier af en vis kvalitet. Denne afprøvning bør have til hensigt at afdække optimale løsninger i forhold til effektivitet og arbejdsindsats. Det anses for essentielt, at disse forsøg bliver udført i fuld skala. Faktorer som kan undersøges i et sådant optimeringsarbejde er f.eks. filtermedier, fysisk udformning af filtre, beluftning, forholdet mellem mekanisk og biologisk fjernelse, returskylningsoptimering (arbejds- og tørstofmæssigt, primærfældning), arealspecifikke omsætningsrater, effekt af algeopblomstringer m.v.

Dambrugene, der skal indgå i forsøget, bør være etableret med en kombination af mekanisk og

biologisk rensning, for at en eventuel synergieffekt kan belyses.

Det bør tilstræbes, at variationen i recirkuleringsgraden mellem de deltagende dambrug er tilstrækkelig til at afdække en eventuel sammenhæng mellem recirkuleringsgraden og udledningen. Det er herunder væsentligt, at der foretages undersøgelser på anlæg uden recirkulering.

Der bør yderligere undersøges forskellige potentielle effekter af delvis cirkulering som:

- Øget effektivitet af rensningsforanstaltningerne, som følge af øgede stofkoncentrationer internt i anlæggene
- Øget egenomsætning internt i anlæggene.

Sammenhængen mellem recirkuleringsgraden og rensningseffektivitet og egenomsætning er ikke entydig. En del dambrug har anvendt denne driftsform i en del år med gode resultater, men (Jensen, 1997) har ikke kunnet bekræfte en sammenhæng mellem recirkuleringsgrad, rensningseffektivitet og egenomsætning.

Der er behov for en sammenstilling og analyse af den efterhånden store mængde data, der er akkumuleret i amtskommunalt regi. Det vil også være ønskeligt med en effektivitetsvurdering af teknikken i forskellige anlægstyper med henblik på optimering af de eksisterende anlægs miljøeffekt og økonomi. Der er endvidere behov for undersøgelser af effekten af andre efterbehandlingsanlæg som laguner, gravede vandløb, omlægning af gamle damme og lignende.

Vedrørende *slam* er der behov for systematiske undersøgelser af kilderne til tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer i dambrugsslam. Disse skal tage hensyn til variationerne i jordbundsforhold og arealudnyttelse i vandløbets afstrømningsområde, indholdet i foder og flowet indenfor produktionsanlægget. Der er igangsat en undersøgelse af denne type, det eventuelle behov for yderligere undersøgelser kan først identificeres efter dennes afslutning.

Der bør laves undersøgelser over mulighederne for at reducere slammængderne før slutdeponering eller spredning ved forbehandling på dambruget. Der er endvidere behov for undersøgelser af mulighederne for at reducere tungmetalkoncentrationerne i slammet, f.eks. gennem separe-

ring og/eller kontrolleret bioakkumulering. Herudover er der behov for at udvikle en praktisk og miljømæssigt bedre slamhåndtering på dambrug efter at det er frarensset produktionsanlægget, mekaniske renseforanstaltninger eller biologiske renseforanstaltninger, således det kommer i en form, der er håndterbar i forbindelse med opbevaringen af slammet på dambruget og i forbindelse med en efterfølgende udbringning på landbrugsjord.

7.3.4 Miljøeffekter af dambrug

Nærværende arbejdsgruppe har, jævnfør afsnit 1.2, ikke foretaget en fuldstændig gennemgang af miljøeffekter af dambrug, men kun inkluderet en gennemgang af enkelte områder som har været dårligt belyst i andre kilder. Indenfor disse områder kan der peges på følgende, hvor det vurderes, at der er behov for yderligere vidensopbygning:

Hjælpestoffer og medicin:

- Analyse af stoffernes koncentrationer i vand, sediment, planter og dyr opstrøms og nedstrøms et repræsentativt antal dambrug. Formålet er at forbedre grundlaget for at vurdere problemets omfang

- Undersøgelse af de økologiske effekter af de mest benyttede medicin- og hjælpestoffer. Det skal i denne sammenhæng klarlægges i hvilket omfang disse stoffer bidrager til, at vandløbets målsætning ikke opfyldes.

Fysiske forhold i vandløbet:

- Analyse af de fysiske forhold og vedligeholdelsespraksis både opstrøms og nedstrøms for opstemning i vandløb med dambrug. Formålet er at kunne vurdere, i hvor høj grad forringede fysiske forhold bidrager til at målsætninger i vandløb ikke kan opfyldes. Det er i denne sammenhæng væsentligt, på en objektiv måde, at kunne adskille effekterne af dårlige fysiske forhold, udledning af organisk stof, udledning af medicin og hjælpestoffer og reduceret iltindhold i vandet som følge af fiskenes respiration.
- Effekter af reduceret og varierende vandføring på de biologiske forhold i »døde-å strækninger«. Der kan herved sikres et forbedret grundlag for de eventuelle ombygninger på dambrugene i forbindelse med de kommende krav om afgivelse af frivand.

8. Ordliste

Affaldsprodukter

Stoffer på enten fast eller opløst form, som tilføres miljøet fra produktionsprocessen som f.eks. fækalier, uforbrugt foder, medicin og hjælpestoffer.

Anlægsbidrag

Den stofmængde som forlader dambruget med vandet ved udløbet. Anlægsbidraget er summen af *dambrugsbidraget* og *vandløbsbidraget*.

Beluftning

Tilførelse af luft til vandet, f.eks. ved at øge vandstrømmens overflade som i risletårne eller ved gennembobling. Når den luft, der anvendes, er ren ilt bruges også udtrykket *iltning*.

Besætningstæthed

Forholdet mellem biomasse og vandvolumen i selve produktionsanlægget. Opgives typisk som kg fisk m⁻³.

BI₅

Mål for vands indhold af letomsættelige iltforbrugende stoffer og dermed for en udlednings forventede forbrug af ilt fra recipienten i nærheden af udledningen. BI₅ måles ved at måle iltforbruget i en vandprøve over 5 døgn. Hvis målingen skal anvendes som udtryk for vandets indhold af letomsætteligt organisk stof anvendes også en modificeret BI₅ måling, hvor nitrifikationens bidrag til iltforbruget ikke er inkluderet.

Biofilter

Konstruktion hvor vandet bringes i kontakt med en stor overflade med en belægning (filterhud eller biofilm) af mikroorganismer som kan omsætte lettereomsættelige opløste stoffer som ammoniak i vandet.

Dambrugsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 900 af 31. oktober 1994 som har været det centrale grundlag for den miljømæssige regulering af dambrugene op til godkendelse efter Miljøbeskyttelseslovens kap 5 efter ansøgning pr 1. jan 1999.

Dambrugsbidrag

Den stofmængde, som det samlede dambrug bidrager med i udløbsvandet. Dambrugsbidraget omfatter således den stofmængde som genereres i selve produktionsanlægget - *produktionsbidraget* - efter at denne mængde er blevet yderligere omsat og eventuelt reduceret i produktionsdammene, bundfældningsanlæg, eventuelle rensningsforanstaltninger og bagkanal. *Dambrugsbidraget* er således lig med *anlægsbidraget* minus *vandløbsbidraget*.

Denitrifikation

Fjernelse af kvælstof fra jord og vand gennem dannelse af N₂ (frit kvælstof) som afgasser til atmosfæren. Denitrifikationen er en bakteriel proces hvorved nitrat-, nitrit- og ammoniumioner under iltfrie forhold omsættes til frit kvælstof, ved forbrug af letomsætteligt organisk stof.

Egenomsætning

Den omsætning af stof, som finder sted på selve dambruget, f.eks. gennem mikrobiel omsætning i sedimentet i produktionsdamme og kanaler.

Ekstrudering

Fremstilling af foder ved ekstrudering foregår ved at en blanding af foderråstoffer presses gennem en lysning under højt tryk. Der opstår gennem trykforøgelsen en kortvarig ophedning, som kan bringe kulhydraterne i blandingen til at poppe op, hvorved der dannes en grundmatrix, som dels binder foder materialet sammen, dels danner en porøs struktur som efterfølgende kan absorbere fedtstof.

Eutrofiering

Berigelse af vandløb, søer, fjorde og åbne havområder med fosfor- og kvælstof. Hvis denne berigelse omfatter et begrænsende næringsstof vil primærproduktionen øges hvilket bevirker ændringer i økosystemets andre komponenter, som anses for at være uønsket. I søer og havområder vil det mest synlige symptom være lavere gennemsigtighed af vandet på grund af en større mængde planktonalger.

Foderkvotient

Forholdet mellem den tilførte fodermængde og produktionen af hel fisk. Der foretages ikke nogen normalisering i forhold til vand- eller energiindhold, hvorfor foderkvotienten ved tørfoder med højt energiindhold kan blive lavere end 1.

Iltning

En speciel form for *beluftning* hvor der anvendes ren ilt i stedet for atmosfærisk luft.

Iltniveau, iltmætning

Forholdet mellem den aktuelle koncentration af ilt i vandet og den koncentration der vil kunne opnås ved den pågældende temperatur uden overmætning. Iltmætning opgives normalt som procent.

Mekanisk rensning

Fjernelse af partikulært materiale i vand gennem sedimentation eller filtrering.

Mikrosigtfiltrering

Fjernelse af vandbåret partikulært materiale ved filtrering gennem et filterdugsmateriale med lysåbninger på typisk 50-100 µm.

Miljøbeskyttelsesloven

Lovbekendtgørelse nr. 625 af 15. juli 1997 som etablerer det overordnede regelsæt for forvaltning af miljøbeskyttelse i Danmark. I lovens kapitel 5 findes regler for godkendelse af særligt forurenende virksomheder. Senest pr. 1. jan. 1999 skal dambrug have fremsendt ansøgning om godkendelse ifølge reglerne i dette kapitel.

Nitrifikation

Iltning af kvælstofsalte fra ammonium over nitrit til nitrat.

Oprætsbidrag

Den stofmængde, der tilføres igennem processerne i selve opdrætssystemet, dvs. den mængde, der kommer frem til rensningsforanstaltningerne minus vandløbsbidrag og effekten af eventuelt recirkulering. Oprætsbidraget adskiller sig fra *produktionsbidraget* ved at inkludere den stofomsætning, som finder sted i selve opdrætssystemet udover den omsætning som finder sted i fiskene.

Pelletering

Ved pelletering produceres foder ved en sam-

menpresning af foderråstoffer i en form. Der opnås ved denne produktion ikke samme kulhydratstruktur som ved *ekstrudering*, hvorfor pelleterede foderstoffer ikke kan bibringes så højt fedtindhold.

Planktonalger

Alger som findes i de frie vandmasser i damme, vandløb, søer og havområder. Planktonalgernes produktion er afhængig af mængden af næringsstoffer, primært nitrat og fosfat, i vandet. En øgning af mængden af næringsstoffer kan gennem øgningen af planktonalgernes produktion føre til *eutrofiering*.

Produktionsbidrag

Tilførslen af stof fra selve produktionsprocessen, dvs. den stofmængde som stammer fra foderspild, fækalier mm.

Recipientkvalitetsmålsætning

Ifølge Planloven skal amtskommunerne opstille retningslinier for kvaliteten og anvendelsen af vandløb, søer og kystvande. Lovbekendtgørelse nr. 746 af 16. august 1994.

Recirkulering

Hel eller delvis genanvendelse af vand i produktionsprocessen. Recirkulering etableres ved at afløbsvand fra produktionsanlægget ledes tilbage til tilløbet efter at have passeret rensnings- og beluftningsforanstaltninger. Recirkulering nedsætter forbruget af råvand i forhold til produktionen.

