



International Research Institute of Stavanger

www.iris.no

A. Bergheim & B. Braaten (NIVA)

Modell for utslipp fra norske matfiskanlegg til sjø

Rapport IRIS - 2007/180

Prosjektnummer: 715.1812
Prosjektets tittel: Utslippsmodell matfiskanlegg 2007
Oppdragsgiver(e): Statens forurensningstilsyn (SFT)
Forskningsprogram:
ISBN: 978-82-490-xxxx-x
Gradering: Konfidensiell (åpen fra: dd.mm 2006)

Stavanger , 10.12.2007

Asbjørn Bergheim
Prosjektleder

Sign.dato

Åge Molversmyr
Kvalitetssikrer

Sign.dato

(Fornavn, etternavn)
Senterleder
(Samfunns- og næringsutvikling)

Sign.dato

Forord

Rapporten er basert på innsamling og vurdering av oppdatert kunnskap fra publikasjoner og rapporter om utslippsmengder fra oppdrett i merdanlegg. Utfra prosjektets mandat er det lagt hovedvekt på utslipp fra laks og ørret som totalt dominerer oppdrettsproduksjonen og dermed utslippsmengdene fra denne næringa i Norge. Produksjonen av torsk øker raskt og det er også påpekt forskjellene i utslipp fra torsk og laksefisk.

Det ble gjennomført et prosjektmøte med oppdragsgiver 14. november i Erfjord, Rogaland i forbindelse med en felles befarung ved torskeanlegget til Grieg Cod Farming. Ellers er det blitt holdt flere telefonmøter mellom Torstein Finnesand ved SFT og forfatterne av rapporten.

Takk til bidragsytere

Prosjektleder hos oppdragsgiver, SFT, Torstein Finnesand har bidratt med mye viktig informasjon gjennom prosjektperioden. Videre er vi takknemlig for informasjon om sammensetning av ulike kommersielle fôrtyper gitt av Wolfgang Koppe og Sigbjørn Bø, Skretting, Stavanger.

Stavanger, 10.12.2007

Asbjørn Bergheim, prosjektleder

Innhold

Sammendrag	3
1 PROBLEMSTILLING	5
2 MODELLGRUNNLAG	7
2.1 Grunnleggende om fordøyelighet og ekskresjon	7
2.2 Fôr og fôrutnyttelse	10
2.3 Utslippsmengder.....	17
2.4 Eksisterende utslippsmodeller.....	19
3 MODELL.....	24
3.1 Forenklet beregning.....	25
4 KONKLUSJON.....	26
5 REFERANSER.....	26
VEDLEGG	30

Sammendrag

Publiserte studier over miljøeffekter fra merdanlegg har særlig fokusert på de lokale, tydelige påvirkninger under og ved anleggene. Velegnede lokaliteter er gjerne relative dype og har god vannutskiftning. Derfor er det vanskelig å påvise økte konsentrasjoner av næringssalter, og oppløst og finpartikulært organisk stoff, i og omkring merdanlegg.

De totale utslipp fra merdanleggene for produksjon av laks og regnbueørret langs kysten viser imidlertid at mengdene næringssalter fra denne næringa overgår utslippene fra andre sektorer som jordbruk og industri. Særlig gjelder dette fosfor, der akvakultur representerer over 75 % av menneskeskapte utslipp fra Lindesnes til russergrensa, mens nitrogen fra denne næringa utgjør omlag halvparten av utslippene i dette området. Disse beregningene, utført av NIVA, uttrykker summen av oppløst og partikkelbundet nitrogen og fosfor for alle typer utslipp langs kysten. Slike beregninger uttrykker altså ikke direkte i hvilken grad næringssaltene bidrar til økt eutrofiering.

Avgitt nitrogen stammer fra proteinstoffskiftet i fisk og skilles ut som ammoniakk-ammonium og i mindre grad som urea, mens ca. 10 % skilles ut ufordøyd gjennom ekskrementer. Med vekstfôr til laksefisk vil ca. 40 % av spist protein skilles ut på

oppløst form og dette tilsvarer 20 – 30 kg N pr. tonn produsert fisk. Utslippet av nitrogen fra laks og ørret har avtatt betydelig i løpet av de siste 10 årene pga. at en stadig større del av protein er blitt erstattet av fett i såkalt høy-energifôr. I fôr til torsk er proteininnholdet i produksjonsfôr over 50 % og utslippene av nitrogen er klart høyere enn for laksefisk. Hos laksefisk avleires 40 - 50 % av spist fosfor, mens overskuddet skilles ut som ufordøyd (ca. 50 %), mens en mindre del avgis i urin. Mao. vil normalt en mindre del av utskilt fosfor foreligge på oppløst form.

Mange forhold innvirker på fiskens appetitt og utnyttelsen av fôret og dermed på størrelsen av utslippet av næringssalter. Av vanlige miljøforhold vil særlig nivå og svingninger mht. sjøtemperatur og oksygennivå, og algetettheten kunne virke sterkt inn. Dette er forhold som lokalt kan bli ugunstige vår – høst da fôrforbruk og tilvekst dominerer. Vanligvis benyttes fôrfaktor (FF) som uttrykk for utnyttelsen av fôret. Den midlere FF i Norge de siste årene er omkring 1,2 kg fôr/kg tilvekst og uttrykker summen av spist fôr og fôrspill. Fôrspill er umulig å kvantifisere nøyaktig i merdanlegg, men det har vært vanlig å forutsette 5 – 10 % spillfôr av total tilført fôrmengde. Siden uspist fôr i hovedsak blir spist av villfisk omkring merdene, vil graden av fôrspill normalt ha relativt liten innvirkning på utslippet av de ulike næringssaltfraksjonene, oppløst og partikkelbundet, på lokaliteten.

Det totale utslippet av fekalier, ammoniakk og fosfor som skal til for å produsere fisk av en viss størrelse er tilnærmet uavhengig av temperatur og produksjonstida. Derimot vil utslippet være avhengig av fôrets kjemiske sammensetning. Ved å øke mengden av ikke-protein energi i fôret, dvs. ved å øke fettmengden, så vil en større del av spist protein bli avleiret i fisken og utslippet av $\text{NH}_3\text{-N}$ vil avta. Når det gjelder fosfor, bør det ikke tilføres mer i fôret enn det fisken har behov for til å oppnå maksimal vekst.

Ved å ta i bruk moderne teknologi som nedsenkbare kameraer, installere utstyr som kan registrere fôrspill, eller samle opp fôrspillet kan dette reduseres betydelig. Fiskens appetitt varierer fra dag til dag, og det er i praksis umulig å måle fôrspillet nøyaktig siden de fleste oppdrettere tilfører en fast beregnet mengde hver dag (basert på fôringstabeller). Siden de fleste anlegg ligger på dypt vann og har ansamlinger av villfisk rundt anlegget, kan vi anta at det meste eller alt spillfôret spises av villfisk.

Det er en kjent sak at fiskens appetitt reduseres når temperaturen stiger over det optimale nivå, og når temperaturen nærmer seg et kritisk nivå bør all fôring innstilles. Nyere forsøk har også vist at ved redusert oksygennivå øker fôrfaktoren samtidig som tilveksten avtar.

De fleste beregningsmodeller for utslipp fra oppdrettsanlegg er basert på produsert mengde fisk og oppnådt (eller forventet) fôrfaktor. Det foreligger mye data over avgitt stoffmengder pr. vektenhet produsert fisk gitt fôr med kjent innhold av energi, fett, protein, karbohydrater og fosfor som danner basis for slike beregninger. Etter å ha vurdert flere tilgjengelige modeller, er den såkalte Fiskemodellen ANCYLUS under MOM-programmet funnet mest anvendelig; denne er også delvis tilgjengelig på internett: www.ancylus.net (årlig abonnementsavgift). Ingen av modellene kan i dag beregne redusert tilvekst eller økende fôrfaktor ved ugunstige eller ekstreme miljøforhold.

1 Problemstilling

Intensiv fiskeproduksjon i merder vil generelt ha innvirkning på både de frie vannmassene og de lokale sedimentforhold pga utslipp av ufordøyd fôr og ekskresjon fra fiskebestanden. I tillegg kommer tilførsel av en varierende mengde uspist fôr. Graden av påvirkning av lokaliteten avhenger av driftskontrollen på anlegget, for eksempel fôrtilførsel i forhold til løpende appetitt, og ikke minst lokale miljøforhold som strøm, dybde og bunntopografi.

Det er publisert et stort antall rapporter som viser sterk påvirkning av bunnforholdene under og omkring merdene med opphopning av organisk materiale og nedsatt bunndyrdiversitet med dominans av forurensningstolerante arter (Beveridge, 1996). Av nyere undersøkelser på marine lokaliteter med produksjon av laks kan nevnes en undersøkelse på én lokalitet i Hordaland (Kutti *et al.* 2007a,b) og en kartlegging av miljøeffektene fra hele 43 ulike anlegg i Chile (Soto & Norambuena, 2004). Ved anlegget i Norge med produksjon på 2910 tonn/år, var vertikaltransporten av partikulært organisk stoff (POC) og organisk nitrogen (PON) opptil ni ganger større innen en omkrets på 250 m sammenlignet med målinger 3 km unna anlegget. Mengden synkende materiale svingte i takt med fôrforbruket på anlegget. Stor dybde, ca. 230 m under merdene, og tidvis god strøm medførte at sedimentene var lite/moderat påvirket av anleggsdriften. Imidlertid var biomassen av bunndyr, polychaeter og bivalver, opptil 35 ganger høyere under anlegget enn 3 km unna. Det ble ikke funnet noen gradient ved økende avstand fra anlegget mht mengde synkende plankton (klorofyll a), mao. var det ingen indikasjoner på stimulert eutrofiering som følge av anleggsdriften.

I undersøkelsene fra Chile (Soto & Norambuena, *op. cit.*) ble det ikke funnet tegn til økte konsentrasjoner i vannsøyla ved noen av anleggene for oppløste fraksjoner av næringssalter, nitrat, ammonium og ortofosfat, eller for plankton. Derimot ble det funnet signifikante økninger i konsentrasjonene av nitrogen, fosfor og organisk karbon i sedimentene under anleggene. Forfatterne konkluderte med at miljøvirkningene fra oppdrett av laks synes å begrense seg til påvirkning av sedimentene under merdene uten en videre påvirkning av det marine økosystem. I det marine miljø, har oppløste næringssalter fra fiskeoppdrett hittil blitt vurdert å ha ubetydelig effekt på miljøet. (Skjoldal *et al.* 1997, Fernandes *et al.* 2002). At det normalt ikke registreres målbare konsentrasjonsøkninger av oppløste næringssalter på marine lokaliteter skyldes relativt stor vannutskiftning og dermed stor fortykning av tilførte stoffer (Aure & Stigebrandt, 1990; Gowen, 1990; Brooks & Mahnken, 2003).

Havforskningsinstituttet gjennomført i 2003 – 2006 en studie av bæreevnen til fjorder ved å studere utslipp fra fiskeoppdrett i Hardangerfjorden. Ved hjelp av en numerisk modell (NORWECOM) viste simuleringer at konsentrasjonen av planteplankton var lite påvirket av utslipp fra fiskeoppdrettsanlegg. Ved å sammenlikne konsentrasjoner med og uten fiskeoppdrett ga modellen en økning på maksimalt 2 %. Ved å tidoble utslippene fra oppdrett var økningen i planktonproduksjonen fortsatt ikke større enn 13 %. Lokalisering av anleggene vil påvirke resultatene. Konklusjonen av denne undersøkelsen er at Hardangerfjorden er lite påvirket av dagens havbruksaktivitet og kan tåle mer oppdrett. (Faktaark-forskningsrådet). Ervik & Aure (2006) har gjennom en

rekke eksempler påvist at dagens havbruksaktivitet bare i liten grad påvirker eutrofiering eller oksygenforhold i terskelområder. De mener at en god lokaliseringstrategi kan gi grunnlag for en mangedobling av dagens produksjon.

De refererte undersøkelsene karakteriserer det generelle inntrykket av fôrbaserte miljøeffekter fra merdanlegg i sjø: en varierende, men klar belastning av partikler som påvirker bunnforholdene under og ved anlegget, mens det ikke synes å være målbare indikasjoner på økte konsentrasjoner av oppløste næringssalter eller stimulert planktonproduksjonen.

Av negative effekter i vannsøyla i og omkring merder er redusert oksygenkonsentrasjon pga. av fiskens respirasjon og i noen få tilfeller økte nivå av ammonium (Beveridge, 1996). Man kan imidlertid ikke utelukke mulige lokale eutrofieringseffekter på innelukkede lokaliteter med dårlig vannutsikting, og det finnes flere eksempler på dette i andre land (Braaten, 2007).

