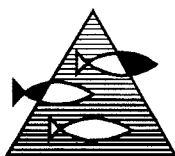


PROSJEKTRAPPORT

ISSN 0071-5638



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

MILJØ - RESSURS - HAVBRUK

Nordnesparken 2 Postboks 1870 5024 Bergen

Tlf.: 55 23 85 00 Fax: 55 23 85 31

Forskningsstasjonen

Flødevigen

4817 His

Tlf.: 37 01 05 80

Fax: 37 01 05 15

Austevoll

Havbruksstasjon

5392 Storebø

Tlf.: 56 18 03 42

Fax: 56 18 03 98

Matre

Havbruksstasjon

5198 Matredal

Tlf.: 56 36 60 40

Fax: 56 36 61 43

Distribusjon:

ÅPEN

HI-prosjektnr.:

01.09

Oppdragsgiver(e):

Fiskeridepartementet,
Statens forurensnings-
tilsyn (SFT) og
Norske Fiskeoppdretteres
Forening (NFF)

Oppdragsgivers referanse:

Rapport:

FISKEN OG HAVET

NR. 26 - 1995

Tittel: MODELL FOR KRITISK ORGANISK BELASTNING
UNDER FISKEOPPDRETTSANLEGG
MOM (MODELLERING-OVERVÅKNING-MATFISKANLEGG)

Senter:

Havbruk

Seksjon:

Helse og sykdom

Forfatter(e):

Anders Stigebrandt¹ og Jan Aure

Antall sider, vedlegg inkl.:

60

Dato:

12.12.95

Sammendrag:

Rapporten presenterer en nyutviklet modell for beregning av maksimal fiskeproduksjon som tillater levende bunndyr i sedimentet under oppdrettsanlegg. Videre presenteres to nyutviklede underliggende modeller for henholdsvis spredning av organisk materiale fra merdene og oksygentransporten mot bunn sedimentetene under anleggene. Modellen inngår som en del av den matematiske modellen i MOM (Modellering - Overvåkning - Matfiskanlegg) og et dataprogram basert på modellen presenteres i et appendiks til rapporten. Modellen for beregning av maksimal fiskeproduksjon ser allerede nå ut til å gi realistiske resultater, men en del konstanter vil bli bestemt i løpet av 1996.

Emneord - norsk:

1. Oppdrettsanlegg

2. Miljøvirkning

3. Modell

Emneord - engelsk:

1. Fish farm

2. Environmental impact

3. Model

Prosjektleder

Seksjonsleder

¹ Ancylus - Göteborg, Sverige (Sweden)

k 4143

FORORD

MOM er et system som kan brukes til å regulere miljøvirkninger fra marine oppdrettsanlegg etter bæreevnen i området. Foreliggende rapport beskriver en nyutviklet modell for beregning av maksimal fiskeproduksjon med levende bunndyr under oppdrettsanlegg. Modellen og tilhørende dataprogram vil bli testet i løpet av 1996.

MOM utvikles av Havforskningsinstituttet. Foreliggende modell for beregning av maksimal fiskeproduksjon, inklusiv underliggende modeller for beregning av henholdsvis oksygentransport mot bunnsediment og spredning av organisk materiale fra merdene i et marint oppdrettsanlegg, er utviklet av Anders Stigebrandt, Ancylus, Gøteborg på oppdrag av Havforskningsinstituttet. Forfatterene takker Pia Kupka Hansen og Arne Ervik for mange stimulerende og nyttige diskusjoner.

INNHold

SAMMENDRAG	4
SUMMARY	5
1. BAKGRUNN	7
2. UTGANGSPUNKT FOR UTVIKLING AV METODE Å BEREGNE MAKSIMAL FISKEPRODUKSJON (KRAV 1)	9
3. MODELL FOR OKSYGENFLUKSEN TIL BUNNSEDIMENTET	11
4. RELASJON MELLOM FLUKSEN F_1 FRA MERDENE OG FLUKSEN F_2 TIL BUNNEN	16
5. BEREGNING AV MAKSIMAL FISKEPRODUKSJON I OPPDRETTSANLEGG	19
5.1 VIDEREFØRING OG TEST AV MODELLEN	23
6. OVERSIKT OVER BEREGNINGER I EN FULLSTENDIG VERSJON AV DATAPROGRAMMET MOM	25
LITTERATUR	27
APPENDIKS 1: MODELL FOR SPREDNING AV FØRSPILL OG FEKALIER PÅ BUNNEN UNDER FISKEOPPDRETTSANLEGG	
APPENDIKS 2: FORELØPIG PC-VERSJON AV DATAPROGRAMMET MOM	
APPENDIKS 3: DEFINISJON AV SYMBOLER SOM BRUKES I RAPPORTEN	

SAMMENDRAG

Ved tradisjonell sjøoppdrett av laksefisk er det meget vanlig at fôrspill og fekalier opphopes som organiske sedimenter på bunnen under oppdrettsanlegg, noe som resulterer i at bunnfaunaen blir utslått. Det har til nå ikke eksistert noen metode å beregne kritisk belastning av organisk materiale på bunnen. I foreliggende rapport presenteres en slik modell som kan brukes for å beregne maksimal fiskeproduksjon med bunnfauna i god kondisjon på en lokalitet med kjente naturforhold. Modellen bygger dels på en nyutviklet "oksygenmodell" som beregner hvordan bunnsedimentene og bunnfaunaen får sin oksygenforsyning fra ovenforliggende vann, og dels på en nyutviklet spredningsmodell for organisk materiale.

Oksygenmodellen beregner den vertikale transporten av oksygen gjennom det turbulente bentiske grenselaget. Modellen har formodentlig en generell gyldighet, men er foreløpig ikke testet og bl.a. er verdiene av flere konstanter som inngår i modellen ennå ikke nøyaktig bestemt. Videre er sammenhengen mellom målt strøm og dimensjonerende strømhastighet i modellen ennå usikker. Dette er oppgaver som skal avklares i den videre utviklingen av MOM.

Den nyutviklede spredningsmodellen har gitt ny og nødvendig kunnskap om hvilke faktorer som er av størst betydning for spredning av organisk materiale fra oppdrettsanlegg. Ut fra strømmens variasjon, målt som standardavviket σ , og bestemte synketider T for fôrspill og fekalier, simulerer modellen hvordan organisk materiale fra en enkelt merd blir spredt på bunnen. Belastningen med organisk materiale vil generelt være maksimal under merdens sentrale deler og avta med avstanden fra sentrum. Spredningsmønsteret vil bli forskjøvet relativt til merdens sentrum hvis der er en middeltransport forbi merden. Belastningen i ethvert punkt på bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg beregnes som summen av bidragene med fôrspill og fekalier fra samtlige merder i anlegget.

Simuleringer med spredningsmodellen, presentert i appendiks 1, viser følgende generelle resultater: 1) En lokalitets naturgitte spredningsevne er bestemt av spredningslengden σT . Denne kan økes ved bruk av fôr med lavere synkehastighet. 2) Spredningen utenfor en enkelt merd øker, og den maksimale belastningen under merden avtar, med økende spredningslengde og avtagende

merdareal. 3) Den maksimale belastningen av bunnen i et oppdrettsanlegg blir mindre hvis mellomrommet mellom merdene økes og antallet merd-rekker reduseres.

Modellen for beregning av maksimal fiskeproduksjon ser ut å allerede nå gi realistiske resultater. Den kan dessuten spille en viktig rolle i den videre utviklingen av MOM, bl.a. fordi den gir et strukturert helhetsbilde av problemet og dermed en objektiv mulighet for å sortere ulike medvirkende faktorer etter deres relative betydning. Beregningene av maksimal fiskeproduksjon utføres av et dataprogram som presenteres i appendiks 2.

SUMMARY

MOM (Monitoring-Ongrowing fish farms-Modelling) is a management system which can relate the environmental impact of fish farms to the holding capacity of a site. The holding capacity is defined as the sediment ability to receive organic effluents without causing the benthic impact to exceed predefined levels. The system consists of three integrated parts: 1) environmental quality standards, 2) a standardized monitoring program for checking the environmental conditions on a site according to environmental quality standards, and 3) a mathematical model for predicting the expected environmental impact in relation to farm specifications and information on the hydrography and topography of the site. MOM is described in Ervik and Kupka Hansen (1994).

This report presents the development of a mathematical model that computes maximum fish production at a site under the prerequisite that there has to be acceptable living conditions for benthic animals at the site. The model now constitutes the benthic part of the mathematical model for the MOM system as described above. The building blocks of the model are a new oxygen model, computing how bottom sediments and benthic fauna get oxygen from the overlying water, and a new dispersion model for particulate organic waste from the cages in a fish farm.

The oxygen model computes the oxygen transfer through the turbulent benthic boundary layer. The model probably has general validity but is not yet verified, among other things the values of some constants in the model are not satisfactory determined. Further, the relationship between

measured currents and the dimensioning current velocity in the model is still uncertain. These are things that will be clarified during the further development and testing of MOM in 1996.

The dispersion model for particular organic waste from the fish cages has provided new and enlightening knowledge on which factors that are most important for the dispersion of the waste. From the current variability, expressed as the standard deviation σ , and estimated sinking times T for the organic waste, the model simulates how waste from a single cage is spread over the bottom. The loading with organic matter is generally maximal below the centre of the cage and decreases with the distance from the centre. The dispersion pattern is displaced by a possible non zero mean current past the cage. The loading of every point of the bottom beneath a marine fish farm is computed as the sum of the contributions from all cages. Simulations using the dispersion model, presented in appendix 1, show the following general results: 1) The natural dispersion ability of a site is determined by the 'dispersion length' σT . This may be increased using food with lower sinking speed. 2) The fraction of organic waste deposited on the bottom outside the projected area of a single cage increases, and the maximum loading beneath the cage decreases, with increasing dispersion length and decreasing area of the cage. 3) The maximum loading of the sediment with organic waste in a fish farm decreases if the distance between cages is increased and the number of rows of cages is decreased.

Already now the model to compute maximum fish production seems to give realistic results. It may also play an important role in the further development of MOM, not least because it provides a structured model of the problem and by that an objective possibility to rank different influencing factors after their relative importance. Computations of maximum fish production are done by a computer program presented in appendix 2.

1. BAKGRUNN

MOM (Modellering - Overvåking - Matfiskanlegg) er et system for regulering av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. En kort oversikt over ulike miljøvirkninger fra oppdrett, deres betydning, behovet for regulering av virkningene, samt strukturen av MOM-systemet ble presentert i en rapport av Ervik mfl. (1993). MOM-systemet er under utvikling og en del av grunnlaget for modelleringsdelen av MOM utvikles i foreliggende rapport. Den sentrale oppgaven for MOM-modellen er å løse problemet beskrevet nedenfor.

Problem: Å fastsette hvor stor total produksjon og hvor stor fisketetthet per flateenhet en kan operere med i et fiskeoppdrettsanlegg på en gitt lokalitet og samtidig oppfylle tre grunnleggende krav mht. miljøvirkning.

Med kjente (målte), relevante naturforhold på en gitt lokalitet må en således være i stand å beregne høyeste fisketetthet per flateenhet og høyeste totale biomasse for et mulig oppdrettsanlegg slik at alle tre kravene mht. miljøvirkning er oppfylt. Miljøkravene presenteres nedenfor.

Krav 1: Det får ikke bli en uakseptabel opphopning av organiske sediment under et oppdrettsanlegg slik at bunnfaunaen forsvinner.

Kravet kan oppfylles hvis det er tilstrekkelig med biologisk aktivitet ved bunnen under oppdrettsanlegget slik at nedsynkende materiale blir omsatt kontinuerlig. Fluksen av organisk materiale til bunnen (belastningen) får således ikke være større enn at bakteriene og bunnfaunaen klarer å omsette tilført organisk materiale. Dette krever dels tilførsel av oksygen fra vannlagene over bunnen, og dels at oksygenkonsentrasjonen ved bunnen ikke kommer under dyrenes tålegrense. En øvre grense for mengden dyr (biomassen) som kan leve på en gitt bunnflate under et oppdrettsanlegg gis av den naturgitte maksimale oksygentilførselen. På en lokalitet er det altså den naturgitte oksygentilførselen som vil sette øvre grense for bunnens evne til å omsette av organisk materiale fra et oppdrett.

Krav 2: Det skal være et godt miljø for fisken i et oppdrettsanlegg.

Kravet om godt miljø i oppdrettsanlegget antas å være tilgodesett hvis den naturgitte oksygentilførselen til fisken i merdene er slik at laveste oksygenkonsentrasjon i anlegget holder seg godt over vedtatt grenseverdi. Krav 1 vil sikre at fisken ikke påvirkes negativt av dårlige forhold på bunnen under anlegget.

Krav 3: Et fiskeoppdrettsanlegg får ikke i vesentlig grad forringe miljøet i fjernsonen.

Kravet er oppfylt hvis utslipp av næringssalter og organisk materiale fra oppdrettsanlegg ikke medfører at oksygenforholdene under overflatelaget, spesielt i dypvannet, blir dårlige og/eller at siktedypet blir vesentlig redusert i fjernsonen. Når en vurderer miljøvirkninger i fjernsonen må en også regne med andre utslippskilder (bland annet andre oppdrettsanlegg) i området.

For å vise at de tre kravene mht. miljøvirkning av et oppdrettsanlegg kan etterkommes på en gitt lokalitet, må en være i stand til å kvantifisere de forskjellige typene av miljøvirkning. Ved bruk av verifiserte og anerkjente beregningsmetoder må et oppdrettsanlegg dimensjoneres slik at alle tre kravene er oppfylt. En sentral målsetting for MOM-prosjektet er at slike beregninger skal kunne gjennomføres vha. det dataprogram som er under utvikling.

Ulike aspekter ved miljøvirkning av fiskeoppdrett har tidligere vært utredet og metoder for å beregne miljøvirkning har blitt utviklet. Krav 2 behandles i dataprogrammet FISKMENY (Stigebrandt, 1986) og Krav 3 i dataprogrammet FJORDMILJØ (Stigebrandt, 1992). Mye av grunnlaget for FJORDMILJØ ble utviklet i det såkalte Møreprosjektet, se Aure & Stigebrandt (1989b). Krav 1, introdusert av MOM, er et nytt krav til miljøvirkning fra fiskeoppdrett. Det er tidligere ikke utviklet noen modell som kan brukes for å kvantifisere hvilke begrensninger dette miljøkravet medfører for utslipp av organisk materiale fra et oppdrettsanlegg. Utvikling av en matematisk modell for Krav 1 presenteres i foreliggende rapport som blir avsluttet med en oversikt over beregninger som må gjøres i dataprogrammet MOM. En første versjon av et dataprogram som behandler krav 1 er presentert i appendiks 2 til rapporten.

2. UTGANGSPUNKT FOR UTVIKLING AV METODE Å BEREGNE MAKSIMAL FISKEPRODUKSJON (KRAV 1)

Ved tradisjonell sjøoppdrett av fisk i merder er den spesifikke fluksen (fluksen per flateenhet) av karbon til bunnen under merdene ofte i området $10-100 \text{ kg C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ mens den naturlige karbonfluksen er knapt $0.1 \text{ kg C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Aure & Stigebrandt, 1989a). Tilførselen av organisk materiale til bunnen under et oppdrettsanlegg kan således være tusen ganger større enn den naturlige tilførselen. Gjennom statistisk korrelasjonsanalyse av data fra forskjellige kilder fant Hargrave (1994) at hvis sedimentasjonen av karbon er større enn ca. $1 \text{ gC m}^{-2} \text{ døgn}^{-1}$ ($\sim 0.4 \text{ kgC m}^{-2} \text{ år}^{-1}$), oppstår det ofte begynnende anoksiske forhold i bunnsedimentene. Det er derfor ikke oppsiktsvekkende at biologiske og biokjemiske forhold på og i sedimentene under et oppdrettsanlegg ofte er sterkt preget av oppdrettsvirksomheten med anoksiske forhold i tykke sedimenthauger oppbygget av fôrspill og fekalier.

Når tilførselen av organisk materiale til bunnen er større enn omsetningen, akkumuleres organisk materiale i avfallshauger. Nedbrytningsprosessene i haugene avgir giftige stoffer som bl.a. hydrogensulfid. Etter antibiotikabehandling kan avfallshaugene inneholde høye medisinkonsentrasjoner og sedimentbakteriene utvikler resistens. Det er påvist at sykdomsbakterier kan leve i flere år i slike organiske sediment (Ervik mfl., 1993). For å unngå alle problemer som forårsakes av forekomsten av organiske sedimenthauger under et fiskeoppdrettsanlegg, må den organiske belastningen fra anlegget ikke være større enn at bakterier og bunndyr kontinuerlig kan omsette nedsynkende materiale fra oppdrettet slik at akkumulering ikke vil skje over lengre tid.

En grunnleggende forutsetning for at bunndyrene skal være i god kondisjon er at oksygenkonsentrasjonen ved bunnen er tilstrekkelig høy. For å opprettholde en tilfredsstillende konsentrasjon må oksygen i tilstrekkelig mengde transporteres til bunnen. Det totale oksygenforbruket ved og i bunnsedimentet (totale bentiske oksygenforbruket), hvilket inkluderer dyrenes oksygenforbruk, må ikke være større enn hva som kan transporteres til bunnen fra vannlagene ovenfor med tilfredsstillende oksygenkonsentrasjon ved bunnen. Hvis spesifikk fluks (dvs. fluks per flateenhet) av oksygen til sedimentet er F_{O_2} ($\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) og bakterienes og

dyrenes oksygenforbruk per flateenhet er $\alpha \eta F_2$ må det ved likevekt gjelde at

$$\alpha \eta F_2 = F_{O_2} \quad (1)$$

hvor F_2 ($\text{gC m}^{-2} \text{s}^{-1}$) er spesifikk fluks av organisk materiale til bunnen, η er oksygenbehovet for å fullstendig oksidere organisk materiale med et innhold av 1 gram C (η varierer med det organiske materialets sammensetning, men er typisk lik $3.5 \text{ gO}_2/\text{gC}$) og α ($0 < \alpha < 1$) er den brøkdelen av tilført organisk materiale som blir oksidert hvor den bunnfeller. Brøkdelen $1-\alpha$ av organisk materiale som faller ned fra oppdrettsanlegget blir transportert ut av området av beitende, mobile dyr og således oksidert utenfor oppdrettsområdet (dvs. i fjernsonen). Sterke strømmer kan også erodere og transportere ("spyle") vekk organisk materiale fra bunnen under et oppdrettsanlegg og dermed medføre en lav verdi på α .