Renere teknologi

Teknologi som nedbringer selve produktionen af affaldsstoffer eller andre miljøbelastninger. Dette kan i dambrug f.eks. finde sted, når der anvendes fodertyper som vil give anledning til lavere kvælstofudskillelse eller når medicinbehandling erstattes af sygdomsforebyggende foranstaltninger. Renere teknologi er kompletterende til *rensningsforanstaltninger*.

Rensningsforanstaltninger

Tekniske anlæg som fjerner affaldstoffer efter de er produceret, f.eks. som *mekanisk rensning* eller *biofiltre*. Behovet for rensningsforanstaltninger reduceres i det omfang, der anvendes *renere teknologi*.

Rensningsgrad

Den mængde af et stof der fjernes i forhold til

det, der tilføres en rensningsforanstaltning. Hvis der i rensningsforanstaltningen ikke finder en egentlig fjernelse af stoffet sted, men blot en omsætning fra en form til en anden, kan rensningsgraden hensigtsmæssigt udtrykkes på basis af mængden af en bredere stofgruppe eller et grundstof - som f.eks. BI₅, total P og total N. For dambrug kompliceres anvendelsen af begrebet rensningsgrad af, at der i nogle sammenhænge anvendes *produktionsbidraget* som reference frem for stofmængden i rensningsforanstaltningens tilløb. Rensningsgraden udtrykkes så som forholdet mellem den fjernede stofmængde og produktionsbidraget. Denne anvendelse kan være relevant, hvis man ønsker at give et mål for en rensningsforanstaltningens evne til at kompensere for produktionsbidraget.

Sedimentation

Bundfældning af vandbåret partikulært materiale. Bundfældningen vil være drevet af jordens gravitationsfelt bortset fra i specielle anlæg, hvor der opbygges kunstigt gravitationsfelt som i hvirvelseparatorer.

Vandløbsbidrag

Den stofmængde, som tilføres dambruget i indløbsvandet fra vandløbet.

Virkningsgrad

Anvendes i forbindelse med motorer som udtryk for forholdet mellem det udførte arbejde og den tilførte energi. Ved pumper er det forholdet mellem den potentielle energi der tilføres vandet og den tilførte elektriske energi.

9. Referencer

- Alsted, N.S. 1989. Miljøfoder til fisk. Unpubl. manus.
- Andersen, J.M. & Jensen J. 1981. Sammenhæng mellem forureningsgraden i vandløb og koncentrationen af biologisk nedbrydeligt organisk stof i vandet. - *Vatten* 2: 115-121.
- Anderson, D.P. 1992. Immunostimulants, adjuvants, and vaccinecarriers in fish: application to aquaculture. *Ann. Rev. Fish Dis.* 2:281-307.
- Andlid, T., R.-V. Juárez and L. Gustafsson 1995. Yeast colonizing the intestine of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and turbot (*Scophthalmus maximus*). *Microb. Ecol.* 30 321-334.
- Aoki T. 1988. Drug-resistant plasmids from fish pathogens. *Microbiol. Sci.* 5:219-223.
- Aoki T, T. Kitao and I. C. Kawano 1981. Changes in drug resistance of *Vibrio anguillarum* in cultured ayu, *Plecoglossus altivelis* Temminck and Schlegel, in Japan. *J. Fish Dis.* 4:223-230.
- Aoki T, T. Satoh and T. Kitao. 1987. New tetracycline resistance determinant on R plasmids from *Vibrio anguillarum*. *Antimicrob. Agents Chemother.* 31:1446-1449.
- Björklund H.V., C.M.I. Råbergh and G. Bylund. 1991. Residues of oxolinic acid and oxytetracycline in fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 97:85-96.
- Boon, P.J. 1988. The impact of river regulation on invertebrate communities in the UK. *Regulated Rivers* 2: 389-409.
- Christiansen, J.S., Y.S. Svendsen and M. Jobling 1992. The combined effects of stocking density and sustained exercise on the behaviour, food intake and growth of juvenile Arctic Charr (*Salvelinus alpinus* L.). *Can. J. Zool. Rev. Can. Zool.* 70:115-122.
- Cripps, S.J. 1995. Serial particle size fractionation and characterisation of an aquacultural effluent. *Aquaculture* 13: 323 - 339.
- Dalsgaard, I. 1991. Oxolinsyreresistente rødmundsygebakterier. *Ferskvandsfiskeribladet* nr. 5:124-125.
- Dalsgaard I, B. Nielsen and J.L. Larsen 1994. Characterization of *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*: a comparative study of strains of different geographic origin. *J. Appl. Bacteriol.* 77:21-30.
- Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997. Perspektivplan for dansk akvakultur.
- Dansk Akvakulturcenter 1989. Undersøgelse af bundfældningsanlægget på Øster Højgård Fiskeri.
- DIFTA 1993. Styringsværktøjer til minimering af forurening fra dambrug gennem optimering af driftsparametre.
- Dowling, D.N. and F. O'Gara 1994. Metabolites of *Pseudomonas* involved in the biocontrol of plant disease. *Tibtech.* 12:133-141.
- Friberg N., Græsbøll P. & Larsen S.E. (under udarbejdelse). Kortlægning af årsagerne til den generelt dårlige forureningstilstand i mindre danske vandløb. Miljøprojekt, Miljøstyrelsen.
- Frier, J.-O., J. From, T. Larsen and G. Rasmussen 1995. Modelling waste output from trout farms. *Wat. Sci Tech.* 31(10):103-121.
- From, J. and G. Rasmussen 1984. A growth model, gastric evacuation, and body composition in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, 1836. *Dana* 3:61-139.
- Gislason, G., R.E. Olsen and E. Ringø 1994. Lack of growth-stimulating effect of lactate on Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquacult. Fish. Man.* 25:861-862

- Gram, L. 1996. Interaction between aquatic pseudomonads and fish pathogenic organisms under iron limited conditions. Poster præsenteret ved 5th European Marine Microbiology Symposium, 11-15. august 1996, Bergen, Norge.
- Gram *et al* (under udgivelse).
- Hansen, P. K., B. T. Lunestad, and O. B. Samuelson 1993. Canadian Journal of Microbiology, 39:906ff.
- Heerfordt, L. og J. Hodal 1983. Beluftningssystemer til akvakulturformål. Rapport til Teknologirådet. VKI 1983.
- Heerfordt, L. og P. Rand 1992. Udledning fra ferskvandsdambrug. DIFTA 1992.
- Hustved 1991. Pharmacokinetics of oxolinic acid in Atlantic salmon and rainbow trout. Thesis, Inst. Of Pharmacy, University of Oslo.
- Høy, 1991. Farmakinetikk hos fisk. Indlæg ved Symposium : Medisinbruk i norsk fiskeopdrett, Bergen, August 1991.
- Iversen T.M. 1995 Fish farming in Denmark: environmental impact of regulative legislation. Wat. Sci. Tech. 31: 73-84.
- Jensen, J.S. 1997. Rensningsforanstaltninger på dambrug. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 71 1997. Miljøstyrelsen 1997.
- Jin, L.Z., Y.W. Ho, M.A. Ali, N. Abdullah and S. Jalaludin 1996a. Effect of adherent *Lactobacillus* spp. on *in vitro* adherence of salmonellae to the intestinal epithelial cells of chicken. J. Appl. Bacteriol. 81: 201-206.
- Jin, L.Z., Y.W. Ho, M.A. Ali, N. Abdullah and S. Jalaludin 1996b. Antagonistic effects of intestinal *Lactobacillus* isolates on pathogens of chicken. Lett. Appl. Microbiol. 23:67-71.
- Jöborn, A. 1994. A lactic acid bacteria with antagonistic activity against *Vibrio anguillarum*. Poster præsenteret ved Symposium on practical applications of microbial antagonism in food, feed and gut ecosystems, Uppsala, Sweden.
- Jørgensen, F. og B. Spanggaard 1992. Antibiotika resistens hos bakterier isoleret fra dambrugsmiljøer. Speciale, DFU/FF og KVL.
- Jysk Teknologisk Institut, 1988. Produktudviklingsafprøvning af diffusorer til beluftere.
- Kelly, L.A., J. Stellwagen and A. Bergheim 1996. Waste loadings from a freshwater Atlantic salmon farm in Scotland. Water Resources Bulletin 32:1017-1025.
- Kerry J., M. Hiney, R. Coyne, S. NicGabhainn, D. Gilroy, D. Cazabon and P. Smith 1995. Fish feed as a source of oxytetracycline-resistant bacteria in the sediments under fish farms. Aquaculture 131:101-113.
- Kerry J., M. Hiney, R. Coyne, D. Cazabon, S. NicGabhainn and P. Smith 1994. Fish feed as a source of oxytetracycline-resistant bacteria in the sediments under fish farms. Aquaculture 123:43-54.
- Kragelund, L. and O. Nybroe 1996. Competition between *Pseudomonas fluorescens* Ag1 and *Alcaligenes eutrophus* JMP134 (pJP4) during colonization of barley roots. FEMS Microbiol. Lett. 20:41-50.
- Kruse H. and H. Sørum 1994. Transfer of multiple drug resistance plasmids between bacteria of diverse origins in natural microenvironments. Appl. Environ. Microbiol. 60:4015-4021.
- Landbrugsministeriet, 1970. Vejledning om fremgangsmåden ved bedømmelse af recipienternes forureningsgrad. 5 s.
- Michel C. and D.J. Alderman (eds). 1992. Chemotherapy in aquaculture: from theory to reality. Off. Int. Epiz., Paris, France.
- Miljøstyrelsen 1992. Miljøforhold ved dambrug. Hav- og spildevandskontoret, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen, 1996. Punktkilder 1995, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr 16 1996.
- Miljøstyrelsen 1997. Vandmiljø '97, Redegørelse nr 4, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 1998. Godkendelse af ferskvandsdambrug. Vejledning fra Miljøstyrelsen.

