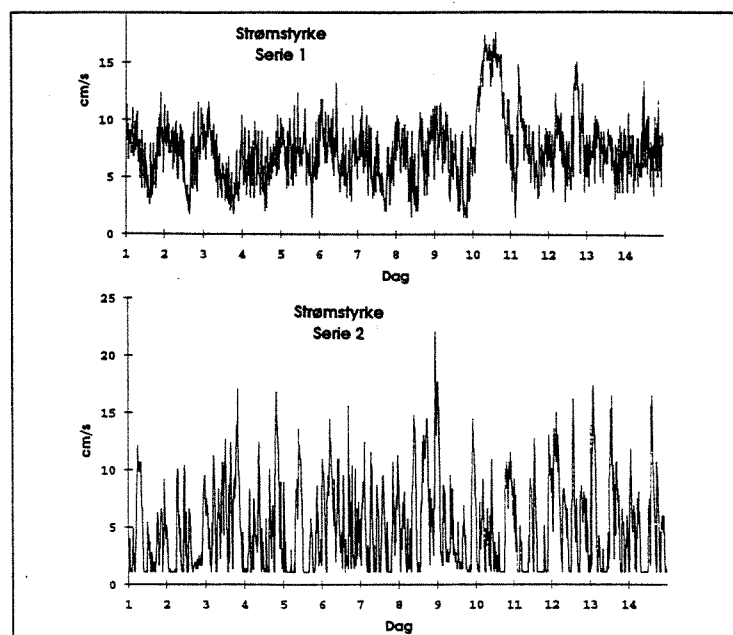




O-93062

Miljøparametre og målemetodikk for oppdrettsmetoder i sjø.

Evaluering av metoder for lokalisering, egnethet og kapasitet.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93062	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3278	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Miljøparametre og målemetodikk for oppdrettsmetoder i sjø. Evaluering av metoder for lokalisering, egnethet og kapasitet.	Dato:	Trykket:
	27. juni	NIVA 1995
Forfatter(e): Braaten, Bjørn Golmen, Lars	Faggruppe:	Geografisk område:
	Akvakultur	Norge
	Antall sider:	Opplag:
	40	50

Oppdragsgiver: Norges Forskningsråd	Oppdragsg. ref.: Nr. 1401-1789.013
--	---------------------------------------

Ekstrakt:

Rapporten er et forprosjekt i samarbeid med Oceanor der hovedtemaet er blitt lagt på å vurdere eksisterende metoder for å belyse sammenhengen mellom miljø, helse og smittespredning. Denne delrapporten vurderer anvendbare metoder for lokalisering av anlegg og evaluering av eksisterende lokaliteter med tanke på hvordan miljøpåvirkning kan gi økt smittefare. For anlegg som er i drift vil miljøundersøkelser i regi av MOM-systemet, som er utviklet av Fiskeridirektoratet, bli pålagt alle anlegg. Systemet har tre separate trinn, der trinn B omfatter kartlegging av sedimentet ved hjelp av elektrodemålinger (potensiometriske målinger), supplert med lukt, farge, utseende og forekomst av dyr. Potensiometriske målinger kan gi gode indikasjoner på H₂S og gassdannelse som kan påvirke fiskens helse. Forøvrig er valg av lokalitet og anleggets utforming av vesentlig betydning sammen med driftsparametre. Ved valg av lokalitet er strømunndersøkelser viktige og spesielt målinger som gir oppdretteren informasjon om middelstrøm, hovedstrømretning og grad av periodisitet (varighetsanalyse). Regelmessig kontroll av oksygeninnhold i merdene er både viktig og nødvendig. Det anbefales å koble driftsoptimalisering til utnyttelse av ny og enkel teknologi som gir innsikt i bunnstrøm, sprangskikt, sirkulasjon, og overvåking i kritiske perioder med strømstille.

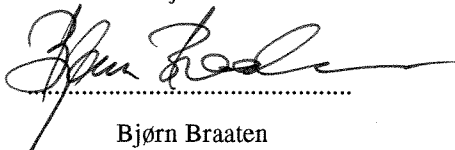
4 emneord, norske

1. Akvakultur
2. Miljø-helse
3. Bæreevne
4. Lokalisering

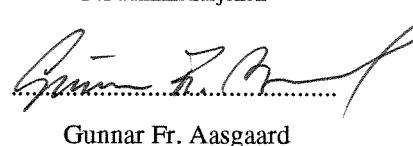
4 emneord, engelske

1. Aquaculture
2. Environment-health
3. Carrying capacity
4. Localization

Prosjektleder


Bjørn Braaten

For administrasjonen


Gunnar Fr. Aasgaard

ISBN-82-577-2797-0

Norsk institutt for vannforskning

93062

**Miljøparametre og målemetodikk for
oppdrettsmetoder i sjø. Evaluering av metoder for
lokalisering, egnethet og kapasitet**

Oslo1 juni 1995

Prosjektleder: Bjørn Braaten

Medarbeidere: Lars Golmen
Morten Schaanning

Forord

Den foreliggende rapporten er en delrapport i et hovedprosjekt med OCEANOR som prosjektleder. Rapporten har tatt for seg metoder for å belyse sammenhengen mellom miljø, helse og smittespredning og problemstillinger på den enkelte lokalitet. I tillegg er det laget separate rapporter som beskriver feltarbeide på oppdrettslokaliteter.

Rapporten beskriver erfaringer med eksisterende metoder og har ikke hatt mulighet til å prøve ut nye teknikker eller modeller. Dette prosjektet var et forprosjekt som skulle følges opp av en større undersøkelse.

Vi takker NFR for økonomisk støtte til prosjektet og håper at det blir mulig å følge opp det videre arbeidet med mer detaljerte undersøkelser i framtiden.