Hvis en kjenner α og F_{O_2} , kan en beregne F_2 siden η er relativt godt kjent. Forutsatt at en kan beregne F_{O_2} vha. en modell for oksygentransporten mot bunnen og kan estimere α , er således ligning (1) et godt grunnlag for den ettersøkte modellen for maksimal fiskeproduksjon med bunndyr i god kondisjon. Et tilleggskrav til den ettersøkte modellen er at den må gi sammenhengen mellom oksygenkonsentrasjon ved bunnen og belastning med organisk materiale. En kan da utnytte at en noenlunde godt kjenner laveste oksygenkonsentrasjon for bunnfauna i god kondisjon. I tillegg må en kunne beregne sammenhengen mellom belastning av bunnen med organisk materiale F_2 og fluks av organisk materiale ut av merdene i et oppdrettsanlegg F_1 . Denne beregningen krever at en har en spredningsmodell for fôrspill og fekalier.

I følgende kapittel utvikles en modell for oksygenfluksen til bunnsedimentet. Deretter beskrives i kap. 4 hvordan en beregner relasjonen mellom F_1 og F_2 vha. spredningsmodellen presentert i appendiks 1. I kap. 5 vises så hvordan en beregner maksimal fiskeproduksjon i oppdrettsanlegg ut fra kravet om levende bunndyr i anlegget. I dette kapitlet diskuteres også usikkerheter i modellen og gis forslag til videreføring og test av modellen. Rapporten avsluttes så med en oversikt over beregninger som skal gjøres i en fullstendig versjon av dataprogrammet MOM.

3. MODELL FOR OKSYGENFLUKSEN TIL BUNNSEDIMENTET

Oksygentransporten mot bunnen er avhengig av oksygenforbruket i og på sedimentet. Stor oppmerksomhet er blitt viet oksygenforbruk i sediment. Dette skyldes delvis at det er utviklet en teknikk å måle oksygengradienter i sediment vha. mikroelektroder (Jørgensen og Revsbech, 1985). Oksygentransporten i sediment kan beregnes ut fra oksygengradienten, oksygenets molekylære diffusivitet og sedimentets porositet.

Strømmen over en bunn er turbulent med unntak for et tynt lag like ved bunnen hvor turbulensen er utdempet av bunnen. I dette tynne bunnlaget, det viskøse grenselaget, skjer overføringen av rørelsemengde og materiale mellom bunnen og ovenforliggende vann vha. molekylær diffusjon. Siden den molekylære diffusiviteten for oksygen er mye mindre enn den molekylære viskositeten, vil det kunne være meget store oksygengradienter i nedre del av det viskøse grenselaget (det diffusive grenselaget). Den meget lave diffusiviteten av oksygen i vann virker hemmende på overføringen av oksygen fra vannet til sedimentet. Målinger presentert i Jørgensen og Revsbech (1985) viser at tykkelsen av det diffusive grenselaget for oksygen ved bunnen er bare tiendeler av en millimeter. En matematisk modell for oksygenoverføringen fra vannet høyt over bunnen ned i sedimentet ga realistiske oksygenprofiler og bekreftet det empiriske resultatet at mye av oksygengradienten i vannet er konsentrert til et meget tynt lag nærmest bunnen, se Rahm og Svensson (1989) og Svensson og Rahm (1991).

Dyr som har mulighet for å oppta oksygen fra vannet ovenfor det diffusive grenselaget, dvs fra nivåer fra cirka en halv millimeter eller mere over bunnen, kan utnytte den turbulente vertikale transporten av oksygen og blir dermed kun i liten grad påvirket av oksygenforholdene i sedimentet. I kystvann med til dels høy organisk belastning av bunnsedimentet er det derfor en stor fordel, og i en del tilfeller kanskje nødvendig, for et dyr å kunne puste i vann tatt ovenfor det diffusive grenselaget. Selv bunndyr som lever nede i sedimentet kan gjennom å grave tunneler ordne med ventilasjon og oksygentilførsel fra sedimentoverflaten. Vann som pumpes ned i en tunnel kan dras fra nivåer over det diffusive grenselaget hvis en demning anlegges rundt tunnelåpningen eller et rør blir brukt til forlengelse av tunnelen.

Oksygenfluksen F_{O_2} mot bunnen i det turbulente grenselaget kan beregnes som beskrevet nedenfor. Den turbulente vertikale oksygentransporten F_{O_2} mot bunnsedimentet gis av

$$F_{O_2} = \kappa \cdot \frac{dO_2}{dz} \quad (2)$$

hvor z er den vertikale koordinaten regnet positiv oppover fra bunnen, dO_2/dz er den vertikale gradienten i oksygenkonsentrasjon og κ er den vertikale turbulente diffusiviteten. Det er ikke mulig å bruke ligning (2) for praktiske formål i MOM. En må derfor prøve å finne et alternativt uttrykk for F_{O_2} som er basert på relativt lett målbare størrelser.

Over en utstrakt horisontal bunnflate er den vertikale diffusiviteten κ relatert til strømfeltet på følgende måte

$$\kappa \cdot \frac{dU}{dz} = C_D \cdot U_{ref}^2 \quad (3)$$

hvor C_D er en friksjonskoeffisient (dragkoeffisient) for strømmen over bunnen og U_{ref} er en referansehastighet på en viss høyde over bunnen. Turbulente transporter mot bunnen er dominert av hvirvler på samme størrelse som tykkelsen av det turbulente grenselaget. Hvirvlens diameter L_t er derfor den naturlige lengden for å karakterisere turbulensen. Det er samme turbulente mekanisme, karakterisert ved bl.a. lengden L_t , som overfører rørslemengde og oppløste stoffer som f.eks. oksygen. Hvis en tilnærmet erstatter den vertikale hastighetsgradienten dU/dz med U_{ref}/L_1 og dO_2/dz med $(O_{2i} - O_{2bunn})/L_2$ hvor O_{2i} er oksygenkonsentrasjonen utenfor oppdrettsanlegget (i fjernsonen) samt O_{2bunn} er oksygenkonsentrasjonen like ved bunnen, fås følgende uttrykk for den spesifikke fluksen av oksygen mot bunnen

$$F_{O_2} = \beta U_{ref} (O_{2i} - O_{2bunn}) \quad (4)$$

Størrelsen av β mellom på den ene siden den spesifikke oksygenfluksen og på den andre siden produktet av strømhastighet og differanse i oksygenkonsentrasjon er $\beta = C_D$. En bør bemerke seg at oksygenkonsentrasjonen like ved bunnen, O_{2bunn} , er en funksjon av det totale bentiske oksygenforbruket, dvs. oksygenforbruket på og i bunnsedimentet. Hvis det bentiske oksygenforbruket er lik null, er $O_{2bunn} = O_{2i}$ og i dette tilfellet er det ikke noen fluks av oksygen

mot bunnen. Det benthiske oksygenforbruket regulerer altså selv oksygenfluksen mot bunnen gjennom å påvirke O_{2bunn} . Hvis det forekommer sterk tetthetslagdeling ved bunnen kan turbulente transportprosesser hemmes av lagdelingen og den vertikale oksygenfluksen kan bli lavere enn hva som gis av ligning (4).

Den funksjonelle sammenhengen i lign. (4) kan også utledes fra en ren dimensjonsanalyse fordi transporten av oksygen mot bunnen når vannet ikke er lagdelt kan bare være bestemt av turbulensens intensitet, som er proporsjonal med strømhastigheten over bunnen representert av f.eks. U_{ref} , og av differansen i oksygenkonsentrasjon $O_{2i}-O_{2bunn}$. For å gi riktig dimensjon, nemlig spesifikk oksygenfluks, må strømhastighet og oksygenkonsentrasjon danne et produkt. Størrelsen av proporsjonalitetskonstanten β kan imidlertid ikke bestemmes av en dimensjonsanalyse. Ligning (4) ovenfor viser imidlertid at for en utstrakt horisontal bunn bør konstanten β være av størrelsesorden 0.001 ettersom en forventer at $0.001 < C_D < 0.003$. En kan fortolke βU_{ref} som en vertikal "stempelhastighet" (eng. piston velocity) og formel (4) er da helt analog med en formel som ofte brukes for å beregne gassutveksling gjennom havoverflaten, se f.eks. Stigebrandt (1991). Formel (4) er også helt analog med generelt aksepterte formler som brukes for å beregne flukser av varme etc. mellom havoverflaten og atmosfæren, se f.eks. Gill (1982). En bør observere at oksygenfluksen mot bunnen beskrevet av ligning (4) er helt uavhengig av hvilke biokjemiske prosesser som ligger bak oksygenforbruket ved bunnen.

I litteraturen forekommer det andre formler for den vertikale oksygenfluksen mot bunnen. Findlay & Watling (1994) bruker $F_{O_2}=29.422+25.802\log(u)$ ($\text{mmol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) hvor hastigheten u er uttrykket i cm s^{-1} . Den generelle gyldigheten av denne formelen er meget tvilsom både av dimensjonsmessige og teoretiske grunner. Bland annet er det antatt at det turbulente laget ovenfor et viskøst lag nærmest bunnen er vertikalt velblandet (dvs. at det turbulente laget har en uendelig kapasitet å transportere oksygen vertikalt) og det store konstante bidraget til F_{O_2} er helt uforståelig. Det er dessuten ikke mulig å generelt bruke et uttrykk for F_{O_2} dersom dette ikke har med en eksplisitt avhengighet av oksygenkonsentrasjonen i fjernområdet. På grunn av disse svakhetene kan en direkte advare mot å bruke formelen til Findlay & Watling som en generelt gyldig beskrivelse av den vertikale oksygenfluksen mot bunnen.

Ligning (4) viser at den vertikale fluksen av oksygen mot bunnen kan forventes å være proporsjonal med forskjellen i oksygenkonsentrasjon mellom vann fra fjernsonen (O_{2i}) og oksygenkonsentrasjonen ved bunnen (O_{2bunn}). Hvis O_{2bunn} blir lavere enn en minimumsverdi O_{2min} dør dyrene. Fra ligning (4) følger at hvis levende bunndyr skal være tilstede på bunnen så finnes det en maksimal verdi av oksygenfluksen mot bunnen F_{O2max} som oppnås når differansen $O_{2i} - O_{2bunn}$ er maksimal, noe som vil inntreffe når $O_{2bunn} = O_{2min}$. Det er en selvfølge at det må gjelde at $O_{2i} > O_{2bunn}$. En får da fra lign. (4)

$$F_{O2max} = \beta \cdot U_{ref} \cdot (O_{2i} - O_{2min}) \quad (5)$$

Bunnens spesifikke maksimale kapasitet å oksidere organisk materiale med bunndyr til stede gis således av ligning (5). For å bestemme F_{O2max} må en altså kjenne U_{ref} , O_{2i} og O_{2min} samt koeffisienten β . De to førstnevnte må bestemmes fra målinger på lokaliteten mens O_{2min} er kjent fra litteraturen ($O_{2min} \sim 2 \text{ mlO}_2 \text{ l}^{-1}$). Som tidligere nevnt er β bare kjent til størrelsesorden og bør derfor bestemmes mere nøyaktig. Dette er en oppgave for MOM-prosjektet.

For stasjonære forhold forventer en at tilført organisk materiale blir oksidert, noe som uttrykkes av ligning (1). Gjennom å kombinere ligning (4) med ligning (1), får en følgende generelle uttrykk for oksygenkonsentrasjonen ved bunnen

$$O_{2bunn} = O_{2i} - \frac{\alpha \eta F_2}{\beta U_{ref}} \quad (6)$$

Ligning (6) er gjort anskuelig i Fig. 1. $O_2 = O_{2bunn}$ avtar lineært med økende F_2 fra maksimumsverdien O_{2i} . I figuren er inntegnet oksygenkonsentrasjonen O_{2min} som er den laveste konsentrasjon som bunndyrene kan tåle. Linjene $O_2 = O_{2bunn}$ og $O_2 = O_{2min}$ krysser hverandre for $F_2 = F_{2k}$ som altså er den kritiske belastningen av bunnen med organisk materiale. For regimet $F_2 < F_{2k}$ (MOM-regimet) med relativ liten tilførsel av organisk materiale finnes det dyr på og i bunnen, mens for relativ stor tilførsel, dvs. $F_2 > F_{2k}$, er det anoksiske forhold og dyrene forsvinner.

En bør observere at den kritiske belastningen F_{2k} (når $O_{2bunn} = O_{2min}$) ikke er konstant, men øker proporsjonalt med referansehastigheten U_{ref} , noe en kan se fra en omskrevet versjon av ligning (6)

$$F_{2k} = \frac{U_{ref} \beta}{\alpha \eta} (O_{2i} - O_{2min}) \quad (7)$$

Neste oppgave er å beregne hvor stor den spesifikke fluksen F_1 av organisk materiale fra underkant av merdene i et oppdrettsanlegg kan være for at fluksen skal bli F_2 ved bunnen.

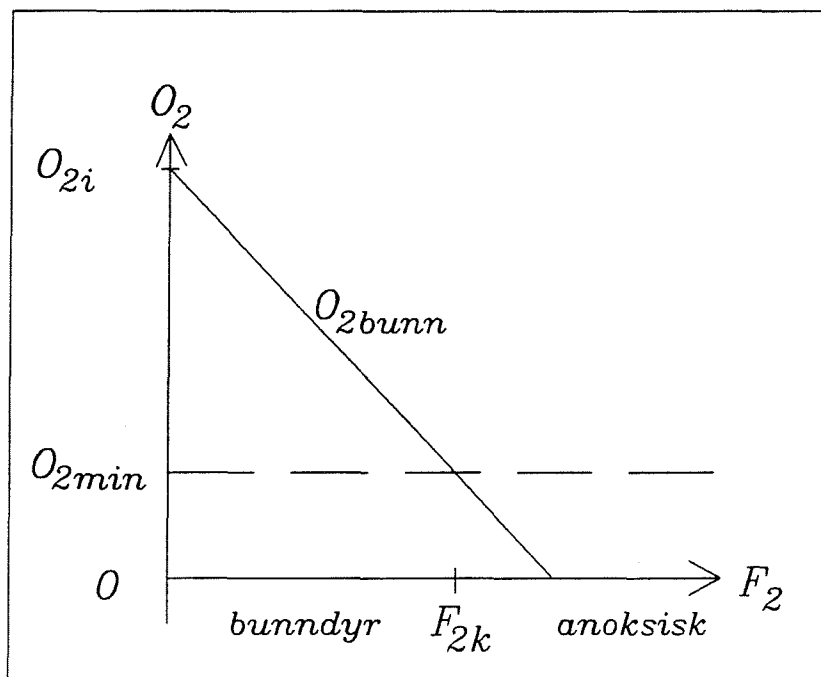


Fig. 1 Oksygenkonsentrasjonen ved bunnen, O_{2bunn} som funksjon av belastningen av organisk materiale F_2 for en konstant verdi av referansehastigheten U_{ref} og med $\alpha=1$.
(Oxygen concentration at the bottom, O_{2bunn} as function of the organic load F_2 for a constant value of the reference velocity U_{ref} and with $\alpha=1$, cf. equation (6).)

4. RELASJON MELLOM FLUKSEN F_1 FRA MERDENE OG FLUKSEN F_2 TIL BUNNEN

På grunn av at strømmens hastighet og retning varierer i tiden vil fôrspill og fekalier som synker ned i vannet under en merd bli spredt over et areal av bunnen som er større enn arealet av merden. Spredningen betyr at belastningen av organisk materiale på bunnen blir mindre enn belastningen beregnet ut fra arealet av merden. Belastningen vil ofte være maksimal under merdens sentrale deler og avta med avstanden fra sentrum. Sprednings-mønsteret vil bli forskjøvet relativt til merdens sentrum hvis det er en middeltransport forbi merden. Spredningen øker med strømmens variasjon i tiden, målt som strømmens varians σ^2 , og med synketiden T , dvs. den tid som en partikkel befinner seg i vannsøylen. Synketiden er bestemt av forholdet mellom vanndybden og partiklenes synkehastighet.

Ut fra strømmens variasjon og med bestemte synketider for fôrspill og fekalier, kan en simulere hvordan organisk materiale fra en enkelt merd blir spredt på bunnen. Belastningen i et hvert punkt av bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg kan deretter beregnes som summen av bidragene av fôrspill og fekalier fra samtlige merder i anlegget. Resultatene fra simuleringer av spredningen fra en enkelt merd med ulike spredningslengde og merdareal ble i Stigebrandt (1995) (se appendiks 1 til foreliggende rapport) ekstrahert til en spredningsmodell for en samling av merder, et fiskeoppdrettsanlegg.

Beregningene av spredningen av organisk materiale fra oppdrettsanlegg presentert i appendiks 1 viser følgende generelle resultater:

- o En lokalitets naturgitte spredningsevne er bestemt av spredningslengden σT . Denne kan økes ved bruk av fôr med lavere synkehastighet.
- o Spredningen utenfor en enkelt merd øker, og den maksimale belastningen under merden avtar, med økende spredningslengde og avtagende merdareal.
- o Den maksimale belastningen av bunnen i et oppdrettsanlegg blir mindre hvis

mellomrommet mellom merdene økes og antallet merd-rekker reduseres.

Generelt kan relasjonen mellom spesifikk belastning fra merden, F_1 , og spesifikk belastning av bunnen F_2 skrives som

$$F_2 = \mu \cdot F_1 \quad (8)$$

Her er μ en "fortynningsfaktor" ($0 \leq \mu \leq 1$) som forårsakes av spredningen. Hvis det ikke er noen spredning (ingen varierende strømkomponent), er det ingen fortytning og $\mu=1$ og hvis spredningen er meget stor, noe som inntreffer når σT -verdien ved lokaliteten er høy, er fortytningen stor og μ har en lav verdi. Fig. 2 viser hvordan μ -verdien varierer med merdavstand og antall merdrekker.

Hvis strømmen overstiger en viss grenseverdi vil eventuelle organiske sediment, oppbygget av fôrspill og fekalier, eroderes og transporteres ("spyles") vekk fra bunnen under anlegget. Tilgjengelig informasjon peker på at grenseverdien ligger i intervallet 10-20 cm/s, noe som tilsvarer en σ^2 -verdi av ca 4-6 (cm/s)² (jf. appendiks 1).

Siden synkehastigheten typisk er en faktor 5 lavere for fekalier enn for fôr, vil fekaliene få en lengre synketid og større spredningslengde enn fôret. μ -verdien er derfor generelt lavere for fekalier (μ_{fek}) enn for fôr ($\mu_{fôr}$).