- Miller, N.W. and L.W. Clem 1984. Temperature-mediated processes in teleost immunity. Differential effects of temperature on catfish in vitro antibody responses to thymus-dependant and thymus-independent antigens. *J. Immunol.* 133: 2356-2359.
- Munro, P.D., A. Barbour and T.H. Birkbeck 1994. Comparison of the gut bacterial flora of start-feeding larval turbot reared under different conditions. *J Appl. Bacteriol.* 77:560-566.
- Nordjyllands Amt 1984. Bundfældning gennem afspærring af damme på Skærum Dambrug.
- Olsson, J.C., A. Jöborn, A. Westerdahl, L. Blomberg, S. Kjelleberg and P.L. Conway 1996. Is the turbot (*Scophthalmus maximus* L.) intestine a portal of entry for the fish pathogen *Vibrio anguillarum*? *J. Fish Dis.* 19:225-234.
- Olsson, J.C., A. Westerdahl, P.L. Conway and S. Kjelleberg 1992. Intestinal colonization potential of turbot (*Scophthalmus maximus*) and dab (*Limanda limanda*) associated bacteria with inhibitory effects against *Vibrio anguillarum*. *Appl. Environ. Microbiol.* 58:551-556.
- Onarheim, A.M. and J. Raa 1990. Characteristics and possible biological significance of an autochthonous flora in the intestinal mucosa of sea water fish. In R. Lesel (ed): *Microbiology in poicilotherms*, pp. 197-201. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Pedersen, C.L. 1987. Energy budgets for juvenile Rainbow trout at various oxygen concentrations. *Aquaculture* 62: 289-298.
- Pybus, V., M.W. Loutit, I.L. Lamont and J.R. Tagg 1994. Growth inhibition of the salmon pathogen *Vibrio ordalii* by a siderophore produced by *Vibrio anguillarum* strain VL4355. *J. Fish Dis.* 17:311-324.
- Rasmussen, G. and J. From 1994. Improved estimates of a growth model and body composition of rainbow trout, *Oncorhynchus myrkis* (Walbaum, 1792) as function of feeding level, temperature and body size. *Dana* 9:15-30.
- Ringø, E. 1991. Effect of dietary lactate and propionate on growth and digestion in arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *Aquacult.* 96:321-333.
- Ringø, E., R.E. Olsen and J.D. Castell 1994. Effect of dietary lactate on growth and chemical composition of arctic charr, *Salvelinus alpinus* L. *J. World Aquacult. Soc.* 25:483-486.
- Raa, J. 1996. The use of immunostimulatory substances in fish and shellfish farming. *Rev. Fish. Sci.* (in press).
- Sisson, J.W. 1989. Potential of probiotic organisms to prevent diarrhoea and promote digestion in farm animals - A review. *J. Sci. Food Technol.* 49: 1-13.
- Sandaa R-A and Ø. Enger 1994. Transfer in marine sediments of the naturally occurring plasmid PRAS I encoding multiple antibiotic resistance. *Appl. Environ. Microbiol.* 60:4234-4238.
- Sládeček V. & Tuček F. 1975. Relation of the saprobic index to BOD5. - *Water Research* 9: 791-794.
- Sortkjær O. 1997. En vurdering af mulige effekter i vandløb som følge af dambrugenes forbrug af hjælpestoffer og medicin med særligt henblik på Formalin, Kloramin-T og Blåsten. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser. 40 pp.
- Spanggaard B., F. Jørgensen, L. Gram L. and H. H. Huss 1993. Antibiotic resistance in bacteria isolated from three freshwater fanns and an unpolluted stream in Denmark. *Aquaculture* 115: 195-207.
- Stellwagen, J. 1995. Udledninger fra ferskvandsdambrug. DIFTA.
- Sørum H. and H. Oppegaard 1992. Antibiotikaresistens hos norske fiskepatogene bakterier. *Norsk Fiskeoppdrett* nr. 1 IA:28-30.
- Sørum H., M. C. Roberts and J. H. Crosa 1992. Identification and cloning of a tetracycline resistance gene from the fish pathogen *Vibrio salmonicida*. *Antimicrob. Agents Chemother.* 36:611-615.
- Tvenning, H. 1993. Akva teknik 1 og 2. Universitetsforlaget, Oslo.
- VKI 1979. Begrænsning af udledte slammængder fra dambrug ved bundfældning.

Wilson, M.R. and G.W. Warr 1992. Fish immunoglobulins and the genes that encode them. *Ann. Rev. Fish Dis.* 2:201-221.

Annex 1: De fysiske forhold omkring dambrugene

Af Nikolai Friberg & Lars M. Svendsen, Afd. for Vandløbsøkologi, DMU, Silkeborg

A1-1 Ændringer i fysiske forhold

De miljømæssige problemer ved dambrugsdrift er forbundet med en ændring af de fysiske forhold, samt udledning af letomsætteligt organisk stof og næringsstoffer (f.eks. Iversen 1995). De ændrede fysiske forhold og udledningen af organisk stof påvirker selve vandløbet (den nære recipient), mens udledning af næringsstoffer påvirker søer og kystnære områder nedstrøms fra dambruget (de fjerne recipienter).

Mens effekten af udledninger af organisk stof og næringsstoffer på de biologiske forhold, i både selve vandløbet og nedstrømsliggende recipienter, er veldokumenteret, så er der langt mindre viden om konsekvensen for de fysiske forhold. Det er imidlertid dokumenteret i flere undersøgelser, både danske og udenlandske (f.eks. Boon 1988; Friberg m.fl. under udarbejdelse), at der er en tæt kobling mellem de biologiske og de fysiske/hydrologiske forhold i vandløb. Således finder Friberg m.fl. (under udarbejdelse) en sammenhæng mellem de af amterne målte forureningsgrader og en række fysiske parametre såsom strømhastighed, substratforhold og kanalisering.

Ved de følgende tre steder i vandløbet sker der en ændring af de fysiske forhold som følge af dambrugsdriften:

- Stemmeværket ved indløbet til dambruget
- Strækningen mellem indløbet og udløbet (»Den døde å strækning«)
- Umiddelbart nedstrøms udløbet fra dambruget til vandløbet

A1-1.1 Stemmeværk

Stemmeværket kan forhindre naturlige bestande

af anadrome fisk i at nå opstrøms beliggende gyde- og opvækstområder, såfremt der ikke er etableret en funktionsdygtig fiskepassage. Stemmeværket forhindrer desuden opstrøms migration af invertebrater, ofte også i de tilfælde hvor der er en velfungerende fisketrappe pga. et for stort fald. Dette kan bevirke, at invertebraterne vanskeligt kan kolonisere områder opstrøms for vandløbet. Omvendt virker opstemningen og selve dambruget som en fælde for invertebrater, der driver med strømmen (hvilket er et naturligt adfærdsmønster) og vanskeliggør derfor også spredningen nedstrøms i vandløbet. Sværtomsætteligt organisk stof, såsom nedfaldne blade og vandplanter, der er det naturlige fødegrundlag for mange invertebrater, bliver ligeledes fanget og fjernet fra vandløbet. Overordnet kan man sige at en opdæmning (ikke kun ved dambrug) bryder vandløbets kontinuitet, og dermed påvirker vandløbets biologiske forhold i negativ retning.

Opstemningen øger desuden vandstanden og sænker strømhastigheden et stykke opstrøms fra selve stemmeværket. Dette bevirker en øget sedimentation, der gør vandløbsbunden ensartet og ustabil og mere slampræget og dermed til et uegnet levested for mange typiske vandløbsinvertebrater. Det påvirker også de plantearter og plantesamfund, der findes på disse strækninger. Opgravning af de aflejrede slamlag fjerner for en periode de planter og dyr, der havde etableret sig på strækningen.

A1-1.2 »Døde å«

Denne strækning er ligeledes med til at bryde vandløbets kontinuitet, og vil på grund af ændrede strøm- og sedimentforhold i forhold til det naturlige vandløb udgøre et dårligere levested for invertebrater og fisk end det naturlige åløb. I perioder med lav vandføring (typisk om sommeren) vil den døde å strækning påvirkes specielt kraftigt. Den ringe vandføring vil medføre højere vandtemperaturer, lavere strømhastigheder, akkumulering af fint partikulært sediment, ilt-pro-

blemer mv. Periodisk udtørring på visse døde åstrækninger giver naturligvis den værst mulige påvirkning af livsbetingelserne for bunddyr, fisk og vandplanter. Typisk vil bredvegetationen brede sig ud i vandløbet og det kræver efterfølgende hård vedligeholdelse af strækningen.

A1-1.3 Nedstrøms effekt

Strækningen umiddelbart nedstrøms vandløbet er ligeledes ofte kraftigt fysisk påvirket. Strækningen er ofte reguleret for at sikre en hurtig vandafledning og bliver (eller er tidligere blevet) gravet op, hvilket giver radikale indgreb i faunaen på strækningen. Slamflugt fra dambrugene i forbindelse med oprensninger kan også have en negativ påvirkning på vandløbet. Endelig er der udledning af andre stoffer (næringsstoffer, medicinrester, hjælpeestoffer) fra dambrug som kan påvirke de biologiske forhold på den nedstrøms vandløbsstrækning.

A1-2 Konklusion vedr. fysiske påvirkninger af vandløbet

Samlet vurderes det, at de fysiske påvirkninger på den nære recipient kan være ligeså ødelæggende for de biologiske forhold som udledning af letomsættelig organisk stof. Imidlertid har man i dag ikke den tilstrækkelige viden til at

nøjagtigt at kvantificere denne påvirkning, ligesom der mangler operationelle løsninger på, hvorledes der opnås en generel forbedring af de fysiske forhold ved et dambrug. Et andet aspekt er desuden, at variable fysiske forhold kan påvirke udfaldet af forureningsbedømmelser foretaget i forbindelse med tilsyn af dambruget. Man skal her være opmærksom på, at dambruget således også vil påvirke miljøtilstanden på en strækning opstrøms dambruget. Det er vigtigt i fremtiden at kunne adskille, hvorvidt det er de fysiske forhold eller vandkvaliteten (organisk stof/næringsstoffer/medicinrester/hjælpestoffer), der er årsagen til, at vandløbets målsætning nedstrøms et givet dambrug ikke opfyldes, så problemet kan løses mest hensigtsmæssigt.

Referencer

Boon, P.J. (1988): The impact of river regulation on invertebrate communities in the UK. *Regulated Rivers*, 2, 389-409.

Friberg, N., Græsbøll, P. og Larsen, S.E. (under udarbejdelse): Kortlægning af årsagerne til den generelt dårlige forureningstilstand i mindre danske vandløb. Miljøprojekt, Miljøstyrelsen.

Iversen, T.M. (1995): Fish farming in Denmark: environmental impact of regulative legislation. *Wat. Sci. Tech.*, 31, 73-84.

Annex 2: Udvikling indenfor ekstruderet fiskefoder

Af Anders Andreassen og Niels Alsted, Biomar

A2-1 Foderudvikling og udledning

A2-1.1 Generelt

Fisk er, sammenlignet med andre husdyrarter, karakteriseret ved at være meget effektive til at omsætte foder til væv. Fisk følger, i modsætning til landlevende husdyr, omgivelsernes temperatur. Desuden er fisken i vandet tyngdeneutral, strømnet og endelig har den passiv nitrogen ekskretion over gæller. Dette er alle faktorer, der gør, at fisken har en meget høj energiudnyttelse per kg tilvækst.

For laksefisk gælder endvidere, at deres naturlige føde er animalsk, og de er derfor ikke særligt effektive til at udnytte vegetabiliske foderkilder. Specielt er evnen til at omsætte kulhydrater lav.

Udviklingen af fiskefoder har fundet sted på såvel det teknologiske som det ernæringsmæssige område. Sammenlignet med hvad der er sket indenfor anden animalsk produktion, er produktionen af fiskefoder (tørfoder) til laksefisk relativt ny, og man må derfor forvente, at der er potentielle for yderligere udvikling i årene som kommer.

Selv små forbedringer i udnyttelsen, vil have en betydelig effekt på udskillelse af affaldsprodukter. En reduceret udledning opnås mest effektivt gennem øget udnyttelse, som også giver mulighed for øget produktion af fisk for samme foder-mængde, samt ved en forbedret fækalieopsamling.

I de seneste 10 år er der sket en kraftig udvikling indenfor foder til ørreder. Forbedringerne i form af bedre foderudnyttelse og reduceret produktion af affaldsstoffer er opnået ved anvendelse af råvarer med højere fordøjelighed og lavere fosforindhold, ved en bedre afbalancering af aminosyreprofilen gennem de anvendte råvarer, ved en

forøgelse af fedtindholdet i foderet og endelig gennem introduktion af en mere avanceret procesteknologi.

Resultatet på dambrugene ses ved, at der nu produceres flere fisk per kg anvendt foder, og ved at forureningen er nedbragt (det er nu lettere at overholde de opstillede kravværdier for udledning af næringsalte).