Bjørn Braaten

Oslo 31 mai 1995

Innhold

Forord.....	2
Sammendrag.....	4
1. Innledning	6
1.1. Materiale og metoder	7
1.2. Bakgrunn	7
2. Resultater	8
2.1. Metoder for bunn- og sedimentundersøkelser.....	8
2.1.1. Bunnfaunaundersøkelser	8
2.1.2. Sedimentundersøkelser.....	8
2.1.3. Miljøundersøkelser basert på spørreundersøkelser	12
2.1.4. Økometriske og morfometriske analyser.....	13
2.2. Metoder for studier av hydrografi og strøm.....	14
2.2.1. Strømundersøkelser	14
2.2.2. Oksygeninnhold.....	17
2.2.3. Andre vannkjemiske parametre.....	18
2.3. Beregning av vannutskiftning	20
2.3.1. Japanske undersøkelser 1964 - 1966	20
2.3.2. Undersøkelser ved MARINTEK A/S 1990 - 1991.....	21
2.3.3. Undersøkelser av NIVA i perioden 1989 - 94.....	22
2.4. Beregning av kapasitet på lokalitet	24
2.4.1. Typer av lokaliteter	24
2.4.2. MOM (Modellering-Overvåkning-Matfiskanlegg)	25
2.5. Anleggets bæreevne	26
3. Konklusjoner og anbefalinger.....	27
3.1. Bunnundersøkelser	27
3.2. Undersøkelser i vannmassene	28
4. Referanser	30
Vedlegg, Tabeller og Figurer.....	34

Sammendrag

Denne rapporten er et forprosjekt i samarbeid med OCEANOR under *Frisk Fisk* programmet, der hensikten har vært å belyse sammenhengen mellom miljø, helse og smittespredning. Finn Victor Willumsen, OCEANOR har vært prosjektleder og dette selskapet har hatt ansvaret for problemstillinger og metoder i større sjøområder og mellom oppdrettslokaliteter. NIVA har konsentrert seg om problemstillinger og metoder i oppdrettslokaliteter. Her kan det skilles mellom evaluering av nye lokaliteter og allerede eksisterende lokaliteters egnethet og mulig bæreevne.

I forbindelse med prosjektet har det blitt utført feltundersøkelser som rapporteres separat. Denne rapporten vurderer bare de ulike metodene som er blitt benyttet i Norge og en del andre land. I løpet av prosjektperioden har det blitt gjennomført en evaluering av ulike typer miljøundersøkelser. I den grad det har vært mulig er resultatene fra disse undersøkelsene tatt med i vurderingen. Det gjelder særlig en sammenliknende metodeundersøkelse i regi av AKVAPLAN.NIVA A/S for SFT og miljøpåvirkning fra havbruk (MOM) i regi av Fiskeridirektoratet og Senter for Havbruk i Bergen. En kort omtale av de evaluerte metodene er gjengitt under.

- Bunnfaunaundersøkelser er godt innarbeidede metoder over hele verden og gir både en kvalitativ og kvantitativ beskrivelse av endringer i bunnfauna i relasjon til belastning. De er arbeidskrevende, dyre og nøyaktige, men gir ingen informasjon om tilstand i merdene over. De vurderes som lite egnet til helse-miljøundersøkelser.
- Sedimentkjemiske metoder er blitt utviklet til en egnet metodikk for beskrivelse av sedimentets tilstand, og kan brukes til å vurdere omfang og utbredelse av den organiske belastningen. Ved stor organisk belastning synker pH og pS (omregnet uttrykk for konsentrasjone av hydrogensulfid). Det dannes H₂S og gassbobler i sedimentet som kan påvirke fisk i anlegget over den belastede bunnen. Sammen med kjemiske parametre som N, P, Zn og Cu er det mulig å lage en forurensningsindeks som gir en god beskrivelse av sedimentets og lokalitetens status.
- Det er også utviklet teknikker for fotografering av sedimentet, men i denne rapporten kan de vanskelig evalueres på grunn av manglende erfaringsmateriale. Fotografering av sediment og digital tolkning av bildene kan sannsynlig vis på sikt utvikles til en egnet metodikk.
- Bunntopografi og bruk av antibiotika i eksisterende anlegg er også brukt som kriterier på lokaliteters egnethet. Parametre som plassering av anlegget på lokalitet, anleggets utforming og sentrale driftsparametre er også viktige faktorer som har betydning for utbrudd av sykdom og smittespredning.
- I Sverige er det tatt i bruk økometriske og morfometriske analysemetoder for å beregne belastningen av næringssalter på ulike lokaliteter i Østersjøen. Metodikken kan ikke benyttes i områder som er påvirket av sterke strømmen, tidevann eller elver. Selv om metoden er uegnet for norske forhold er en nærmere analyse av kystens topografi, ved bruk av sjøkart, både et nyttig og et verdifullt tilskudd til videre modellutvikling.
- For nye lokaliteter er strømundersøkelser viktig og det er funnet en nær relasjon mellom bunnstrøm og sedimentmiljøet. På oppdrettslokaliteter som er i drift hadde alle de beste lokalitene en bunnstrøm som var større enn 3.2 cm/s, mens de dårligste hadde mindre strømhastigheter enn 2.5 cm/s. Økende vanddyb hadde også positiv effekt på tilstanden i sedimentene.