Det foreligger en god del rapporterte data på ekskresjon og utskillelse av oppløste næringssalter fra laksefisk og andre fiskearter (Handy & Poxton, 1993; Forsberg, 1996; Bergheim & Åsgård, 1996) som viser at utslippet av nitrogen (som ammonium + urea) vil kunne nærme seg 200 kg/dag, mens utslippet av ortofosfat kan være anslagsvis 10 kg/dag ved et stort lakseanlegg ved høyeste fôrstyrke.

NIVA har ved hjelp av den såkalte TEOTIL modellen beregnet de totale tilførsler av nitrogen og fosfor til kysten av Norge (Selvik *et al.* 2005). Det fremgår av beregningene at akvakulturnæringa er den dominerende sektor for tilførsel av næringssalter på strekningen Lindesnes – russegrensa og bidro med over 75 % av fosfor og ca. 50 % av nitrogen av de totale menneskeskapte tilførsler av næringssalter. Beregningene for akvakultur uttrykker tilførsler av totalt nitrogen og fosfor, altså summen av partikulært og oppløst materiale.

Som mandat for prosjektet er følgende skissert (Notat fra SFT, 04.10.07):

Utvikle en modell (formler) som ut fra gitte variabler og konstanter beregner fôrfaktor og utslipp av P og N fordelt over året og vannsøylen/sjøbunnen.

Modellen skal gjelde for matfiskanlegg i Norge i sjøvann, om nødvendig avgrenset til laksefisk og torsk. Hovedhensikten med modellen er å beregne hvor mye av utslippene som er tilgjengelig for omsetningen i det øvre vannlaget til ulike tider på året. Modellen skal kunne beregne

- a) Fôrfaktorer (biologisk, reell, akkumulert)
- b) Utslipp av P, N og org. materiale per tonn produsert fisk:
 - Sum av og fordelt på oppløst og partikulært materiale og fôrspill
- c) Utslipp av P, N og org. materiale:
 - Sum av og fordelt på oppløst og partikulært materiale og fôrspill
 - Fordelt over tid (måneder)

Eksempler på variabler er art, fôrsammensetning/energiinnhold, fôrspillprosent, fiskens størrelse, fiskefysiologi, sjøtemperatur og oksygenmetning i merd.

Sluttprodukter:

- En rapport (pdf) som begrunner og forklarer modellen. Forslag til begrunnede verdier for variabler og koeffisienter skal inngå i rapporten

Et excelark hvor formlene er utarbeidet og klar til bruk av forvaltningen og andre interesserte.

Manglende tilgjengelig kunnskap mht. fordeling mellom utslipp av partikulære og oppløste fraksjoner ved varierende forhold, ikke minst ved ugunstige miljøforhold, medfører imidlertid til at mandatet ikke lar seg løse fullt ut. Det er ikke grunnlag for å utvikle en tilstrekkelig beskrivende modell i excel slik mandatet krever. Derfor legger rapporten vekt på å presentere de eksisterende modeller og påpeke behovet for en ytterligere forskningsinnsats for å frambringe et sikrere datagrunnlag som basis for bedre modeller.

2 Modellgrunnlag

2.1 Grunnleggende om fordøyelighet og ekskresjon

Fordøyeligheten til protein hos stor laks i sjø er normalt 87 – 90 % (Waagbø *et al.* 2001). Når det gjelder fordøyeligheten til fettfraksjonen er den generelt høy hos fisk, omkring 90 %. Karbohydrater tilsettes fiskefôr pga. av god vannbindingsevne og som et visst bidrag til energi og innholdet har stor betydning for de fysiske egenskapene til fôrpelletts. Når karbohydratmengden i fôret øker, øker også den ufordøyde delen av fôret. I følge Waagbø *et al.* (op. cit.) er utslippet av tørrstoff i fekalier følgende ved 9 % karbohydrater i fôret pr. kg spist fôr:

74 g tørrstoff bestående av
 4 g nitrogen
 12 g fett
 6 g stivelse, og
 62 g fiber + aske

2.1.1 Ekskresjon

De to største avfallsproduktene fra stoffskifte hos fisk er utskilling av karbondioksyd (CO₂) og ammoniakk (NH₃), der produksjonen av ammoniakk utgjør fra en tiendel til en tredjedel av karbondioksydproduksjonen (Ip *et al.* 2001). Den viktigste kilden til produksjon av ammoniakk er gjennom nedbrytning av proteiner. Ammoniakk produseres i hovedsak i leveren (Pequin & Serfaty, 1963), men kan også finne sted i annet vev (Walton & Cowey, 1977). En betydelig mindre del av nitrogenet skilles ut som urea-N, mens urin-N utgjør mindre enn 4 % av den totale ekskresjonen.

De fleste akvatiske dyr har et lavt ammoniakkinhold i kroppen fordi de skiller ut overskuddet direkte ved ekskresjon. Økt produksjon fører til økt akkumulasjon av

ammoniakk, som videre fører til økt ekskresjon. Som et resultat av dette blir det et lite etterslep mellom økt produksjon og den følgende økning i ekskresjon (Ip *et al.* 2001).

Ekskresjonen av ammoniakk hos fisk øker etter et måltid (Handy & Poxton, 1993, Brett & Zala, 1975) som følge av nedbrytningen av fordøyd protein. I et kontrollert forsøk med sockeyelaks, som ble foret med en rasjon på 3 %, ble målt en økning i ammoniakkekskresjonen på 3,5 ganger, som nådde en topp etter 5 timer (Brett & Zala, 1975). Derimot ble det ikke funnet noen økning i utskillingen av urea.

En rekke studier viser at ca. 90 % av nitrogenet som skilles ut over fiskens gjeller består av ammoniakk, NH₃ (Ip *et al.* 2001). Dette gjelder for ferskvannsfisk, men ikke for marine arter. Marin fisk skiller ut mer nitrogen via skinn, svelg og/eller nyrer enn ferskvannsarter, og bare 50-70 % over gjellene (Sayer & Davenport 1987). Ved gjennomgang av en rekke studier fant Wood (1993), Handy & Poxton (1993) og Jobling (1994) at det var en tendens til større utskilling av urea-N hos marin fisk (opp til 40 % av ammoniakkmengden).

Man må imidlertid være klar over at det kan være store forskjeller mellom ulike fiskearter. De fleste undersøkelser er utført ved laboratorieforsøk, der fisken ikke blir føret, med det resultat at nitrogen-ekskresjonen blir kraftig redusert, og stabiliserer seg etter en ukes sulting (Wood, 2001).

Det typiske ekskresjonsnivå for fisk som sultes i kontrollerte forsøk er ca. 7 mg N/kg/time. Når fisk føres, vil ekskresjonen øke kraftig og kan nå nivåer over 40 g N kg/t (Wood, 2001). For laksefisk i oppdrett fant Wood (1995) et ekskresjonsnivå på 35 mg N /kg/time. Hos regnbueørret som gikk på sulting, og deretter ble føret med en rasjon lik 3 % pr. dag, så økte ekskresjonsraten med en faktor på 6, mens økningen i stoffskiftet (oksygenforbruk) bare økte 1,7 ganger (Wood, 2001).

2.1.2 Protein som energikilde

Hos fisk, som ikke spiser, er fett (lipider) den dominerende forbrenningskilde i stoffskiftet (35-68 %), og forbrenningen av protein i forhold til den totale metabolismen er lav (14-30%) (Wood, 2001). Ved rekalkulering av data fra fire tidligere studier, finner vi indikasjoner på tilsvarende lave tall for proteinforbrenning hos stillehavslaks (19-36 %) (Brett & Zala, 1975), atlantisk laks (26 %) (Wiggs *et al.* 1989), rødspette (27 %) (Jobling, 1980).

Den lave forbrenningen av protein syntes å øke ved sulting, men blir aldri dominerende. Karbohydrater er den nest viktigste forbrenningskilde etter fett, som øker ved sulting.

Når fisk spiser, øker forbrenningen av proteiner. Data fra Brett & Zala (1975), viste at proteinforbrenningen økte fra 19 % til mer enn 90 %, når ekskresjonen av ammoniakk var på topp, 5 timer etter måltidet.

For regnbueørret (Alsop & Wood, 1997) var forbrenningen av protein 15 % for sultet fisk, 25 % ved en vedlikeholdsrasjon og 50 – 70 % hos fisk som spiste seg mett.

Hos fisk som spiser et proteinrikt måltid vil aminosyrene strømme ut i blodet og nå en topp etter noen timer. De aminosyrene som det ikke er behov for vil bli desaminert og oksydert i sitronsyresyklusen og gi øyeblikkelig tilførsel av energi (Wood, 2001).

2.1.3 Aktivitet og forbrenning av nitrogen

Fisk som svømmer normalt ved tilstrekkelig tilgang på oksygen, vil ha en lav forbrenning av proteiner, som da stimulerer til økt proteinavleiring i vekst. Derimot vil ekskresjonen av urea-N øke i forhold ekskresjonen av ammoniakk. Årsaken til dette er ukjent. Det viste seg at fisk som trenes til å svømme over lengre tid vil bruke fettstoffer til forbrenning og dermed besparelse av proteinet.

2.1.4 Temperatur og forbrenning av nitrogen

De daglige og sesongmessige svingningene i temperatur er, foruten fôrinntak, den faktor som påvirker forbrenningen av nitrogen mest. For sultende fisk er den overordnede konklusjon at når temperaturen stiger så vil en økende del av stoffskiftet være basert på forbrenning av protein med en tilsvarende økning i ekskresjon av nitrogen (Wood, 2001).

Hos aktiv fisk som spiser er bildet mer komplisert fordi proteinsyntesen hos fisk øker med økende temperatur. Undersøkelser viser at ved et temperaturnivå som er optimalt for proteinsyntesen så vil en ytterligere temperaturstigning medføre økt proteinnedbrytning (Reid *et al.* 1995). For øvrig foreligger det få studier over temperatureffekt og forbrenning av nitrogen. Rent generelt indikerer undersøkelsene at nitrogenekskresjonen øker i samband med en økning i fôrstyrken, proteinsyntesen og ved en generell økning i stoffskiftet, og spesielt for utskilling av ammoniakk.

2.1.5 Ekskresjon av nitrogen

De viktigste faktorene som påvirker utskilling av oppløst mengde nitrogen er forbrenning av protein og avleiring av aminosyrer i fisken. Sammensetningen av aminosyrene i dietten, er bestemmende for utslippet. En annen viktig faktor er balansen mellom fordøyelig protein og fordøyelig energi (DP/DE forholdet). Ved å øke mengden av ikke-protein energi i fôret, f. eks. ved å øke mengden av fett, så vil avleiringen av protein øke i fisken. Samlede eksperimentelle data tyder på at et DP/DE forhold på ca. 18 g /MJ vil redusere forbrenningen av nitrogen uten å påvirke tilveksten (Cho & Bureau, 2001). Ved bruk av et vanlig vekstfôr til laks som inneholder 34 % fett og 38 % protein, og det antas at alt blir spist, så vil 42 % avleires, 39 % vil skilles ut i løst form og 19 % i fast form (Fig. 5).

2.1.6 Ekskresjon av fosfor

Kommersielt fiskefôr inneholder vanligvis et overskudd av fosfor (P) og fisken vil derfor skille ut den ufordøyelige delen i fekalier og overskuddet av den biotilgjengelige delen som fosfat i fiskens urin (PO_4^-). Den resterende delen av P blir avleiret i fisken (Bureau, 2004). Både fordøyelighet og mengde vil bestemme skjebnen til P i fôret til fisk. Ikke alle former for P som skilles ut fra fisken vil kunne tas opp av planteplankton

eller fastsittende alger. For at P skal kunne utnyttas av algene må det være i oppløst form.

Forsøk har vist at fisk (regnbueørret) har behov for P i fôret for å oppnå maksimal vekt, for maksimal P avleiring og mineralisering av beinstrukturen. For regnbueørret er kravet 0,37 - 0,57 % fordøyelig P (% av kroppens våtvekt) for maksimal fosforavleiring (Rodehutsord, 1996).

Fisk som bare mottar den mengden fordøyelig P som det er behov for til vekst skiller bare ut minimale mengder P (ca. 5 mg P per kg kroppsvekt) (Bureau, 2004).

I følge (Lorentzen *et al.* 2001) er behovet hos atlantehavslaks anslått til å være 6 g/kg tilgjengelig fosfor. Det totale fosforinnholdet i fôr til laksefisk er vanligvis i størrelsesorden 10 - 15 g/kg (Bergheim & Sveier, 1995), mens innholdet av totalfosfor i hel laks og ørret er 4 - 5 g/kg. For regnbueørret er antatt behov 7 - 8 g/kg.

Tilsynelatende er det nok fosfor i fôret, men biotilgjengeligheten kan variere, også mellom ulike typer fiskemel.

I utslipp fra merder (Fig. 5) med et vanlig kommersielt fôr som inneholder 10,5 g P/kg (100 %), vil i gjennomsnitt omlag 36 % av spist fosfor avleires i fisken, ca. 10 % skilles ut i oppløst form og resten (ca. 54 %) skilles ut i fast form som fekalier. Det har også vist seg at fisk i oksygenrikt vann skiller ut mer P på oppløst form enn fisk holdt i oksygenfattig vann (Daniell *et al.* 2005). Man antar at dette skyldes en økt absorpsjon av P i tarmen til fisken ved tilstrekkelig oksygentilgang.