Siden Dambrugsbekendtgørelsens ikrafttræden i 1989 er der ikke sket nogen synderlig forøgelse af foderforbruget - det tilladte forbrug ligger på ca. 36.000 tons per år.

Der er dog sket en væsentlig ændring af sammensætningen af det anvendte foder siden 1989, da Dambrugsbekendtgørelsen har sat krav til en trinvis ændring af foderet, som tillades anvendt.

Enhver optimering, af såvel ingredienser, som teknologi, koster penge og kan derfor belaste opdrætterens økonomi. For så vidt som omkostningsforøgelsen ved en forbedring af foderet på disse områder ikke fuldt kompenseres af merproduktionen som følge af forbedret foderkonvertering kan et øget forbrug af foder forsvares på basis af den reducerede udledning. Det er en afgørende forudsætning for en fortsat udvikling, at investeringen i forskning, i nye og dyrere råvarer og ny teknologi kan betales af opdrætteren/fisken. Hvis foderpriserne stiger (foderet udgør i dag 50% af de variable omkostninger per kg fisk) medfører det, at produktionsomkostningerne per kg fisk stiger. De danske foderpriser er i dag Europas højeste. De danske opdrættere lever af eksport og er derfor i konkurrence med andre opdrættere, som ikke har samme miljørestriktioner og derfor ikke tilnærmelsesvis samme foderudgifter/produktionsomkostninger. Den eneste mulighed opdrætteren har for, at kompensere øgede omkostninger per kg fisk, er derfor at øge produktionen af fisk.

Nedenstående diskussion af foderforhold ved-

rører ekstruderet foder til ørred, som er det eneste anvendte i dambrugsproduktionen i dag.

A2-1.2 Teknologi

Den teknologiske udvikling i foderbranchen, har resulteret i mulighederne for at fremstille mere energirigt foder. Udviklingen har samtidig betydet, at foderet fysisk er blevet betydelig mere ensartet og dermed indeholder mindre støv og smuld. Dette har dels medført en væsentlig nedgang i foderforbruget per kg produceret fisk, dels at den samlede energimængde, som nu anvendes til at producere 1 kg ørred, er ca. 25% mindre end for 10 år siden.

Et væsentlig forudsætning for denne udvikling er anvendelse af ekstruderings teknologi. Fiskefoder er den eneste gren af foderbranchen, som anvender denne type teknologi. Ved ekstruderingen skabes en matrix som kan absorbere en større mængde fedstoffer, hvorved den andel af foderets energi, der findes som fedtstoffer, kan øges. Anvendelsen af ekstruderings teknologi har også direkte betydning for foderudnyttelsen, idet foderet har en længere opholdstid i mave/tarmkanalen og dermed kan udnyttes bedre. Alt i alt er ekstrudering en forudsætning for fremstilling af højenergifoder med høj udnyttelse (Alsted 1989).

A2-1.3 Ernæring

Ud over de teknologiske tiltag, som er taget i anvendelse for at øge tilvæksten og bringe udledningen ned, anvendes i dag ingredienser, som i større grad opfylder fiskens behov. Det øgede energiindhold i foderet er opnået ved at tilsætte mere fiskeolie til foderet. Fiskeolien har betydet, at indholdet af protein i foderet har kunnet reduceres således at protein primært tilføres som aminosyrekilde og i mindre grad som energikilde. Den reducerede forbrænding af protein har ført til en reduceret udledning af kvælstof.

Da akvakultursektoren generelt er vokset betydeligt gennem de sidste år, har det betydet, at råvareleverandørerne har udviklet råvarer direkte mod fiskefoderindustrien. Det gælder hovedsageligt fiskemelsindustrien, men også viden om andre råvarer i fiskefodersammenhæng er blevet betydeligt udvidet. Det er derfor i dag muligt at anvende råvarer, som både teknologisk (mulighederne for at fremstille et rent foder med højt energiindhold) og ernæringsmæssigt er betydeligt

forbedret både med hensyn til fordøjelighed som aminosyre sammensætning. Dette har direkte effekt på udledningen af kvælstof og BI5.

Proteinkvaliteten i foderet afhænger i høj grad af fiskemelskvaliteten. Fordøjeligheden af fiskemel er forbedret gennem mere skånsom håndtering af fisken frem til fiskemel og bedre råvarebehandling om bord på skibene (Pike 1990, Olsen 1994).

Det øgede indhold af vigtige næringsstoffer (protein og olie) har betydet, at kulhydrat andelen ligeledes er reduceret. Samtidig er fordøjeligheden af kulhydratfraktionen øget, idet grundlaget for ekstrudering af fiskefoder er gelanitisering af stivelse. Ydermere bliver fordøjeligheden af kulhydraten øget med aftagende koncentrationer af kulhydrat (Medale *et al.* 1994). Ufordøjelige kulhydratfraktioner i ingredienserne er blevet reduceret betydeligt. Dagens/fremtidens fodertyper levner ikke plads til råvarer med elementer, som fisken ikke kan udnytte.

A2-1.4 Fremtiden

Udviklingen forventes at kunne fortsætte på såvel det tekniske som det ernæringsmæssige område. Et eksempel på den fortsatte teknologiske udvikling er, at BioMar A.S (Norge) for nyligt har taget en hel ny teknologi i brug (Termoteknologi, bestående i at fiskeolie anvendes som varmebærer i stedet for luft hvorved produktionslederne og dermed opvarmningen af foderet efter ekstruderingen kan gennemføres på meget kort tid), som gør det muligt at øge energiindholdet i foderet yderligere. Potentialerne i denne fremstillingsteknologi er langt fra fuldt udnyttede. Andre metoder til fremstilling af fiskefoder er undervejs, som ikke er baseret på ekstrudering, og der er forventning om højere fordøjelighed.

Da fiskefoderbranchen er den hurtigst voksende foderindustri, forventer vi, at råvareleverandører fortsætter med at udvikle ingredienser, som gør det muligt at fremstille foder med endnu bedre udnyttelse end i dag. Det gælder såvel protein/fedt- som kulhydrat-siden. Ernæringsmæssigt forventes en bedre udnyttelse af protein gennem et langt bedre kendskab til fiskens fordøjelsesmekanisme og tarmfysiologi. Dette omfatter kendskab til tarmens nedbrydnings- og optagelseskapaleten samt fisketarmens mikroflora.

I forbindelse med reduceret udledning fra dambrug er det, i tillæg til øget udnyttelse i fisken, også vigtigt at se på opsamling af fækalielbundne næringsstoffer.

En afgørende faktor for at kunne fjerne fækalielbundne næringsstoffer, vil være fækaliernes fysiske egenskaber. Fækaliernes fysiske egenskaber er bl.a. bestemt af foderets sammensætning (højt kulhydratindhold kan medføre tynd afføring). Der er behov for yderligere forskning på dette felt.

Reduceret fosforindhold i foderet vil betyde, at fordøjeligheden af fosforen skal øges fra de nuværende ca. 60% (når hovedkilden til fosfor er fiskemel). Da langt den største del af den ikke-optagne fosfor er bundet i fækalierne, vil det være muligt at fjerne det meste af fosforen gennem bundfældning.

Tabt foder i form af afvist foder (dårlig smagelighed), smuld/støv og foder, som fisken af andre grunde ikke har mulighed for at optage, kan reduceres. Støv/smuld styres hovedsageligt gennem foderfremstillingsprocessen. Smageligheden er stærkt knyttet til kvaliteten af de råvarer som anvendes.

A2-1.5 Fremtidige forsknings felter - reduceret udledning

Man kan opsummere de fremtidige forskningsbehov under følgende overskrifter :

1. Fodersammensætningens indflydelse på fækaliestrukturen:
 - a) Muligheder for opsamling
 - b) Påvirkning af udledningseffekten.
2. Styrkende faktorer for fordøjelighed som f.eks. temperatur, foderstruktur, formalling, tarmfysiologi og mikroflora i tarmen.
3. Forbedring af fodersammensætning.
 - a) Reducering af foderets indhold af, for fisken, uønskede stoffer.
 - b) Optimal næringsstofsammensætning.
 - c) Anvendelse af nye råvarer som udvikles til akvakultur (fiskemel med lavt fosforindhold, soya med lavt indhold af kulhydrat etc.)

4. Muligheder for at reducere foderspild:
 - a) Effekt af forskellige råvarers indflydelse på smageligheden
 - b) Fysisk struktur af pillerne. For hårde piller kan medføre, at fiskene afviser foderet.
5. Bestemmelse af minimum proteinbehov/energi ved anvendelse af høj fordøjelige proteinkilder

A2-2 Foderudviklingen indenfor det sidste tiår

A2-2.1 Ændringer i fodersammensætning

Hvis man skal prøve at anskueliggøre udviklingen af foderet, kan det f.eks. gøres ved, at man ser på et almindeligt anvendt foder, hvor mængden svarer til omkring halvdelen af alt det foder, som er anvendt gennem en 10-års periode.

I 1986-87 blev Ecoline-programmet introduceret. Dokumentationen bag dette foderprogram er god, idet der har været udført en del fordøjelighedsforsøg og undersøgelser af fiskene forud for introduktionen.

Fodertypen med det laveste energiindhold var dengang Ecolife 14, og siden er programmet udvidet med op til Ecolife 19. Vådfoderet er medtaget som et reference foder, hvor forsøgsresultatet er baseret på frisk tobis.

I tabel A-1 er vist udviklingen i sammensætningen af de forskellige fodertyper indenfor Ecoline-programmet.

De første tre fodertyper var pelleterede og er ikke længere tilladt anvendt på danske dambrug. De sidste tre typer er fuldekstruderede og er alle tilladt idag, selv om kun Ecolife 19 fremstilles.

A2-2.2 Foderomsætning i forhold til produktion

A2-2.2.1 Omsætningen af foder til produktion af 1 kg fisk

Den gennemsnitlige foderkvotient, som blev opnået på dambrugene med fodertyperne er vist i tabel A-2.

Tabel A-1 Foderdeklarationer, sammensætning (vægtprocent) og energiindhold.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder ¹
Protein, %	48	49,5	48	45	42	48,5	54
Fedtstof, %	14	16	18	20	24	24	28
Kulhydrat (NFE), % ²	18	17	14	16	18	13	1,6
Fibre, målt som råfiber %	1,6	1,1	1,4	1,8	1,8	1	0
Bruttoenergi, kcal/kg	4839	5051	5044	5162	5453	5582	5763

¹2,71 kg tobis til produktion af 1 kg ørred. (Tobis: 15% protein, 8% fedt - 24% tørstof - omregnet til 90% tørstof). ²Nitrogen Fri Extraktion

Tabel A-2 Tilsyneladende foderkonvertering.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder ²
tFQ ¹	1,4	1,3	1,2	1,15	1,1	0,9	0,73

¹ tFQ er den tilsyneladende foderkonvertering, dvs forbrugt foder i kg pr produceret kg fisk (rund fisk, våd vægt). Denne størrelse omtales ofte som foderkvotienten. ²Kontrolleret karforsøg uden observeret foderspild (Alsted *et al* 1994). Foderkvotienten er baseret på vådfoder omregnet til tørvægt korrigeret med samme vandprocent som tørfoder.

Tabel A-3 Tilsyneladende foderfordøjelighed¹ af enkeltkomponenter.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein	89	89	89	90	91	94	94
Fedtstof	85	86	87	90	90	92	96
Kulhydrat (NFE)	70	79	81	82	85	88	100
Fiber	0	0	0	0	0	0	0

¹ Tilsyneladende foderfordøjelighed i % målt som 100* (indhold i foder - indhold i fækalier)/indhold i foder. Nyere undersøgelser har vist, at oliefordøjeligheden i dagens foder er højere end de angivne 92%, men at fordøjelighederne varierer med sammensætningen af foderet. I ældre fodertyper var en stor del af olien bundet til andre råvarer (strukturfedt) (Olli 1996, BioMar 1997).