Relasjonen mellom spesifikk belastning gjennom utsynkning av fôrspill og fekalier fra merdene, F_1 , og spesifikk belastning av bunnen F_2 kan skrives

$$F_2 = F_{1fôr} \mu_{fôr} + F_{1fek} \mu_{fek} \quad (9)$$

hvor $F_{1fôr}$ er belastningen med fôrspill og F_{1fek} er belastningen med fekalier fra merdene. Disse kan begge relateres til spesifikk fiskeproduksjon FP gjennom

$$F_{1fôr} = FP (ff - tf) 0.5 \quad \text{og} \quad F_{1fek} = FP 0.05 \quad (10)$$

hvor ff er virkelig fôrfaktor og tf er teoretisk fôrfaktor. tf kan foreløpig settes lik 1 for tørrfôr, men kan beregnes vha. en fiskemodell (jf. Stigebrandt, 1986), slik at $ff=tf=1$ betyr at det ikke er

noe fôrspill. Tørrfôrets karboninnhold er satt til 0.5 kg C per 1 kg fôr. Det er videre antatt at karbonekkskresjonen med fekalier vektmessig er lik 5% av fiskeproduksjonen. Ligning (9) kan da skrives

$$F_2 = FP \cdot 0.5 [(ff-1)\mu_{fôr} + 0.1\mu_{fek}] \quad (11)$$

Som er nevnt ovenfor har fekalier har en lavere synkehastighet enn fôr og derfor vil μ_{fek} ofte være mye mindre enn $\mu_{fôr}$. Bidraget fra fekalier til den spesifikke belastningen på bunnen under merdene vil i slike tilfeller være lite, selv om karbonfluksen med fôrspill og fekalier fra merdene er like store, noe som inntreffer når $ff-tf=0.1$, jf. lign. (10).

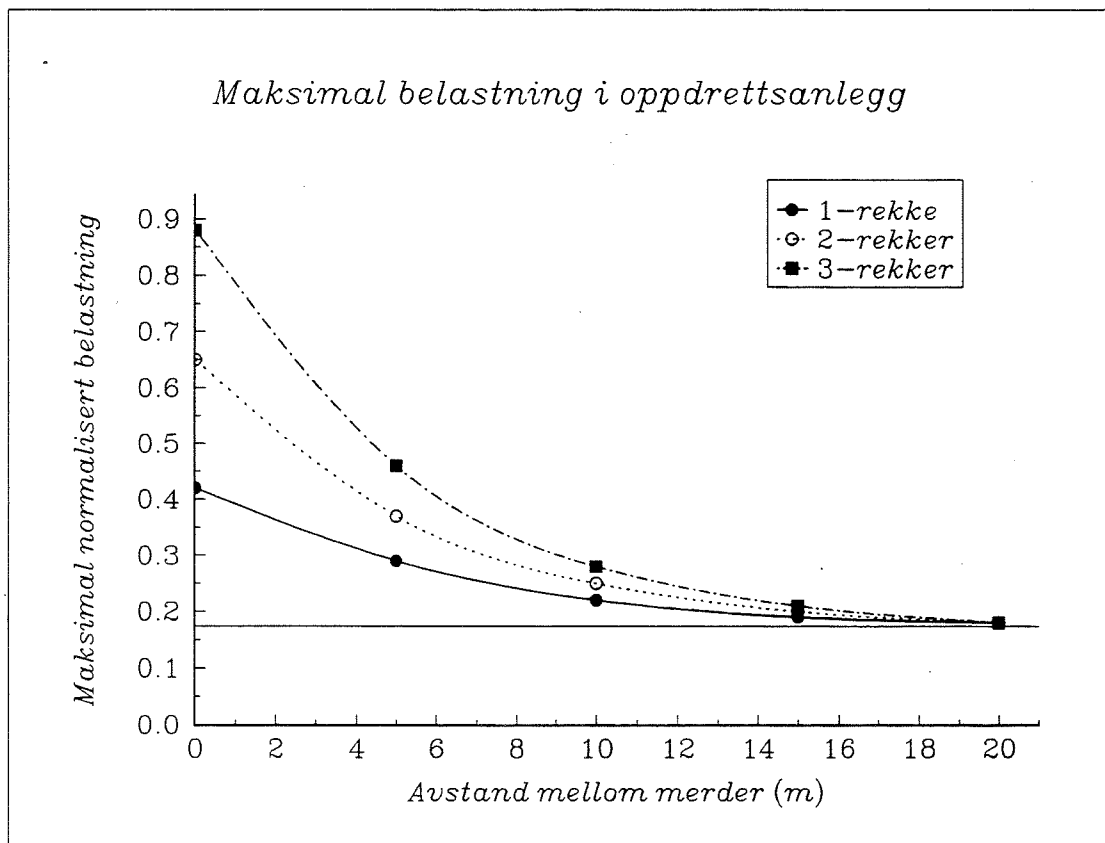


Fig. 2 Fortynning μ (maksimal normalisert belastning) for et oppdrettsanlegg med spredningslengde $\sigma T=10$ m og med merder (11×11 m²) i 1, 2 og 3 rekker for ulike mellomrom mellom merdene (fra appendiks 1).
(Maximum normalized loading μ for a fish farm with dispersion length $\sigma T=10$ m and with cages (11×11 m²) in 1, 2 and 3 rows for different distances between cages (from appendix 1).)

5. BEREGNING AV MAKSIMAL FISKEPRODUKSJON I OPPDRETTSANLEGG

Kritisk spesifikk fiskeproduksjon FP_k fås når $F_2=F_{2k}$, jf. Fig. 1. Lign. (11) gir

$$FP_k = \frac{2F_{2k}}{(ff-1)\mu_{f\ddot{o}r} + 0.1\mu_{fek}} \quad (12)$$

Gjennom å kombinere lign. (7) og (12) samt multiplisere med totale arealet A av merdene fås den totale kritiske fiskeproduksjonen TFP_k i oppdrettsanlegget

$$TFP_k = \frac{2\beta A}{\alpha\eta((ff-tf)\mu_{f\ddot{o}r} + 0.1\mu_{fek})} U_{ref}(O_{2i} - O_{2min}) \quad (13)$$

Ligning (13) gir altså øvre grense for total fiskeproduksjon i et oppdrettsanlegg med areal A med bunnfauna i god kondisjon. Før en kan bruke ligning (13) for å dimensjonere et oppdrettsanlegg, slik at det ikke blir opphoping på bunnen av organisk materiale, må en imidlertid bestemme hvilke generelle verdier som skal brukes for α og β . Hvordan en skal bestemme U_{ref} fra strømmålinger diskuteres nedenfor. Ut fra synketiden for spillfôr og fekalier og den målte strømmens varians, beregnes $\mu_{f\ddot{o}r}$ og μ_{fek} vha en spredningsmodell, se appendiks 1 til foreliggende rapport. Til sist må en fra målinger bestemme O_{2i} .

Selv om en ikke ennå kjenner eksakt verdi av koeffisienten β betraktes denne inntil videre som en konstant med universell verdi. Verdien av η som ble angitt under lign. (1) forutsetter total oksidasjon. Hvis ammonium og hydrogensulfid ikke rekker å bli oksidert i bunnsedimentet eller i det diffusive grenselaget, noe som er meget sannsynlig, skal η ha en lavere verdi ($\eta \sim 2.7 \text{ gO}_2/\text{gC}$).

Størrelsen av faktoren α er foreløpig ukjent. Hvis det finnes en mobil fauna med stor biomasse i området utenfor anlegget (ekstern fauna), og bunnlevende organismer i god kondisjon, burde den eksterne faunaen i mange tilfeller ha kapasitet å beite effektivt på fôrspill og fauna under anlegget og α burde kunne være vesentlig mindre enn 1. Det bør også være mulig å regulere dyrelivet utenfor et anlegg (i fjernsonen) slik at den eksterne beitingen blir så stor som mulig og

dermed verdien av α så lav som mulig. Dermed blir i MOM-regimet organisk materiale som lekker fra et oppdrettsanlegg en verdifull ressurs gjennom at det utnyttes for ekstern beiting. Dette står i sterk kontrast til forholdene i konvensjonell oppdrett hvor utlekkende organisk materiale ofte bygger opp avfallshauger som må betraktes som en miljøbelastning. Som diskutert i appendiks 1 kan sterke strømmer ved bunnen transportere vekk organiske sedimenter. I oppdrettsanlegg hvor dette skjer er verdien av α lav.

Referansehastigheten U_{ref} er formodentlig den enkelte faktor som varierer mest fra lokalitet til lokalitet. Findlay & Watling (1994) foreslo at det er perioder med vedvarende svak strøm som er dimensjonerende for oksygentilførselen til bunnlevende organismer, noe som de også fant empirisk støtte for. Når det gjelder å bestemme dimensjonerende verdi av U_{ref} fra strømmålinger, er det klart at det ikke er middelstrømmen en skal bruke. I perioder med svak strøm vil dyrene dø hvis oksygenforbruket er altfor stort. Findlay og Watling (1994) foreslo at det er minimum av midlere strøm i to timer lange perioder som bestemmer U_{ref} .

Bunndyrene kan ha en viss kapasitet for å selv få til stand oksygenfluks mot bunnen ved hjelp av pumping, og denne bør kvantifiseres hvis mulig. Dette er formodentlig også viktig for å forstå hvordan en skal velge lengden av en kritisk periode. En kan foreløpig ikke se bort ifra at visse typer av bunndyr pumper vann, og dermed kan opprettholde et oksygenfluks mot bunnen, i hvert fall i et begrenset tidsrom. Dette kan ha stor betydning for hvordan en skal definere kritisk periode.

Strømmålinger tatt ved Paraklaks og Stegavågen er omtrent normalfordelt og med middelstrømmen omtrent lik null, se appendiks 1. Hvis strømmen er normalfordelt, kan en fra strømmens varians σ^2 beskrive alle viktige egenskaper til strømmen, som f.eks. forventet maksimal strøm og frekvens av (sannsynlighet for) strøm i et bestemt hastighetsintervall. Det er derfor naturlig å bruke strømmens varians også for å beskrive den dimensjonerende hastigheten for oksygenfluks mot bunnsedimentet, U_{ref} . Hvis en f.eks. velger å bruke $U_{ref}=\gamma\sigma$, hvor γ er en foreløpig ukjent konstant, betyr det at en automatisk tar hensyn til perioder med lave strømhastigheter. Det foreslås at en foreløpig bruker $\gamma=1$ og således setter $U_{ref}=\sigma$.

Oksygenkonsentrasjonen i fjernsonen, O_{2i} , varierer både med årstid og sted. En må naturligvis ikke legge et oppdrettsanlegg i områder hvor en risikerer at O_{2i} nærmer seg O_{2min} . En må også forsikre seg om at anlegget ikke påvirker O_{2i} i vesentlig grad. En kontroll av slike fjernsonevirkninger vil bli gjort vha. FJORDMILJØ som skal integreres i MOM.

Oksygenkonsentrasjonen i fjernområdet gjennomgår en årsyklus, dels på grunn av vanntemperaturens variasjon over året og dels på grunn av varierende assimilasjon-dissimilasjon av organisk materiale. Laveste oksygenkonsentrasjon O_{2i} inntreffer normalt om høsten når vannets temperatur fortsatt er relativt høy og dissimilasjonen er på sitt høyeste.

Både strømhastigheter under et oppdrettsanlegg og oksygenkonsentrasjonen i fjernsonen er vanligvis større om vinteren enn om sommeren. Derfor skulle belastningen og fiskeproduksjonen kunne være større om vinteren enn om sommeren. Koblet til denne konklusjonen er spørsmålet om det naturlig finnes tilstrekkelig med bunnorganismer gjennom året. Grunnet beiting på bunndyrene under oppdrettsanlegget av dyr fra fjernområdet, må nye bunndyr mer eller mindre kontinuerlig rekrutteres til bunnen under oppdrettet.

Forutsatt at det finnes tilstrekkelig med bunndyr under et oppdrettsanlegg vinterstid så foreligger det, av årsaker som er nevnt ovenfor, en maksimal belastningskapasitet av bunnen på denne årstiden. Dette forhold kan imidlertid kanskje ikke benyttes i oppdrett siden belastningen gjerne er størst om sommeren og høsten med høye temperaturer og dermed høy metabolisme hos fisken i merdene. Teknologisk utvikling inklusiv lyssetning medfører imidlertid at fiskens vekstpotensial utnyttes alt bedre også vinterstid.

Ved å bruke dataprogrammet som er presentert i appendiks 2 til foreliggende rapport kan en undersøke hvordan kritisk fiskeproduksjon avhenger av de parameterverdier som inngår i modellen. En kan derved også undersøke hvor følsom modellen er for usikkerhet i størrelsen av de ulike parameterene. Total kritisk fiskeproduksjon, TFP_k , avhenger i følge modellen av adskillige faktorer. En av disse er spredningen av fôrspill og fekalier som igjen avhenger av strømmens varians, vanddyptet på lokaliteten, fôrets og fekalienes synkehastighet, merdenes areal, avstanden mellom merder og antallet merdrekker. I tillegg kommer dimensjonerende

strømhastighet ved bunnen som bestemmer oksygentransporten mot bunnen og eventuell erosjon og borttransport av organisk sediment. Betydningen av borttransport av organisk materiale gjennom beiting av ekstern fauna er ukjent.

For å vise hva ulike faktorer betyr for den totale kritiske produksjonen TFP_k , presenteres noen beregninger som er gjort vha. dataprogrammet "MOM" beskrevet i Appendiks 2. I Fig. 3 vises hvordan TFP_k varierer med spredningslengden σT for fôrspill for noen ulike avstand mellom merdene. Beregningene gjelder for et oppdrettsanlegg med totalt 20 merder fordelt på to rekker. Merdene har arealet $A_m=11 \times 11 \text{ m}^2$ (dvs. total merdareal $A=2420 \text{ m}^2$) og fôrfaktoren er lik 1.15. Figuren demonstrerer tydelig betydningen av gode spredningsforhold, dvs. høye verdier av spredningslengden σT , men også betydningen av å øke avstanden mellom merdene. Betydningen av størrelsen på fôrspillet framgår meget tydelig av Fig. 4. For modellkjøringene er avstanden mellom merder 4 m og teoretisk forfaktor t_f er lik 1. Figuren viser at selv en lokalitet med relativt lav verdi på spredningslengden σT kan ha stor TFP_k hvis fôrfaktoren er tilstrekkelig lav.

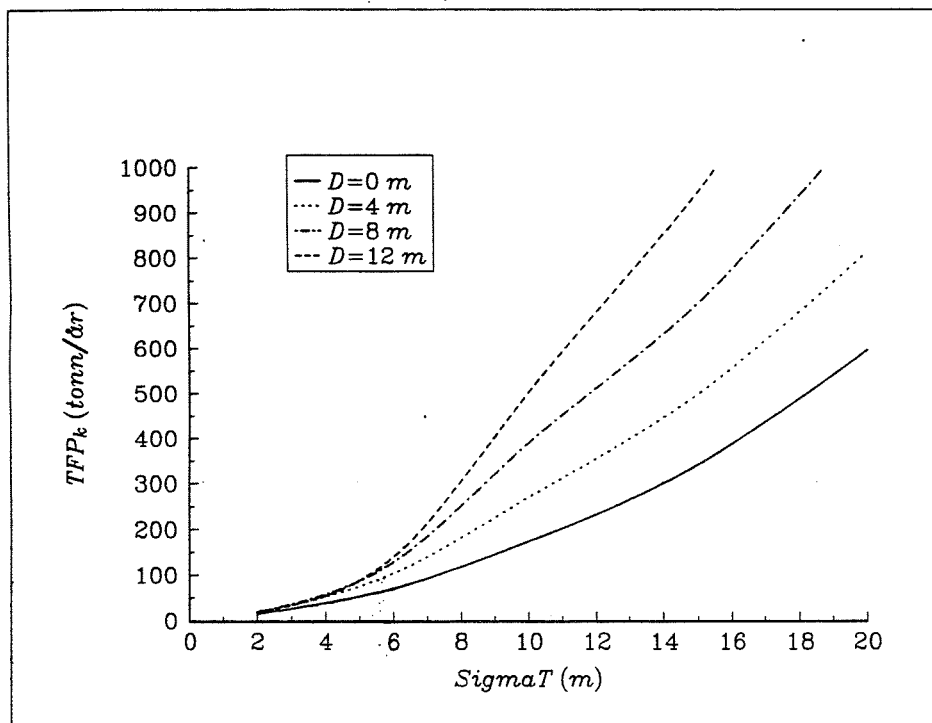


Fig. 3 Total kritisk fiskeproduksjon TFP_k vs spredningslengde σT (SigmaT) for noen ulike avstand D mellom merder i 2 rekker.
(Total critical fish production TFP_k vs dispersion length σT (SigmaT) for some different distances D between cages arranged i 2 rows.)

5.1 VIDEREFØRING OG TEST AV MODELLEN

Den ovenfor utviklede modellen for beregning av maksimal total fiskeproduksjon i et fiskeoppdrettsanlegg med en fauna i god kondisjon på bunnen under anlegget, formalisert i ligning (13), må videreføres og testes før den kan brukes for å dimensjonere oppdrettsanlegg. Videreføringen gjelder dels bestemmelse av verdiene av koeffisientene α og β , og dels å teste modellene for å beregne dimensjonerende verdier av μ og U_{ref} fra strømmålinger. Når disse arbeidene er avklart kan ligning (13) testes mot data fra eksisterende oppdrettsanlegg hvor en går inn å måler de variabler som inngår i modellen. Hvis mulig bør en også måle biomasse per flateenhet av bunndyr i tilfelle slike forekommer. I måleprogrammet bør en spesielt se til å få med et helt spekter av anlegg mhp. miljøvirkning på bunnen. Nedenfor er en oppstilling av de viktigste oppgavene for å få modellen verifisert. Det er også ønskelig å gjennomføre et laboratorieforsøk hvor en måler strømfart og omsetningsrater for å bestemme sedimenttilstand og kritisk belastning.

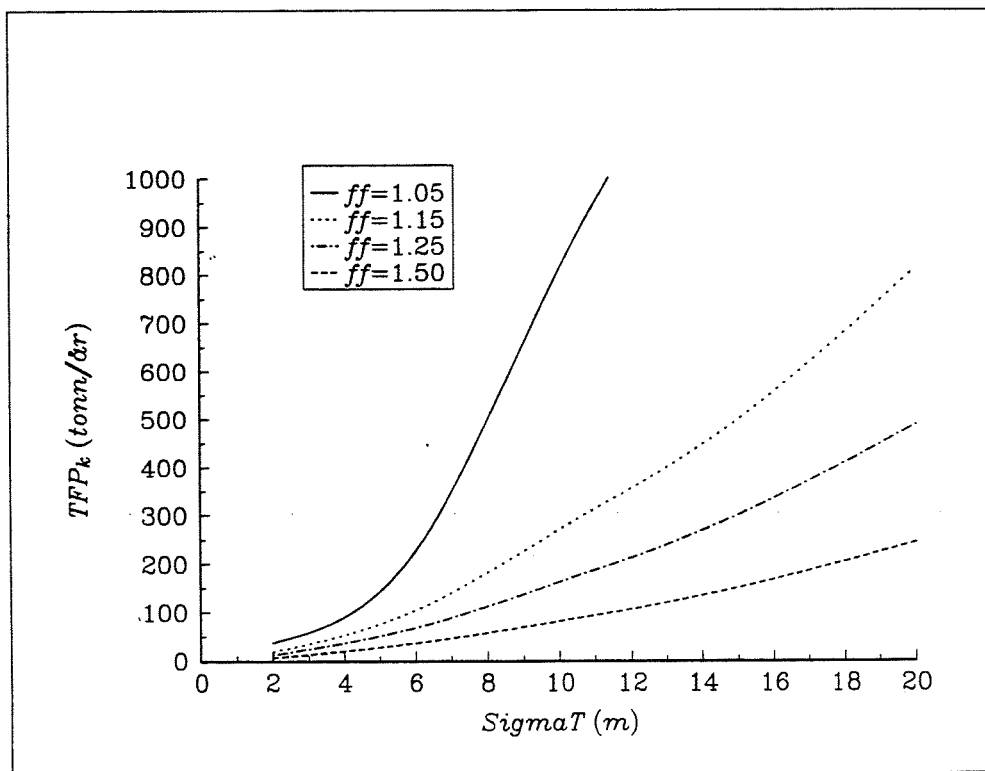


Fig. 4 Total kritisk fiskeproduksjon TFP_k vs spredningslengde σT ($SigmaT$) for noen ulike verdier på virkelig førfaktor ff . Teoretisk førfaktor er lik 1.
(Total critical fish production TFP_k vs dispersion length σT ($SigmaT$) for some different values of the food factor ff . Theoretical food factor equals 1.)