- Overflatestrøm er en vanskelig parameter å tolke fordi den varierer så sterkt og strømmens styrke og retning påvirkes i stor grad av anlegget. Ved å benytte varighetsanalyse kan man få informasjon om hyppighet og varighet av kritisk svake og strømostille perioder på lokaliteten. Slike perioder vil ha avgjørende betydning for lokalitetens bæreevne gjennom året. Oksygeninnholdet i og rundt anlegget er en annen viktig parameter som gir god informasjon om tilstanden for fisken. I særlig kritiske perioder bør kontinuerlig måling av oksygen være en standard overvåkningsmetode for oppdretter. Det finnes betydelig erfaring med denne type overvåkning og det er utviklet utstyr som gjør dette relativt enkelt. I tillegg til oksygen er det nødvendig med en regelmessig registrering av temperatur, saltholdighet og forekomst av alger. På sterkt belastede lokaliteter kan det utvikles H_2S , som frigjøres sammen med metan som gassbobler. På enkelte lokaliteter er det registrert problemer med nefrokalsinose, som man antar skyldes store variasjoner i mengden kalsium, totalt uorganisk karbon og pH sammen med tilførsel av kalsiumkarbonat i partikkelform som ble tilført miljøet fra land. Slike problemer oppstår helt unntaksvis og er ikke et generelt problem.
- Det er utviklet flere modeller for vannutskiftning i merder som gir et grovt bilde av situasjonen, men det finnes ingen modell som beskriver den virkelige situasjonen på et anlegg. Forholdene varierer hele tiden, og det store variasjoner mellom de ulike anlegg. Det anbefales derfor at den enkelte oppdretter skaffer seg et grundig overblikk i strøm- og oksygenforhold på den enkelte lokalitet og avpasser biomassen etter dette og særlig i kritiske perioder sommer og høst.
- For større områder er det utviklet utskiftningsmodeller for fjorder og beregning av oksygenforholdene i dypvannet. For anlegg som ligger i overgangssonen mellom fjord og åpent hav er det betydelig mer komplisert og det finnes for tiden ingen enkel modell som kan gi sikre holdepunkter for vanntransport og fordeling av smitte.

For nye lokaliteter uten anlegg vil både overflatestrøm og bunnstrøm sammen med studier av bunnens beskaffenhet være viktig. Plasseringen må sees i forhold til plassering av andre anlegg og smittehygieniske prinsipper. Her vil faktorer som minste avstand mellom anleggene og avstand til lakseførende vassdrag være viktig. For eksisterende anlegg vil MOM-systemet innføres som en rutine. Formålet med disse undersøkelsene er å sørge for at lokalitetene skal tåle langtidsbruk uten å forringe lokaliteten utover aksepterte grenser. Dette betyr at alle anlegg må følge nøye med i utviklingen av miljøet på egen lokalitet, både på bunn og i vannmassene. De ulike metodene som er presentert har sine styrker og svakheter, og det fortsatt vanskelig å finne klare relasjoner mellom miljøet på lokaliteten, utbrudd av sykdom i anlegget og fiskens generelle trivsel og vekst. Det finnes mange årsaker til smitte og effekter på fiskens tilvekst. Miljø er bare en av mange faktorer som påvirker dette og det er nødvendig med detaljerte studier for å besvare spørsmålene på en tilfredstillende måte.

1. Innledning

I løpet av de seneste årene er det gjennomført en rekke miljøundersøkelser i norske oppdrettsanlegg med det primære formål å påvise mulige skadelige økologiske effekter på oppdrettslokaliteter og det omgivende miljø. I samme tidsperiode har det også vært hyppige sykdomsutbrudd langs hele kysten, som følge av vibriose, kaldtvannsvibriose og spredningen av furunkulose fra 1985, utbrudd av ILA fra 1984 og andre sykdommer. I stadig økende grad har miljøet på lokaliteten blitt sett på som en viktig risikofaktor for utbrudd av sykdommer. Flere undersøkelser har påvist at både lokaliseringen av anlegget i forhold til andre anlegg, fiskeslakterier og LENKA-soner har betydning for smitterisiko (Jarp, 1994). I tillegg har forholdene på bunnen under anleggene med akkumulering av anoksiske sedimenter og fare for gassdannelse blitt sett på som en risikofaktor for fisken (Braaten et al. 1983, Hektoen et al. 1994).

Selv om årsaken til utbruddene og den videre spredning av smitten kan ha ulike årsaker har vi i denne undersøkelsen som hypotese at et dårlig miljø kan øke risikoen for utbrudd av sykdom på en lokalitet. Vi forutsetter videre at smitte kan spres ved hjelp av vanntransport, og at en bedre lokalisering av anleggene kan redusere smittefaren.

I 1993 innvilget daværende NFFR midler til OCEANOR og NIVA under *Frisk Fisk* programmet. Prosjektledelsen var lagt til OCEANOR. Midlene skulle gå til et forprosjekt med formål å belyse sammenhengen mellom miljø, helse og smittespredning. Det var forutsatt at forprosjektet skulle følges opp i 1994 med ytterligere målinger og analyser, basert på resultatene fra forundersøkelsen. Avsluttende rapportering skulle skje i slutten av 1994.

Formålet med prosjektet er å finne fram til anvendbare metoder for lokalisering av anlegg og evaluering av eksisterende lokaliteter med tanke på hvordan miljøpåvirkning kan gi økt smittefare. Metodene bør også kunne brukes til å evaluere lokalitetens egnethet og bæreevne og de skal være objektive, rasjonelle og høyt anvendbare.

1.1. Materiale og metoder

1.2. Bakgrunn

Siden dette er en forundersøkelse har hovedvekten blitt lagt på å vurdere eksisterende metoder, evaluere disse og velge ut de mest relevante for videre undersøkelser. Enkelte av metodene er blitt supplert med feltundersøkelser (som er rapportert separat), men hovedvekten er lagt på en gjennomgang av både kjente og nyutviklede metoder. I denne forbindelse er det viktig å påpeke at det i løpet av prosjektperioden har blitt gjennomført en evaluering av tre ulike metoder for studier av sedimenter og bunnfauna i regi av SFT (Cochrane et al. 1994, Cochrane og Pearson 1994). Resultater og konklusjoner fra denne studien er tatt med i foreliggende rapport. Havforskningsinstituttet i Bergen arbeider for tiden med et system for regulering av miljøpåvirkning fra havbruk (MOM). Systemet er ennå ikke ferdig utviklet, testet og evaluert, men omtales i den form som foreligger. Både SFTs sammenliknede studie og MOM-systemet vurderer miljøproblemene som forårsakes av oppdrettsanlegg, og tar ikke hensyn til eventuelle effekter på fisken i anlegget.