2.1.7 Torsk

Nitrogen-ekskresjon hos torsk (250 - 480 g) ble målt i eksperimentelle vekst-/respirasjonskar, der vannprøver ble tatt ut før og etter fôring. Dietten var seifilét og loddeolje med et proteininnhold på 17 % (Lied & Braaten, 1984). Ekskresjonsraten i sulteperioden var 0,81 mg N/kg/time. Etter et måltid på 20 g fôr økte utskillingen av N til 8,8 mg N/kg/time 5-6 timer etter fôring. Etter ca. 25 timer uten fôring var ekskresjonen tilbake på sultenivå.

I torsk på 300 g gitt fôr med 55 % protein (22 % fett) var midlere ekskresjon 20,4 mg N/kg/time (Sigholt *et al.* 1993). Dette er mao flere ganger høyere enn ekskresjonsraten ved bruk av fôr med lavere proteininnhold (Lied & Braaten, 1984) og belyser torskens høye utskillelse av uorganisk nitrogen. Hvitfisken torsk har behov for fôr med høyt innhold av protein (over 50 %), se Tabell 1.

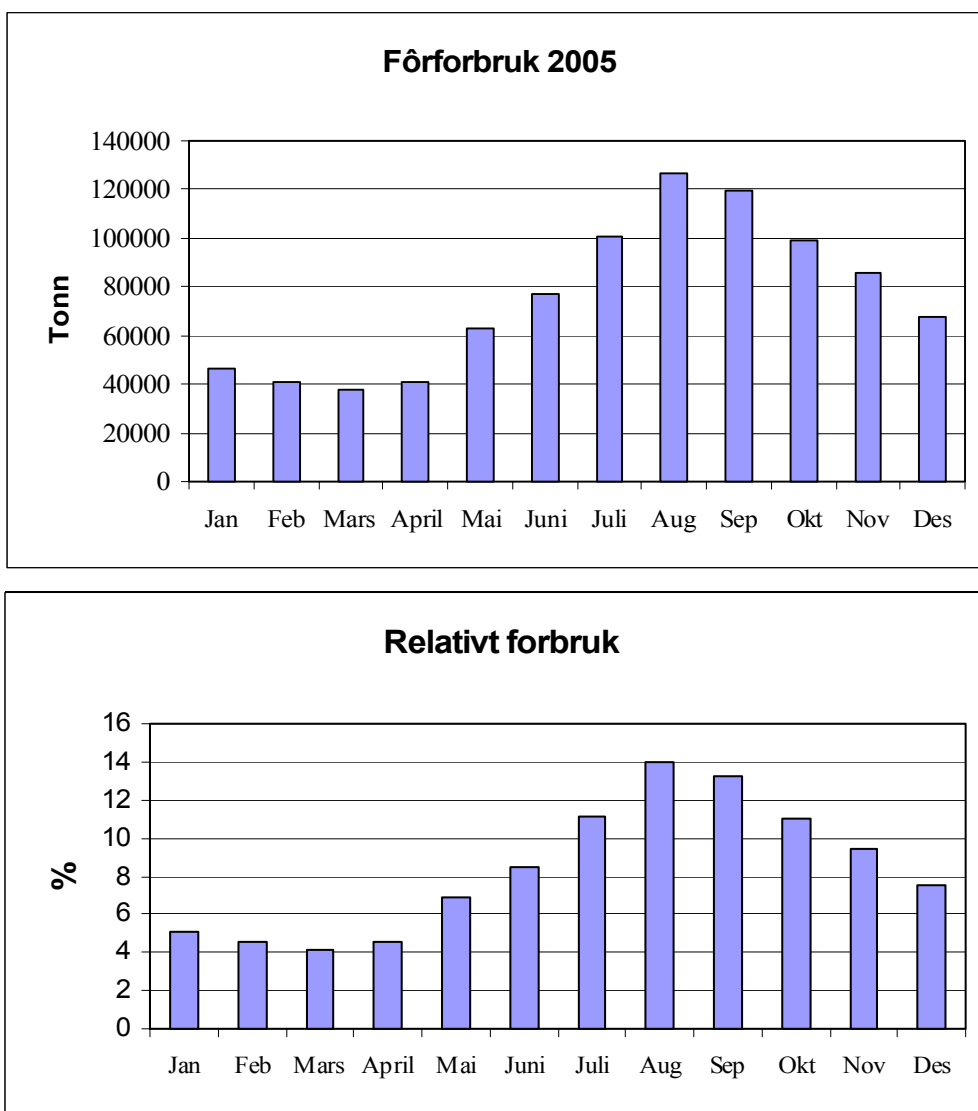
2.2 Fôr og fôrutnyttelse

2.2.1 Generelt

Fôret til laksefisk har endret seg mye i løpet av de siste 20 årene. Den største forandringen med fôr til stor laks og regnbueørret siden slutten av 1980-tallet er at fettinnholdet har økt fra ca. 20 % til mellom 30 og 40 %, mens proteininnholdet har blitt redusert med ca 10 % fra oppmot 50 % til under 40 %. Erstatningen av protein med fett

har medført at energiinnholdet har økt med ca. 50 %, fra omkring 16 – 18 MJ OE/kg til over 25 MJ OE/kg (Waagbø *et al.* 2001). OE: omsettlig energi.

Det totale fôrforbruk i 2005 var 906000 tonn og økte til 988000 tonn i 2006 (Fiskeridirektoratet, Notat 11.05.2007). Som det fremgår av Figur 1 varierer forbruket sterkt gjennom året, fra 4 – 5 % av totalt pr. måned om vinteren til over 10 % av totalt pr. måned i perioden juli – oktober med høy vanntemperatur og stor fiskemengde i anleggene. Dette betyr at nesten 2/3 deler av det årlige fôrforbruk skjer sommer – høst (mai – oktober).



Figur 1. Månedlig fôrforbruk i norsk fiskeoppdrett 2005 (Alle fiskearter). Forbruk som tonn og relativt som prosent av totalt. Totalforbruk: 906.271 tonn (Fiskeridirektoratet, 2006a)

2.2.2 Fôrsammensetning

Innholdet av protein, energi og fosfor i fôret har stor påvirkning på utslippet av næringssalter fra oppdrettsanlegg og innholdet av hovedkomponenter i dagens kommersielle fôrtyper er vist i Tabell 1 etter opplysninger fra Skretting i Stavanger.

Innholdet av fett øker med 10 - 12 % fra smolt til stor laks og ørret, mens proteininnholdet reduseres med ca. 12 % fra 47 til 35 vekt-%. Hos hvitfisken torsk inneholder vekstfôr hos stor fisk 52 % protein og 18 % fett og har dermed et energiinnhold som tilsvarer ca. 84 % av energiinnholdet i fôr til stor laksefisk. Fosforinnholdet er ca. 11 g/kg fôr hos liten laks og torsk, men er redusert til under 10 g P/kg hos stor laks.

Tabell 1. Innhold av energi, fett, protein, karbohydrater (NFE) og fosfor i kommersielt fôr til laks (varierende størrelse) og torsk. Oppgaver fra Sigbjørn Bø og Wolfgang Koppe, Skretting.

Laksesmolt 50 g:

Komponent	Enhet	Mengde
Energi	Bruttoenergi, MJ/kg	23,4
Fett	% av totalvekt	26
Protein	”	47
Karbohydrat (NFE)	”	12
Fosfor	g/kg	11,1

Laks 400 g:

Komponent	Enhet	Mengde
Energi	Bruttoenergi, MJ/kg	24,3
Fett	% av totalvekt	30
Protein	”	44
Karbohydrat (NFE)	”	12
Fosfor	g/kg	10,8

Laks > 2 kg:

Komponent	Enhet	Mengde
Energi	Bruttoenergi, MJ/kg	25,5
Fett	% av totalvekt	38
Protein	”	35
Karbohydrat (NFE)	”	14
Fosfor	g/kg	9,5

Torsk:

Komponent	Enhet	Mengde
Energi	Bruttoenergi, MJ/kg	21,5
Fett	% av totalvekt	18
Protein	”	52
Karbohydrat (NFE)	”	12
Fosfor	g/kg	11

2.2.3 Fôrfaktor

2.2.3.1 Definisjon

Et vanlig mål for fôrutnyttelse er fôrfaktor (FF): fôrmengde (kg)/vekst (kg). Ved kommersiell drift er det vanlig å relatere FF til mengde *våtvekt* fôr - i praksis er dette et rimelig presist begrep da kommersielt fôr (høy-energifôr) har et stabilt tørrstoffinnhold på 92 – 94 %.

Det opereres med med forskjellige varianter av fôrfaktor (FF):

Reell fôrfaktor, FF_r = totalt tilført mengde fôr (kg)/vekst (kg), m.a.o. spist fôr + fôrspill

Biologisk fôrfaktor, FF_b = (tilført mengde fôr – fôrspill, kg)/vekst (kg), m.a.o. basert på spist mengde fôr

Akkumulert fôrfaktor, FF_{akk} , er fôrfaktor akkumulert over en periode, eksempelvis basert på fôrmengde brukt fra utsett i sjø fram til slaktevekt. Biologisk fôrfaktor, FF_b , er et uttrykk for en nåtilstand.

Det er svært vanskelig å nøyaktig kvantifisere fôrspill i merdanlegg, derfor menes normalt reell fôrfaktor, FF_r , når fôrutnyttelsen sammenlignes mellom anlegg og regioner.

2.2.3.2 Variasjon

Bruk av fôrfaktor som sammenligningsgrunnlag for fôrutnyttelse mellom anlegg og regioner bør som et minimum også ta hensyn til fiskens slaktevekt (Fiskeridirektoratet, Notat 11.05.2007). I følge Einen (2001) vil den økte fettakkumuleringa hos laks ved økende størrelse medføre at FF_b normalt vil øke fra ca. 0,7 på smoltstadiet til oppmot 1,2 ved slaktestørrelse. I 2006 var midlere slaktevekt for laks 4,9 kg for hele Norge, mens den i Sør-Norge var 4,4 kg og 5,2 – 5,5 kg fra Trøndelag til og med Troms (Fiskeridirektoratet, Notat 11.05.2007). Statistiske analyser (Fiskeridirektoratet og Monaqua AS) viser at en fisk på 3,6 kg har en FF_{akk} på 1,07 uten fôrspill, og 1,13 inkludert 5 % fôrspill. Tilsvarende for en fisk på 4,9 kg, som altså var gjennomsnittlig slaktevekt i 2006, var FF_{akk} på 1,11 uten fôrspill. Midlere fôrfaktor fra Fiskeridirektoratets utvalg av anlegg langs kysten (133 anlegg) var 1,22 som altså tilsvarer et fôrspill på 10 % med utgangspunkt i beregnet akkumulert FF uten fôrspill.

Det blir oppgitt stor variasjon i fôrutnyttelse fra et anlegg til et annet. For 2005 var midlere fôrfaktor (FF_{akk}) 1,23, mens den individuelle fôrfaktoren pr. anlegg varierte fra 0,53 til 2,26 (Fiskeridirektoratet, 2006a). De 10 anleggene med best resultat hadde en midlere FF på 0,88, mens de 12 ”dårligste” hadde en FF på 1,74. Slike variasjoner skyldes sjølsagt også andre faktorer enn varierende grad av fôrspill.

I tillegg til episodiske sykdomsutbrudd, parasittangrep, rømning o.l. vil også ugunstige miljøforhold sterkt kunne bidra til nedsatt fôrutnyttelse. I følge referert notat (Fiskeridirektoratet, 11.05.2007) så har anlegg i Ryfylke i Rogaland vist seg å komme ut med atskillig høyere fôrfaktor enn i resten av landet. I Finnøy kommune var den midlere FF i 2005 1,43 mot 1,24 for resten av Rogaland. På basis av

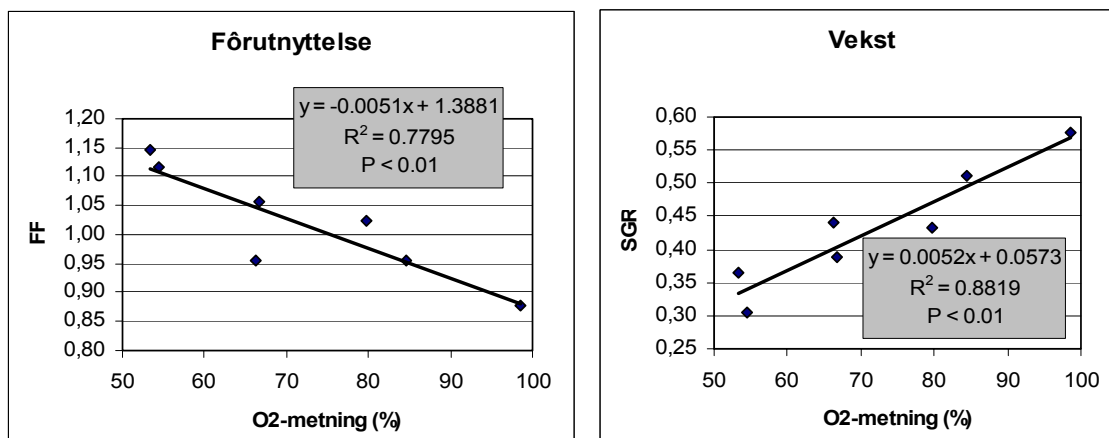
landsgjennomsnittet tilsvarte resultatene et fôrspill på ca. 30 % hvis øvrige anleggsmåtefaktorer settes likt. En naturlig forklaring på den lave fôrutnyttelsen i området er de høye vanntemperaturene på ettersommeren – høsten kombinert med lave oksygenivå, særlig på nattertid. I tillegg er mange lokaliteter i denne regionen plaget av giftalgen *Prymnesium parvum* som kan forårsake akutt dødelighet i anlegget. Store algeansamlinger vil også kunne redusere appetitten kraftig.