Koeffisienten α beskriver hvor stor brøkdel av tilført organisk materiale fra et oppdrettsanlegg som oksideres på bunnen under anlegget. Hvordan denne skal bestemmes vet vi ikke. Kanskje finnes det i litteraturen observasjoner som gjelder for "MOM-regimet" med bunndyr under anlegget. Det er imidlertid helt klart at hvis α skal være vesentlig mindre enn 1, må det finnes en stor og mobil biomasse i fjernsonen som beiter i oppdrettsanlegget. Et viktig spørsmål som må avklares er om bunndyr rekrutteres naturlig under hele året til bunnen under et oppdrettsanlegg. Kan bunnen under en lengre periode uten rekruttering av bunndyr risikere å gå ut av MOM-regimet grunnet opphoping av organisk materiale? Er det mulig å opprettholde en aktiv bunnfauna ved utsetting av bunndyr?

Koeffisienten β bør kunne bestemmes fra ligning (4). En må måle dels sedimentets (inkludert eventuelle bunndyrs) oksygenforbruk og dels oksygenkonsentrasjonen ved bunnen samt strømhastighet og oksygenkonsentrasjon på et referansedyp, f.eks. 1 m over bunnen. Som allerede påpekt er det ikke nødvendig at det finnes bunndyr for å gjennomføre en bestemmelse av β , hovedsaken er at det er et oksygenforbruk ved eller i sedimentet som kan måles. Hvis mulig bør en prøve å kvantifisere effekten på β av sterk tetthetslagdeling tett innpå bunnen.

Spredningsmodellen er basert på at strømmen er normalfordelt. En bør undersøke strømfordelingen på flere lokaliteter. En bør også se på strømmens vertikale fordeling for å komme fram til anbefalinger for hvor representative strømmålinger skal tas både med hensyn til spredningsberegninger og til bestemmelse av U_{ref} . Sammenhengen mellom U_{ref} og σ bør også undersøkes nærmere og verdien av γ bør bestemmes. Ved tilstrekkelig høye strømhastigheter vil organisk sediment på bunnen under fiskeoppdrettsanlegg eroderes og transporteres vekk fra anlegget. Grenseverdien er foreløpig omtrentlig kjent men bør bestemmes mere nøyaktig.

6. OVERSIKT OVER BEREGNINGER I EN FULLSTENDIG VERSJON AV DATAPROGRAMMET MOM

For å vise at miljøkravene på et fiskeoppdrettsanlegg kan oppfylles må en være i stand til å kvantifisere de forskjellige typene av miljøvirkning som oppdrettet gir opphav til. Selv om modellen for kritisk belastning av bunnsediment presentert i foreliggende rapport ennå ikke er testet og verdiene av visse koeffisienter ikke er nøyaktig bestemt tyder erfaringer til nå på at metoden er sunn og gir realistiske resultater og derfor kan utgjøre en tidligere savnet hjørnestein i den matematiske modellen for beregning av miljøvirkninger av fiskeoppdrett. Nedenfor gis en prinsipiell, grov oversikt over beregninger som skal gjøres i den fullstendige MOM-modellen.

1. En begynner med å beregne totale maksimale fiskeproduksjonen TFP_k ved oppdrettsanlegget vha. modellen presentert ovenfor (lign. 13). For denne beregningen må en angi merdareal, merddyp og oppdrettets totale areal samt vanddyp på lokaliteten. Fra målinger har en i forveien bestemt O_{2i} og strømmens varians σ^2 som en trenger for beregningene. Modellen gir TFP_k for ulike mellomrom mellom merder og ulike antall merd-rekker, se Appendiks 2. Hvis et oppdrett har en produksjon som ikke overskrider beregnet TFP_k er krav 1 oppfylt, jf. kap. 1.

2. Med i forveien oppmålt dimensjonerende strømhastighet i overflatelaget (målt på f.eks. 2-3 m dyp) kan en beregne laveste konsentrasjon av oksygen som vil opptre i anlegget. Disse beregningene utgår fra antall merdrekker og avstand mellom merder i anlegget samt årsproduksjonen av fisk (omregnet til fisketetthet). Hvis beregnet minimumskonsentrasjon av oksygen i merdene blir altfor lav kan dette justeres gjennom å redusere antall merdrekker og øke avstanden mellom merdene. Hvis dette av forskjellige grunner ikke er mulig må årsproduksjonen reduseres, for dermed å oppnå en lavere fisketetthet enn hva krav 1 gir. I slike tilfeller vil altså krav 2 bli dimensjonerende for totale fiskeproduksjonen ved oppdrettsanlegget.

3. Det fremregnede oppdrettet kjøres i dette skritt i dataprogrammet FJORDMILJØ (som vil bli integrert i MOM-modellen). En får da opplysning om hvilke miljøvirkninger som

forventes oppstå i fjernsonen. Spesielt må en være observant på en eventuell reduksjon av O_{2i} . For disse beregningene må en også gi opplysninger til programmet om andre utslippskilder i området. Hvis miljøvirkningene i fjernsonen blir uakseptable, slik at oppdrettsanlegget ikke oppfyller krav 3, må en vurdere en lavere årsproduksjon ved anlegget.

Det ovenfor skisserte dataprogrammet trenger i tillegg til den informasjon som allerede gis til dataprogrammet FJORDMILJØ også informasjon basert på en tidsserie av strømmålinger, helst i flere dyp, på den tiltenkte lokaliteten samt gjerne noen oksygenmålinger (O_{2i}). Innen en kjører MOM-programmet må en ha bestemt strømmens varians σ^2 fra målingene.

I skritt 1 regnes sjablonmessig på utslipp av spillfôr og fekalier fra oppdrettsanlegget. Det er liten hensikt med å operere med f.eks. forskjellige fôrsammensetninger dels fordi en enda ikke kan pålegge en oppdretter å bruke en spesiell fôrtype og dels fordi en aldri kan få en slik sikkerhet i målinger og beregninger at en eksakt kan beregne kritiske grenseverdier for miljøvirkninger. For beregningene i skritt 2 er hensikten å bruke en modifisert versjon av dataprogrammet FISKMENY. En fullstendig og verifisert versjon av dataprogrammet MOM er planlagt å foreligge ved utgangen av 1996.

LITTERATUR

- Aure, J. and Stigebrandt, A., 1989a: On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, 28, 59-69.
- Aure, J. & Stigebrandt, A., 1989b: Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal. Havforskningsinstituttet, Bergen. Rapp. Nr. FO8803. 106 sider + vedlegg 10 sider.
- Ervik, A., Kupka Hansen, P., Stigebrandt, A., Aure, J., Jahnsen, T. og Johannessen, P., 1993: MOM: Modellering - Overvåking - Matfiskanlegg. Et system for regulering av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. Rapport nr 23 fra Senter for Havbruk, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Ervik, A. and Kupka Hansen, P., 1994: Case histories and new approaches to planning and modelling for Norwegian mariculture. *ICES, C.M. F:26*, 8 pp.
- Findlay, R.H. and Watling, L., 1994: Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In B.T. Hargrave [ed.]: *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi+125p.
- Gill, A.E., 1982: *Atmosphere-Ocean Dynamics*. International Geophysics Series, vol. 30. Academic Press. 662 p.
- Hargrave, B.T., 1994: A benthic enrichment index. In B.T. Hargrave [ed.], *Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi+125p.

- Jørgensen, B.B. and Revsbech, N.P., 1985: Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. *Limnol. Oceanogr.*, 30, 111-122.
- Rahm, L. and Svensson, U., 1989: On the mass transfer properties of the benthic boundary layer with an application to oxygen fluxes. *Neth. J. Sea Res.*, 24, 27-35.
- Stigebrandt, A., 1986: Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. NIVA Rapp. Nr. 086004. 20 sid. + vedlegg.
- Stigebrandt, A., 1991: Computations of oxygen fluxes through the sea surface and the net production of organic matter with application to the Baltic and adjacent Seas. *Limnology and Oceanography*, 36, 444-454.
- Stigebrandt, A., 1992: Beregning av miljøeffekter i fjorder fra menneskelige aktiviteter. Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen Fjordmiljø. Statens Forurensningstilsyn Oslo og Ancylys Göteborg. Ancylys Rapp. Nr. 9201. 58 sider.
- Stigebrandt, A., 1995: Modell for predning av fôrspill og fekalier på bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg. Appendiks 1 til foreliggende rapport. 27 sider.
- Svensson, U. and Rahm, L., 1991: Towards a mathematical model of oxygen transfer to and within bottom sediments. *J. Geophys. Res.*, 96, 2777-2783.

APPENDIKS 1

MODELL FOR SPREDNING AV FÔRSPILL OG FEKALIER PÅ BUNNEN UNDER FISKEOPPDRETTSANLEGG

Av

Anders Stigebrandt

INNHOOLD

SAMMENDRAG	3
SUMMARY	4
1. BAKGRUNN	6
2. SPREDNING AV FÔRSPILL OG FEKALIER FRA EN ENKELT MERD	9
2.1 STRØMMEN PÅ EN LOKALITET	9
2.2 SIMULERING AV SPREDNING VED BRUK AV OPPMÅLT STRØM	13
2.3 SIMULERING AV SPREDNING VED BRUK AV NORMALFORDELT STRØM	17
2.4 SPREDNINGSMODELL FOR MERDER	22
3. SPREDNING AV FÔRSPILL OG FEKALIER FRA ET OPPDRETTSANLEGG	23
4. DISKUSJON	26
LITTERATUR	27

SAMMENDRAG

På grunn av at strømmens hastighet og retning varierer i tiden vil fôrspill og fekalier som synker ned i vannet under en merd bli spredt over et areal av bunnen som er større enn arealet av merden. Spredningen betyr at belastningen på bunnen med organisk materiale fra en merd blir mindre enn belastningen beregnet på arealet av merden. Belastningen vil generelt være maksimal under merdens sentrale deler og avta med avstanden fra sentrum. Spredningsmønsteret vil bli forskjøvet relativt til merdens sentrum hvis det er en middeltransport forbi merden. Spredningen øker med strømmens variasjon i tiden, målt som strømmens varians σ^2 , og med synketiden T , dvs. den tid som en partikkel befinner seg i vannsøylen. Synketiden er bestemt av vandedybden dividert med partiklenes synkehastighet.

Ut fra strømmens variasjon og med bestemte synketider for fôrspill og fekalier kan en simulere hvordan organisk materiale fra en enkelt merd blir spredt på bunnen. Belastningen i et hvert punkt av bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg kan deretter beregnes som summen av bidragene av fôrspill og fekalier fra samtlige merder i anlegget.

Simuleringene presentert i dette appendikset viser følgende generelle resultater:

- o En lokalitets naturgitte spredningsevne er bestemt av spredningslengden σT . Denne kan økes ved bruk av fôr med lavere synkehastighet.
- o Spredningen utenfor en enkelt merd øker, og den maksimale belastningen under merden avtar, med økende spredningslengde og avtagende merdareal.
- o Den maksimale belastningen av bunnen i et oppdrettsanlegg reduseres hvis mellomrommet mellom merdene økes og antallet merd-rekker reduseres.

Resultatene fra simuleringer av spredningen fra en enkelt merd med ulike spredningslengde og merdareal er ekstrahert til en spredningsmodell for en samling av merder, et fiskeoppdrettsanlegg. Som eksempel blir det presentert beregninger av hvordan den maksimale

belastningen i "standardanlegg" med 1, 2 og 3 rekker av merder, varierer med mellomrommet mellom merdene.

Hvis strømmen ved bunnen overstiger en viss grenseverdi vil organiske sediment, oppbygget av fôrspill og fekalier, eroderes og transporteres ("spyles") vekk fra bunnen under anlegget. Foreløpig tilgjengelig informasjon peker på at denne grenseverdien ligger i intervallet 10-20 cm/s, noe som tilsvarer en grenseverdi i strømmens varians på ca. 4-6 (cm/s)².

Analyse av strømmålinger fra to oppdrettsanlegg viste at strømmen var omtrent normalfordelt, noe som er benyttet i spredningsmodellen.

SUMMARY

Due to time-dependent variations of current speed and direction, particulate organic waste sinking out of a fish cage will be dispersed over an area of the bottom sediment that is greater than the area of the cage. The dispersion of organic waste implies that the benthic loading beneath a cage will be less than the loading based upon the area of the cage. The benthic loading is generally maximal beneath central parts of the cage and decreases with the distance from the cage centre. A non-zero mean current displaces the loading pattern relative to the cage centre. The dispersion increases with the variability of the current, measured by the variance σ^2 , and with the sinking time T given by the water depth divided by the sinking speed of particles.

From the variability of the current and with known sinking times for organic waste particles one may simulate the deposition on the bottom of organic waste from a single cage. The loading of any point of the bottom beneath and around a fish farm may thereafter be computed as the sum of the contributions from all cages in the farm.

Model simulations presented in this appendix show the following general results:

- o The dispersion at a site is determined by the dispersion length σT . This may be increased by using food with lower sinking speed.*

o The spreading outside a single cage increases, and the maximum loading beneath the cage decreases, with increasing dispersion length and decreasing cage area.

o The maximum loading of the bottom sediment in a fish farm decreases if the distance between cages is increased and the number of cage rows is decreased.

The results from deposition simulations from a single cage, using various dispersion lengths and cage areas, are extracted to a dispersion model for a group of cages, a fish farm. As an example computational results are displayed showing how the maximal loading in "standard farms" with 1, 2 and 3 rows of cages varies with the distance between cages.

If the current above the bottom exceeds a certain limit value, organic sediments formed by waste particles will be eroded and transported away from the site. Information available at present indicate that the limit value is in the interval 10-20 cm/s, corresponding to a limit value in the current variance of about 4-6 (cm/s)².

In the dispersion model it is assumed that currents are normally distributed. Analysis of current measurements from two sites showed this to be true but the general validity has to be proven.

1. BAKGRUNN

En helt sentral oppgave i MOM-prosjektet (Ervik et al, 1993) er å utvikle en metode for å bestemme hvor mye bunnen på en viss lokalitet kan belastes med organisk materiale uten at bunndyrene dør. En modell for oksygenforsyningen av bunnsedimentet som kan brukes for å beregne den kritiske belastningen av bunnen ble presentert ovenfor i denne rapporten. Når en kjenner den kritiske belastningen av bunnen på en viss lokalitet må en kunne beregne hvilke krav dette setter på driften av et fiskeoppdrettsanlegg. En må derfor kunne beregne hvordan fôrspill og fekalier som synker ut av merdene blir spredt over bunnen under fiskeoppdrettsanlegget slik at den kritiske belastningen ikke overskrides. For dette behøves en spredningsmodell.

Foreliggende spredningsmodell for organisk materiale fra et fiskeoppdrettsanlegg tar utgangspunkt i at anlegget består av et antall merder. Spredningen av fôrspill og fekalier fra hver merd antas skje uavhengig av øvrige merder. Merden er altså grundelementet i spredningsmodellen. Når en kjenner spredningen fra enkelte merder av aktuelle størrelser med de strøm- og dybdeforhold som gjelder på en lokalitet og med aktuelle synkehastigheter for fôrspill og fekalier, kan en beregne belastningen på bunnen under hele fiskeoppdrettsanlegget som summen av belastningen fra hver enkelt merd.

Fluksen av organisk materiale per flateenhet gjennom bunnen av en merd, F_m , betraktes her som likt fordelt over merden. Hvis spredningen er like stor i alle retninger varierer fluksen til bunnsedimentet, eller belastningen, bare med avstanden r fra sentrum av merden. Belastningen på bunnsedimentet fra en merd betegnes $F_{2m}(r)=\mu(r)F_m$, slik at $\mu(r)$ er den normaliserte belastningen. Som framgår er μ , som også kan benevnes reduksjonsfaktoren for belastning med organisk materiale på grunn av spredning, et dimensjonsfritt tall med verdi mellom 0 og 1. Maksimal belastning under en merd opptrer vanligvis rett under sentrum av merden, eller forskjøvet hvis det er en middeltransport gjennom anlegget. For å forenkle diskusjonen antar vi foreløpig at det ikke er noen middelstrøm gjennom anlegget slik at maksimal belastning opptrer for $r=0$, dvs. $\max[F_{2m}(r)]=F_{2m}(0)=\mu_m F_m$ hvor $\mu_m=\mu(0)$.

I et oppdrettsanlegg vil en forvente maksimal belastning under sentrale deler av merdene siden

det er antatt at det ikke er noen middeltransport gjennom anlegget. Ettersom bunnen under en merd også vil motta organisk materiale fra øvrige merder i anlegget vil den totale normaliserte belastningen $\mu_{\text{sum}}(r)$ være større enn $\mu(r)$. Mellom de lokale maksima, $\mu_{\text{sum}} = \mu_{\text{sum}}(0)$, under hver merd i et fiskeoppdrettsanlegg er belastningen mindre. Som vises i foreliggende appendiks er variasjonen av belastningen på bunnen i et anlegg avhengig av bl.a. merdenes areal og avstanden mellom merder. At belastningen er ulike stor på ulike deler av bunnen i et fiskeoppdrettsanlegg vil ha betydning for hvor stor den totale belastningen kan tillates å være. Jo mindre variasjon, og dermed jevnere belastning, jo større kan den totale belastningen være uten at bunndyrene slås ut, med begynnelse i områdene med maksimal belastning.