Foreliggende studie er ment å omfatte evaluering av metoder for valg av både nye lokaliteter og bedømming av eksisterende anleggslokaliteter med vekt på miljøeffekter og smittefare. En bedømming av nye lokaliteter vil kreve andre metoder enn evaluering av lokaliteter med full anleggsdrift.

I tråd med tidligere planer er prosjektet delt i to der NIVA behandler metoder for den enkelte lokalitet og OCEANOR vurderer relasjonen mellom lokaliteter. Samtidig er det viktig å påpeke at alle metoder og problemstillinger er diskutert i fellesskap.

Sedimentering og resuspensjon, strømforhold med vertikale interaksjoner mellom anlegg og bunn, samt oksygenforhold i merdene er sentrale prosesser i NIVAs prosjektdel så langt. Det har vært gjennomført en full feltrunde på et oppdrettsanlegg. På samme anlegget ble det også utført undersøkelser sommeren 1993. Data fra sistnevnte undersøkelse kan brukes som basis for den påfølgende, selv om undersøkelsvinklingen var litt forskjellig.

I tiden 20. - 21. september 1993 ble det arrangert et møte på Otta med deltakere fra OCEANOR og NIVA, samt distriktsveterinærer og AS MOWIs veterinær. På møtet ble det presentert foreløpige resultater, og diskutert planer for videre framdrift.

Det endelige tilsagnet om bevilgning fra NFR lot vente på seg så lenge at opprinnelige planer for 1993 måtte sterkt revideres. Mye av planlagt aktivitet for 1993 måtte utsettes til 1994, og tilsagn om midler for 1994 ble gitt så sent at det ble direkte innkopert i det øvrige arbeidet.

2. Resultater

2.1. Metoder for bunn- og sedimentundersøkelser

2.1.1. Bunnfaunaundersøkelser

Miljøundersøkelser av lokaliteter under eksisterende anlegg kan gjøres på flere måter. Den vanligste metode har vært studier av flora og fauna under anleggene, der en kartlegger utbredelsen av det belastede område og gir en kvalitativ og kvantitativ beskrivelse av endringene i relasjon til ubelastede referanselokaliteter. Beskrivelsen består i en sammenlikning av antall arter og individtetthet på ulike måter. Resultatene beskrives etter et klassisk mønster for belastning (Pearson and Rosenberg, 1978). Slike undersøkelser er gjennomført i de fleste land som arbeider med oppdrett, Norge (Olsgård, 1984, Aure et al. 1988, Johannessen, 1989, Cochrane et al. 1994, Cochrane og Pearson, 1994), Danmark (Christensen og Horsted, 1991), Sverige (Leonardsson og Naslund, 1983), Finland (Lauren-Maatta et al. 1991), Skottland (Gowen et al. 1988). Metodene er godt egnet til en beskrivelse av belastning fra fiskeoppdrett på samme måte som belastning fra andre typer utslipp. Resultatene gir ingen informasjon om virkning på fisken i anlegget, eller om økt risiko for smitte eller sykdomsrisiko. Metoden er heller ikke egnet for en presis evaluering av lokalitetens egnethet eller bæreevne. Kvantitative biologiske bunnundersøkelser har vist seg å være svært sensitive metoder ved påvisning av miljøeffekter under merder. I en sammenliknende undersøkelse over ulike metoder for studier av bunnforhold under oppdrettsanlegg blir de belastede områdene funnet innefor 50 meter fra lokaliteten, men påvirkede områder kunne registreres flere hundre meter vekk fra selve lokaliteten. Innsamlingen er arbeidsintensiv, laboratorieundersøkelsene er svært høye og krever tilgang på ekspertise for gjennomføring og evaluering. Metoden er godt beskrevet i litteraturen og vil ikke bli vurdert nærmere i foreliggende rapport fordi vi mener at denne type undersøkelser er for omfattende, kostbar og lite egnet i epidemiologiske studier.

2.1.2. Sedimentundersøkelser

2.1.2.1. Sedimentkjemiske undersøkelser basert på potensiometriske målinger

Biologisk nedbrytning av forspill og fekalier vil føre til endringer i porevannets og sedimentenes kjemiske sammensetning og disse endringene kan brukes til å vurdere omfang og utbredelse av den organiske belastning (Schaanning, 1991). Tiltross for de mange bunnfaunaundersøkelser har det ikke vært rapportert noen systematisk kartlegging av biogeokjemiske effekter på bunnen under oppdrettsanlegg, men flere arbeider viser til måling av lave redokspotensialer og høyt organisk innhold i sedimenter under oppdrettsanlegg (Frogh et al. 1985, Gowen et al. 1988, Hall et al. 1990).

En omfattende studie av kjerneprøver fra sjøbunnen under oppdrettsanlegg er beskrevet av Schaanning (1991). I denne undersøkelsen ble sedimentet undersøkt ved potensiometrisk bestemmelse av pH, pE og pS. Deretter ble kjernene seksjonert og analysert for en rekke ulike kjemiske parametere. Disse undersøkelsene er fulgt opp med tilsvarende studier av oppdrettsanlegg i Hitra/Frøya regionen som ble supplert med strømundersøkelser nær bunnen (Dragsund og Schaanning, 1993). Ytterligere undersøkelser fra lokaliteter i Troms, Nordland og Møre og Romsdal er gjennomført av Schanning i 1994. I den sistnevnte rapporten gis en evaluering av 350 enkeltmålinger fra 82 sedimentkjerneprøver der det legges vekt på hovedretningslinjene i variasjon og trender av sedimentkjemiske egenskaper. I en epidemiologisk undersøkelse av sammenhengen mellom miljøfaktorer og sykdom (igangværende NFR-prosjekt) på 69 lokaliteter, måles pH i sedimentet sammen med en visuell beskrivelse av

sedimentet (gassbobler og H₂S-lukt). Disse målinger skal vurderes mot forekomst av sykdom og vekstutvikling hos utvalgte grupper av laks. Studiene totalt gir en detaljert beskrivelse av prøvetagning, analyse av resultater og klassifisering av sedimentene. Undersøkelsene representerer en fullt utarbeidet metodikk som kan bli en standard metode ved studier av eksisterende oppdrettslokaliteter.