Nedsatt vekst i denne perioden med normalt høyest biomasseøkning og fôrforbruk vil gi seg utslag i forhøyet fôrfaktor (FF_{akk}). Både i 2002 og 2006 ble målt høye temperaturer i august – september i området, for eksempel over 20 °C ned til 20 m dyp (Oltesvik, begynnelsen av september 2002). Dette blir i denne perioden kombinert med sterkt redusert oksygenivå om morgenen p.g.a. algenes respirasjon, ofte under 50 – 60 % av metning, og da vil laksefisk (og torsk) bli utsatt for sterkt stress og nedsatt appetitt. Under slike forhold er også disse artene utsatt for sykdomsutbrudd. Jobling (1993) oppgir at oksygenkonsentrasjoner under 60 – 70 % av metning vil medføre redusert fôrøpptak hos fisk.

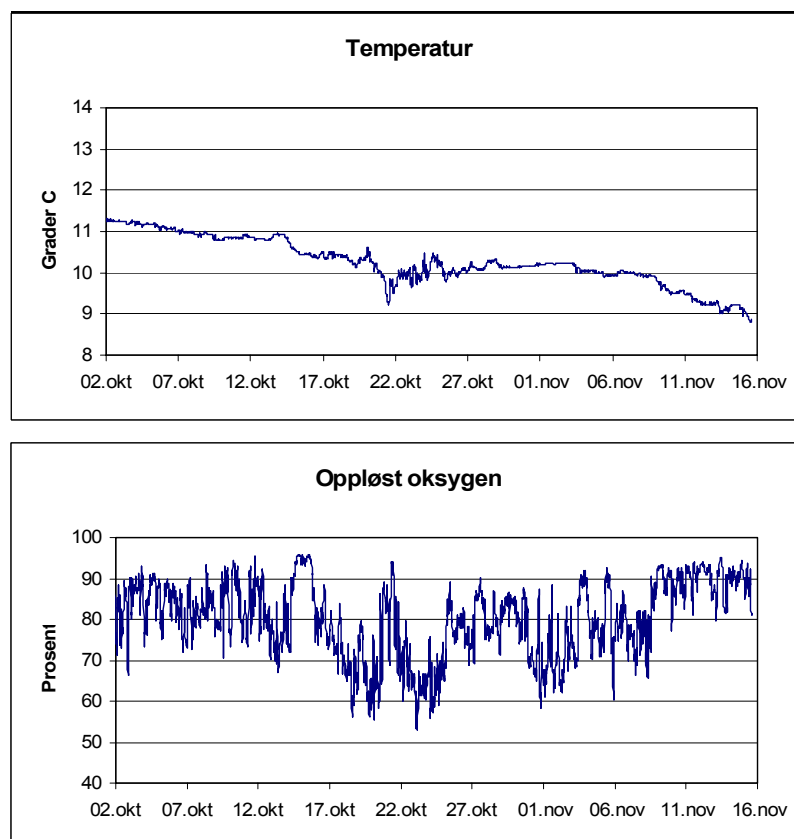
Ved Ewos Innovation ble sammenhengen mellom vekst og fôrutnyttelse hos laks i sjøvann undersøkt ved varierende oksygenkonsentrasjon (Figur 2). Vedvarende oksygenkonsentrasjon tilsvarende under 80 – 85 % av metning medførte klart redusert veksthastighet og fôrutnyttelse. Hovedårsaken til nedsatt ytelse ved redusert oksygenivå er lavere appetitt. Forsøket ble gjentatt ved høyere temperatur (15 – 16 °C) og større fisk (2,5 – 3 kg) og viste tilsvarende sammenheng mellom ytelse og oksygenivå, men fôrfaktoren var i dette forsøket mye høyere enn ved lav temperatur (1,2 – 1,8). Det er for øvrig her tale om biologisk fôrfaktor, FF_b , da forsøkene pågikk i kar med fôrspilloppsamling. Det ble ikke målt utslipp av avfallsstoffer.

Temporær oksygenkonsentrasjon ved merdanlegg vil kunne oppstå også vinterstid ved lav temperatur til eksempel på Helgelandskysten (Figur 3). I dette eksempelet bør det påpekes at fiskebestanden sjøl vil også forbruke oksygen slik at oksygenkonsentrasjonen inne i merdene vil kunne bli atskillig lavere enn målt utenfor som vist i figuren.

De aller fleste oppdrettsanlegg har i dag automatisk utføring, og mange vil stille inn automatene på en fôringsrate som tilsvarer maksimalt fôrøpptak i henhold til fiskestørrelse og temperatur. Hvis det gis for mye fôr i forhold til fiskens appetitt, vil det oppstå fôrspill, og dermed forhøyet fôrfaktor. Blir det derimot tilført for lite fôr, vil mer av fôret bli benyttet til vedlikehold og mindre til tilvekst (Myrseth, 2000). Igjen blir resultatet en høyere fôrfaktor. Praktiske forsøk har vist at appetitt og fôrinntak vil variere fra dag til dag, og selvfølgelig også i løpet av dagen (Figur 4). Derfor vil en fast daglig rasjon ikke tilfredsstille fiskens appetitt i noen perioder, mens fôrtilførselen blir for høy i andre perioder. Det er derfor viktig å benytte hjelpemidler til å fange opp variasjonen i appetitt.



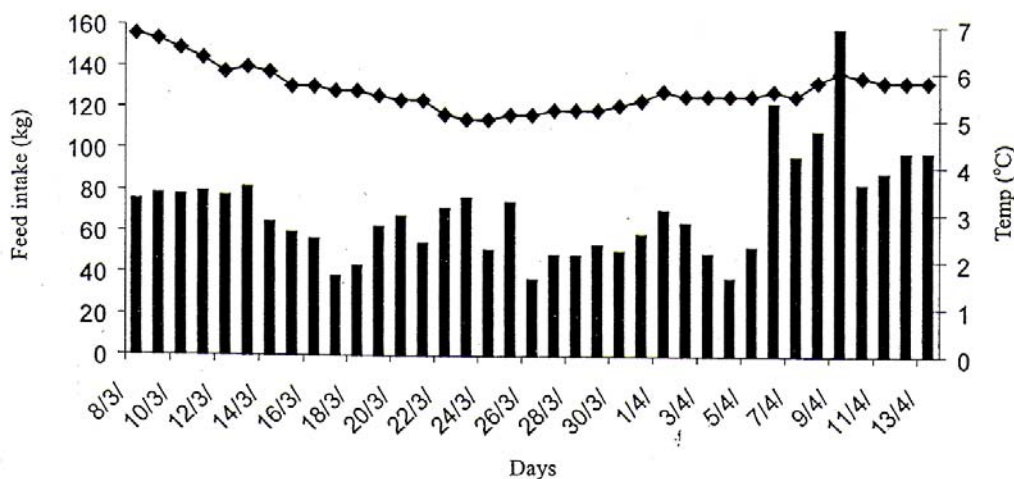
Figur 2. Fôrutnyttelse (FF, kg fôr/kg tilvekst) og vekst (SGR, % tilvekst/dag) hos laks (0,5 – 0,9 kg) gjennom 47 døgn i sjøvann ved 8 – 9 °C og varierende oksygenkonsentrasjon: 55 – 65 – 80/85 – 98 % av metning, EWOS Innovation, Dirdal (Bergheim *et al.* 2002).



Figur 3. Temperatur og oksygen (% av metningsnivå) i målt utenfor laksemerder ved et anlegg på Helgeland høsten 2005 (Bergheim *et al.* upubl.)

De fleste oppdrettsanlegg ligger i dag på dypt vann og benytter dype merder. Selv om fôrspillet er kraftig redusert, viser totaloversiktene at variasjonene i fôrfaktor er store mellom ulike anlegg. Det har også vist seg at de aller fleste anlegg har store mengder

vill fisk rundt anlegget som spiser overskuddsfôr fra merdene når oppdrettsfisken begynner å bli mett og/eller når pellets transporteres ut av nota som følge av strøm og vind. Det er derfor naturlig å tro at det aller meste av tilførte fôr pellets ved de fleste anlegg blir spist av fisk og at bare en minimal del når bunnen uspist. *Ved beregning av miljøeffekter fra anlegget er det derfor rimelig å forutsette at alt fôr som tilføres anlegget blir spist, det meste av oppdrettsfisken, og det meste av oppstått fôrspill av villfisk omkring anlegget.*



Figur 4. Variasjon i daglig fôrinntak. Kurven viser temperatur, loddrette søyler viser fôrinntak (kg) per dag (Myrseth, 2000).

2.2.3.3 Teknologi

Flere metoder kan benyttes for å tilpasse fôrtildelingen etter fiskebestandens løpende appetitt. Det kan anvendes nedsenkbare kamera (Orbit AquaCam, Akvasmart) der fiskens momentane fôropptak kan studeres på nært hold fra skjerm. Orbit AquaCam har også utviklet en såkalt Miljøstasjon der et kamera i hver merd kan senkes fra overflate til bunn vha av en PC-styrt vinsj. Videre er kameraet tilkoblet sonder som måler temperatur, salt og oksygenkonsentrasjon som vises kontinuerlig på skjerm. Alle dataer blir kontinuerlig logget og kan dermed benyttes som verdifull dokumentasjon i ettertid (Ole Kristian Nilsen, pers. medd.). Det eksisterer også teknologi for registrering av pellets som ikke spises og dermed når bunnen av merda (Doppler System, utstyr fra Aquasmart og Ecofeeder). Et annet system, Lift Up, suger opp pellets fra bunnen av merden til overflaten. Ved bruk av utstyr som registrerer fôrspill (Aquasmart) så viste praktiske forsøk fra 11 anlegg at fôrspillet ble redusert med gjennomsnittlig 20 % (Myrseth, 2000).

2.3 Utslippsmengder

2.3.1 Stoffbudsjett

Slike budsjetter beregner totalmengdene av nitrogen og fosfor, og andre komponenter, tilført i fôr og avleiret i fiskebiomassen. Differansen går da til miljøet, men slike beregninger uttrykker i mindre grad mengden av næringssalter som er tilgjengelig for autotrofe vekster, særlig plankton. Derfor vil budsjetter som uttrykker både faste og oppløste fraksjoner av næringssalter i større grad belyse merdanleggenes potensielle miljøeffekter både lokalt og i en videre regional sammenheng.

2.3.2 Fordeling partikkelbundet og oppløst fraksjon

På basis av tilgjengelig litteratur er et budsjett over partikulære og oppløste fraksjoner av nitrogen og fosfor samt organisk stoff (som biokjemisk oksygenforbruk, BOF) presentert i Figur 5. Hensikten er et forsøk på å beskrive de typiske transportveier for næringssalter og organisk stoff ved et moderne merdanlegg. Fôrsammensetningen benyttet avviker ikke svært mye fra oppgitte fôrtyper til stor laks over 1 kg (Tabell 1), som dominerer den totale biomassen i norske merdanlegg. Fosforinnholdet i budsjettet er imidlertid 10,5 g/kg fôr, mens oppgitt fra Skretting var 9,5 – 10, 8 g/kg.