Hvis en i et oppdrettsanlegg har et stort antall, N , små merder, hver med arealet A_m , og hele oppdrettsanlegget dekker arealet A_{opp} , så vil en i beste fall kunne oppnå en jevn fordeling av belastningen på bunnen. Teoretisk er denne lik $N \cdot F_m \cdot A_m / A_{\text{opp}} = \mu_t \cdot F_m$ hvor den teoretiske midlere normaliserte belastningen $\mu_t = N \cdot A_m / A_{\text{opp}}$ og $A_m / \mu_t = A_{\text{opp}} / N$ er den effektive flate som hver merd dekker i oppdrettsanlegget. Den laveste midlere belastning en kan påregne i oppdrettsanleggets sentrale deler er lik μ_t . Langs periferien av oppdrettsanlegget blir belastningen mindre grunnet randeffekter fordi fôrspill og fekalier blir spredt utenfor oppdrettsanlegget. For å kunne oppnå belastningen μ_t i hele oppdrettsanlegget kreves selvfølgelig at $\mu_m < \mu_t$. For gitt strømfelt, vanddypp og synkehastighet for organisk materiale er det således nødvendig å vite hvor stor den maksimale belastningen blir på bunnen under merdene i et oppdrettsanlegg som funksjon av merdenes areal og separasjonen mellom merdene. En bør notere at hvis spredningen er meget dårlig, grunnet lite variasjon i strømmen og/eller lite vanddypp, vil det meste av fôrspillet havne rett under merdene. Dette gjelder særlig for større merder. Belastningen μ_t kan i praksis ikke realiseres under slike forhold.

I et flertall avhandlinger har en presentert beregnet spredning av fôrspill og fekalier fra oppdrettsanlegg, se f.eks. Gowen, Smyth and Silvert (1994) for et resymé av ulike modeller. En har imidlertid ikke studert hvordan belastningen fordeler seg inne i anlegg som funksjon av merdstørrelse og separasjon mellom merder, men har hovedsakelig konsentrert seg på randeffekter og i beregningene har en gått ut fra at fluksen per flateenhet fra et anlegg er konstant og basert på hele arealet som oppdrettsanlegget dekker, dvs. lik $F_m \cdot \mu_t$. I foreliggende appendiks

blir det utredet hvordan en skal beregne belastningsfordelingen på bunnen under et oppdrettsanlegg i det en går ut fra spredningsegenskaper for enkelte merder. Kunnskap om hvordan en i praksis kan oppnå en ønsket reduksjonsfaktor for belastningen av bunnen i et oppdrettsanlegg, slik at den kritiske belastningen med levende bunndyr ikke overskrides, er helt avgjørende for en fungerende MOM-modell.

2. SPREDNING AV FÔRSPILL OG FEKALIER FRA EN ENKELT MERD

Strøm under en merd med en i tiden varierende horisontal hastighet $V=V(t)$ vil spre organisk materiale (fôrspill og fekalier) vekk fra merden. Hvis synkehastigheten for organisk materiale er w , er synketiden $T=H/w$ hvor H er avstanden mellom merden og bunnen. Med gitt synkehastighet for organisk materiale gir således vanddybden på en lokalitet en bestemt synketid. Siden fôrspill og fekalier har ulike synkehastighet får en regne med minst to synketider for en lokalitet. Under tiden T vil en strøm med hastigheten V transportere en synkende partikkel veien $l=V \cdot T$, eller $l=V \cdot H/w$. Med f.eks. $H=25$ m og $w=0.1$ m/s fås $T=H/w=250$ s, slik at hastigheten $V=0.04$ m/s i dette tilfelle tilsvare en horisontal forflytning l lik 10 m.

2.1 STRØMMEN PÅ EN LOKALITET

Strømmen i et punkt er oppbygget av en stasjonær del og en fluktuerende del. Den fluktuerende delen vil spre partikler som synker ut fra merden mens den stasjonære komponenten, middelstrømmen, ikke vil bidra til spredning, men vil forskjyve spredningsmønsteret relativt til merden. Den fluktuerende strømmen får bidrag av varierende størrelse fra alle frekvenser og strømmens varians er et mål på hvor mye strømmen fluktuerer.

Meget høye frekvenser vil ikke være like effektive som lavere frekvenser når det gjelder å spre nedsynkende partikler. Grensen går ved periodelengden som gis av synketiden T . Siden strømmålere ofte integrerer over periodelengder i intervallet 10 - 30 minutter vil høye frekvenser i strømmen ikke bidra til den målte variasjonen og synketiden er oftest kortere enn integrasjonstiden for måleren. Med slike integrasjonstider kan en derfor bruke hele variansen av målt strøm som et mål for strømmens evne å spre synkende partikler.

For å beregne spredning av fôrspill og fekalier på en lokalitet må en vite hvordan strømmen varierer. Informasjon om dette kan en få gjennom å sette ut en automatisk registrerende strømmåler. En ulempe med den vanligste typen av strømmåler er at strømmen måles vha. en rotor. På grunn av friksjon i måleinstrumentet stopper rotoren hvis strømmen er svakere enn en

viss terskelverdi. I slike tilfeller registreres terskelverdien. For de to tidsseriene av strøm som er brukt i denne rapporten, fra Paraklaks og Stegavågen på Austevoll, er terskelverdien angitt til 1.50 cm/s. For beregningene i det følgende erstattes registreringene med tilfeldige tall mellom 0 og 1.50 cm/s i tilfelle terskelverdien er registrert. De tilfeldige tallene er bestemt ved bruk av såkalt slumpetallsgenerator. På denne måte fås en rimelig statistisk beskrivelse av svake strømmer.

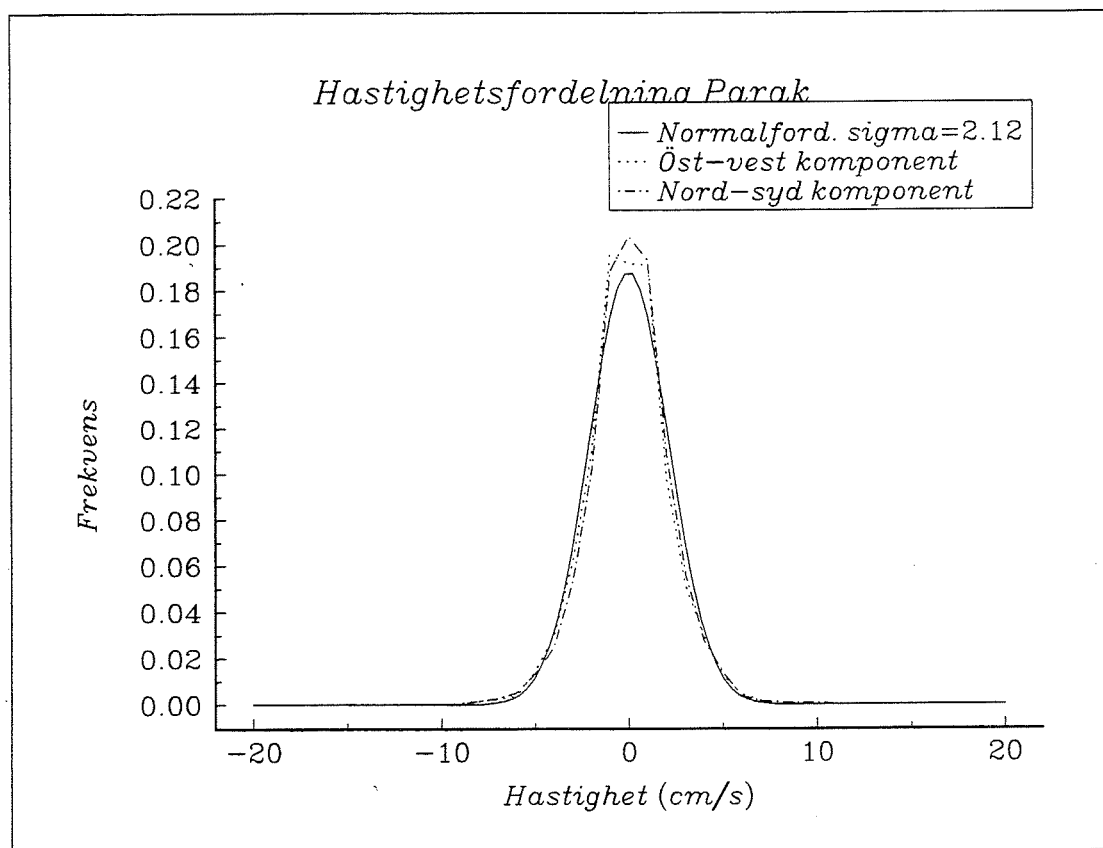


Fig. 1 Hastighetsfordelning ved Paraklaks samt normalfordeling med variansen $\sigma^2 = 4.5 \text{ (cm/s)}^2$.
 (Distribution of current speeds at Paraklaks and a normal distribution with the variance $\sigma^2 = 4.5 \text{ (cm/s)}^2$.)

Antallet strømregistreringer i serien fra Paraklaks var 5050. Av disse viste 1594, dvs. 32 %, terskelverdien. Tilsvarende tall for Stegavågen var henholdsvis 7901 og 4973 (63%). Variansen σ^2 for den korrigerte strømmen, dvs. med terskelverdien erstattet med tilfeldige tall, var ved Paraklaks 4.5 og 4.4 (cm/s)^2 for strøm i retningene henholdsvis øst-vest og nord-syd. Tilsvarende for den målte strømserien fra Stegavågen var 2.3 (cm/s)^2 i begge retningene. Strømmen var således omtrent symmetrisk (like i alle retninger) på begge lokalitetene, men vesentlig svakere

ved Stegavågen enn ved Paraklaks.

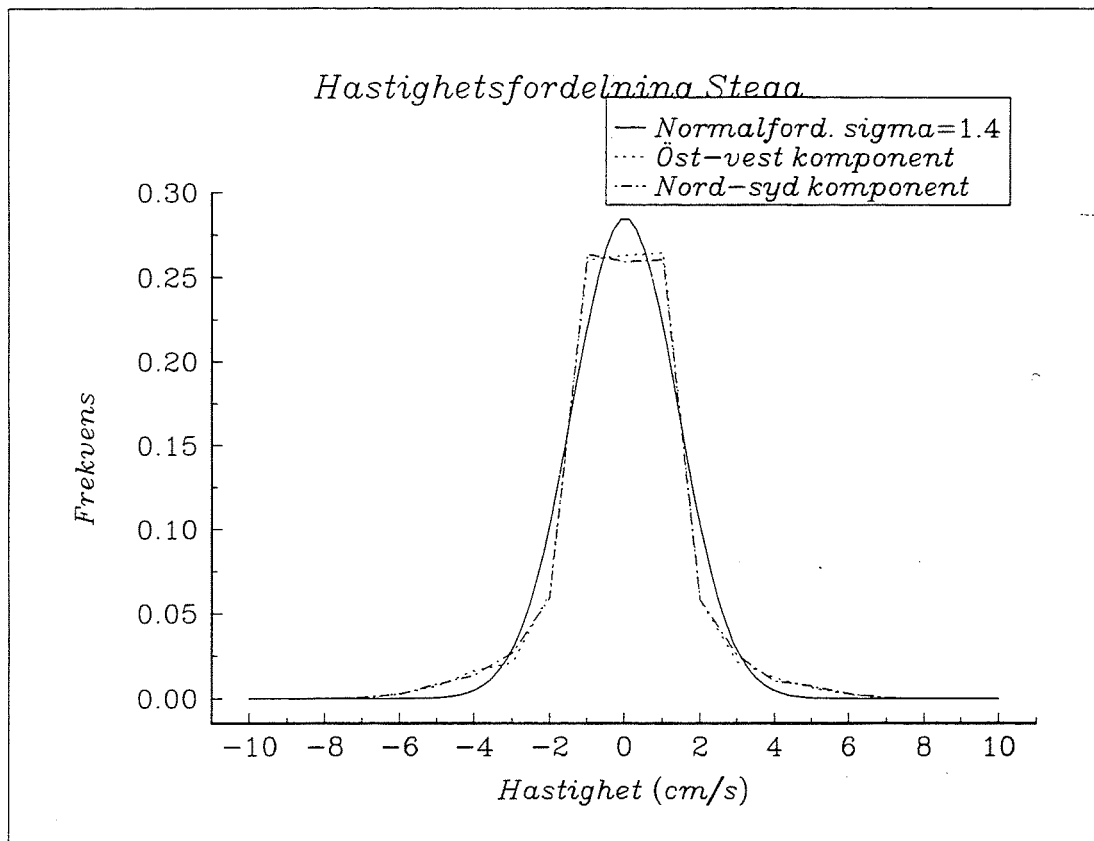


Fig. 2 Hastighetsfordelning ved Stegavågen samt normalfordeling med variansen $\sigma^2=2.0$ (cm/s)².
(Distribution of current speeds at Stegavågen and a normal distribution with the variance $\sigma^2 = 2.0$ (cm/s)².)

Strømmen er omtrent normalfordelt på begge lokalitetene (Fig. 1 og 2). De observerte maksimalhastighetene, 16 og 9 cm/s ved henholdsvis Paraklaks og Stegavågen, er som forventet for tidsserier med ca. 5000 observasjoner av normalfordelt strøm med varians som ved de to lokalitetene (Fig. 3). Frekvensen av strømhastigheter lavere enn målerens terskelverdi på de to lokalitetene er noe høyere enn hva en forventer ved normalfordelt strøm hvis terskelverdien er 1.5 cm/s, men stemmer godt overens hvis terskelverdien er 2 cm/s, jf. Fig. 4. Det ser således ut til at strømmene ved Paraklaks og Stegavågen relativt godt kan beskrives som normalfordelt og derfor kan karakteriseres ved middelveien og variansen i to vinkelrette retninger, f.eks. øst-vest og nord-syd.

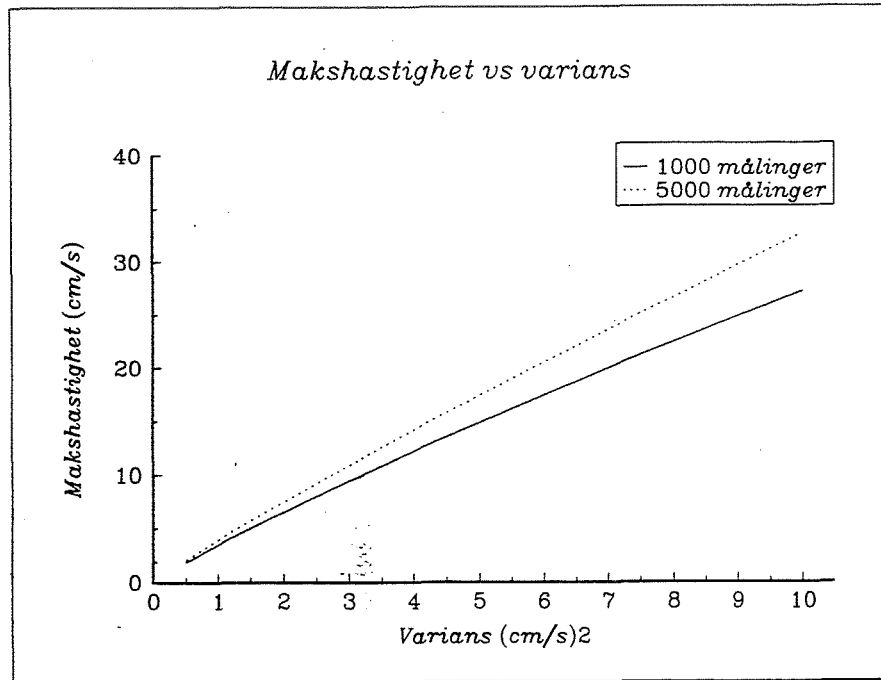


Fig. 3

Sammenheng mellom maksimal målt hastighet for henholdsvis 1000 og 5000 strømregistreringer og strømmens varians for normalfordelt strøm med middelstrøm lik null.
 (Relationship between maximum measured speed for 1000 and 5000 measurements, resp. and the variance of the current if the current is normally distributed and with zero mean current.)

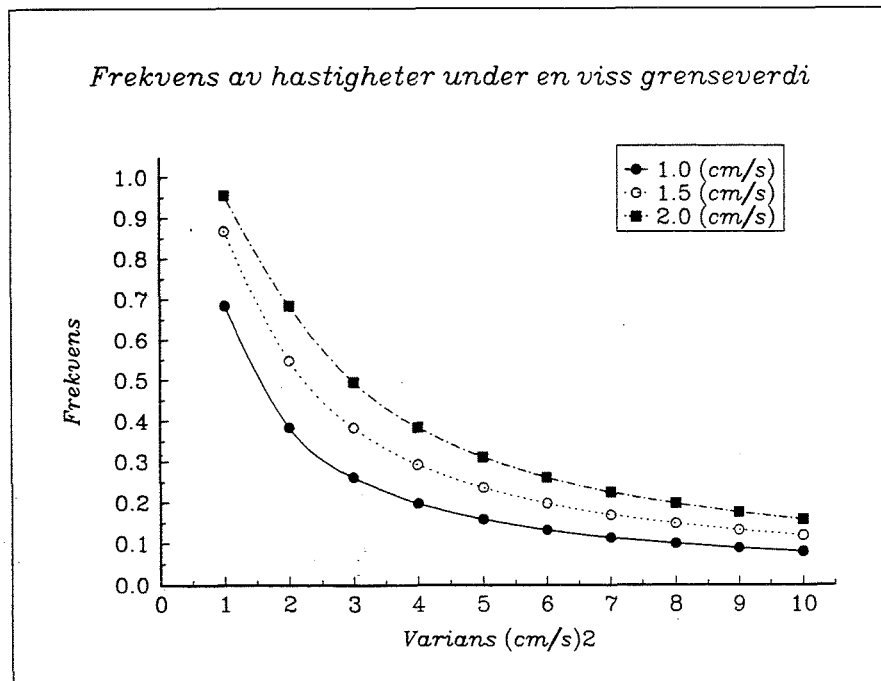


Fig. 4

Frekvens av lave strømhastigheter, lavere enn henholdsvis 1.0, 1.5 og 2.0 cm/s, som funksjon av variansen for normalfordelt strøm.
 (Frequency of current speeds lower than 1.0, 1.5 and 2.0 cm/s, respectively, as function of the variance of normally distributed currents.)

2.2 SIMULERING AV SPREDNING VED BRUK AV OPPMÅLT STRØM

Gjennom å bruke en serie oppmålte strømhastigheter kan en studere hva ulike synketider T vil bety for spredningen av organisk materiale fra et oppdrettsanlegg. I Fig. 5 vises fordelingen av den normaliserte belastningen på bunnen fra en merd med arealet $11 \cdot 11 \text{ m}^2$ i posisjonen $(0,0)$ og med synketiden $T=100 \text{ s}$. For beregningene brukes et såkalt grid-nett med oppløsningen $1 \times 1 \text{ m}^2$. For hver strømregistrering beregnes hvor på bunnen (i et tilsvarende grid-nett) organisk materiale fra et hvert gridpunkt i merden vil havne. Fordelinger med synketider lik henholdsvis 300 og 900 s (Fig. 6 og 7) gir som forventet større spredning av organisk materiale utenfor merden og derfor lavere maksimal belastning μ_m rett under merden. Det må understrekes at fôrspill og fekalier har ulike synketider og derfor er beskrevet av ulike spredningsfigurer. Det må også understrekes at belastningen ved og under en merd i et virkelig fiskeoppdrettsanlegg får bidrag fra nabomerdene som beskrevet i kap. 3 nedenfor.