Fordøjeligheden af næringsstofferne er vist i tabel A-3.

Fodring af fiskene med de forskellige fodertyper giver anledning til variation i sammensætninger af de hele, urensede fisk, hvis omtrentlige sammensætning (udtrykt som gram per kg hel fisk) og den i fisken aflejrede bruttoenergi er vist i tabel A- 4.

A2-2.2.2 Omsætning af foder til affaldsprodukter og forbrænding pr kg fisk

Hvis man tænker sig produktionen af 1 kg ørred med de forskellige fodertyper, vil det give anledning til et foderforbrug, som er defineret ved foderkonverteringen tFQ, som henviser til den fodermængde, der medgår til produktion af 1 kg ørred (tFQ er vist for de forskellige fodertyper i tabel A-2.). En del næringsstoffer aflejes i fisken (jvf. fiskens sammensætning i tabel A-4), en del

Tabel A-4 Sammensætning af 1 kg ørred (rund fisk) som funktion af det anvendte foder.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein, g	170	170	170	170	170	170	170
Fedtstof, g	80	80	100	115	125	125	120
Kulhydrat (NFE), g	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Fibre, g	0	0	0	0	0	0	0
Total fisk, kcal	1719	1719	1908	2049	2144	2144	2097

Fedtindholdet i hel fisk (summen af filet-, skrog- og indvoldsfedt) er lavt med lav fedt i foder. Fedtindholdet stiger med stigende fiskestørrelse. Forskellen mellem Eco17, Eco 18, Eco 19 og vådfoder er ikke signifikant. I takt med at fedtstoffet øges i fiskene, falder vandprocenten typisk (Alsted *et al.* 1994, Solberg 1984).

Tabel A-5 Fækalienergi fra produktionen af 1 kg ørred (rund fisk).

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein, g	74	71	63	52	42	26	24
Proteinenergi, kcal	418	400	358	292	235	148	134
Fedtstof, g	29	29	28	23	26	17	8
Fedtenergi, kcal	278	275	265	217	249	163	77
Kulhydrat (NFE), g	76	46	32	33	30	14	0
NFE-energi, kcal	310	190	131	136	122	58	0
Fibre, g	22	14	17	21	20	9	0
Fiberenergi, kcal	92	59	69	85	81	37	0
Total fækalie, kcal	1097	924	823	730	687	406	211

bliver udskilt som fækalier (mængde og sammensætning vil være givet af næringsstofferne fordøjelighed i de forskellige fodertyper, jævnfør tabel A-3), og en del vil blive forbrændt i fiskens organisme.

Den mængde næringsstoffer, som bliver forbrændt af fiskens organisme, er defineret ved den del af de indtagne næringsstoffer, som ikke bliver til fiskevækst og fækalier. Nyere undersøgelser kan tyde på, at en del af kulhydraten kan udskilles, som glukose over gællerne (Furspan 1983, Arnesen 1992 og Hemre 1995).

I tabel A-5 og i tabel A-6 er forsøgt opstillet et regnskab for mængden af næringsstoffer og energi i såvel fækalier som i den af ørreden afbrændte energimængde.

I tabel A-5 ses en tendens til reduktion af

næringsstofindholdet i fækalierne fra Ecolife 14 til Ecolife 19. Den totale energimængde, som udskilles med fækalierne, er ca. 2,5 gange så stor for Ecolife 14 som for Ecolife 19, når der produceres 1 kg ørred.

En del af den fordøjelige energi går ikke til vækst, men tabes som urin, varme og vedligeholdelse/bevægelse. I tabel A-6 er vist en oversigt over energibidragene ved ørredens forbrænding af henholdsvis protein, fedt og kulhydrat (NFE).

For produktion af 1 kg ørred ses, at proteinforbrændingen bliver næsten halveret fra Ecolife 14 til Ecolife 19, hvilket betyder en næsten halvering af NH₃-udskillelsen, at fedtforbrændingen er faldet med ca. 15% og at NFE-forbrændingen er reduceret væsentligt. Den totale forbrændingsenergi per kg produceret ørred er faldet med ca. 40%.

Tabel A-6 Forbrændingsenergi¹ i kcal forbrugt til produktion af 1 kg ørred (rund fisk)

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Proteinforbrænding	2419	2275	1936	1671	1415	1358	1133
Fedt forbrænding	818	934	831	869	1064	697	720
NFE-forbrænding	721	714	556	617	688	420	46
Total forbrænding	3958	3924	3323	3157	3167	2474	1899

¹ Fordøjelig energi som ikke går til vækst men omsættes til varme, vedligeholdelse/bevægelse eller tabes som urin.

A2-2.2.3 Konklusioner vedr foderomsætning i forhold til produktion

Foderudviklingen over de seneste 10 år har medvirket kraftigt til at reducere udledningen fra produktion af ørred i dambrug regnet på basis af produktionen.

Den samlede energimængde, som nu anvendes til at producere 1 kg ørred, er ca. 25% mindre end for 10 år siden.

A2-2.3 Foderomsætning i forhold til forbrugt fodermængde

Man kunne også anskue forholdene ud fra anvendelse af 1 kg foder af de forskellige typer og derfra regne på, hvorledes energiforbruget bliver fra mængden af anvendt foder til produktion af fiskevægt, fækalier og til forbrænding.

Sammensætningen af foderet som udviklet over de sidste 10 år fremgår af tabel A-2. Det ses, at energiindholdet i 1 kg foder er steget med ca. 15% fra Ecolife 14 til Ecolife 19. Næsten hele energistigningen er fremkommet ved, at fedtindholdet i foderet er sat op.

A2-2.3.1 Omsætning af 1 kg foder til vækst

I tabel A-7 er vist, hvorledes den med 1 kg foder

tilførte energimængde har givet anledning til aflejring af næringsstoffer og energi i fisken.

Af tabellen ses, at den i fisken afsatte energimængde stiger fra Ecolife 14 til Ecolife 19. Det ses også, at størsteparten af forskellen i energiindholdet mellem de to fodertyper afsættes i fisken. Der afsættes således både protein og fedt i større mængde fra Ecolife 19 (der bliver mere fisk per kg foder).

A2-2.3.2 Omsætning af 1 kg foder til forbrænding og affaldsprodukter

Den mindre overskydende energimængde skal herefter fordeles på det, som genfindes i fækalierne, og som bruges til forbrænding i fiskens organisme (»forbrændingsenergi«).

I tabel A-8 og A-9 er opgjort mængden af næringsstoffer og energi, som henholdsvis udskilles i fækalier og forbrændes i fisken.

Ved anvendelse af 1 kg foder af typen Ecolife 19 i forhold til Ecolife 14 ses en nedgang i den energimængde, som udskilles med fækalierne.

Tabel A-7 Afsætning af 1 kg foder til fiskevækst (g rund fisk pr. kg foder).

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein, g	121	131	142	148	155	189	233
Fedtstof, g	57	62	83	100	114	139	164
Kulhydrat (NFE), g	0,36	0,38	0,42	0,43	0,45	0,56	0,68
Fibre, g	0	0	0	0	0	0	0
Total fisk, kcal per kg foder	1228	1322	1590	1782	1949	2382	2872

Tabel A-8 Fækalie masse og energi udskilt ved anvendelse af 1 kg foder.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein, g	53	54	53	45	38	29	32
Proteinenergi, kcal	298	308	298	254	214	164	183
Fedtstof, g	21	22	23	20	24	19	11
Fedtenergi, kcal	198	212	221	189	227	181	106
Kulhydrat (NFE), g	54	36	27	29	27	16	0
NFE-energi, kcal	221	146	109	118	111	64	0
Fibre, g	16	11	14	18	18	10	0
Fiberenergi, kcal	66	45	57	74	74	41	0
Total fækalie, kcal	784	711	686	635	625	451	289

Tabel A-9 Forbrændingsenergi¹ i kcal ved anvendelse af 1 kg foder.

Fodertype	Eco 14	Eco 15	Eco 16	Eco 17	Eco 18	Eco 19	Vådfoder
Protein	1728	1750	1613	1453	1286	1509	1552
Fedt	585	719	692	756	967	774	987
Kulhydrat (NFE)	515	549	463	536	625	467	63
Total forbrænding	2827	3018	2769	2745	2879	2749	2602

¹ Målt som forskellen mellem energiindholdet i tilført foder og energiindhold i den producerede fisk (rund fisk).

Proteinudskillelsen falder med ca. 45%, fedtudskillelsen med ca. 10%, NFE-udskillelsen med ca. 70% og fiberudskillelsen med ca. 35%.

Ved anvendelse af 1 kg foder af typen Ecolife 19 i forhold til Ecolife 14 ses en nedgang i den mængde næringsstoffer, som afbrændes i fiskens organisme. Således falder proteinforbrændingen med ca. 13%, hvilket medfører en ligeså stor nedgang i NH₃-udskillelsen.

Fedtforbrændingen stiger med ca. 30%, men den giver ikke anledning til en egentlig forurening, da forbrændingen forløber til kuldioxid og vand. NFE-forbrændingen falder med ca. 10%.

A2-2.3.3 Konklusion vedrørende stofomsætning i forhold til foderforbrug

Udskillelsen af næringsstoffer - målt som bruttoenergi af de potentielt forurenende stoffer - er ved anvendelse af 1 kg foder mindre ved en fodertype som Ecolife 19 end ved Ecolife 14.

Den udskilte energi gennem fækalierne er for alle næringsstofferne vedkommende potentielt forurenende (BI5, kvælstofforbindelser).

For så vidt angår de næringsstoffer, som afbrændes i ørredens organisme, er der vel egentlig kun proteiner, som kan give et forureningsbidrag i form af NH₃-kvælstof.

Man må derfor konkludere, at der på basis af anvendelse af 1 kg foder på et dambrug, er sket et fald i udledningen af næringsstoffer målt som energi på godt 20% inklusive NH₃-delen (over 40% for fækalieenergien) over de seneste 10 år, hvis man kan lade de ovennævnte fodertyper være gennemsnitlige milepæle for foderudviklingen.