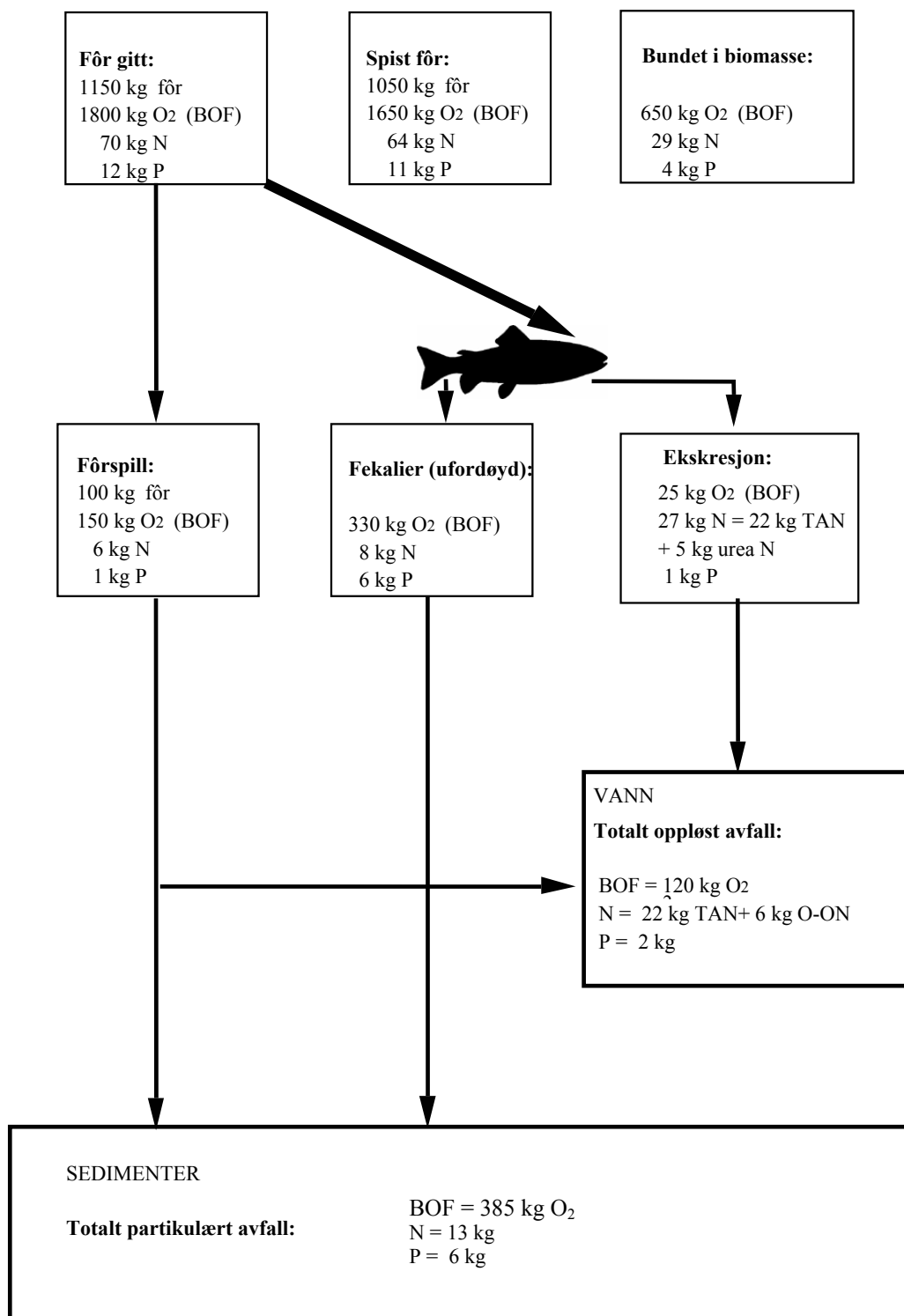
I dette eksempelet er forutsatt et fôrspill på 100 kg (9 %) av totalt tilført 1150 kg fôr pr. tonn produsert laks ($FF = 1,15$; $FF_b = 1,05$). Figur 5 viser altså at omkring 39 % av tilført N i fôrprotein forlater anlegget i oppløst form (TAN + urea-N), mens tilsvarende for P er ca 17 % eller 2 kg pr. tonn produsert laks. I underkant av 20 % av tilført N og 50 % av tilført P "bindes" i sedimentene. For å vurdere anleggenes tilførsel av planktonproduserende næringssalter er graden av frigjøring av oppløste salter fra sediment og fra synkende partikler åpenbare usikkerhetsmomenter, ikke minst pga. topografiske og øvrige miljøforskjeller mellom lokaliteter.

Som nevnt blir i praksis spillfôr i stor grad spist av fisk som holder seg utenfor merdene. Dermed blir stoffbudsjettet i realiteten enklere enn versjonen illustrert i Figur 5. Ved å forutsette at alt fôr blir spist, altså også de 100 kg fôrspill i Figur 5, og at denne delen av fôret omsettes tilsvarende det spiste fôret i merda, blir det totale stoffbudsjettet følgende (omtrentlige tall):

Totalt oppløst avfall: 160 kg BOF, 24 kg TAN, 5 kg urea N (inkl. noe oppløst organisk N) og 2 kg P

Totalt partikulært avfall: 290 kg BOF, 10 kg N og 6 kg P

Når alt fôr blir spist, blir totalutslippet av organisk stoff (BOF), N og P redusert noe, mens den oppløste fraksjonen (særlig TAN) vil øke noe pr. tonn produsert fisk eller tilført fôr. Sedimentavsetninga under merdene vil følgelig avta en del da fôrpartikler ikke, eller i liten grad, når bunnen.



Figur 5. Stoffbalanse for organisk materiale og næringsalter i merdanlegg for laks og regnbueørret gitt høy-energifôr. Modifisert etter Bergheim & Åsgård (1996).

Forutsetninger:

Fôrfaktor (FF): 1,15 kg/kg, 9 % fôrspill. Fôrsammensetning: 34 % fett, 38 % protein, 12 % karbohydrater, 10,5 g P/kg, 24 MJ/kg bruttoenergi. N = protein/6,25 (Kjeldahl – N)

2.4 Eksisterende utslippsmodeller

Det finnes en rekke modeller som beregner utslipp av næringssalter og organisk stoff fra fiskeoppdrett. TEOTIL 2 (Selvik *et al.* 2005) beregner utslipp fra en rekke ulike kilder, der fiskeoppdrett er en av de viktigste. Denne modellen er grunnlaget for NIVAs omtalte beregninger over totale utslipp av næringssalter langs kysten. Problemet med denne modellen er at den ikke skiller mellom oppløst og partikulært stoff, og den benytter gjennomsnittstall for hele oppdrettsnæringen. Beregningen av næringssaltutslippene i TEOTIL-modellen tar utgangspunkt i en massebalanse (nitrogen og fosfor) basert på differansen mellom tilførte mengder nitrogen og fosfor tilført gjennom fôret og hvor mye som inngår i den produserte fiskemengde. De bruker følgende faktorer: N-fôr: 6,4 %, N-fisk: 2,96 %, P-fôr: 1,2 %, P-fisk: 0,45 %.

Dersom det mangler data eller tallene virker feilaktige, benyttes en fôrfaktor på 1,15. Faktorene er tatt fra HARP-guidelines.

2.4.1 Cho's modell

I en rekke publikasjoner fra Guelph University har C.Y.Cho og medarbeidere utviklet ulike bioenergetiske modeller som beregner utslipp fra fiskeoppdrett. Tidligere beregninger har benyttet foringstabeller som grunnlag for utslipp, uten det nødvendige vitenskaplige grunnlag gjennom kontrollerte vekstforsøk. Utviklingen av vitenskaplige foringstabeller og foringssystemer er en viktig forutsetning for å lage gode utslippsmodeller (Cho, 2004). I dag finnes det tilstrekkelig med data om ernæring og bioenergetiske prosesser hos fisk, og det er laget nøyaktige foringstabeller for de vanligste artene, som regnbueørret og Atlantisk laks. Når det gjelder nyere arter, som torsk, kveite og en rekke arter fra Middelhavet og Asia gjenstår det mye arbeid og kontrollerte forsøk før en har et tilstrekkelig grunnlag for korrekte foringstabeller ved ulike miljøbetingelser.

Ved siden av foring- og vekststabeller, presenterte Cho (2004) et program, Fish-PrFEQ, som kan beregne energi, nitrogen og fosfor som avleires i fisken, bestemmer tilveksten, foringsstandard, utslipp og kvaliteten på utløpsvann (fra kar).

Direkte målinger av konsentrasjoner i vannet for å beregne utslipp av næringssalter er en kostbar og usikker metode og benyttes i liten grad. I stedet kan dette beregnes ved å benytte enkle ernæringsmessige prinsipper i et 5-trinns studie.

Først velger man en diett som inneholder de nødvendige næringsemner av proteiner, fett og karbohydrater. De inntatte næringsemner må fordøyes før de kan omsettes til energi, vekst og reproduksjon. Vi må derfor kjenne til fordøyelses koeffisientene til de enkelte næringsemner. Det som ikke fordøyes skilles ut i feces som fast stoff (SW), og som biprodukter ved stoffskiftet, og skilles ut i oppløst form (DW) som ammoniakk, urea, fosfat, carbondioksyd etc. over gjellene og nyrene. Den totale mengde avfall (TW) består av SW, DW og forspill (AFW). Fordi det er nesten umulig å bestemme forspillet, må det beregnes. Den mest korrekte metode for beregning av forspill er å beregne det teoretiske energibehovet ved ønsket fiskestørrelse og miljøbetingelser. Da vil forspillet AFW være differansen mellom det totale forinntaket (AFI) og det teoretiske forbeholdet (TFR).

For å beregne den partikulære mengden faste stoff (FW)) og oppløst stoff (DW) som skilles ut, må vi kjenne fordøyelseskoeffisientene til henholdsvis protein, fett og karbohydrater, og mengden protein, fett og karbohydrater som avleires i fisken som tilvekst. SW, DW og AFW vil da beregnet biologisk ved:

$$SW = (F\text{ôr som er konsumert} \times (1 - ADC))$$

$$DW = (F\text{ôr som er konsumert} \times ADC) - \text{Fisk produsert (avleirede næringsstoffer)}$$

$$AFW = \text{Totalt fôrinntak (AFI)} - \text{Teoretisk fôrbehov (TFR)}$$

ADC = fordøyelseskoeffisienter for ingredienser (N, P) og protein, fett og karbohydrater, og nitrogen og fosfor som må bestemmes i laboratorier av eksperter.

Oppløst avfall kan beregnes som forskjellen mellom fordøyelig N eller P og det som avleires hos fisken hvis denne informasjonen er tilgjengelig.

For å beregne det teoretiske forbeholdet (TFR) er det viktig å ha vekstkurver for den art man arbeider med. Det kan man skaffe seg ved å gjennomføre kontrollerte forsøk over vekst og forbruk gjennom en produksjonssyklus, der en også har full kontroll med variasjoner i miljøet. Her bestemmes vekstkoeffisienter og foreutnyttelse som samles i en database. Ved skifte av fôr bør en gjøre tilleggsstudier. Databasen vil komme til nytte når en skal beregne det teoretiske forbeholdet (TFR).

TFR kan også beregnes på følgende måte:

$$TFR = \text{Avleiret energi} + \text{Utskilt energi (inklusive varmetap)}$$

2.4.2 Akvaforsk/Nutreco ARC-modell (Einen *et al.* 1995)

Nutreco ARC har sammen med Akvaforsk utarbeidet en dynamisk modell for å beregne vekst og utslipp fra fiskeoppdrett (Einen *et al.* 1995), og bygger på de samme prinsippene som Cho's modell (kap. 2.4.1). For å kunne simulere ulike produksjonssituasjoner brukes modellen sammen med et annet dataverktøy, aquaSIM™. Det er også kalkulert nye veksttabeller for laks og regnbueørret, slik at en kan beregne teoretisk tilvekst og forbruk i relasjon til miljøet.

For å bruke modellen er det en forutsetning at man på forhånd har gode vekstdata for den art man ønsker å studere, at man har kjemisk sammensetning fôr og kroppskonsentrasjonen av de ulike elementer i fisken ved start og slutt på vekstperioden. For alle fôrtyper må man kjenne fordøyelseskoeffisienten til de ulike næringsstoffer.

Modellen forutsetter at alt fôr som gis til fisken blir spist. Dette gjøres fordi det er omtrent umulig å beregne den mengden som ikke spises.

Sammenhengen mellom fôrfaktor (FF) og totalt utslipp av en fôrkomponent (n) fra et anlegg kan uttrykkes ved følgende funksjon (Einen *et al.* 1995):

$$\text{Utslipp}_n = \text{Biomasseøkning (kg)} \times FF \times D_n \times (1 - R_n), \text{ der}$$

FF = fôrfaktor (kg fôr tilført/kg biomasseøkning)

D_n = innhold av n i fôr (kg/kg)

R_n = innhold av n i biomasse (proporsjonal verdi), der R_n forutsettes konstant uavhengig av fiskestørrelse (utsetting – slakting)

Daglig utslipp av næringssalter fra et oppdrettsanlegg er lik differensen mellom tilført mengde i fôr og mengde avleiret i fiskebiomasse (vekst) etter Einen *et al.* 1995 :

DNU (g N/dag) = DNF – DNV, der

DNF = daglig tilført fôrmengde (kg) x nitrogen i fôr (g N/kg fôr), og

DNV = daglig vekst (kg) x nitrogen i biomasse (g N/kg fisk)

DNP (g P/dag) = DPF – DPV, er tilsvarende for fosfor (P)

Slike budsjetter beregner totalmengdene av nitrogen og fosfor, og andre komponenter, tilført i fôr og avleiret i fiskebiomassen. Differansen går da til miljøet, men slike beregninger uttrykker i mindre grad mengden av næringssalter som er tilgjengelig for autotrofe vekster, særlig plankton. Derfor vil budsjetter som uttrykker både faste og oppløste fraksjoner av næringssalter i større grad belyse merdanleggenes potensielle miljøeffekter både lokalt og i en videre regional sammenheng.