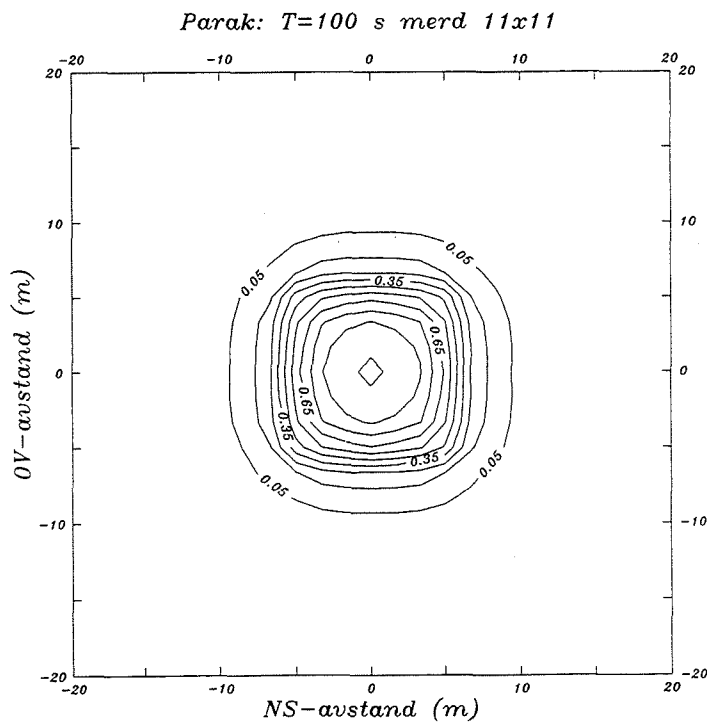


Fig. 5

Spredningen av organisk materiale uttrykket i $\mu_m = F_{2m}/F_m$ fra en $11 \times 11 \text{ m}^2$ merd med synketid $T=100 \text{ s}$. Strøm fra Paraklaks.

(Dispersion of organic matter as expressed in $\mu_m = F_{2m}/F_m$ from a $11 \times 11 \text{ m}^2$ cage and with sinking time $T=100\text{s}$. Currents from Paraklaks.)

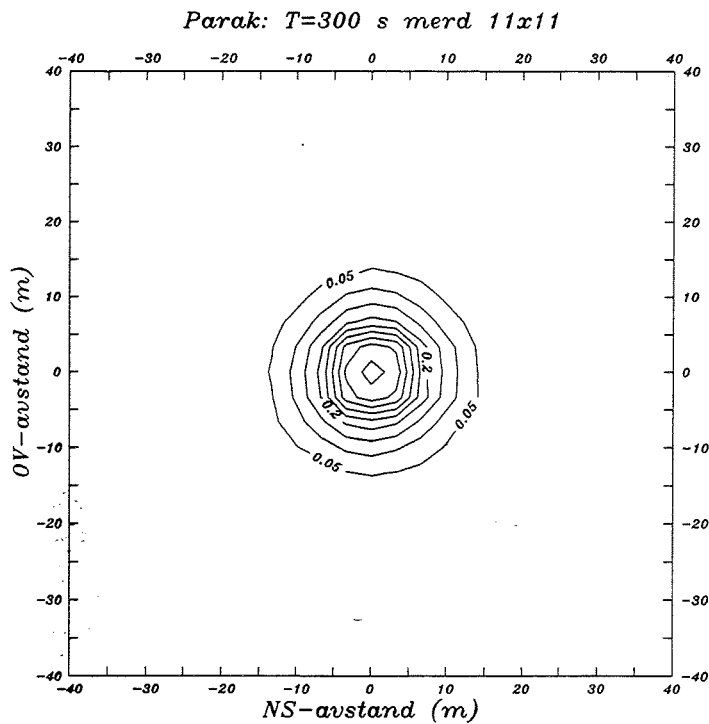


Fig. 6

Spredningen av organisk materiale uttrykket i $\mu_m = F_{2m}/F_m$ fra en 11x11 m² merd med synketid T=300 s. Strøm fra Paraklaks.
 (Same as Fig. 5 but with T=300 s.)

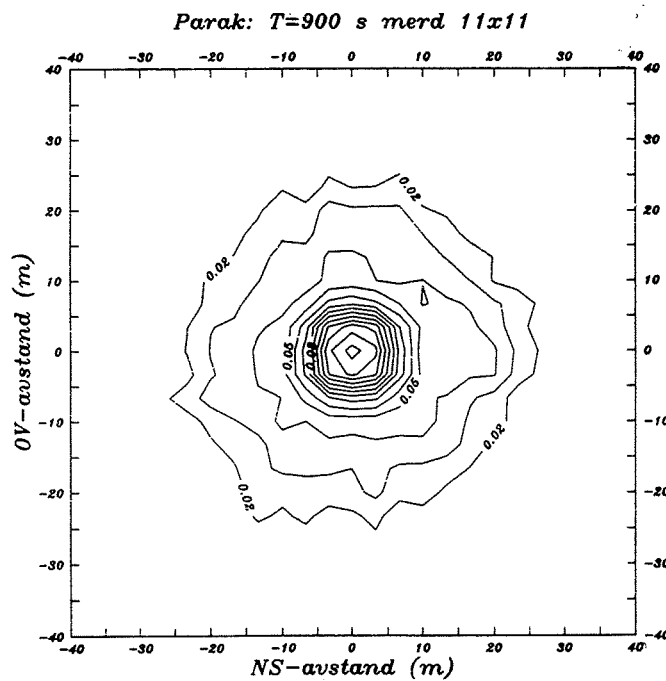


Fig. 7

Spredningen av organisk materiale uttrykket i $\mu_m = F_{2m}/F_m$ fra en 11x11 m² merd med synketid T=900 s. Strøm fra Paraklaks.
 (Same as Fig. 5 but with T=900 s.)

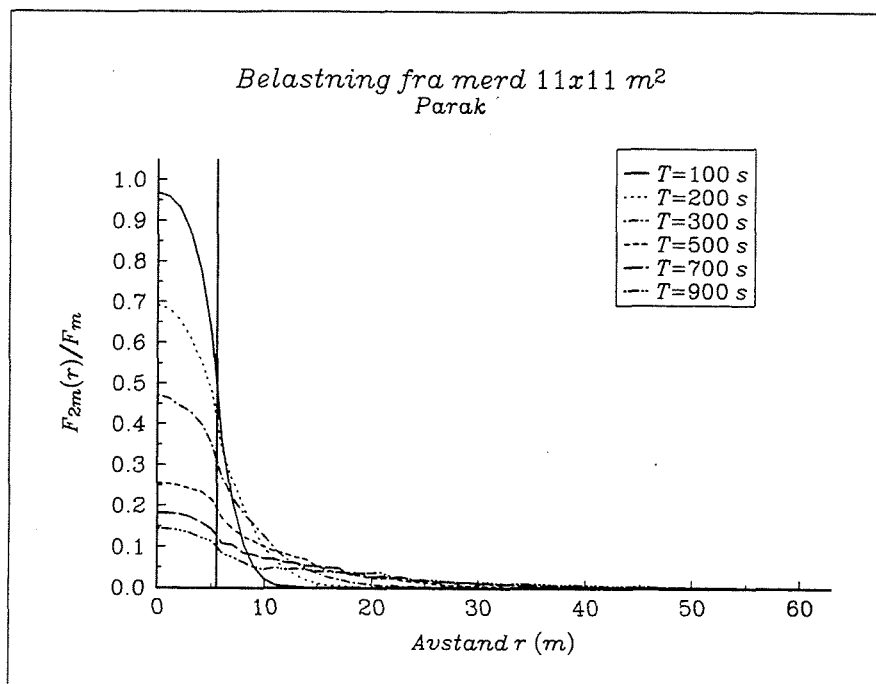


Fig. 8 Spredningen av organisk materiale fra en 11x11 m² merd for ulike synketider. Strøm fra Paraklaks.
 (Dispersion of organic matter from a 11x11 m² cage for different sinking times T . Currents from Paraklaks.)

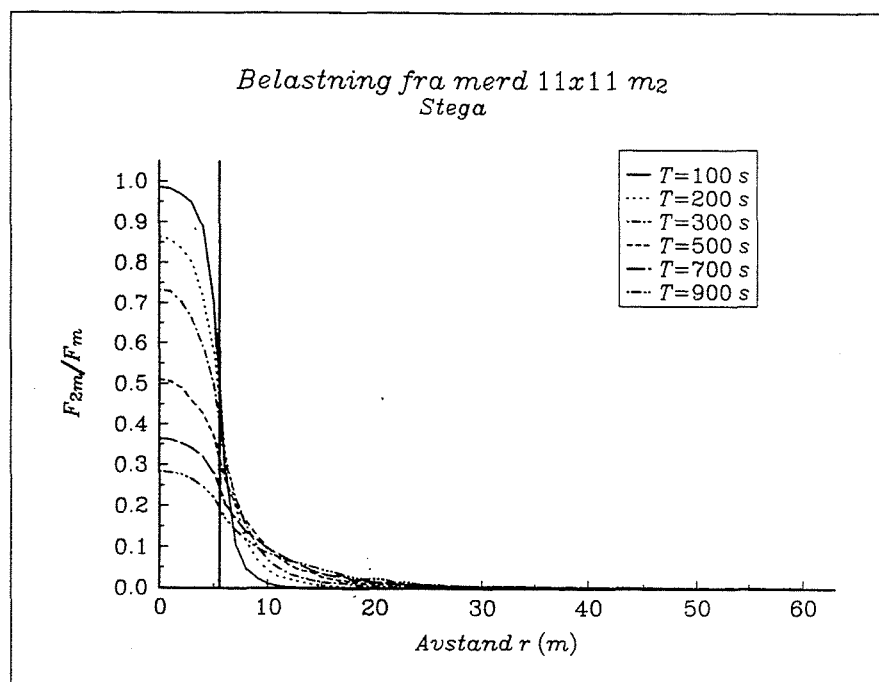


Fig. 9 Spredningen av organisk materiale fra en 11x11 m² merd for ulike synketider. Strøm fra Stegavågen.
 (Dispersion of organic matter from a 11x11 m² cage for different sinking times T . Currents from Stegavågen.)

Spredningen som funksjon av synketiden T fremgår tydelig i Fig. 8 som viser hvordan den

normaliserte belastningen $\mu(r)=F_{2m}(r)/F_m$ varierer med avstanden r fra merdens sentrum. Betydningen av størrelsen av strømmens variasjon framgår ved en sammenligning mellom Fig. 8 og 9. Den generelt svakere strømmen ved Stegavågen gir mye dårligere spredning enn strømmen ved Paraklaks. For å få f.eks. $\mu_m < 0.5$ er det tilstrekkelig med en synketid $T \sim 300$ s ved Paraklaks mens synketiden må være større enn 500 s ved Stegavågen. Vanddybden ved Stegavågen må følgelig være nesten dobbelt så stor som ved Paraklaks for at lokalitetene skal ha samme evne til å spre organisk materiale med gitt synkehastighet.

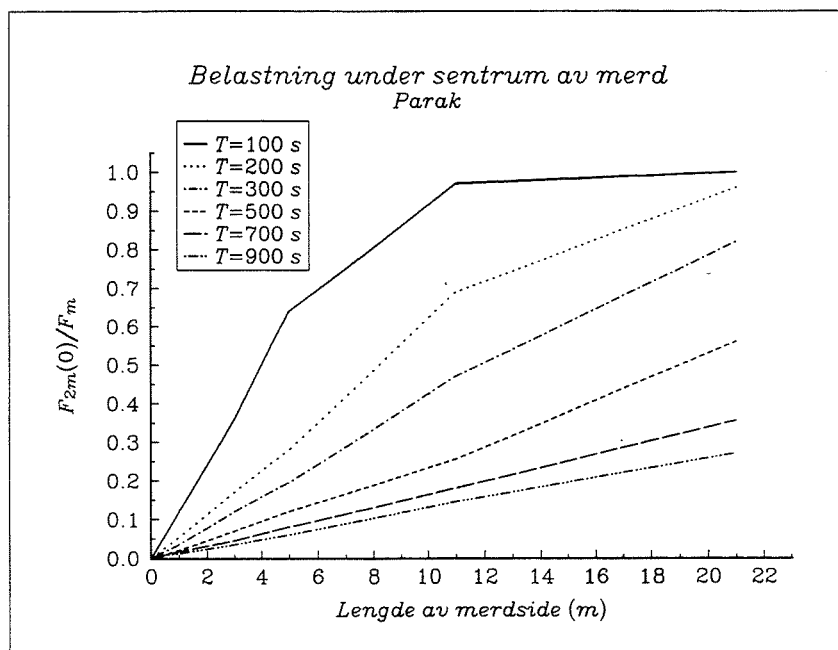


Fig. 10 Maksimal belastning med organisk materiale under en merd som funksjon av merdens kantlengde L og synketiden T . Strøm fra Paraklaks.
(Maximum organic loading beneath a cage as function of the cage side length L and the sinking time T . Currents from Paraklaks.)

For å studere effekten av merdens areal for spredningen ble beregninger gjort for noen ulike merdarealer, nemlig 1x1, 3x3, 5x5, 11x11 og 21x21 m². Fig. 10, som er konstruert fra disse beregningene, viser hvordan den normaliserte maksimale belastningen $\mu_m (=F_{2m}(0)/F_m)$ under merdene varierer med merdens kantlengde og med synketiden T . Fra denne figuren kan en konkludere med at det på en gitt lokalitet er mulig å få bedre spredning gjennom å bruke mindre merder. En utvikling mot bruk av større merder kan således være uheldig hvis den ikke samtidig blir kompensert med bedre lokaliteter, dvs. større vanddyb og/eller sterkere strøm, og/eller lavere synkehastighet for fôr.

2.3 SIMULERING AV SPREDNING VED BRUK AV NORMALFORDELTE STRØM

En kan generalisere beregningene ovenfor ved å utnytte at strømmen tilnærmet er normalfordelt. Belastningen på bunnen av synkende organisk materiale, med synketiden T , fra en meget liten (infinitesimal) flate i posisjonen x_0, y_0 kan skrives

$$\mu(x,y) = \frac{M}{\sigma_x \sigma_y T^2 2\pi} e^{-\frac{(x-x_0)^2}{2\sigma_x^2 T^2} - \frac{(y-y_0)^2}{2\sigma_y^2 T^2}} \quad (1)$$

hvor x og y er to vinkelrette koordinater, f.eks i øst-vest og nord-syd, σ_x^2 og σ_y^2 er den normalfordelte strømmens varians i de to retningene og M er den totale belastningen (kildestørrelse) fra den infinitesimale flaten. Integralet av $\mu(x,y)$ over hele x,y -planet er lik M .

For beregningene nedenfor settes $\sigma_x = \sigma_y = \sigma$, dvs spredningen er like stor i begge retningene (symmetrisk), og beregninger blir utført for ulike verdier av "spredningslengden" σT . Formelen ovenfor, med symmetrisk spredning, viser at spredningen er helt bestemt av spredningslengden σT . To lokaliteter med samme verdi på spredningslengden σT er derfor helt ekvivalente ut fra spredningssynspunkt.

Ved å utnytte en symmetrisk variant av formel (1) ovenfor for å beregne spredningen av synkende organisk materiale fra en merd med kantlengde L , kan en få dekket hele den aktuelle delen av parameterplanet ($L, \sigma T$). Det er her valgt å gjøre beregninger i intervallene $1 \leq L \leq 15$ og $1 \leq \sigma T \leq 40$. Spredningslengden $\sigma T = 40$ fås f.eks. med kombinasjonen $T = 1000$ s og $\sigma = 4$ (cm/s). For slike høye strømvarianser ($\sigma^2 = 16$) kan en forvente maksimale strømhastigheter oppimot eller over 30 cm/s (jf. Fig. 3), og sannsynligvis er en dermed inne i erosjonsregimet hvor bunnsediment blir spylet burt fra oppdrettsanlegget.

Den maksimale belastningen $\mu_m = \mu(0)$ under en merd som funksjon av spredningslengden σT ("sigmaT" eller "sigT") og merdens kantlengde L vises i Fig. 11. Den store betydningen av merdens størrelse, spesielt under dårlige spredningsforhold (korte spredningslengder), framgår

meget tydelig. Andelen av utsluppet materiale som blir liggende på bunnen under merden vises i Fig. 12. Av naturlige årsaker ligner denne figuren på den forrige (Fig. 11), med en stor andel av utsluppet materiale liggende på bunnen under store merder under dårlige spredningsforhold.

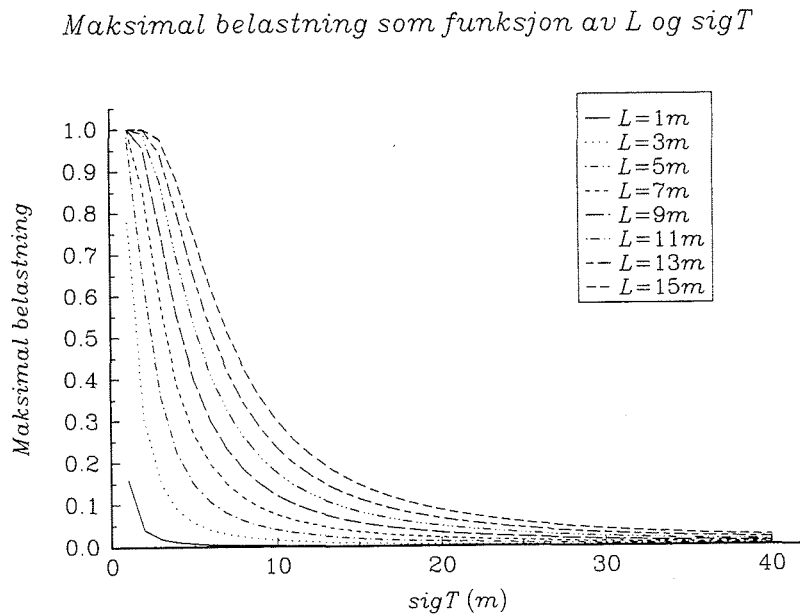


Fig. 11 Maksimal belastning μ_m under en merd som funksjon av spredningslengden σT og merdens kantlengde L .
(Maximum loading μ_m beneath a cage as function of the dispersion length σT and the side length L of the cage.)