Referencer

Alsted, N., Due, T., Hjermitsev, N. og Andreasen, A. 1994. Practical experience with high

- energy diets, FCR, growth and quality. J. Appl. Ichthyol. 11 (1995), 329-335.
- Alsted, Niels 1989. Ikke publiceret notat nr. 7/89 omkring mavetømmingshastighed, BioMar A/S.
- Arnesen, Petter. Forskjellige karbohydratføremidler i fôr til laks, *Salmo Salar*, L, og regnbueørret, *Oncorhynchus mykiss*, Walbaum. Norges Landbrukshøjskole. Doctor Scientiarum Thesis 1992: 27.
- BioMar 1997. Ikke publiceret rapport udført af DIFTA. Test af fordøjeligheder af 10 fodertyper på regnbueørred, *Oncorhynchus mykiss*, udført ved lav temperatur. Marts 1997.
- Furspan, P. and Isaia, J. 1983. Glucose transport across the gill og the rainbow trout, *Salmo Gairdneri*. Comp. Biochem. Physiol., 75A(3): 401-406.
- Hemre, G. I., Sandnes, Ø. & Waagbø, R. Blood chemistry and organ nutrient composition in Atlantic Salmon, *Salmo Salar* L., fed graded amounts of wheat starch. Aquaculture Nutrition 1; 37-42.
- Medale, F., Brauge, C. og Corraze, G. 1994. Effect of dietary carbohydrate levels on growth, body composition and glycaemia in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, reared in seawater. Aquaculture 123:109-120.
- Olli, Jan Josef 1992. Soya i fôr til laks, *Salmo Salar*, L, og regnbueørret, *Oncorhynchus mykiss*, Walbaum. Norges Landbrukshøjskole. Doctor Scientiarum Thesis 1992:26.
- Olsen, Karsten Bæk 1994. Fangstbehandling i Fremtidens Industrifiskeri. Fiskeriministeriets Forsøgslaboratorium.
- Pike, I.H., Andorsdóttir, G. og Mundheim, H. 1990. The Role of Fish Meal in Diets for Salmon. IAFMM international association of fish meal manufacturers. No. 24 March 1990.
- Solberg, S. O. 1982. Forbedring af ørredfoders ernæringsmæssige værdi under hensyntagen til miljøet. Forsøgdambruget »Brøns«. Rapport til Teknologirådet, Sagsnr. 1982-133/001-82104.

Annex 3:

Styringsystemer i dambrug

af Peder Nielsen, Dansk Dambrugerforening

Styringsystemer i dambrug implementeres dels gennem enkelte dambrugeres egenudviklede systemer, dels gennem kommercielt tilgængeligt software. Indholdet i disse løsninger og praksis i anvendelsen diskuteres i det følgende.

Gennemgang af faciliteter i software

Der udbydes i øjeblikket 3 softwareløsninger til styring af produktionen. Programmerne opfylder kravene opstillet i dambrugsbekendtgørelsen til føring af driftjournaler. Desuden har alle tre software udbydere medtaget en lang række andre registreringer af interne driftforhold på dambrugene. I det følgende vil de betydende faciliteter i de tre programmer kort blive gennemgået.

Derudover er der en del forskellige koncepter til styring af driften, der primært er designet af enkelte dambrugere i forskellige regneark. Det har ikke været muligt at belyse faciliteterne i disse regneark i forhold til de færdige programmer. Dette skyldes, at disse regneark typisk er designet udelukkende til enkeltbrugere og af brugeren selv. Med baggrund i dette har jeg valgt ikke at medtage disse regneark i det efterfølgende.

De tre programmer, der i øjeblikket er i handelen, giver brugeren adgang til en række faciliteter som overordnet må siges at være ens for de tre systemer.

Disse faciliteter er følgende:

- Monitering af bestand
- Fodertabeller
- Udskrivning af foderforslag
- Temperatur, ilt og foderkoefficienter
- Registrering af foderforbrug
- Registrering af vækst
- Registrering af døde fisk
- Registrering af flytning af fisk, salg og indkøb
- Registrering af forbrug af hjælpestoffer

- Historik for de enkelte produktioner
- Fremregning af besætning
- Foderprognoser
- Lagerbeholdninger
- Rapportgenerering.

Monitering af bestand: Fiskene indsættes i de enkelte bassiner med angivelse af fiskestørrelse (stk.), mængde i kg, samt en produktionskode for efterfølgende identifikation af fiskene. Denne produktionskode følger fiskene gennem hele produktionsforløbet for senere identifikation og dokumentation. Samtidig med at fiskene indsættes i bassinet oplyses ligeledes pris for fisken, valgt fodertype, foderniveau og forventet salgspris.

Fodertabeller: Tager for samtlige programmets vedkommende udgangspunkt i From og Rasmussens vækstmodel (1984) for regnbueørreder, samt omsættelig energi i det anvendte foder. Ved angivelse af energiindhold kan der udskrives fodertabeller for forskellige fiskestørrelser ved forskellige temperaturer under ideelle forhold.

Udskrivning af foderforslag kan tilpasses det enkelte dambrug, således at der opnås størst mulig præcision. Udgangspunktet for foderforslagene er fodertabellerne. Ud fra de fisk der er sat i de enkelte bassiner, samt den fodertype der anvendes ved den enkelte produktion, udskrives et foderforslag for den pågældende dag eller periode. Ved udskrivning af fodersedler angives forhold omkring ilt og temperatur, såfremt disse falder uden for de opstillede kurver.

Desuden er det muligt at angive en reduktionsfaktor typisk fra 0,7 - 1,7 såfremt der er forhold, der taler for en mindre eller større tildeling af foder. Dette kan f.eks. være tilfældet, hvis man ønsker at bremse væksten grundet afsætningsmæssige problemer eller fremme væksten under gunstige afsætningsmæssige vilkår.

Det er ligeledes muligt at få en foderseddel udskrevet, ud fra ønsket om en bestemt procentuel tildeling af den stående bestand.

Temperatur, ilt og foderkoefficienter: Disse tabeller opstilles for hvert enkelt dambrug. Ved daglig registrering af ilt og temperatur tilpasses tabellerne løbende den aktuelle situation. For foderkoefficienternes vedkommende angives denne i tabelform ud fra fiskestørrelse. Samtlige tabeller anvendes ved fremregning af besætningen og ved foderprognoser.

Registrering af foderforbrug: Efter fodringen opdateres foderforbruget ud fra den faktisk udfodrede mængde, såfremt der har været ændringer i forhold til foderforslaget, korrigeres dette inden opdateringen. Efter opdateringen korrigeres lagerbeholdningerne af de anvendte fodertyper automatisk.

Registrering af vækst: Ud fra registreringen af foderforbruget og foderkoefficienten for den pågældende fiskestørrelse, akkumuleres væksten dagligt.

Registrering af døde fisk: Ved den daglige registrering af foderforbruget indtastes mængden af døde fisk som kg eller styk.

Registrering af flytning af fisk, salg og indkøb: Ved indkøb af fisk indsættes disse som beskrevet under 'monitering af bestand' og tildeles en produktionskode og en evt. oprindelse angives. Ved indkøb af foder indføres dette i lagerbeholdningen af foder.

Når fiskene flyttes fra et bassin som følge af sortering, salg eller samling af bestemte størrelser af fisk, er procedurerne forskellige. Generelt kan det dog nævnes, at når bassinet tømmes, angives gennemsnitsvægt for de forskellige grupperinger, sammen med mængderne og produktionskode. Derefter overflyttes fiskene til de nye bassiner, hvorefter der beregnes en ny gennemsnitsvægt samt total vægt i bassinet, hvor fiskene er tilført. Ved flytningen sker der en automatisk registrering af den realiserede produktion og foderforbrug i den periode fiskene har været i bassinet og dette sammenholdes med den kalkulerede mængde fisk, der skulle være i bassinet. Herved får man et godt udgangspunkt til optimering af foder og foderkoefficienttabellen. Ved salg af fisk angives aftager, samt de ovenfor beskrevne parametre, hvorefter salget automatisk akkumuleres i salgsfilen.

Registrering af forbrug af hjælpestoffer: Såfremt der behandles med medikamenter angives dette samtidig med opdateringen af foder, som medikament, mængde og behandlingsmetode.

Historik for de enkelte produktioner: Når en produktionskode er afsluttet, er det efterfølgende muligt at få en oversigt over denne produktion, hvad angår vækst, foderforbrug, forbrug af hjælpestoffer og produktionsperiodens længde. Herved er det faktisk muligt at give en næsten fuldstændig deklaration på de enkelte produktionsnumre. Endvidere kan andre hændelser som registrering af vandforbrug og sortering oplyses. Efterfølgende vil disse historikfiler have stor betydning for den fortsatte optimering af driften.

Fremregning: Fremregningen baserer sig på fodertabel, foderkoefficienttabel, fodertyper, temperaturtabel og fiskestørrelse eller på indtastede værdier. Ved en fremregning er det muligt at estimere bestandens størrelse og sammensætning på et givet tidspunkt i fremtiden. Det er også muligt at fremregne enkelte produktionsnumre, eksempelvis i forbindelse med en forespørgsel om på hvilket tidspunkt en bestemt fiskestørrelse kan leveres. Ligeledes er det muligt at fremregne en fiktiv bestand, hvilket primært anvendes i forbindelse med produktionsplanlægning. Ved samtlige typer af fremregning vil omkostninger og værditilvækst også blive fremregnet.

Det er i et vist omfang muligt at afbryde fremregningen og korrigere udvalgte faktorer.

Foderprognoser: I stedet for at fokusere på udviklingen af bestanden, gives her et estimat for hvilke fodertyper og mængder, der skal bruges i forbindelse med den forespurte produktion. Der kan også forespørges, hvorledes der skal fodres, for at man på et givet tidspunkt kan have en fisk af en bestemt størrelse klar. Der vil herefter blive oplyst om den procentuelle fodring i forhold til fodertabel under hensyntagen til øvrige tabeller.

Fremregningerne og foderprognoserne er programmæssigt integreret.

Det bedes bemærket at jo længere fremregningen er jo mere unøjagtig vil den være.

Lagerbeholdninger: Ud fra de daglige registreringer er det muligt at få udskrifter af aktuelle la-

gerbeholdninger af fisk og fodertyper. For fiskenes vedkommende kan der forespørges efter en specifik fiskestørrelse eller, såfremt dette ønskes, kan der forespørges efter bestandens sammensætning sorteret efter størrelsesklasser.

Rapportgenerering: Ud fra de foretagne registreringer er det muligt at generere rapporter på kryds og tværs i de forskellige registreringer. Rapportgenereringen kan foregå inden for produktionsforløb, angivende perioder og delperioder. For en stor del af de registrerede data's vedkommende vil disse også kunne genereres som grafik eller filer til videre bearbejdning.

For alle tre programmets vedkommende udbydes ligeledes et samleprogram, hvor data fra flere dambrug kan bearbejdes.

Bemærkninger:

Ovenstående gennemgang omhandler manuelle registreringer, som dambrugeren fodrer sit driftsprogram med. Der er ikke direkte mulighed for datalogning i programmerne. Den daglige registrering oplyses ved forespørgsel hos en række dambrugere at tage mindre end 1/2 time dagligt. Det skønnes ikke, at en mere automatiseret registrering vil være ønskeligt, da antallet af fejlkloder herved vil øges. Hovedparten af brugerne af disse programmer anvender pendulautomater til udfodringen, som egner sig dårlig til en automa-

tisk registrering af foderforbruget. Netop i forbindelse med fodringen vil en række af de faktorer som dambrugeren lægger til grund for sin fodring dårligt lade sig registrere automatisk. Faktorer som er svært definerbare, forventede vejrforhold og fiskens stressniveau, er afgørende for udfodringen.

Der er dog en del systemer, som anvendes specielt i indendørs yngelanlæg, der har en høj grad af autoregistrering. Disse systemer er typisk opbygget med en central computer og en eller flere decentraliserede registreringsenheder ude ved bassinerne. Herved opnås en høj grad af kontrol, men samtidig også muligheden for fejl. I forbindelse med disse registreringssystemer anvendes automatiske fodersystemer, der doserer foderet i afmålte doser inden for angivne tidsintervaller. Foderautomaterne er typisk motordrevne eller drevet ved hjælp af trykluft. De få steder hvor de anvendes på traditionelle anlæg, har de ikke givet anledning til større problemer. Det må derfor konstateres, at det sandsynligvis er risikoen for uheld samt en høj anskaffelsespris, der afholder flere dambrugere fra at etablere systemerne.

Referencer

From J. and G. Rasmussen 1984. A growth model, gastric evaluation and body composition in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, Richardson, 1936. Dana 3:61-139.