Forholdet mellom tilvekst og rasjon er sentral for modellen. Den forutsetter at alt fôr som gis utover maksimalt frivillig fôrinntak vil forbli uspist (fôrspill). Verdier for vedlikeholdsfôr, maksimalt fôr og maksimal vekst varierer uavhengig av hverandre og påvirkes av mange ulike faktorer.

Beregning av maksimal vekst (G_{max})

Det benyttes en tilvekstmodell som beregner vekstrate per dag med varierende temperatur, der vekten er i gram og temperaturen i døgngader. Temperaturen må da ligge innenfor det optimale området for fisken. Modellen er utarbeidet av Cho (1992).

Formelen for vekstfaktor (VF3) (også kalt TGC – thermal-unit growth coefficient)

$$VF3 = (\text{Sluttvekt}^{1/3} - \text{Startvekt}^{1/3}) \times 1000 / \text{Døgngadsum}$$

$$\text{Sluttvekt} = (\text{Startvekt}^{1/3} + VF3 \times \text{Døgngadsum} / 1000)^3$$

Formelen er modifisert til også å ta hensyn til andre faktorer enn temperatur, som kan påvirke tilveksten.

$$\text{Sluttvekt } (G_{max}) = (\text{Startvekt}^{1/3} + a * b * \dots * VF3 * T)^3 \text{ der a og b er variable}$$

VF3 er i modellen beregnet til 0,0033 ut ifra vekstforsøk på laks i Troms, Hordaland og Rogaland.

Beregning av R_{max}

R_{max} er den mengde fôr som er nødvendig for maksimal tilvekst. Den beregnes etter følgende formel:

$$R_{max} \text{ (g fôr)} = G_{max} \text{ (g tilvekst)} \times \text{energi i fisk (kJ/g tilvekst)} / (0,61 \times \text{DE (kJ/g fôr)})$$

Energiinnholdet i fisken vil variere i henhold til fiskens vekt, og beregnes ved å multiplisere protein og fettinnhold med energifaktorene : protein (23,6 kJ/g), fett (39,5 kJ/g). Konstanten 0,61 er den anslåtte del av DE (fordøyelig energi) som avleires i fisken ved 100 % fôring.

Konstanten er beregnet ved gjentakende kalibrering av modellen for å kunne forutsi G_{max} når det fôres med R_{max} .

Spesifisering av fôrsammensetning

Modellen forutsetter analyser av dietten, og minimum av nødvendige verdier er innhold og fordøyelseskoeffisienter (ADC) av råprotein, fett, karbohydrater, fosfor, nitrogen, brutto energi (GE) og fordøyelig energi (DE)

$$GE \text{ (MJ/kg)} = \sum(\text{g/kg diett} \times \text{energiinnhold})$$

$$DE \text{ (MJ/kg)} = \sum(\text{ADC} \times \text{g/kg diett} \times \text{energiinnhold})$$

Energiinnholdet for protein, fett og karbohydrat er heholdsvis 23,6 kJ/g, 39,5 kJ/g og 17,2 kJ/g

De fordøyelige næringsemner DDN beregnes som:

$$\text{DDN (g/kg)} = (\text{ADC til næringsemne} \times \text{g næring/kg fôr})$$

Beregning av energiinntak og energitap

Energiinntak er produktet av fôringsmengde og bruttoenergi i fôret. Tapet ved fordøyelse er avhengig av fordøyelseskoeffisientene. Energien til vedlikehold er funksjon av temperatur og fiskevekt og beregnes ved formel utviklet av Cho (1992):
 $\text{kJ/kg BW/dag} = (-1,04 + 3,26 T - 0,05 T^2)(\text{BW}^{0,824})$ BW = kroppsvekt, T (°C)

Beregning av daglig tilvekst, vektøkning og fiskevekt

Modellen beregner daglig tilvekst (g fisk) ved å dele energien som avleires med energiinnholdet i fisken (kJ/g fisk).

Fiskevekten er en integrert tilvekst over en tidsperiode, og den estimerte fiskevekten er summen av tilvekst og startvekt.

Utslippsberegninger

Det daglige utslipp per fisk (DNG) av nitrogen og fosfor blir beregnet som:

$$\text{DNG (g N)} = \text{næringsinnhold fôret} - \text{næringsinnhold avleiret}$$

$$\text{Næringsinnhold fôret} = \text{rasjon fôret (g)} \times \text{næring i fôret (g./fisk)}$$

$$\text{Næringsinnhold avleiret} = \text{vekst (g)} \times \text{næringsinnhold i fisk (g/gfisk)}$$

Konsentrasjonen av N og P i fisk antas å være konstant med verdier på $28,8 \times 10^{-3}$ gN og $4,5 \times 10^{-3}$ g P per g fisk

Modellen integrerer daglig utslipp av N og P over hele den simulerte perioden.

Ekskresjon fra stoffskifte og fekalier

Nitrogen og fosfor som finnes i fekalier blir beregnet av konsentrasjonen i dietten (F_n) og ADC (fordøyelseskoeffisienten til næringsemnet):

$$F_n \text{ (g/g x (100 \% - ADC (\%)))}$$

De beregnede stoffskiftetap vil være forskjellen mellom totale utslipp og fekalieutslipp. Modellen fanger ikke opp variasjonen i fôrinntak fra dag til dag. Derfor bør en ikke benytte den beregnede R_{max} som eneste retningslinje. Optimalisering av fôringsregimet krever ulike rutiner og må bli et kompromiss mellom praktiske, økonomiske og biologiske restriksjoner. Det anbefales derfor i tillegg å benytte teknikker som kan måle fôrinntaket eller fôrspillet som tidligere beskrevet (se også Myrseth, 2000).

Modellen har også antatt at konsentrasjonen av visse stoffer ((N og P) er mer eller mindre konstante innen ulike vekstperioder (Shearer *et al.* 1994). Dette mener Cho (2005) ikke er riktig. Han mener at tørrstoff og energiinnhold kan øke dramatisk innen en vekstperiode og dette gjelder særlig for liten fisk.

De simulerte FCR-verdiene (kalt FF i rapporten) stemte godt overens med produksjonsdata for laks i sjøvann, der FCR varierte fra 0,8 – 1,0 for fisk fra 0,1 – 3 kg. Hos postsmolt i sjøvann (0,1 – 0,5 kg) lå FCR på 0,6.

For å oppnå mest mulig korrekte verdier for utslipp er det nødvendig å benytte tilvekst og fôrtabeller som er tilpasset det miljø en ønsker informasjon fra. Ved bytte av fôr må en beregne nye koeffisienter for fordøyelse og grad av avleiring hos fisken.

I følge rapporten fra Giskegjerde *et al.* (1995) skulle produksjonsmodellen PROFF brukes til å verifisere modellen. Arbeidet er ikke fulgt opp på grunn av manglende bevilgninger, og i følge Einen (pers.info) kan man neppe bruke modellen slike den er dag uten modifiseringer.

2.4.3 MOM - modellen (The fish-sub model, Stigebrandt *et al.* 2004)

Modellsimuleringer og overvåking er begge viktige deler av et driftskontrollsystem som er utviklet i regi av Havforskningsinstituttet gjennom MOM-systemet (Modelling – Ongrowing fish farms – Monitoring). MOM-systemet kan bedømme de miljømessige virkninger av fiskeoppdrett både på lokalt (oppdrettslokaliteten) og på regionalt nivå. Den lokale komponenten består av fire prosessbaserte undermodeller: en fiskemodell, en spredningsmodell, en bunnmodell og en vannkvalitetsmodell.

Fiskemodellen omfatter grunnleggende aspekter vedrørende fiskens stoffskifte og vekst som er beskrevet i en egen rapport (Stigebrandt, 1999) I modellen er fisk og fôr beskrevet på grunnlag av deres innhold av protein, fett, karbohydrater, aske og vann, samt innhold av fosfor. Oksygenforbruket beregnes på grunnlag av fiskens respirasjon, og utslipp av ulike substanser fra fisken beregnes på basis av størrelse og antall fisk, fôrsammensetning, fôringsrate og temperatur. Utslipp av partikulært organisk materiale (fôrspill og fekalier) næringsalter (N og P), partikulært og oppløst, blir også beregnet.

I modellen kan innholdet av protein, fett og karbohydrater både i fisk og fôr varieres i henhold til valg av diett og kjemiske analyser. Overskuddsfôr blir beregnet ut fra antagelsen om at forskjellen mellom virkelig og teoretisk fôrutnyttelse, FCR-FCR_t, er et fast tall, men FCR kan velges fritt for å tilpasses det fôrforbruk som registreres eller beregnes.

I modellen vil fôrforbruket variere med hensyn på fôrsammensetningen, vekten av fisken og vanntemperaturen. I følge Stigebrandt (1999) vil den totale mengde oksygen og mengden av fôr av en viss sammensetning, som skal til for å produsere fisk av en bestemt størrelse, være uavhengig av temperaturen. Imidlertid vil den tiden det tar å nå en viss vekt variere med temperaturen.

Modellen vil også beregne daglige utslipp av partikulært og oppløst mengde stoff sammen med informasjon om total biomasse, temperatur, vekstrate og fôrtilførsel.

Vekstraten til fisken varierer med temperatur og fiskvekt. I modellen er tilveksten kalibrert mot vekstdata fra oppdrettsfisk som er samlet av Einen *et al.* (1995). Det er samme vekstdata som er benyttet, men formelgrunnlaget for tilvekst er forskjellig.

Undermodellene i MOM-systemet er beregnet på grunnleggende vitenskapelige prinsipper og forståelse. Modellen kan benyttes via et PC Windows program, med et brukervennlig grensesnitt. Fiskemodellen er lett å bruke, og en tidligere modell (1986) har blitt hyppig benyttet på NIVA etter avtale med Stigebrandt. *En mer detaljert beskrivelse av de ulike trinn i Fiskemodellen er presentert i Vedlegg.*

3 Modell

For å kunne beregne utslipp fra et fiskeoppdrettsanlegg er det nødvendig å ha gode vekstkurver for fisken, daglig kontroll av fôrforbruk, grundig kunnskap om fôrmidlene (næringsinnhold, energiinnhold, fordøyelighet, og konsentrasjoner av ulike elementer i fisk og fôr). I tillegg må en ha kunnskap om hvordan ulike størrelser av fisken forholder seg til endringer i miljøet (temperatur, oksygen, salinitet, alger, etc). Det er et komplisert samspill av en rekke ulike faktorer og det må derfor anbefales å benytte en datamodell til hjelp i beregningene. Man kan selvsagt gjøre enkle beregninger, ved hjelp av et sett med likninger, men det krever at man har opplysninger om de ovennevnte forhold.

Av de eksisterende omtalte modeller for beregning av utslipp av oppløste næringssalter kan både Akvaforsk-modellen og den omtalte MOM-modellen (Stigebrandt, 1999) brukes for å kunne anslå utslipp av næringssalter tilgjengelig for alger fra merdanlegg. Begge modeller skiller som omtalt mellom partikkelbundne og oppløste fraksjoner av N og P. Videre skiller altså modellene mellom spist fôr, fôrspill og fekalier. To regneeksempler fra Stigebrandt-modellen er vist for laks – ørret med to fôrtyper med varierende energiinnhold (protein/fettfordeling) og fosforinnhold (Tabell 2). Siden Akvaforsk/Nutreco-modellen ikke er ferdig utviklet og kommersielt tilgjengelig er den uaktuell for bruk i dag. Vi vil anbefale bruk av Fiskemodellen som inngår som en del av MOM-modellen og kan kobles sammen med tre andre undermodeller, en

spredningsmodell, en bunnmodell og en vannkvalitetsmodell. Foretaket Ancylus kan også lage en spesialversjon etter ønskemål.

Fiskemodellen har ikke blitt testet mot Cho's modell eller aquaSIM-modellen. Vi kan derfor ikke vurdere i hvilken grad de ulike modeller er i samsvar eller avviker fra hverandre.

Tabell 2. Beregnet mengde nitrogen (N) og fosfor (P) som avgis til miljøet ved å føre en laksefisk fra smolt (50 g) til 1 – 5 kg størrelse basert på Fiskemodellen ANCYLUS (www.ancylus.net), Stigebrandt (1999). Det er fordelt mellom oppløst fraksjon og partikulært bundet i fekalier og fôrspill.