Spredningen fra merder med ulik størrelse (7, 11 og 15 m kantlengde) vises i Fig. 13-15. På den vertikale aksene er spredningslengden σT og på den horisontale er avstanden fra merdens sentrum. Med gitt verdi på σT viser denne figuren hvordan belastningen avtar fra merdens sentrum, se også noen eksempler i Fig. 16. Slike figurer er generelle merdmodeller som viser hvordan organisk materiale under ulike spredningsforhold blir spredt fra en merd av gitt størrelse. Fig. 13-15 demonstrerer godt forskjellen i spredning av fôr og fekalier med forskjellige synkehastigheter og derfor forskjellige verdier på σT . Hvis fôret synker med 4 ganger høyere hastighet enn fekalier, vil σT -verdien for fekalier være 4 ganger større enn for fôr. Fra figurene kan en se at en

faktor 4 i σT betyr meget for spredningen. Med f.eks. $\sigma T=10$ for fôr vil fekaliene ha σT -verdien 40, noe som betyr meget god spredning, hvorfor en vanligvis kan neglisjere belastningen fra fekalier sammenlignet med belastningen fra fôrspill, spesielt ettersom F_m -verdien (fluksen fra merden) for fekalier oftest er klart lavere enn F_m -verdien for fôrspill (dvs. utslippet av fôrspill er som oftest større enn utslippet av fekalier).

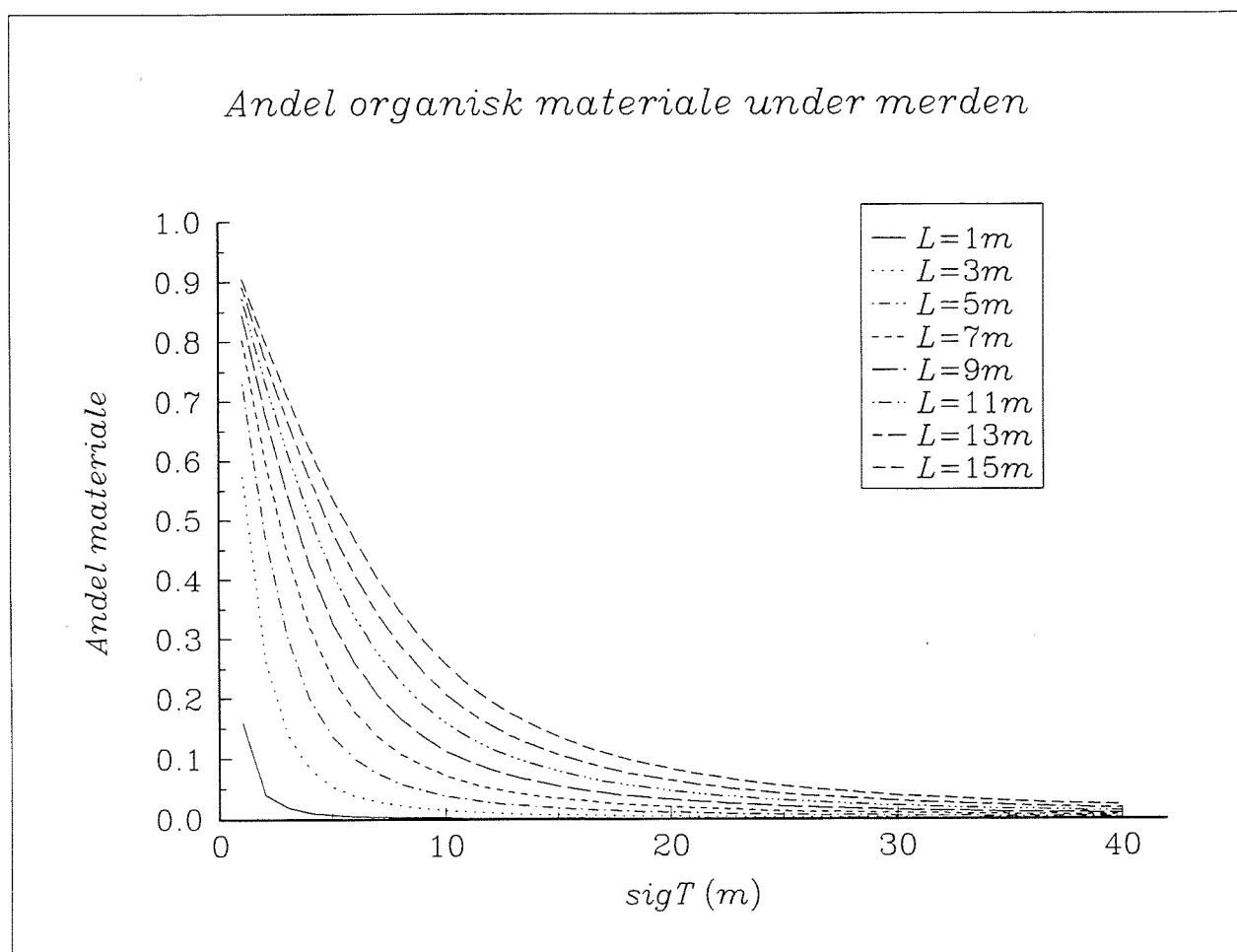


Fig. 12 Andel av utsluppet organisk materiale fra en merd som havner under merden for ulike spredningslengder σT og ulike kantlengde på merden L .
(Fraction of organic waste from a cage deposited beneath the cage for different dispersion lengths σT and side lengths L of the cage.)

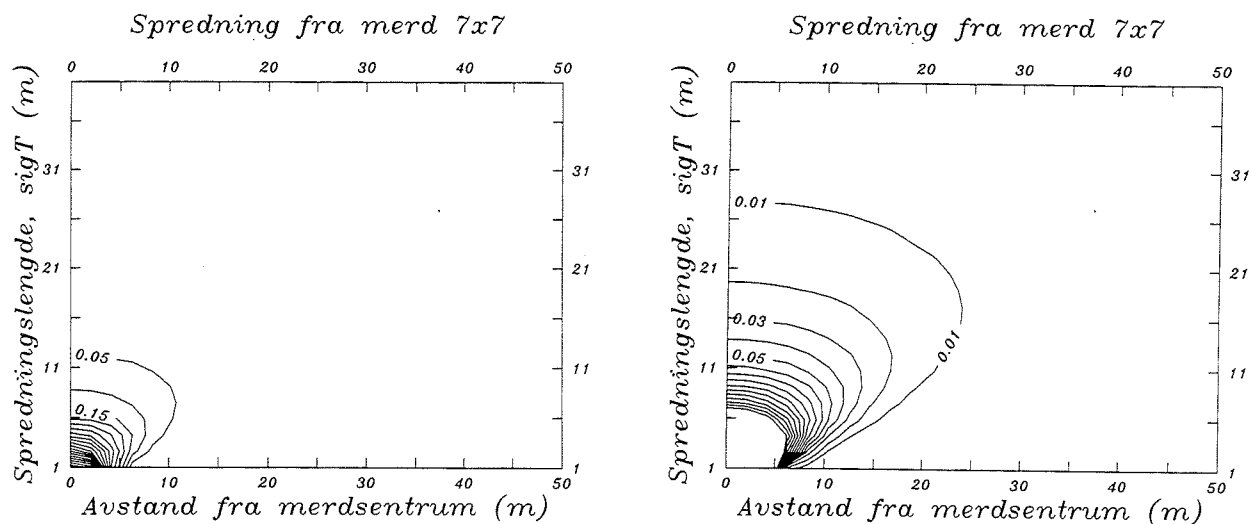


Fig. 13 Spredning av organisk materiale fra merd 7x7 m² for forskjellige verdier av σT .
 (Spreading of organic waste from a 7x7 m² cage for different σT .)

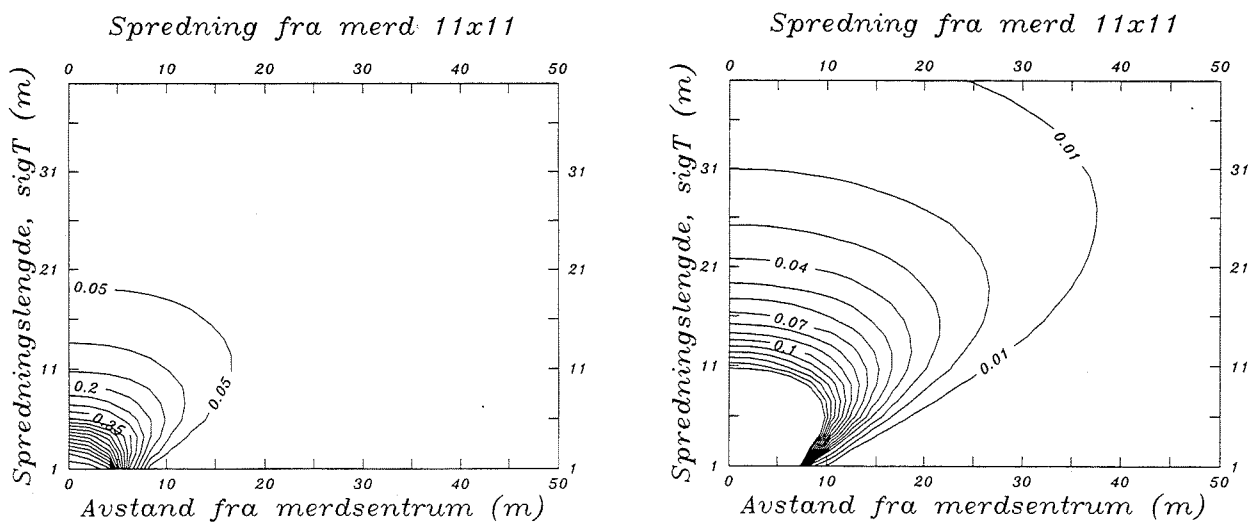


Fig. 14 Spredning av organisk materiale fra merd 11x11 m² for forskjellige verdier av σT .
 (Spreading of organic waste from a 11x11 m² cage for different σT .)

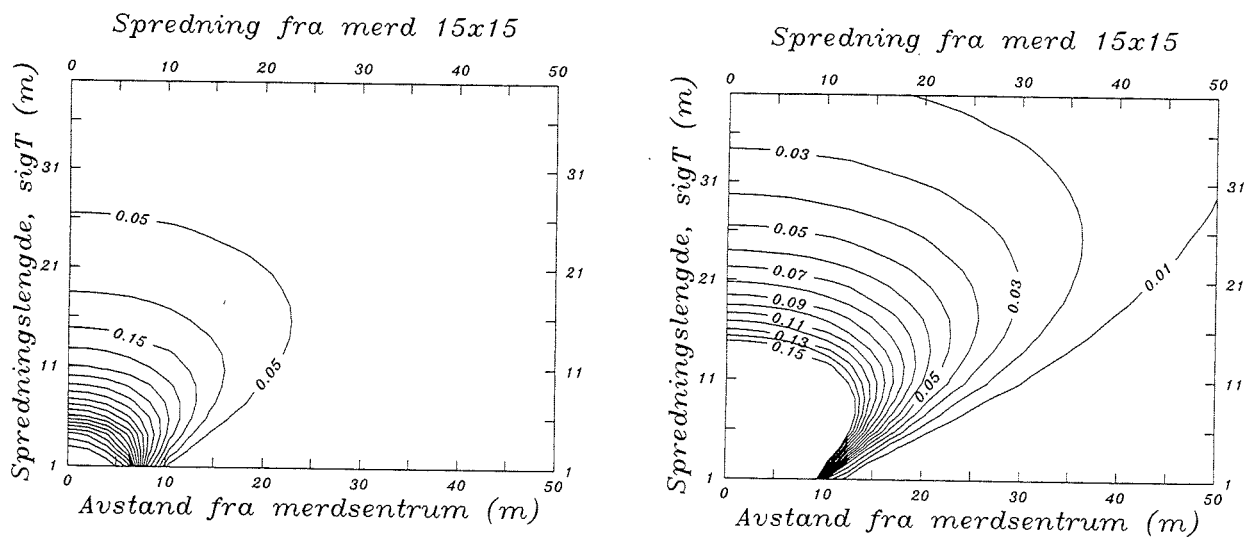


Fig. 15 Spredning av organisk materiale fra merd 15x15 m² for forskjellige verdier av σT .
 (Spreading of organic waste from a 15x15 m² cage for different σT .)

2.4 SPREDNINGSMODELL FOR MERDER

Simuleringene presentert ovenfor viser hvordan spredningen av organisk materiale varierer som funksjon av strømmens spredningslengde σT og merdens kantlengde L . Det er imidlertid altfor tungvint, og dessuten unødvendig, å gjennomføre slike simuleringer i MOM-modellen. I stedet er resultatene av foreliggende simuleringer samlet i data-filer, jf. Appendiks 2. Fra disse kan en med gitt spredningslengde σT og gitt merdstørrelse (L) plukke ut funksjonen $\mu(r)$ for sentrumavstanden r i intervallet 0 til 50 m. Eksempel på noen μ -profiler gis i Fig. 16.

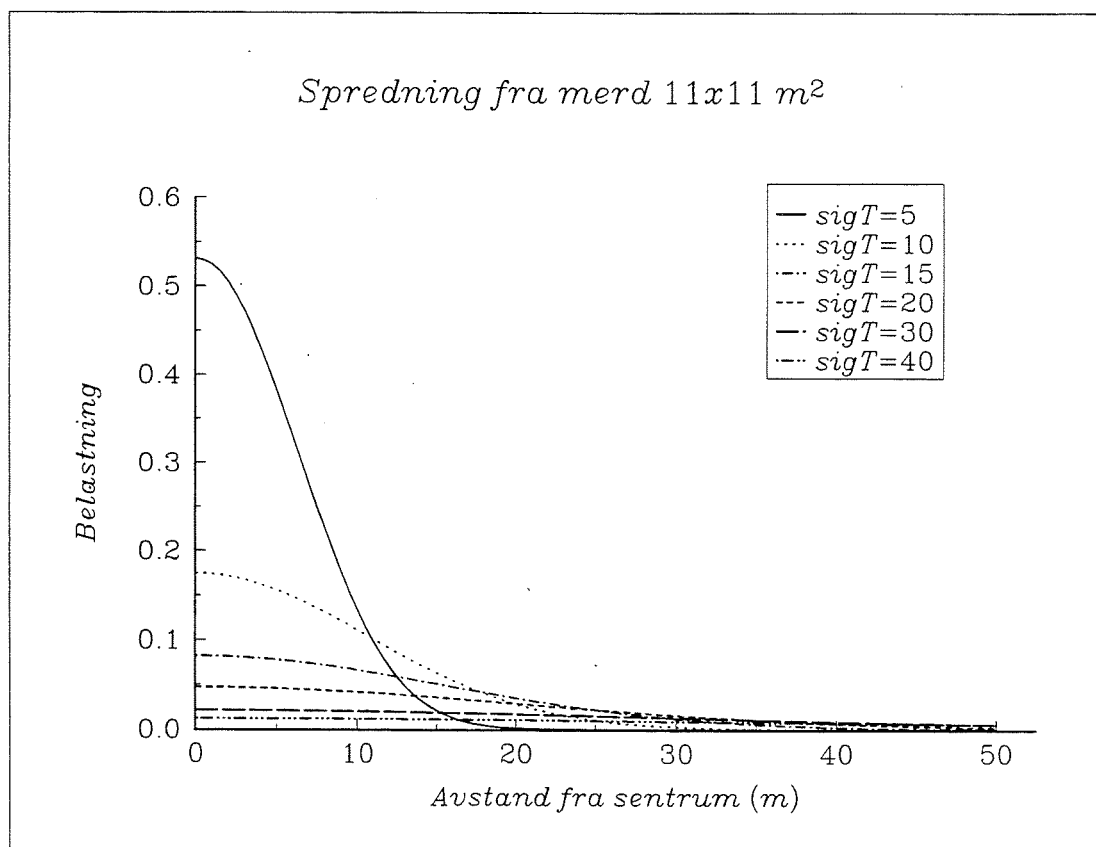


Fig. 16

Spredningen av organisk materiale som funksjon av avstanden fra sentrum av en 11x11 m² merd for noen forskjellige verdier av σT ("sigT").
(Spreading of organic waste as function of the distance from the cage center for a 11x11 m² cage for different σT ("sigT").)

3. SPREDNING AV FÔRSPILL OG FEKALIER FRA ET OPPDRETTSANLEGG

Fra diskusjonen og beregningene presentert i kap. 2 ovenfor fremgår at jo bedre spredning, målt som spredningslengden σT , jo mere vil nærliggende merder påvirke hverandre og dermed vil nabomerder bidra til å øke den maksimale belastningen under en merd sammenlignet med μ_m -verdien for en enkelt, isolert merd. En må derfor beregne bidrag til belastningen fra nabomerder for å beregne den totale maksimale belastningen μ_{summm} under en merd. Spredningsdiagram av samme type som i Fig. 16 kan direkte brukes for dette. Eksemplet nedenfor kan være instruktivt for å demonstrere hvordan den totale maksimale belastningen under en merd beregnes.

Eksempel: En lokalitet for fiskeoppdrett har synketiden $T=500$ s for fôrspill og strømmens varians σ^2 er 4 (cm/s)^2 slik at $\sigma T=10$ (m). Merdene, $11 \times 11 \text{ m}^2$, ligger i to parallelle rekker med samme mellomrom mellom merdene. Hvordan varierer den maksimale belastningen μ_{summm} med mellomrommet mellom merdene?

Fra Fig. 16 fremgår at $\mu_m=\mu(0)$ for en enkelt merd i dette tilfelle er lik 0.17. Hvis mellomrommet D mellom merdene er 5 m har hver merd (bortsett fra i endene av anlegget) tre nabomerder med sentrumavstand 16 m. Bidraget fra hver av disse er 0.05 (Fig. 16), dvs totalt 0.15. Det finnes to nabomerder med sentrumavstand 22.5 m. Bidragene fra hver av disse er 0.02, dvs. totalt 0.04. Det totale bidraget fra merder lengre borte anslås for dette tilfellet til 0.01. En får da den totale maksimale normaliserte belastningen med fôrspill, målt som μ_{summm} -verdien, under en merd til $0.17+0.15+0.04+0.01=0.37$. Innflytelse fra nabomerdene vil følgelig i dette tilfellet medføre at μ_{summm} -verdien blir noe mere enn dobbelt så stor som μ_m -verdien for en enkelt merd hvis separasjonen mellom merdene er 5 m. Hvis en finner at den beregnede μ_{summm} -verdien er altfor høy må en gjøre en ny beregning med større avstand mellom merdene. Hvis selv $\mu_m=0.17$ (bidraget fra merden selv) er en altfor høy verdi kan lokaliteten kun brukes hvis en bruker mindre merder og/eller en lavere F_m -verdi og/eller fôr med lavere synkehastighet (lengre synketid). I Fig. 17 vises hvordan μ_{summm} varierer med mellomrommet mellom merder for et oppdrettsanlegg med 1, 2 og 3 rekker av merder ($11 \times 11 \text{ m}^2$) for en lokalitet med spredningslengden $\sigma T=10$ m.