Annex 4: Medicin og hjælpestoffer: anvendelse til sygdomsbehandling

Ved Bo Jørgensen, Forsøgdambruget, Brøns.

Nedenstående sammenstilling anvendes som vejledning af mange dambrugere og afspejler således en almindelig praksis i anvendelse og dosering af hjælpestoffer i danske dambrug. Sammenstillingen er baseret på den tilgængelige litteratur samt de erfaringer, der er observeret gennem mange år under danske forhold ved praktisk sygdomsbehandling i de danske dambrug, udført af Foreningen Forsøgdambruget's konsulenter. Udladning af miljøfremmede stoffer kræver tilladelse jvfr. Miljøbeskyttelsesloven (§ 27).

A4-1 Beskrivelse af behandlingsmetoder (medicinering)

A4-1.1 Behandling via vandet

Parasit-, bakterie- og svampeinfektioner på hud og gæller behandles lettest ved medicin-tilsætning i vandet.

Systemiske sygdomme f.eks. YDS på yngel (i særdeleshed svøm-oppere) kan med fordel også behandles på denne måde. Her bør man dog prøve en mindre gruppe først.

Metode:

1. Dyp-behandling
2. Gennemstrøms-behandling
3. Bade-behandling.

A4.1.1.1 Dyp-behandling

En given mængde fisk eller æg dyppes i en forholdsvis koncentreret opløsning i nogle sekunder. Fisken tages med net fra kumme/dam over i en beholder med kendt vandvolumen og medicin-koncentration.

Metoden bruges oftest ved desinfektion af æg og vaccinerings.

Fare:

Der ses ofte tab af skæl ved den mekaniske påvirkning fra net og fisk indbyrdes. Dette giver en åben adgangsvej for bakterier og virus samt svampeangreb.

Forberedelse:

- Bestem det vandvolumen, der skal behandles i
- Afvej/afmål den mængde medicin der skal bruges til behandlingen
- Sultning af fisken 1-2 døgn før behandling beskytter mod skæltab under behandlingen og reducerer ammoniakudskillelsen og iltforbruget hvilket nedsætter stresspåvirkningen.

A4-1.1.2 Gennemstrøms-behandling

Her kan hele medicinmængden tilsættes ved indløb af kumme/dam medens vandstrømmen står på.

Der kan også doseres kontinuerlig vha. en doseringspumpe eller dunk med afpassede huller. Størrelsen af hullerne er bestemmende for over hvor lang tid medicinen tilsættes og dermed for koncentrationen.

Alternativt kan ca. 2/3 af medicinen tilsættes ved indløbet og 1/3 tilsættes midt i kummen/dammen.

Fare:

- Der kan dannes områder i kumme/dam hvor koncentrationen af tilsatte medicin bliver for høj pga. ujævn blanding af medicinen i vandet - hvirvelstrømme.
- Koncentrationen kan blive så høj at forgiftning indtræder
- Dette kan observeres ved tilsætning af et farvestof.

Forberedelse:

- Bestem det vandvolumen, der skal behandles i
- Afvej/afmål den mængde medicin der skal bruges til behandlingen.
- Sultning af fisken 1 døgn før behandling reducerer ammoniakudskillelsen og iltforbruget hvilket nedsætter stresspåvirkningen.

A4-1.1.3 Bade-behandling

Her stoppes vandtilførselen før medicinen tilsættes. Eventuelt kan vandstanden sænkes til det halve, udløbet lukkes, vandet fylder kummen/dammen medens medicinen tilsættes.

Efter endt behandling vaskes medicinen ud eller tappes på beholder for destruktion.

Fare:

Iltkoncentrationen falder ofte dramatisk over tid.

Forberedelse:

- Bestem det vandvolumen, der skal behandles i
- Afvej/afmål den mængde medicin der skal bruges til behandlingen.
- Sultning af fisken 1 døgn før behandling reducerer ammoniakudskillelsen og iltforbruget hvilket nedsætter stresspåvirkningen.
- Forbered tilsætning af ilt før start.

A4-1.2 Behandling via foderet (oral behandling)

Bakterielle infektioner behandles oftest med medicin tilsat foderet. Den raske fisk æder hoved-

parten af medicinfoderet, da syge fisk uvægerlig har nedsat appetit.

I perioder med lille foderforbrug (f.eks. ved fallende temperaturer og om vinteren) kan det være problematisk at få nok medicin i fisken til at gennemføre en behandling.

Færdigblandet medicinfoder rekvireres fra foderfirmaerne via dyrlæge. Denne type er at foretrække.

Egenproduktion af medicinfoder frarådes hvis færdigblandet medicinfoder findes. Medicin rekvireres via dyrlæge.

Medicin og foderpellet blandes tørt f.eks. i en lille cementblander. Derefter tilsættes ca. 1 l fiskeolie pr. 25 kg foder for at sikre vedhæftning.

Alternativt blandes medicinen først i olien (eller vand hvis det er OTC) og sprøjtes på foderet.

Medicineret foder bør tillaves umiddelbart før brug og der bør kun laves til samme dag. Forberedes medicinfoder til flere dage skal det færdigblandede medicinfoder opbevares svalt (ikke udsættes for frost eller varme) og tillukket.

Tabel A4-1 Behandlingsoversigt 1: Nogle vigtige fiske sygdomme og behandlingsforslag

BAKTERIELLE infektioner		Dosering vejledende	Bemærkning
	Indikation		
Oxolinsyre	Rødmundsyge - ERM	Branzil Vet. (100%): (Reg. Til fisk). 10 mg. pr. kg. fisk pr. dag i 10 dage eller 12,5 g. pr. dag i 8 dage.	1. Der bør anvendes færdigfremstillet medicin foder fra fabrik. Medicinen blandes i foderet tørt, hvorefter vedhæftning sikres med fiskeolie.
	Furunkulose	Yngelfoder: 1,25 g. pr. kg. foder (32 g. pr. 25 kg. foder) 1% fodring i 8-10 dage Voksefoder: 2,5 g. pr. kg. foder (62,5 g. pr. 25 kg. foder). Der udfodres med 0,4% pr. dag i 10 dage eller 0,5% pr. dag i 8 dage.	2. Receptpligtig 3. Tilbageholdelse: Ved vandtemperaturer under 10°C - 60 døgn ellers 30 døgn.
	Vibriose		4. Fisken mister sjældent appetit under behandlingen.
	Sekundære bakterielle infektioner	Inoxyl Premix (24,5%): (Reg. til fisk). 50 mg. premix (12 mg. Oxolinsyre) pr. kg. fisk pr. dag i 7-10 dage. Ved 1% udfodring blandes 125 g. Inoxyl i 25 kg. foder. Ved 0,5% udfodring blandes 250 g. Inoxyl i 25 kg foder.	5. Der tildeles mindre end den daglige foderdosis, idet der evt. kan efterfodres med almindelig foder.
Sulfadiazin + Trimethoprim i forholdet 5:1	Rødmundsyge - ERM	Tribrissen Forte Vet. (40%): (Reg. Til fisk). 30 mg. aktivt stof pr. kg. fisk daglig i 7 dage (7-10 dage) svarende til 75 mg. Tribrissen-pulver pr. kg. fisk pr. dag.	1. Der bør anvendes færdigfremstillet medicin foder fra fabrik.
	Furunkulose		2. Medicinen blandes i foderet tørt, hvorefter vedhæftning sikres med fiskeolie.
	Vibriose		3. Receptpligtig
	Sekundære bakterielle infektioner	188 g. Tribrissen-pulver pr. 25 kg. foder ved 1% udfodring. 75 g. Tribrissen-pulver pr. 25 kg. foder ved 2,5% udfodring.	4. Tilbageholdelse: Ved vandtemperaturer under 10°C - 80 døgn ellers 40 døgn.
			5. Fisken kan miste appetitten under behandlingen specielt om efteråret ved faldende temperaturer.
			6. Der tildeles mindre end den daglige foderdosis, idet der evt. kan efterfodres med almindelig foder.
Amoxicillin-Trihydricum 100%	Yngeldødelighedssyndromet (Yngelsyndromet) (YDS)	Amoxicillin (100%): (Ikke reg. til fisk – dyrlæge skal have dispensation for udlevering). 80 mg. pr. kg. fisk pr. dag i 8-10 dage. 200 g. pr. 25 kg. foder ved 1% udfodring.	1 Der kan ikke skaffes færdigfremstillet medicin foder fra fabrik (blandes på anlægget). 2 Medicinen blandes i foderet tørt, hvorefter vedhæftning sikres med fiskeolie. 3 Receptpligtig 4 Tilbageholdelse: Ved vandtemperaturer under 10°C - mindst 500 graddage. 5 Fisken mister sjældent appetitten under behandlingen. 6 Der tildeles mindre end den daglige foderdosis, idet der evt. kan efterfodres med almindelig foder.

BAKTERIELLE infektioner		Indikation	Dosering vejledende	Bemærkning
Florfenicol	Yngeldødelighedssyndromet (Yngelsyndromet) (YDS)	Nuflor Vet. (Ikke reg. til fisk) 1 ml. pr. 30 kg fisk dagel. i 7 - 9 dage	1. Medicinen blandes direkte i foderet 2. Receptpligtig 3. Tilbageholdelse: 500 graddage 4. Fisken mister sjældent appetitten under behandlingen	
Oxytetracyclin-Hydrochlorid (OTC) - 100 % OBS: Skæve fisk	Yngeldødelighedssyndromet (Yngelsyndromet) (YDS)	Oxytetracyclin (100%): (Ikke reg. til fisk – dyr læge skal have dispensation for udlevering). 80 mg. pr. kg. fisk pr. dag i 8-10 dage. 200 g. pr. 25 kg. foder ved 1% udfodring.	1. Der kan ikke skaffes færdigfremstillet medicinfoder fra fabrik (blandes på anlægget). 2. Medicinen blandes i foderet tørt, hvorefter vedhæftning sikres med fiskeolie. 3. Tilbageholdelse: Ved vandtemperaturer under 10°C – 120 dage ellers 60 dag 5. Fisken mister sjældent appetitten under behandlingen. Der tildeles mindre end den daglige foderdosis, idet der evt. kan efterfodres med almindelig foder.	
Kvartær ammoniumforbindelse	Bakteriel gællebetændelse (Gællesyge)	Actomar B100 (10%): 10-40 ml. pr. m ³ vand i 60 min. 1-2 dage eller 1-2 gange pr uge.	1. Badebehandling 2. Pas på iltkoncentrationen - bør sikres ved ilttilsætning. 3. Ved alm. gennemstrømsbehandling sikres ikke tilstrækkelig tid. 4. Ikke receptpligtig.	
Organisk klorforbindelse	Bakteriel gællebetændelse (Gællesyge)	Kloramin-T: 4-5 g. pr. m ³ 1:150.000 i damme i 1 time. 1:100.000 i kummer i 1 time.	1. Lokalirriterende. 2. <u>Giftig for fisk</u> - <u>Man må prøve sig frem</u> . Stor forskel af følsomhed (tolerance) fra dambrug til dambrug (vandkvaliteten). 3. Pas på i surt vand - ofte kun 1/4 af dosis ved neutralt vand 4. Ikke receptpligtig.	
Kemiske salte	Bakteriel gællebetændelse (Gællesyge)	Blåsten (CuSO₄): Ca. 0,25 g. pr m ³ . Behandlingen strækkes så lang tid som muligt.	1. <u>Meget giftig for fisk</u> - stor forskel af følsomhed (tolerance) fra dambrug til dambrug (vandkvaliteten). 2. <u>Man må prøve sig frem</u> - vandkvaliteten kan forandre sig. 3. <u>Fisken bliver trænet til større og større tolerance</u> – kan medføre større og større doser. 4. Virker først ved øget slimproduktion hvorefter slimen afstødes. 5. Ikke receptpligtig.	
Iltingsmiddel	Bakteriel gællebetændelse (Gællesyge)	Brintoverlitle (35%): Der kan prøves 1,5-5 ml. pr. 1000 ml (pr. liter) vand i 20 min. NB. Dosis skal måske være meget større for effekt?	1. Ikke udprøvet - helt på eget ansvar. 2. Ikke receptpligtig. 3. Badebehandling. 4. Meget miljøvenligt.	