Fôrtype 1: 45 % protein, 30 % fett og 7 % karbohydrater, 11 g P/kg

Fôrtype 2: 35 % protein, 40 % fett og 7 % karbohydrater, 9 g P/kg

Fôrtype 1:

Fiskestørrelse (kg)	1	2	3	4	5
Utskilt mengde oppløst (g):					
TAN	24	52	80	110	139
PO ₄ -P	4	9	13	18	23
Utskilt i fekalier (g):					
TN	15	30	46	63	79
TP	2	5	8	10	13
Innhold spillfôr (g):					
TN	18	37	57	77	97
TP	3	6	9	13	16

Fôrtype 2:

Fiskestørrelse (kg)	1	2	3	4	5
Utskilt mengde oppløst (g):					
TAN	8	17	27	37	47
PO ₄ -P	1	3	4	6	8
Utskilt i fekalier (g):					
TN	13	27	41	55	69
TP	2	4	7	9	12
Innhold spillfôr (g):					
TN	12	25	39	53	66
TP	2	4	6	9	11

3.1 Forenklet beregning

Basert på eksisterende modeller og stoffbudsjettet i Figur 5 kan forenklete funksjoner anvendes for å *anslå* utslippet av totale og oppløste mengder næringsalter. Disse har kun anvendelse ved bruk av vanlig kommersielt fôr under normale vekstforhold der det også forutsettes at fôrspill blir spist av villfisk omkring merdene. Ønsker man å oppnå mer nyanserte beregninger for å vurdere variasjoner i løpet av produksjonsperioden, f.eks. når ugunstige miljøforhold kommer inn i bildet, bør mer nyanserte modeller anvendes.

TN utslipp = $N_{Fôr} \times FF - N_{Fisk}$ (g/kg fisk produsert)

TAN utslipp = TN utslipp $\times 0,8$ (g/ kg fisk produsert)

TP utslipp = $P_{Fôr} \times FF - P_{Fisk}$ (g/kg fisk produsert)

PO4-P utslipp = TP utslipp $\times 0,25$ (g/kg fisk produsert)

4 Konklusjon

Etter vurdering av eksisterende beregningsmodeller for utslipp av næringssalter er det klart at alle de tre omtalte modellene, Cho's modell, Akvaforsk/Nutreco-modellen og Fiskemodellen i MOM-programmet, vil detaljert estimere utslippene ved varierende drifts- og miljøforhold. Vi anbefaler bruk av Fiskemodellen ANCYLUS (www.ancylus.net) som er blitt løpende oppdatert og forbedret, og som er kommersielt tilgjengelig. Ved kalkulering av utslipp av oppløste og partikkelbundne næringssalter er det en anbefalt tilnærming å forutsette at alt tilført fôr blir spist av fisk.

Ingen av de eksisterende modellene inkluderer endring i veksthastighet og fôrutnyttelse ved ugunstige miljøforhold. Nyere målinger ved merdanlegg viser at høy temperatur ofte kombinert med svingende og tidvis lave oksygennivå er ganske vanlig på ettersommeren og høsten langs kysten. Også episodisk algeoppblomstring kan gi betydelig skadevirkninger på oppdrettsfisk. Dette gir nedsatt vekst, dårligere fôrutnyttelse og dermed risiko for økt forurensning fra anleggene. Mer FoU aktivitet er her påkrevet for å belyse disse forholdene.

5 Referanser

Alsop, D.H. & C.M. Wood. 1997. The interactive effects of feeding and exercise on oxygen consumption, swimming performance and protein usage in juvenile rainbow trout. *J. Exp. Biol.* 200, 2337-2346.

Aure, J. & A. Stigebrandt. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90, 135-56.

Bergheim, A. & H. Sveier. 1995. Replacement of fish meal in salmonid diets by soya meal reduces phosphorous excretion. *Aquaculture International* 3, 265-268.

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

Bergheim, A., Gausen, M., Næss, A., Fjermedal, A.B., Hølland, P.M. & Å. Molversmyr. 2002. Effects of oxygen deficit on post-smolt salmon. Trial I. Report RF – 2002/307.

Bergheim, A., Molversmyr, Å., Næss, A. & M. Gausen (unpubl.). Arbeidsnotat fra IRIS (konfidensiell).

Beveridge, M.C.M. 1996. *Cage Aquaculture*. Fishing News, Oxford, UK, 346 pp.

- Braaten, B. 2007. Cage aquaculture and environmental impacts. In: Aquaculture Engineering and Environment (Ed: A. Bergheim). Research Signpost (in press).
- Brett, J.R.. & C.A. Zala. 1975. Daily pattern of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) under controlled conditions. J. Fish. Res. Board Can. 32, 2479 – 2486.
- Brooks, K. M. & C.V.W Mahnken.. 2003. Interactions of Atlantic salmon in the Pacific northwest environment. II. Organic wastes. Fisheries Research, 62, 255-293.
- Bureau, D.P. 2004. Factors Affecting Metabolic Waste Outputs in Fish. . In: Avances en Nutrición Acuicola VII. (Eds: L.E. Cruz Suárez, D. Ricque Marie, M.G. Nieto López, D. Villareal., U. Scholtz and M.y. González). Memorias del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuicola. 16-19 Noviembre, 2004. Hermosillo, Sonora, México.
- Cho, C.Y. 1992. Feeding systems for rainbow trout and other salmonides with reference to current estimates of energy and protein requirements. Aquaculture 100, 107-123.
- Cho, C.Y. 2004. Development of Computer Models for Fish Feeding Standards and Aquaculture Waste Estimations: A. Treatise. In: Avances en Nutrición Acuicola VII. (Eds.: L.E. Cruz Suárez, D. Ricque Marie, M.G. Nieto López, D. Villareal., U. Scholtz & M.y. González). Memorias del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuicola. 16-19 Noviembre, 2004. Hermosillo, Sonora, México.
- Cho, C.Y. & D.P. Bureau. 2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. Aquaculture Research, 32 (Suppl.1), 349-360.
- Daniel,N.K., S.H. Sugiura, T. Kehler, J.W. Fletcher, R.M. Coloso, P. Weis, & R.P. Ferraris. 2005. Dissolved oxygen and dietary phosphorous utilization and effluent partitioning of phosphorous in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) aquaculture. Environmental Pollution, 138, 350-357.
- Einen, O., Holmefjord, I., Talbot, C. & T. Åsgård. 1995. Auditing nutrient discharge from fish farms. Theoretical and practical considerations. Aquaculture Research, 26, 701-713.
- Einen, O. 2001. Vekst og fôrutnyttelse. I: Fiskeernæring (Red.: R. Waagbø , M. Espe, K. Hamre og Ø. Lie), s. 205 – 217. Kystnæringen Forlag & Bokklubb as, Dreggen, Bergen.
- Ervik, A. & J. Aure. 2006. Hvor mye fiskeoppdrett vil vi ha i Norge? Havbruk Kyst og Havbruk 2006, Kap. 3.
- Fernandes, T.F., Eleftheriou, A., Ackerfors, H., Eleftherious, M., Ervik, A., Sanchez-Mata, A., Scanlon, T., White, P., Cochrane, S., Pearson, T.H. & P. A. Read. 2002. MARAQUA: The management of the Environmental Impacts of Marine Aquaculture. Final Report: European Union FAIR Programme, PL98-4300. Fisheries Research Services, Aberdeen Scotland. 70 pp. + appendices.
- Fiskeridirektoratet. 2006a. Nøkkeltall for norsk havbruksnæring. År 2005. Nordnes, Bergen.
- Fiskeridirektoratet. 2006b. Økonomiske Analyser Fiskeoppdrett. Lønnsomhetsundersøkelse for matfiskproduksjon, laks og ørret. År 2005. Nr. 1/2006. Nordnes, Bergen.
- Forsberg, O-I. 1996. The impact of varying feeding regimes on oxygen consumption and excretion of carbon dioxide and nitrogen in post-smolt Atlantic salmon. Aquaculture Research, 27, 937-944.
- Giskegjerde, T.A., Roem, A., Åsgård, T. & I. Holmefjord. 1995. Vekst og utsleppsmodell for laks og regnbogaue. SFT prosjekt nr. 93504. Nutreco, Stavanger. 30 s + vedlegg.

- Gowen, R.J. 1990. An Assessment of the Impact of Fish Farming on the Water Column and Sediment Ecosystems of Irish Coastal Waters. A report prepared for the Department of the Marine, Dublin, Ireland.
- Handy, R.D. & M.G. Poxton. 1993. Nitrogen pollution in mariculture: toxicity and excretion of nitrogenous compounds by marine fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3, 205-241.
- Ip, Y.K., Chew, S.F., & D.J. Randall. 2001. Ammonia toxicity, tolerance and excretion. I: Nitrogen excretion (Ed: P. Wright and P. Anderson). pp. 109-148. Academic Press. London.
- Jobling, M. 1980. Effects of starvation on proximate chemical composition and energy utilization of plaice, *Pleuronectes platessa*. *J. Fish. Biol.* 17, 325-334.
- Jobling, M. 1993. Bioenergetics: feed intake and energy partitioning. In: *Fish Ecophysiology* (Eds.: J.C. Rankin and F.B. Jensen), pp. 1 – 44. Chapman and Hall, London.
- Jobling, M. 1994. *Fish Bioenergetics*. Chapman and Hall, London
- Kutti, T., Ervik, A. & P. Kupka Hansen. 2007a. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes. *Aquaculture*, 262, 367-381.
- Kutti, T., Kupka Hansen, P., Ervik, A., Høisæter, T. & P. Johannesen. 2007b. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture*, 262, 355-366.
- Lied, E. & B. Braaten. 1984. The effect of feeding and starving, and different ratios of protein energy to total energy in the feed on the excretion of ammonia in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Comp. Biochem. Physiol.* 78 A (1), 49-52.
- Lorentzen, M., M.H.G. Berntssen & Å. Måge. 2001. Mineraler og sporelementer. I: *Fiskeriernæring*. (Red: R. Waagbø. M. Espe, K. Hamre og Ø. Lie. s. Kystnæringen Forlag & Boklubb AS.
- Myrseth, B. 2000. Automation of Feeding in Cage Culture. In: *Cage culture in Asia: Proc. of the First International Symposium on Cage Aquaculture in Asia* (Eds.: I. C. Liao and C. K. Lin), pp.151 – 155. Asian Fisheries Soc. and World Aquaculture Soc. – Southeast Asian Chapter, Bangkok.
- Pequin, L. & A. Serfaty. 1963. L'excretion ammoniacale chez un Teleosteen dulcicole *Cyprinus carpio* L. *Comp. Biochem. Physiol.* 10, 315-324.
- Reid, S.D., Dockray, J..J., Linton, T.K., McDonalad, D.G. & C.M. Wood. 1995. Effect of a summer temperature regime representative of a global warming scenario on growth and protein synthesis in hardwater and softwater-acclimated juvenile rainbow trout. *J. Thermal. Biol.* 20, 231-244.
- Rodehutsord, M. 1996. Response of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growing from 50 to 200 g to supplements of dibasic sodium phosphate in a semipurified diet. *Journal of Nutrition.* 126, 324-331.
- Sayer, M.D. & J. Davenport. 1987. The relative importance of the gills to ammonia and urea excretion in five seawater and one freshwater teleost species. *J. Fish. Biol.* 31, 561 - 570.
- Selvik, J.R., Tjomsland, T., Borgvang, S.A. & H.O. Eggestad. 2005. Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL2. Rapport NIVA, 5103-2005. 57 s.
- Shearer, K.D., T. Åsgård, G. Andersdøttir, & G.H. Aas. 1994. Whole body elemental and proximate composition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during the life cycle. *J. Fish Biol.* 44, 785-797.

- Sigholt, T., Jørgensen, L. & A. Næss. 1993. Oxygen consumption and ammonia excretion in intensively reared juvenile cod (*Gadus morhua*) – Effects of feeding and weight. In: 1st Int. Conf. on Fish Farming Technology (Eds. H. Reinertsen et al.), pp. 433-34. Trondheim, Norway, 9-12 August 1993.
- Soto, D. & F. Norambuena. 2004. Evaluation of salmon farming effects on marine systems in inner seas of southern Chile: a large-scale mensurative experiment. *J. Appl. Ichthyol.*, 20, 493-501.
- Skjoldal, H.R., Aure, J., Dahl, F.E., Fredriksen, S., Gray, J.S., Heldal, M., Røed, L.P., Olsen, Y., Tangen, K. & J. Molvær. 1997. The Norwegian North Sea Coastal Water – Eutrophication: Status and trends. Expert Group Report. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo Norway, 76 pp.
- Stigebrandt, A. 1999. Turnover of energy and matter by fish – a general model with application to salmon. *Fisken and Havet No 5*, Institute of Marine Research, Norway, 26 pp.
- Stigebrandt, A. J., Aure, A., Ervik & P.K. Hansen. 2004. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. III. A model for estimation of the holding capacity in the Modelling-Ongrowing fish farm - Monitoring system. *Aquaculture*, 234, 239-261
- Walton, M.J., & C.B. Cowey. 1977. Aspects of ammoniogenesis in rainbow trout *Salmo gairdnerii*. *Comp. Biochem. Physiol.* 57, 143-149.
- Waagbø, R., M. Espe, K. Hamre & Ø. Lie (Red.). 2001. *Fiskeernæring*. Kystnæringen Forlag & Bokklubb as, Dreggen, Bergen. 416 s.
- Wiggs, A.J., Henderson, E.B., Saunders, R.L & M.N. Kutty. 1989. Activity, respiration and excretion of ammonia by Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt and postsmolt. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 46, 790-795.
- Wood, C.M. 1993. Ammonia and urea metabolism and excretion. In: *The Physiology of Fishes*. (Ed: D.H.Evans), pp.379-425. CRC Press, Boca Raton, Fl.
- Wood, C.M. 1995. Excretion. In: *Physiological Ecology of the Pacific Salmon*. (Eds: C. Groot, L.Margolis and W.C. Clarke). Pp.381-438. Government of Canada Special Publication Branch, University of British Columbia Press, Vancouver.
- Wood, C.M. 2001. Influence of feeding, exercise, and temperature on nitrogen metabolism and excretion. I: Nitrogen excretion (Eds: P. Wright and P. Anderson). S. 201-238. Academic Press. London.