I det følgende gis en beskrivelse av bakgrunn og bruk av sedimentkjemiske undersøkelser som en metode til bruk i epidemiologiske undersøkelser. Informasjonen er hentet fra Schaanning, (1991), Dragsund og Schaanning (1993) og Schaanning (1994).

Belastningen fra oppdrettsanlegg i form av forspill og ekskrementer vil tjene som næring for dyr som lever i vannet like over bunnen, nedgravd i sedimentene, og for bakterier. Ved liten belastning vil de aerobe bakteriene som forbruker oksygen (O₂) og produserer karbondioksyd (CO₂) dominere. Ved økende organisk belastning vil de anaerobe bakteriene bli mer dominerende, og de produserer hydrogensulfid (H₂S) og metan (CH₄) i tillegg til organiske syrer og andre stoffskifteprodukter. Etterhvert som sedimentet belastes vil de gravende dyrene i sedimentet forsvinne og sedimentet forandrer karakter. En moderat endring av bunnfaunaens sammensetning har neppe noen betydning for fiskens trivsel i anlegget. Det er først når oksygenet er forbrukt fullstendig og hydrogensulfid og metangass akkumuleres i porevannet i sedimentene at negative effekter kan overføres til oppdrettsfisken. Dersom slike dramatiske endringer i bunnvannet følges av tilsvarende endringer av det kjemiske miljøet i porevannet, er det mulig ved hjelp av enkle og presise instrumentelle målinger å gi en adekvat beskrivelse av tilstanden i sedimentene under oppdrettsanlegg.

Bruk av pH, pE og pS som miljøparametere.

pH er et omregnet uttrykk for surhetsgraden eller protonaktiviteten i sedimentene:

$$\text{pH} = -\log(\text{H}^+)$$

og bestemmende for syre-base likevektene. pE er et omregnet uttrykk for redokspotensialet eller elektronaktiviteten:

$$\text{pE} = -\log(e^-)$$

og bestemmende for red-oks likevekter i sedimentene. Disse to parametere er overordnede kjemiske parametere som beskriver likevektbetingelsene for de fleste kjemiske og biokjemiske prosesser. Variasjoner i pH og pE i de øverste få cm av marine sedimenter er i stor grad et resultat av biologiske prosesser. Presise målinger av disse to parametere vil derfor samtidig være et mål på de biologiske prosesser som foregår i sedimentene.

Parameteren pS er et omregnet uttrykk for konsentrasjonen av hydrogensulfid:

$$\text{pS} = \log((\text{H}_2\text{S}) + (\text{HS}) + (\text{S}^{2-}))$$

Aktiviteten av S²⁻ ioner i porevannet kan måles på en sulfid-ion selektiv Ag/AgS metall-elektrode. Ved samtidig å måle pH, kan pS beregnes. H₂S er en viktig parameter i sedimentet fordi den dannes av sulfatreduserende bakterier som spiller en sentral rolle i omsetningen av organisk materiale i marine sedimenter. Den er dessuten svært reaktiv og toksisk i forhold til alle høyerestående dyr.

Sammenliknet med konvensjonelle målinger av H₂S er *in situ* elektrodemålinger beheftet med forholdsvis stor usikkerhet. Det er derfor nødvendig å poengtere at pS verdier først og fremst brukes som et grovt mål for å skille mellom ulike sediment-typer. Fordelen ved å bruke pS som et supplement til pE er at i motsetning til pE-konseptet er pS en veldefinert parameter både måleteknisk og teoretisk

Målingene er svært enkle og raske å utføre. pH måles med en standard glass-kombinasjonselektrode. pE og pS måles med metallektroder av hvv platina og sølv-sølv-sulfid. Metall elektrodene kan kobles via en bryter til et vanlig pH/mV-meter og hvilepotensialer avleses mot den interne referanseelektroden, i glassselektroden. Det er viktig å vite hvordan verdiene fra elektrodemålingene skal brukes, fordi beregnede pS verdier øker til meningsløse verdier når sulfidionaktiviteten blir lavere enn deteksjonsgrensen. Dette er nærmere beskrevet i (Schaanning, 1991 og Dragsund og Schaanning, 1993).

Idag er det vanlig at dykkere tar ut kjerneprøver av bunnen under anleggene. Etter at dykkerne har orientert seg velger de en "worst case" strategi. Prøvene skal tas direkte under anlegget eller i umiddelbar nærhet i de bløtste og minst steinete partiene av området hvor slamlaget er tykkest. Parallell prøver blir tatt med en minsteavstand på 5 m og det blir vanligvis tatt prøver i tre punkter på hver lokalitet.

Transparente PVC-rør trykkes 10 - 15 cm ned i sedimentet, og forsynes med tettsluttende korker. Mindre enn 12 timer etter innsamling blir pH, pE og pS målt med elektroder. Prøvene tas fra ulike deler av sedimentet, og subprøver blir tatt ut for bestemmelse av vanninnhold og kjemiske analyser. Detaljer vedrørende prosedyrene er beskrevet i rapportene.

Det arbeides for tiden med å utvikle en sedimentprøvetager som kan betjenes fra overflaten og som kan måle pH, pE og pS direkte i sedimentet og overføre signalene til en monitor på overflaten. Dette vil forenkle observasjonene og spare mye tid og kostnader.