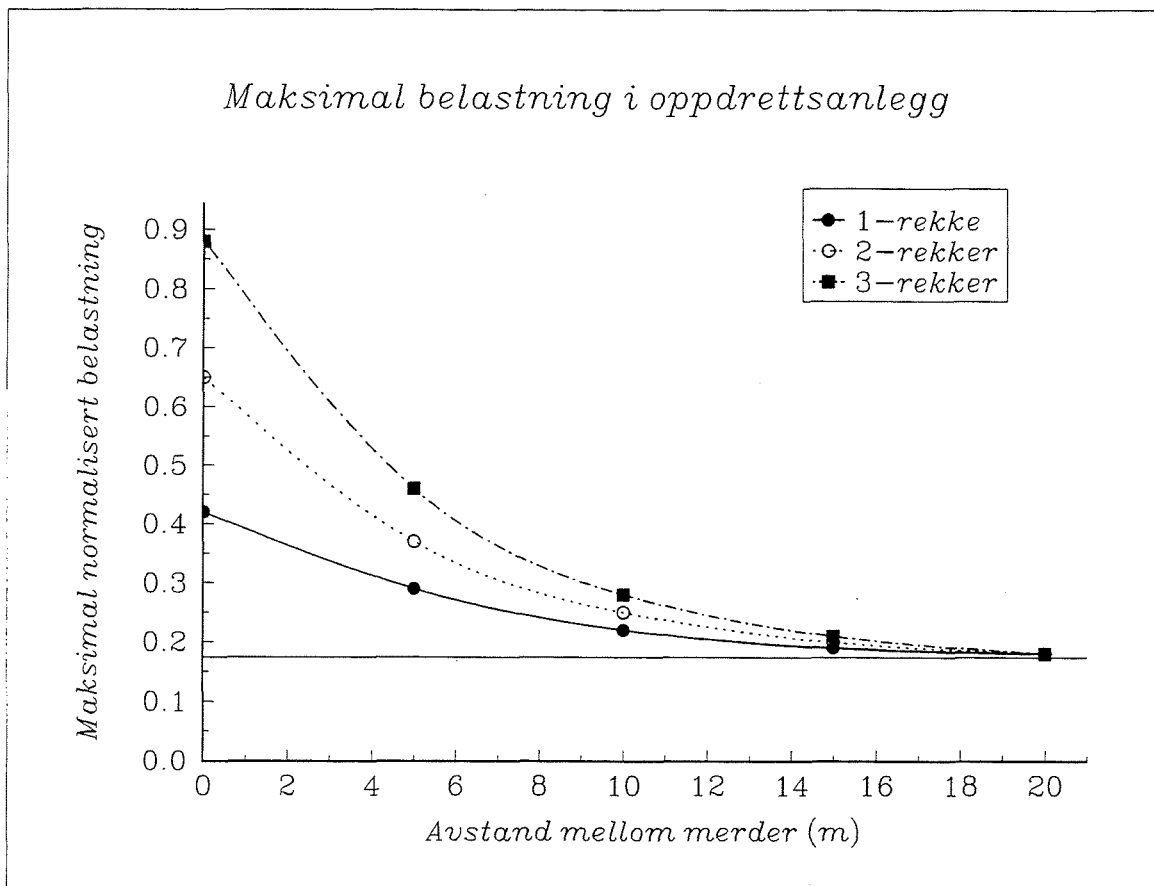


Fig. 17. Maksimal normalisert belastning μ_{summ} for et oppdrettsanlegg med $\sigma T=10$ m og med merder (11×11 m²) i 1, 2 og 3 rekker for ulike mellomrom D mellom merdene. Den horisontale linjen nederst viser maksimal normalisert belastning, $\mu(0)$, fra en enkelt merd.
 (Maximum normalized loading μ_{summ} for a fish farm with $\sigma T=10$ m and with cages (11×11 m²) in 1, 2 and 3 rows for different distances D between cages. The horizontal line shows maximum normalized loading, μ , from a single cage.)

En kan konkludere med at spredningsprofiler av den type som er vist i Fig. 16 (og som foreligger som datafiler for brede områder i L og σT) kan brukes for å beregne belastningen med organisk materiale i et anlegg. Beregningene krever at en har en representativ tidsrekke av målt strøm slik at en kan bestemme strømmens varians σ^2 . Gjennom å øke mellomrommet mellom merdene kan

en i mange tilfeller få et anlegg med lavere maksimal belastning, jf. Fig. 17. Den maksimale belastningen kan imidlertid ikke bli lavere enn $\mu(0)$ som er den maksimale belastningen fra en enkelt merd.

For beregninger av μ_{summ} i 1, 2 og 3-rekkes anlegg brukes følgende formler

For 1-rekkes-anlegg:

$$\mu_{\text{summ}} = \mu(0) + 2\mu(S) + 2\mu(2S) + 2\mu(3S) \quad (2)$$

For 2-rekkes-anlegg:

$$\mu_{\text{summ}} = \mu(0) + 3\mu(S) + 2\mu(\sqrt{2}S) + 2\mu(2S) + 2\mu(\sqrt{5}S) + 2\mu(3S) + 2\mu(\sqrt{10}S) \quad (3)$$

For 3-rekkes-anlegg:

$$\mu_{\text{summ}} = \mu(0) + 4\mu(S) + 4\mu(\sqrt{2}S) + 2\mu(2S) + 4\mu(\sqrt{5}S) + 2\mu(3S) + 4\mu(\sqrt{10}S) \quad (4)$$

hvor $S=L+D$ er minste sentrumavstand mellom merder og μ -verdiene tas fra tillempelig data-fil. Fra formlene ovenfor framgår at den totale maksimale belastningen μ_{summ} er beregnet for sentrale merder i anlegg med minst 7 merder i hver rekke. Hvis det er færre merder i rekkene blir μ_{summ} mindre. Denne effekten er medtatt i dataprogrammet MOM.

I mange tilfeller er spredningsmønsteret ikke symmetrisk (like i alle retninger). Dette kan en utnytte gjennom å legge anlegget vinkelrette mot den retning hvor spredningsevnen (variansen) er størst. For å få den totale belastningen må en også gjøre beregninger for fekalier som har en synketid, og dermed en σT -verdi, som er 3-4 ganger større enn for fôrspill. I MOM-modellen beregnes totale belastningen, dvs. summen av belastningen fra fôrspill og fekalier (Appendiks 2).

4. DISKUSJON

For spredningsmodellen utviklet her er det antatt at strømmen er normalfordelt. Spredningen fra en enkelt merd er helt bestemt av spredningslengden σ_T og merdens kantlengde L . For bruk av modellen kreves omtrent normalfordelt strøm, noe som gjelder strømmen både ved Paraklaks og Stegavågen. Etter hvert som flere strømserier blir tilgjengelige bør en undersøke hvor generelt denne forutsetningen er oppfylt.

Hvis strømmens fordeling på ulike hastigheter er normalfordelt foreligger det sammenheng mellom maksimal strøm og strømmens varians, se Fig. 3. Det foreligger også sammenheng mellom den prosentuelle andelen med strømhastigheter under en viss verdi og variansen (Fig. 4). Dette er sammenheng som vil være meget nyttige også for andre delmodeller av MOM-modellen.

Ved samtlige beregninger av spredning av organisk materiale fra merder er det antatt at strømmen ikke varierer vertikalt. Dette er en sannhet med modifikasjon siden strømmen oftest avtar med økende dyp. En bør derfor for spredningsberegningene bruke strømmålinger som er representative for spredningen. Målinger som blir tatt noenlunde mitt i dypintervallet mellom merdenes underkant og bunnen bør foreløpig kunne brukes, men i områder med lagdelt strøm må en være forsiktig med å bruke slike generelle regler for hvor målinger skal tas.

Ved tilstrekkelig høye strømhastigheter vil organisk sediment på bunnen under et fiskeoppdrettsanlegg eroderes og transporteres ("spyles") vekk fra anlegget med strømmen. Hvis strømmen er i et slikt regime behøver en ikke frykte anoksiske sediment under oppdrettsanlegget. Derimot kan det muligens oppstå problemer der det organiske sedimentet endelig blir deponert. Det er ikke klarlagt ved hvilken strømhastighet som erosjon og transport av oppdrettssediment skjer, men foreløpig ser grenseverdien ut å ligge i intervallet 10-20 cm/s, noe som tilsvarer en grenseverdi for strømvarians i området $4-6 \text{ (cm/s)}^2$ (jf Fig. 3). Et indirekte bevis, la det være temmelig spinkelt, for at grenseverdien ligger i dette området er fraværet av organiske sedimenter ved Paraklaks hvor den målte maksimale strømhastigheten er 16 cm/s.

I den teoretiske modellen for spredning av organisk materiale fra en infinitesimal flate (formel 1) er en lokalitets spredningsevne bestemt ved spredningslengden σT som kan skrives $\sigma H/w$ hvor σ^2 er strømmens varians, H er vanddybden og w er synkehastigheten for organisk materiale. Variansen og vanddybden er naturgitte, mens synkehastigheten kan reduseres ved teknologisk utvikling av fôret. Således kan spredningslengden for en lokalitet økes, og lokaliteten dermed bli bedre egnet for fiskeoppdrett, gjennom bruk av fôr med lavere synkehastighet. Andre muligheter for å forbedre spredningen av organisk materiale fra oppdrettsanlegg er å bruke mindre merder samt større avstand mellom merdene. Det hjelper også å bruke færre merd-rekker.

Hvis en utviklet en generell teori for strømmens varians under ulike forhold ville det være mulig å produsere kart som viser spredningslengden (med gitt synkehastighet for fôr) og variansen σ^2 for alle kyst- og fjordområder. Slike kart skulle direkte vise hvilke områder som er egnet for fiskeoppdrett ut fra lokale hensyn. I tillegg må en kontrollere at miljøeffekter ikke vil opptre på større skala, noe som kan gjøres vha. vannkvalitetsmodellen "Fjordmiljø". Kart med disse opplysningene vil selvsagt være meget nyttige for planlegging av kystområder.

Til slutt kan det nevnes at teoretiske prognoser for spredning av organisk materiale fra et oppdrettsanlegg også vil være nyttige for planlegging av prøvetaking for overvåking og forskning.

LITTERATUR

Ervik, A., P. Kupka Hansen, A. Stigebrandt, J. Aure, T. Jahnsen og P. Johannessen, 1993: MOM. Modellering - Overvåking - Matfiskanlegg. Et system for regulering av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. Havforskningsinstituttet Bergen, Senter for Havbruk, Rapp. Nr. 23.

Gowen R.J., D. Smyth and W. Silvert, 1994: Modelling the spatial distribution and loading of organic fish farm waste to the seabed. Chapter 2 in Hargrave, B.T. [ed.] Modelling benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949: xi+125 p.

APPENDIKS 2

FORELØPIG PC-VERSJON AV DATAPROGRAMMET MOM

Et dataprogram (MOM) er blitt utviklet for beregning av maksimal produksjon av fisk med levende bunndyr i oppdrettsanlegget. Beregningene utgår fra lign. (13) i foreliggende rapport. I dataprogrammet brukes spredningsmodellen beskrevet i appendiks 1. Til spredningsmodellen hører 8 datafiler som inneholder spredningsdata $\mu(r)$, hvor $0 \leq r \leq 50$ m, for enkelte kvadratiske merder med kantlengde 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15 m og for spredningslengder σT i intervallet $1 \leq \sigma T \leq 40$ m.

Programmet krever at en gir aktuelle parameterverdier (inngangsdata), se Tabell 1 "Dimensjonerende størrelser" på neste side som viser en utskrift fra resultatfilen (MOMRES). Disse parameterverdiene karakteriserer lokalitetens naturgitte forhold samt oppdrettsanleggets geometriske konfigurasjon og driftsforhold. Tabell 2 inneholder konstanter for oksygenmodellen. Størrelsen av noen av disse, alfa (α), beta (β) og gamma (γ), er foreløpig til dels temmelig ukjent, men skal etterhvert bestemmes under fortsettelsen av MOM-prosjektet, mens de andre, eta (η) og O_{2min} , er bedre kjent. I modellen regnes med tørrfôr med teoretisk fôrfaktor $tf=1.0$.

Beregningsresultater presenteres i Tabell 3 og 4. Størrelsene i Tabell 3 er omnevnt i foreliggende rapport. $My(0)$ er betegningen for $\mu(0)=\mu_m$, se det innledende stykket ovenfor. Denne er gitt både for fôrspill og fekalier. Hovedresultatet av beregningene gis i Tabell 4 som viser beregnet maksimal fiskeproduksjon med bunndyr i anlegget under forutsetningene gitt i Tabell 1 og 2.

Liste over datafiler til MOM-programmet:

MOM.exe	dataprogrammet mom
momfil	fil med lagrede data (Tabell 1 og 2)
momres	resultatfil - ascii-fil som kan leses in i editor
Prof1mk.dat	spredningsdata for 1 meters merder
Prof3mk.dat	spredningsdata for 3 meters merder
.....
Prof15mk.dat	spredningsdata for 15 meters merder

MOM (version 1.1):
 Dato: 8 11 1995 Kl: 11 9

TABELL 1. DIMENSJONERENDE STØRRELSER

Vanndybde (m).....	35.0
Sigma - strømmens std. avvik (cm/s).....	3.0
O2i (mg/l).....	9.0
Merdenes samlede areal (m ²).....	2000.0
Merdenes kantlengde (m).....	11
Merdenes dyp (m).....	5.0
Førets synkehastighet (cm/s).....	15.0
Førfaktor (tall>1).....	1.20
Fekalienes synkehastighet (cm/s).....	3.0

TABELL 2. KONSTANTER FOR OKSYGENMODELLEN

Alfa.....	1.00
Beta.....	0.0010
Gamma.....	1.00
Eta (gO2/gC).....	2.70
O2min (mg/l).....	3.00

TABELL 3. NOEN BEREGNEDE RESULTATER

Antall merder.....	17
Synketid (førspill) (s).....	200
Spredningslengde (førspill) (m).....	6.0
My(0) (førspill).....	0.41
Kritisk belastning (kg tørrfôr/m ² /år)...	4.20
Synketid (fekalier) (s).....	1000
Spredningslengde (fekalier) (m).....	30.0
My(0) (fekalier).....	0.02

TABELL 4. MAKSIMAL FISKEPRODUKSJON MED LEVENDE BUNNDYR I ANLEGGET
 Beregninger for ulike merdavstand og med merder i 1, 2 og 3 rekker. Totale merdarealet er 2000 kvadratmeter og merdenes kantlengde er 11 meter

Merdavstand (m)	Produksjon (tonn/år)		
	1-rekke	2-rekker	3-rekker
0	60	46	38
4	79	68	61
8	90	83	77
12	94	90	86
16	96	93	89
20	97	94	91

APPENDIKS 3

DEFINISJON AV SYMBOLER SOM BRUKES I RAPPORTEN

Symbol	Dimensjon	Betydning
A	m^2	Totale arealet av merdene i et oppdrettsanlegg
A_m	m^2	Areal av merd ($A_m = L^2$)
A_{opp}	m^2	Areal av oppdrettsanlegg
C_D	dimensjonsfri	Friksjonskoeffisient (dragkoeffisient) for strømmen over bunnen
D	m	Avstand mellom merder
dO_2/dz	$gO_2l^{-1}m^{-1}$	Vertikal oksygengradient
dU/dz	s^{-1}	Vertikal hastighetsgradient
ff	dimensjonsfri	Virkelig førfaktor
FP	$kg\ m^{-2}s^{-1}$	Spesifikk fiskeproduksjon
F_m	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	Fluks av organisk materiale per flateenhet gjennom bunnen av en merd
F_1	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	$F_1 = F_m$
F_{1fek}	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	Spesifikk fluks av fekalier ut fra merdene
$F_{1f\ddot{o}r}$	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	Spesifikk fluks av f\ddot{o}rspill ut av merdene
F_2	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	$F_2 = F_{2m}(0)$
$F_{2m}(r)$	$gC\ m^{-2}s^{-1}$	Fluks av organisk materiale per flateenhet (belastningen) til bunnsedimentet p\dd{a} avstanden r fra merdens sentrum
F_{O_2}	$gO_2m^{-2}s^{-1}$	Oksygenfluks per flateenhet til bunnsedimentet
F_{O_2max}	$gO_2m^{-2}s^{-1}$	Maksimal oksygenfluks med levende bunndyr
h	m	Merdens dyp
H	m	Avstand mellom merden og bunnen
ℓ	m	Horisontal forflytning av organisk partikkel under nedsynking til bunnen

L	m	Merdens horisontale kantlengde
L_t	m	Lengdeskala i turbulente grenselaget ved bunnen
N	dimensjonsfri	Antall merder i et oppdrettsanlegg
O_2	$gO_2 l^{-1}$	Oksygenkonsentrasjon
O_{2bunn}	$gO_2 l^{-1}$	Oksygenkonsentrasjon ved bunn
O_{2i}	$gO_2 l^{-1}$	Oksygenkonsentrasjon utenfor oppdrettet (i fjernsonen)
O_{2min}	$gO_2 l^{-1}$	Minste oksygenkonsentrasjon med levende bunndyr
r	m	Avstand fra sentrum av en merd
t	s	Tid
S	m	Sentrumavstand mellom nærliggende merder ($S=L+D$)
tf	dimensjonsfri	Teoretisk fôrcoeffisient
T	s	Synketid
TFP_k	$kg s^{-1}$	Total kritisk fiskeproduksjon
U_{ref}	ms^{-1}	Referansehastighet
V(t)	ms^{-1}	Hastighet som varierer over tid
w	ms^{-1}	Synkehastighet for organisk partikkel
x	m	Horisontal koordinat
y	m	Horisontal koordinat
z	m	Vertikal koordinat
α	dimensjonsfri	Brøkdeler av tilført organisk materiale som blir oksidert hvor det bunnfeller
β	dimensjonsfri	Effektivitetskonstant for oksygentransport mot bunnen
γ	dimensjonsfri	Proporsjonalitetskonstant mellom U_{ref} og σ
κ	$m^2 s^{-1}$	Vertikal turbulent diffusivitet
η	$gO_2(gC)^{-1}$	Oksygenbehov ved oksidering av organisk materiale
$\mu(r)$	dimensjonsfri	Normalisert belastning fra en merd på avstanden r fra merdens sentrum ($=F_{2m}/F_m$)
μ_{fek}	dimensjonsfri	μ -verdi for fekalier
$\mu_{fôr}$	dimensjonsfri	μ -verdi for fôrspill
μ_m	dimensjonsfri	Maksimal verdi av $\mu(r)$, dvs $\mu_m = \mu(0)$
$\mu_{sum}(r)$	dimensjonsfri	Normalisert belastning basert på bidrag fra samtlige merder

μ_{summ}	dimensjonsfri	Maksimalverdi av μ_{sum} , dvs. $\mu_{\text{summ}} = \mu_{\text{sum}}(0)$
μ_t	dimensjonsfri	Teoretisk midlere normalisert belastning basert på arealet A_{opp}
σ	ms^{-1}	Strømmens standardavvik
σ^2	m^2s^{-2}	Strømmens varians
σT	m	Strømmens "spredningslengde" ("sigT")