PARASITÆRE infektioner		Indikation	Vejledende dosering	Bemærkning
Metronidazol 100%.	Hexamita (Tarmsnylter)	Metronidazol (100%): (Ikke reg. til fisk - dyrtaege skal have dispensation for udlevering). 0,5 g. pr. kg. foder i 5-7 dage. 13 g. pr. 25 kg. foder.		<ol style="list-style-type: none"> 1 I enkelte tilfælde nødvendig op til 10-12 dage. 2 Receptpligtig 3 Tilbageholdelse: 30 dage. (Obs. 500 graddage?) 4 Receptpligtig.
Formaldehyd	Hudsnyltere Obs: Chilodonella påvirkes ikke.	Formalin: 37%: 0,2-0,25 l. pr. m ³ vand 24,5%: 0,3-0,4 l. pr. m ³ vand Behandlingen strækkes så lang tid som muligt		<ol style="list-style-type: none"> 1. Formalin taber hurtigt sin effekt ved temperaturer under 5°C. 2. Forsigtighed ved lave itilconcentrationer, vandtemperaturer over 17°C og ved gælleproblemer i øvrigt. 3. Allergifremkaldende 4. Fiskedræber kan om sommeren forsøges behandlet med formalin 3 dage i træk, pause 2 dage, formalin 2 dage, pause 2 dage, formalin 1 dag hvorefter fisken observeres nøje - evt. skiftes der mellem formalin og blåsten. 5. Ikke receptpligtig.
Natriumklorid - NaCl.	Hudsnyltere	Salt (specielt beregnet til biologiske organismer): 9 kg. pr. m ³ i flere dage 1-1,5% i 10-14 dage		<ol style="list-style-type: none"> 1 Yngel har lav salttolerance 2 Effektiv mod fiskedræber (recirkulering) 3 Effekt på Chilodonella 4 Skal være salt beregnet til biologiske org. - ikke vejsalt 5 Ikke receptpligtig.
Kvaternær ammoniumforbindelse.	Hudsnyltere	Actonar B100 (10%): 40-100 ml. pr. m ³ vand i 30 min. 1-2 dage eller 1-2 gange pr uge.		<ol style="list-style-type: none"> 1. Badebehandling 2 Pas på itilconcentrationen - bør sikres ved ilttilsætning. 3 Ved alm. gennemstrømsbehandling sikres ikke tilstrækkelig tid. 4. Ikke receptpligtig.
Kaliumpermanganat - KmnO ₄ .	Hudsnyltere	Kaliumpermanganat (rødt): 2-5 g. pr. m ³ - 4 mg. pr. l		<ol style="list-style-type: none"> 1 Forsigtighed ved dosering 2 Kan bruges mod fiskedræber 3 Ikke receptpligtig
Brintoverilte - H ₂ O ₂ .	Hudsnyltere	Brintoverilte (35%): Der kan prøves 1,5-5 ml. pr 1000 ml vand (pr. liter) i 20 min. NB. Dosis skal måske være meget større for effekt?		<ol style="list-style-type: none"> 1 Ikke udprøvet - helt på eget ansvar. 2 Badebehandling. 3 Meget miljøvenligt. 4 Ikke receptpligtig.
Kuprichlorid - Cu- Cl ₂ .	Hudsnyltere specielt fiskeigten	Kobberklorid: 4 g. pr. m ³ vand. 1/6 gives pr 40 min.		<ol style="list-style-type: none"> 1 Bør undgås da kobberforbindelse. 2 Badebehandling - husk ilt. 3 Ikke receptpligtig.

SVAMPE- SYGDOMME	Indikation	Vejledende dosering	Bemærkning
Formaldehyd	Skimmelsvamp på æg og moderfisk	<p>Formalin (24,5%): Til æg: 1:4.000 minimum hver anden dag i 1 time. Til moderfisk: der kan forsøges med 1:4.000 i en time</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1 Dårlig effekt på moderfisk 2 Er allergifremkaldende 3 Ikke receptpligtig.
Jodoform	Skimmelsvamp på æg og kun æg.	<p>Actomar K30: 10 ml. pr. 10 l. vand hver dag i 15 minutter</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1 Giftig for fisk. 2 Ikke receptpligtig.
Salt (NaCl)	Skimmelsvamp på moderfisk.	<p>Salt (specielt beregnet til biologiske organismer): 9 kg. pr. m³ i flere dage 1-1,5% i 10-14 dage</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1 Pas på itkoncentrationen 2 Varierende effekt 3 Ikke receptpligtig.
Kvartær ammoniumforbindelse	Skimmelsvamp på moderfisk	<p>Actomar B100: 20-50 ml. pr. m³ i 1-2 timer 2 gange pr uge</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1 Pas på itkoncentrationen 2 Varierende effekt 3 Ikke receptpligtig.
Iltmingsmiddel. Se bemærkning 5 og 6.	Gællesvamp.	<p>Brintoverilte (35%): Der kan prøves 1,5 ml. pr. 1000 ml vand (pr. liter) i 20 min.</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1 Ikke udprøvet - helt på eget ansvar. 2 Badebehandling. 3 Meget miljøvenligt. 4 Ikke receptpligtig. 5 Alternativt må Kloramin-T bruges (bedre end blåsten og formalin). 6 Allererede som spæd yngel sker infektionen med gællesvamp, hvorfor forebyggende behandling er tilrådeligt

DESINFEKTION		Vejledende dosering		Bemærkning	
	Indikation				
Jodofor	Desinfektion af øjenæg før indlægning i bakker.	Actonar K 30 4-8 l pr. m ³ i 10 - 15 min		1 Æggene dryppes 2 1 l Actonar rækker til ca. 2.000 æg 3 Jodforbindelse - giftig for fisk 4 Ikke receptpligtig.	
Hydratkalk (Ca(OH) ₂)	Desinfektion af jord-damme generelt	Hydratkalk (hårdt) 0,2-0,5 kg pr. m ²		1 Husk at komme godt op på siderne 2 Effekten er en kraftig pH-stigning så dammene skal tømmes forsigtig. 3 Ikke receptpligtig.	
Kalkkvælstof - Ca(CN) ₂	Desinfektion af jord-damme mod drejesyges-porer.	Kalkkvælstof (sort) 0,5-1,0 kg. pr. m ² . 1 evt. 2 gange om året (forår og efterår)		1 Dammene tørlægges helt. 2 Indeholder dammene vældvand kan der ikke forventes et godt resultat. 3 Efter behandling tørlægges dammene i en uge. 4 Vandet ved den (de) første fyldning(er) er stærkt giftigt (der er dannet cyanid!) og må udtømmes med den største forsigtighed (meget fortyndet). 5 Dammene skal stå med gennemstrømning i flere dage før de tages i brug. 6 Er ætsende ved kontakt. 7 Ikke receptpligtig.	
Jodofor	Desinfektion af udstyr, støvler, transportbassiner Etc.	Iobac p: 0,3 l. pr. 10 l. vand		1 Angriber metaller, misfarver tøj og plastgenstande 2 Giftig for fisk 3 Ikke receptpligtig.	
Formaldehyd	Desinfektion af udstyr, støvler, transportbassiner etc.	Formalin: 37% : 50-100 ml. pr. 10 l. vand. 24,5% : 80-200 ml. pr. 10 l. vand.		1 Formalin taber hurtigt sin effekt ved temperaturer under 5°C. 2 Allergifremkaldende. 3 Ikke receptpligtig	
Iltningsmiddel	Dokumenteret effekt mod kendte fiskepatogener. Desinfektion af hænder, udstyr, støvler etc.	Virkon S: 50-200 g. pr. 10 l. vand.		1 Tilsat farveindikator 2 Et godt miljøvenligt middel - kan bruges overalt 3 Virksom mod YDS-bakterien.	

Tabel A4-2 Behandlingsoversigt 2: Vigtige fiske sygdomme og deres behandling**Behandlingsforslag**

SYGDOM:	MEDIKAMENT:	DOSERING:
Hexamita (tarmsnylter)	Metronidazol	0,5 g pr kg foder i 5-7 dage ved 1% udfodring
Skimmel Til moderfisk – ikke godt, men det bedste vi har. OBS. Der bør tilsættes ilt.	Salt (NaCl) Formalin 24,5% Actomar B100 (se brugsanvisningen)	9 kg pr. m ₃ i 8 dage 0,2-0,3 liter pr m ₃ 20-50 ml pr 1000 l vand i 1-2 timer.
Fiskeigler	Kupriklorid (CuCl ₂)	Formalin 24,5% OBS. Der bør tilsættes ilt.
Hud- og gællesnyltere	Formalin 24,5% Formalin 37,5% Actomar B 100 (se brugsanvisningen) Salt (NaCl) – forsigtighed ved små fisk	4 g pr . m ₃ -1/6 pr. 20 min 0,3 - 0,4 l pr. m ₃ i 30 min. 0,2 - 0,3 l pr. m ₃ i 30 min. (0,1 l pr m ₃ <i>mindre</i> i damme) 40-100 ml pr. m ₃ i 30 min 100 - 150 g pr. 10 liter vand i 10 - 20 min.
”Gællesyge” OBS: pas på med disse stoffer. Koncentration afhænger bl.a. af vandets pH-værdi, men også af andre vandparametre.	Blåsten Kloramin T(1%): Stamopløsning: 10 g Kloramin-T pulver opløses i 1 l vand lige før brug (=1% opl.)	Man må prøve sig frem. Surt vand: 2,5 ml (1%) pr 10 l vand i 1 time Neutral/svagt basisk vand: 10 ml (1%) pr 10 liter vand i 1 time Neutral vand: pH 7,0
Der bør tilsættes ilt.	Actomar B 100 (se brugsanvisningen)	10 - 40 ml pr. m ₃
Yngeldødelighed-syndrom (YDS)	Oxytetracyclin Amoxicillin. Nuflo (florfenikol) (kun som sidste udvej)	200 g pr. 25 kg foder ved 1% fodring i 8 - 10 dage 200 g pr. 25 kg foder ved 1% fodring i 8-10 dage. 1 ml pr 30 kg fisk daglig i 6-10 dage.
Andre bakterielle infektioner	Tribriksen Branzil (oxolinsyre 100%) Inoxyl (oxolinsyre 24%)	188 g pulver pr 25 kg foder ved 1% udfodring i 6-10 dage. Se anvisning på bøtten. Se anvisning på bøtten.
Desinfektion af øjenæg (desinfektion efter befrugtning men før hærkning: se Meddelelse fra Forsøgsdambruget nr. 84)	Actomar K 30 (se brugsanvisningen) Brintoverilte (H ₂ O ₂) 35%	40 - 80 ml pr. 10 liter vand i 10 - 15 min. 1,5-5 ml pr liter vand i 10-15 min