Karakterisering av sedimentmiljøet vha pH, pE og pS.

Dragsund og Schaanning (1993) undersøkte 16 lokaliteter i Hitra/Frøya regionen. Materialet omfattet 65 blandprøver av sediment og porevann fra korresponderende dybdeintervaller i de tre kjernene fra hver lokalitet. Det ble utarbeidet en korrelasjonsmatrise over resultatene (tabell 1). Korrelasjonsfaktorene er et uttrykk for graden av samvariasjon mellom to og to parametre. Korrelasjonen er signifikant med 99 % sikkerhet dersom korrelasjonen er større enn 0.350 eller mindre enn -0,350. Med unntak av korrelasjonen mellom pS og vanninnhold, var det således statistisk signifikant korrelasjon mellom alle parametrene vist i tabell 1. pH var bedre korrelert med vanninnhold, karbon, nitrogen og ammonium enn pH og pS.

Resultatene fra denne undersøkelsen viste at sedimentenes tilstand kan rangeres langs en gradient av organisk belastning ut fra hvilken som helst av sediment-parametrene i korrelasjonsmatrisen i tabell 1. Et godt og relativt upåvirket sedimentmiljø vil være karakterisert ved høye verdier av pH, pE og pS, lavt vanninnhold, lavt innhold av organisk karbon og nitrogen i sedimentet og lav konsentrasjon av ammonium i porevannet. Dårlige overbelastede sedimenter karakteriseres ved lave verdier av pH, pS og pE, høyt vanninnhold og høye konsentrasjoner av organisk karbon, nitrogen og ammonium i hhv sediment og porevannsfraksjonen. Korrelasjonen mellom de ulike parametrene rettferdiggjør en evaluering av sedimentmiljøet på lokalitetene på elektrodemålingene alene.

For å kunne gi en presis numerisk evaluering av hver enkelt lokalitet, er det nødvendig å velge prøvepunktene systematisk i forhold til horisontale og vertikale variasjoner i sedimentene. Det er praktisk lite hensiktsmessig å dekke hele området under et anlegg med prøver. En "worst case" strategi syntes fornuftig dersom det kan antas at en gitt totalbelastning konsentrert på ett lite område har større negative effekter i forhold til oppdrettsmiljøet enn den samme totalbelastning spredt over et større bunnområde. Tidligere undersøkelser (Braaten et al. 1983, Lumb, 1989) mener at utgassing fra sediment har sammenheng med nedsatt helse hos fisken. Dragsund og Schaanning (1993) påpeker at utgassing syntes å være begrenset til områder med sterk overbelastning. En konsekvent gjennomføring av prøvetakingsstrategien muliggjør en sammenlikning av ulike lokaliteter. Ved å ta

tre kjerner med minsteavstand på fem meter, sikres at observasjonene representerer sedimentkvaliteter med en viss utbredelse under anlegget. Variasjonene av pH, pS og pE med dypet var små sammenliknet med variasjonen mellom lokalitetene. Ved sammenlikning og rangering av resultatene skal det derfor bare benyttes målinger fra 1 cm, 3 cm og 5 cm.

I en foreløpig rapport (Schaanning, 1994) fra en undersøkelse i fem anlegg i Troms, Nordland og Møre og Romsdal, presenteres data fra denne undersøkelse sammen med flere hundre enkeltobservasjoner fra oppdrettsanlegg fra hele Norge som er samlet i perioden 1984 - 93. Alle målingene er blitt plottet i et pE - pH diagram (figur 1), der isolinjer for pS er beregnet. Prøvene er samlet fra dyp fra 10 - 129 m og prøvene kommer fra grunne sund med sterk tidevannsstrøm til beskyttede lokaliteter på innsiden av terskler med naturlig anoksisk vann.

Miljøbetingelsene i det øvre høyre hjørne av diagrammet representerer et godt miljø med høyt positivt redokspotensial og pH nær 8.0, som er karakteristisk for godt oksygenert sjøvann. pE faller til negative verdier når pH synker ned til 7.0. pS minsker til karakteristiske verdier mellom 3 og 6 enheter, omtrent på det nivå der pE går over fra positive til negative potensialer. Når pS når 5-6 er dette grenseverdien for å kunne identifisere pS med konvensjonelle metoder.

Når pH faller videre under 7.0 vil ikke pE reduseres ytterligere. pS derimot vil synke til ekstremt lave verdier. Når pS har en verdi på 1.5 er all sulfat i sjøvannet blitt fullstendig redusert. Det er bare under oppdrettsanlegg at det er registrert pH verdier lavere enn 7.0. Slik sedimenter har en kraftig lukt, inneholder gasslommer og mukøse matter av bakterier på overflaten. Ved evaluering av de fem anleggene fra undersøkelsen ble tre av anleggene klassifisert til gruppe III, sterkt påvirket og to av anleggene i gruppe II, moderat påvirket. Alle anleggene kunne klassifiseres i henhold til skjema der pH og pS ble benyttet til klassifiseringen. Dragsund og Schaanning (1993) viste at sulfidelektroden var bedre i stand til å skille mellom lokaliteter enn redokselektroden i alle områder av skalaen. Sammenliknet med de to metallektrodenes skilte pH-elektroden dårligere mellom gode lokaliteter og bedre mellom dårlige lokaliteter. Siden redokselektroden ga tilnærmet lik rangering, men med dårligere signifikans enn sulfidelektroden kunne den endelige rangeringen avgjøres enklest og best på grunnlag av pH og pS alene.