Vedlegg

Beskrivelse Fiskemodellen (En detaljert beskrivelse finnes i Stigebrandt, 1999)

Fiskemodellen kan beskrives som en energibalansmodell:

$$Q_r - (Q_f + Q_N) = Q_s + Q_1 + Q_{sda} + Q_g + Q_p \quad (1)$$

Betegnelse på venstre side beskriver summen av energi som omsettes av fisken, og betegnelse på høyre side er energikostnadene for de ulike stoffskifteprosesser.

Q_r = fôr konsumert

Q_f = tap ved fekalier

Q_N = tap ved ekskresjon (ikke fekalier)

Q_s = vedlikeholdsstoffskifte

Q_1 = aktivitetsstoffskifte

Q_{sda} = specific dynamic action (fordøyelse, assimilering av fôr, transport, biokjemisk arbeid etc)

Q_g = vekst

Q_p = kostnader ved reproduksjon

Alle termer beregnes i energi /dag e.g cal/dag eller J/dag.

Sammensetning av fisk og fôr (energi)

For å gjøre beregninger av appetitt, oksygenforbruk utslipp av organisk stoff, nitrogen og fosfor er det nødvendig å kjenne den aktuelle sammensetningen av fôret. De spesifikke energiinnholdet til fett, protein og karbohydrater er henholdsvis: $C_f = 9450$ cal/g, $C_p = 5650$ cal/g og $C_c = 4100$ cal/g. $1 \text{ cal} = 4.187 \text{ J}$

Det spesifikke energiinnholdet i fôret er $\sigma = F_p C_p + F_f C_f + F_c C_c$ (cal/g).

Den delen av fôrets energi som kommer fra protein er $E_p = F_p C_p / \sigma$

De tilsvarende fraksjonene fra fett og karbohydrater er definert på tilsvarende måte.

Det spesifikke energiinnholdet i fisken er $C_{fi} = P_p C_p + P_f C_f$, der P_p (P_f) er protein (fett) fraksjonen av fiskemassen. Både P_p og P_f kan endre seg i løpet av livssyklus.

Maksimalt fôrinntak

Det maksimale fôrinntaket Q_r (max) er definert som appetitt, og kalles også det maksimale frivillige fôrinntaket (App). Ved å dele på σ (det spesifikke energiinnhold i fôret) så vil:

$$\text{App} = Q_r / \sigma \text{ (g/dag)}$$

Energibehovet Q_r max vil øke med vekten av fisken.

Alle termer i energilikningen (1) vil bli beregnet bortsett fra Q_r som beregnes som $Q_r(\max)$.

Vekst

Ved optimale betingelser vil vekstraten til fisken G_{\max} være: $G_{\max} = dW/dt$ (g/dag), og kan beskrives ved følgende likning:

$$dW/dt = G_{\max} = aW^b \quad (2)$$

Parmeter a ($\text{g}^{1-b} \text{dag}^{-1}$) og b (ikke-dimensional) er konstanter, som sannsynligvis har en genetisk variasjon, for en gitt art, og a er også en funksjon av temperatur og andre faktorer.

Det er en forutsetning at for å oppnå maksimal tilvekst må det gis en maksimal rasjon.

Fiskens vekst kan uttrykkes i energi, ved å benytte det spesifikke energiinnholdet i fisken C_{fi} (cal/g). Fordi $Q_g = C_{fi}dW/dt$ så vil:

$$Q_g = aC_{fi}W^b \quad (3)$$

Q_g uttrykker energien som lagres i fisken ved maksimal tilvekst.

Utslipp av fekalier

En del av energien blir ikke assimilert men forlater fisken som fekalier. De fordøyde delene av fôret (protein, fett og karbohydrater) kalles A_p , A_f og A_c .

Tapet ved fekalier Q_f :

$$Q_f = FLQ_r$$

$$FL = (1-A_p)E_p + (1-A_f)E_f + (1-A_c)E_c$$

Fordøyelseskoeffisientene er avhengig av kvaliteten til fôret. Stigebrandt benytter de samme koeffisienter som Einen et al. (1995). $A_p = 0.89$, $A_f = 0.92$, og $A_c = 0.50$

Ekskresjon

Aminosyrer som er i overskudd etter tilvekst blir omsatt og skilt ut ved ekskresjon. Stigebrandt har beregnet at ca. 15 % at den omsatte energien fra proteiner blir utskilt og i hovedsak som ammoniakk. Dette energitapet Q_N blir:

$$Q_N = 0.15C_p(F_pA_pQ_r/\delta - P_p aW^b) \quad (5)$$

Her er uttrykket mellom parentesene mengden aminosyrer som er i overskudd etter den mengden som går med til vekst.

Stoffskifte

Den nedre grensen for stoffskifte (O_s) er det som skal til for opprettholde livet til en ikke stresset fisk som er i ro. Stoffskifte vil tilfredstilles først, og ved for lite mat vil fisken forbrenne sine reserver og tape vekt. Den øvre grense for stoffskiftet er definert som $Q_m(\max)$ minus Q_s .

Forholdet mellom vekten av fisken og stoffskiftet er :

$$Q_s = \alpha W^\gamma \quad (7)$$

Her er konstantene α (cal/dag) og γ (ikke dimensional) spesifikke for den enkelte art. α er en funksjon av temperatur og andre ikke biologiske faktorer. Det ser ut som konstanten γ er 0.8 for mange arter. Konstanten α er satt til 11.

SDA

Det samlede energibehovet for fordøyelse, opptak, transport og innleiring krever energi og kommer inn under samlebegrepet SPA (specific dynamic action) Q_{SDA}

SDA er 30 % av energiinntaket for protein. Det antas at biokjemiske energikostnader er 5 % av energiinntaket for fett og karbohydrater.

$$Q_{SDA} = BCQ_r$$

Her er $BC = 0.3A_pE_p + 0.05(A_fE_f + A_cE_c)$

Den delen av fôret som avleires i fisken minus den del som brukes i biokjemisk behandling av fôret er : $\varepsilon = 1 - FL - BC$

Den omsettelige energidelen av fôret er $\varepsilon \cdot \sigma$ minus den delen som utskilles som nitrogenavfall.

Ved å sette inn de ulike beregninger for energi i formel (1) og vi setter $Q_r = Q_{rmax}$ så får vi :

$$\varepsilon^* Q_r = \alpha W^\gamma + a C_{fi}^* W^b \quad (8)$$

$$\varepsilon^* = \varepsilon - 0,15E_pA_p, \text{ og } C_{fi}^* = 0.85C_pP_p + C_pP_p = C_{fi} - 0,15C_pP_p$$

Ikke biologiske effekter på appetitt og tilvekst

Temperatur og andre ikke biologiske faktorer som oksygeninnhold, ammoniakk, CO₂ og lysforhold påvirker appetitt og tilvekst hos fisk. Den biokjemiske omsetningen i fisken fordobles når temperaturen øker med 8-9 oC. Matematisk kan dette uttrykkes:

$$Q_r = 1/\varepsilon^* (\alpha W^b + a C_{fi}^* W^b) e^{\tau T} \quad (9)$$

For maksimum vekst:

$$dW/dt = a W^b e^{\tau T} \quad (10)$$

Her er T temperature °C, τ er en invers temperaturskala (°C⁻¹) ekvivalent til Q₁₀

Når temperaturen øker med 1/ τ , så vil appetitt og tilvekst øke med en faktor e (= 2,718). I dette arbeidet er τ satt til 0,0080 (°C⁻¹).

I modellen kan faktoren a i likning 10 endres for å kompensere for høy eller for lav temperatur. Når det gjelder andre ikke biologiske miljøparametere (O₂, CO₂, NH₃ etc) mangler en erfaringsdata for å kompensere for effekter som vil redusere appetitt og tilvekst, men det kan gjøres ved å endre på konstantene a og α .

Utslipp av ammoniakk og fosfat

Proteindelen (vekt) til fisken er P_p og den mengden som avleires i fisken er $P_p dW/dt$. Den mengden som tas opp av fisken er $F_p A_p Q_r / \delta$, der Q_r er gitt i formel (9). Nitrogen utgjør ca 1/6 del av N i protein, og overskuddet skilles ut som ammoniakk der EN (uttrykt som innhold av N) i g/dag:

$$EN = \{ F_p A_p Q_r / \delta - P_p dW/dt \} N_p \quad (15)$$

Siden forholdet mellom nitrogen til fosfor (ved vekt) er ca. 6 i vanlig fiskefôr (dvs P inneholder $N_p/6$ deler av vekten til protein) blir utslippet av fosfor:

$$EP = \{ F_p A_p Q_r / \delta - P_p dW/dt \} N_p / 6 \quad (16)$$

Forbruk av oksygen

Oksygenbehovet for kjemisk nedbrytning av organisk stoff er 1.89 g O_2 /g protein, 2.91 g O_2 /g fett og 1.07 g O_2 /g karbohydrat. Disse kalles henholdsvis O_p , O_f , og O_c .

Respirasjonsbehovet for fisk, DO_2 (g O_2 /dag) blir:

$$DO_2 = (F_p A_p Q_r / \delta - P_p dW/dt) O_p + (F_f A_f Q_r / \delta - P_f dW/dt) O_f + F_c A_c Q_r / \delta O_c \quad (17)$$

I tillegg til oksygenbehovet hos fisken er det også et behov for 0.47 (g O_2 /g protein) for å oksidere den utskilte mengde ammoniakk til nitrat.

Oksygen vil også forbrukes til å oksidere fekalier og overskuddsfôr på bunnen.

Strømmen av organisk stoff til og fra bunnen

Fekalier og fôrspill vil synke ned mot bunnen, hvis det ikke blir spist på veien ned.

I fiskemodellen er vi interessert i å beregne summen av organisk materiale som blir produsert av anlegget.

Fra hver fisk er det fekale utslipp:

$$E_{fac} = FLQ_r / \delta \quad (18)$$

Produksjonen av fekalier er ca. 0.1 ganger fiskeproduksjonen og varierer lite med fôrsammensetningen.

Overskuddsfôret kan uttrykkes ved fôrfaktoren FCR. Det er gitt ved forskjellen mellom tilført mengde fôr, og det som virkelig spises av fisken. Den sistnevnte delen blir estimert som den teoretisk fôrmengden som skal til for å gi maksimal vekst.

Tapet av fôr vil bli:

$$E_{food} = Q_r / \delta (FCR - FCR_t) \quad (19)$$

Det totale forbruk av oksygen til nedbrytning av fekalier blir:

$$DO(f_e) = \{ F_p (1 - A_p) O_p + F_s (1 - A_f) O_f + F_c (1 - A_c) O_c \} Q_r / \delta \quad (20)$$

I tillegg kommer oksygenforbruket til den sedimenterte mengde fôr (dersom vi antar at det ikke spises av villfisk)

$$DO_2 (fo) = (F_p O_p + F_s O_f + F_c O_c)(FCR - FCR_t)Qr/\delta \quad (21)$$

De totale utslipp av fekalier, ammoniakk og fosfor som skal til for å produsere fisk av en viss størrelse er uavhengig av temperatur og tiden det tar å produsere fisken. Derimot vil utslippet være avhengig av fôrets kjemiske sammensetning. Et fôr med mer fett og mindre protein gir lavere respirasjon og mindre utslipp av plantenæringsalter.

Det anbefales det å lese rapporten fra Stigebrandt (1999), som gir en grundig gjennomgang av modellen og grunnlaget for beregningene.

Fiskemodellen finnes i programmet MOM som kan kjøres over Internet :

<http://www.ancylus.net>

MOM-modellen håndterer flere fiskearter, og flere sub-tropiske og tropiske oppdrettsarter vil bli inkludert.

Man kan teste programmet som gjest før man bestemmer seg for å ta ut lisens. Ancylus kan lage spesialversjoner etter ønskemål.