I en nylig avsluttet epidemiologisk undersøkelse i regi av NFR ble sammenhengen mellom miljøfaktorer og sykdom undersøkt (Braaten et al.1995). Sedimentet ble undersøkt med hensyn på pH, mengde slam, forekomst av gass, bakteriebelegg og statistisk testet mot forekomst av sykdom og akkumulert tap. Resultatene viser at opphoping av slam medfører en reduksjon av pH i sedimentet og øker faren for utgassing. Det kunne imidlertid ikke påvises noen klar sammenheng mellom mye slam eller lav pH, og økt forekomst sykdom eller akkumulert tap av fisk. Klinisk infeksjøs pankreas nekrose forklarer den største delen av den observerte variasjonen i tapet. Fordi det var sykdom tilstede som brøt ut uavhengig av miljøet var det vanskelig å påvise sammenhengen mellom miljø og helse. Undersøkelsen viste nødvendigheten av å ha sikre kvantitative data vedrørende drift og produksjon på anlegg, der tall for tilvekst og dødlighet som følge av sykdom kan verifiseres.

2.1.2.2. Sedimentundersøkelser basert på kjemiske analyser

I tillegg til potensiometriske målinger er det tatt kjemiske prøver av sedimentene som er analysert på innholdet av næringssalter, organisk nitrogen og fosfor samt en rekke sporstoffer. Ut i fra tidligere erfaringer valgte Schaanning (1994) å se spesielt på kobber, sink, fosfor og nitrogen.

Hovedkilden til utslippet av organisk stoff er fra foret som i dag i hovedsak består av tørrfor. Sedimentene under anlegget vil derfor i hovedsak bestå av fekalier fra fisk og forrester. Schaanning (1994) presenterte en tabell som viser elementsammensetningen av de fire stoffene Zn, Cu, N og P i for, avfall og i naturlig upåvirket sediment (tabell 2). Tabellen viser klart at det er en tydelig økning i

mengden Zn, Cu og P og klart større mengder N i både for og avfall i forhold til bakgrunnsverdier i naturlig sediment. Både P og Zn kommer fra foret, men Cu kan komme fra flere kilder og spesielt fra begroingshindrende midler. En statistisk behandling av 1993 materialet viste at bare tilstedeværelsen av Tot-P, pE og pS gav signifikante avvik fra kontrollgruppen. Schanning konkluderer med at en kjemisk forurensningsindeks som er basert på N, P, Zn og Cu konsentrasjonen i sedimentet krever en viss akkumulasjon før de viser en signifikant respons. Samtidig mener han at responsen vil vare lenger en responsen fra en elektrode-indeks basert på pH, pE og pS.

Når det gjelder effekter som har miljømessig relevans er det bare Cu som er viktig, mens Zn og P har liten relevans for miljøet, men er gode indikatorer for å beskrive kvantitative avvik fra et normalt miljø.

2.1.2.3. Sedimentundersøkelser basert på fotografering

Det finnes flere metoder som er basert på fotografering av bunnen eller av selve sedimentkjernen. Disse er lite undersøkt bortsett fra en nylig avsluttet undersøkelse der ulike metoder for evaluering av metoder for overvåking av oppdrettsanlegg er gjennomført (Cochrane et al. 1994). I denne undersøkelsen var en av metodene fotografering av bunnen ved hjelp av en dykker. Metoden er begrenset til det dyp som dykkeren tillates å gå ned til og den er subjektiv fordi feil kan gjøres ved at ulike dykkere kan vurdere forholdene noe forskjellig. Det syntes også å være vanskelig å analysere bildene på en kvantitativ og statistisk holdbar måte. Det ble også benyttet et spesielt utviklet sedimentprofilkamera (SPI) som tar et bilde av en sedimentprofil og som skal vurderes i relasjon til et dataprogram. Det oppsto en del tekniske vanskeligheter med bruk av kamra og ingen kvantitative data er presentert slik at det på nåværende tidspunkt umulig å evaluere metoden. Cochrane og Pearson (1994) vurderte bildene som klare og visuelle, gav god informasjon og var lett forståelig selv for personer uten spesiell kompetanse. Utstyret er ikke lett tilgjengelig og en endelig vurdering av metoden kan først gjøres på et senere tidspunkt.

2.1.3. Miljøundersøkelser basert på spørreundersøkelser

I Møre og Romsdal ble det i perioden 1991-1993 gjennomført en undersøkelse av 29 anlegg/konsesjoner med tilhørende lokaliteter (56 stk) for å undersøke effekten av smittehygienisk organisering av oppdrettsnæringen som ledd i bekjempelse av furunkulose (Stene og Vågsholm, 1992, a, b). Et av målene var å finne hvilke driftsparametre som har størst betydning for sykdomstap og lønnsomhet. Undersøkelsene ble gjennomført ved en spørreundersøkelse om miljøet på lokaliteten og svarene ble korrelert til medisinforbruket i antall behandlingsdoser pr. individ på hver lokalitet. Effektene av de ulike drifts- og miljøparametere ble analysert ved hjelp av statistisk kovarians-analyse. I denne undersøkelsen forutsetter en at mengden antibakterielle midler, benyttet til behandling av furunkulose, er et mål for effekten av ulike parametre.

Konklusjonen fra undersøkelsene tyder på at bunnen under oppdrettsanleggen har størst betydning for medisinforbruket i forbindelse med furunkulose. Anlegg med ujevn bunn bruker mer antibiotika enn flate eller skrånende lokaliteter, og anlegg plassert over fint sediment bruker mer antibiotika enn anlegg over stein og grus. I en studie av behandling med lakselus måtte anlegg i bukter og fjordbunner behandles oftere enn mer åpne lokaliteter. Disse observasjonene er igjen indirekte mål for miljøkvalitet der strøm og vannutskiftning er sentrale parametre, men metoden gir ikke kvantitative verdier. I en samlerapport (Stene, 1994), som diskuterer smittehygienisk organisering av oppdrettsanleggene i Møre og Romsdal, er konklusjonen at det er vanskelig å skjerme fisken mot smitte i sjøen. Soneinndeling kan begrense men ikke hindre utbrudd av sykdommer. Selv om lokaliteten har stor betydning for miljø og helse er sannsynligvis anleggets plassering og utforming av størst betydning (Stene, 1994).

2.1.4. Økometriske og morfometriske analyser

Økometrisk analyse er en miljøkonsekvensanalyse som er gyldig for definerte akvatiske økosystem og for lange tidsperioder (Wallin, 1991). Metoden er benyttet i Østersjøen for å beregne belastning av næringssalter innenfor rammen av et overgripende ekspertsystem for miljøkonsekvensanalyser (Håkanson og Wallin, 1991). Modellen er utviklet spesielt for Østersjøen og er ikke gyldig for kystområder som er påvirket av sterke strømmer, tidevann eller elver. Selv om metoden som helhet ikke er tilpasset for norske forhold er måten å vurdere og behandle data på relevant, interessant og viktig for framtidige undersøkelser. Figur 2 gir en forenklet sammenfatning av hvordan data behandles og håndteres fram til utviklingen av en belastningsmodell (Wallin et al. 1991).

Ekspertsystemet definerer fire faser:

1. Problemidentifikasjon
2. Økometriske hensyn
3. Belastningsdiagram
4. Kost-nytte analyse

Ekspertsystemet er tenkt å være et hjelpemiddel for å svare på de mest sannsynlige miljøeffekter fra en gitt dose/belastning i et gitt økosystem. Et av formålene er bl.a. å finne fram til hvilke parametere som funksjonelt er koblet til hverandre. Et annet viktig moment er å forsøke å kvantifisere feilkilder i de empiriske data. For de fleste vannkvalitetsparametre må det tas mange prøver for å fastslå representative, områdetypiske middelverdier med en gitt statistisk sikkerhet.

En grunnleggende hypotese i morfometrien, dvs hvordan kystområdet faktisk ser ut, spiller en stor rolle for hvordan området fungerer økologisk. Ved valg av egnede lokaliteter for akvakultur er det ofte nødvendig å gjennomføre omfattende og kostbare miljøundersøkelser for å bestemme utskiftningen av vannmassene i området, utbredelse av ulike bunntyper osv.

Ved lokalisering av egnede områder for akvakultur er bruk av sjøkart en viktig informasjonskilde. Persson og Håkanson (1991) mener at man ved hjelp av empiriske modeller, som bygger på enkle morfometriske prinsipper, som feks. middeldyp og vannoverflatens areal, kan få ut de samme informasjonene. Ved å bruke informasjonen i sjøkartet skal man kunne få fram grove data. Metoden er videreutviklet av Pilesjø et al. (1991) ved å benytte en objektiv databasert metode. Som tidligere omtalt er dette systemet utarbeidet for Østersjøen som ikke har tidevannstrømmer eller sterke kyststrømmer, men prinsippet om systematisk bruk av sjøkart for informasjon er god. Metoden bør kunne utvikles videre også for norske forhold ved at informasjonene suppleres med strømdata. Slike metoder er viktige for å skaffe fram data med tilstrekkelig grad av nøyaktighet på en rask og rimelig måte.

En av de viktige parametrene i denne forbindelse er dypet, bunntype og hellningsvinkel på bunnen. En skiller mellom **erosjonsbunn** der bunnsedimentet grovere enn 0.06 mm, **transportbunn** med uregelmessig avsetning og transport av finere materialer og **akkumulasjonsbunn** med kontinuerlig avsetning av finere materialer.

Studiene fra Østersjøen viste at en av de viktigste effektparametrene var siktedyp, mengde klorofyll i vannet, oksygeninnhold i dypvannet og sedimentasjon (målt med sedimentfeller). Siktedyp ble funnet å være den mest områdetypiske parameter, og den krevde relativt få målinger for å gi en områdetypisk middelverdi. Siktedyp er en samlingsparameter som beskriver kystklima, planktonbiomasse, sedimentasjon/resuspensjon og næringssaltsirkulasjon i kystområdet. Gjennom de utviklede belastningsmodeller kunne man beregne hvor mye ulike områder kunne tåle av belastning for å innfri utslippskravene fra myndighetene.

2.2. Metoder for studier av hydrografi og strøm

2.2.1. Strømundersøkelser

2.2.1.1. Bunnstrøm og relasjonen til sedimenter

I Hitra/Frøya regionen (Dragsund og Schaanning, 1993) ble det i tillegg til sedimentstudier også utført målinger av strøm to meter over bunnen ved hjelp av Aanderaa selvregistrerende RCM strømmålere, som sto ute 1 måned. Ved hjelp av harmonisk analyse ble det bestemt hvor mye av strømmen som ble bestemt av tidevannet og hvilke komponenter som dominerte som drivende kraft. Reststrømmen ble beregnet. Det ble funnet en klar sammenheng mellom strømhastighet to meter over bunnen og sedimentmiljøet. De fem best rangerte lokalitetene hadde alle en gjennomsnittelig strømhastighet større enn 3.2 cm/s, sammenliknet med de ni dårligst rangerte som hadde gjennomsnittelig strømhastigheter mindre enn 2.5 cm/s.

I undersøkelsen ble gjennomsnittelig strømfart korrelert med sulfidkonsentrasjon (pS), redokspotensial (pE) og surhetsgrad (pH), og det ble funnet signifikant positiv korrelasjon mellom samtlige parametre og strømfarten. pH i sedimentet er tilnærmet lik sjøvannets pH (7.8 - 8.2) ned til en strømfart lik ca. 2 cm /s, deretter får man et markert fall i verdiene ned til ca. 6.8 - 7.2. Det er dette markerte fallet i pH som skiller de moderat påvirkede lokalitetene fra de markert påvirkede hvor det er behov for øyeblikkelig tiltak (flytting av anlegg). Ved et anlegg med stor biomasse ble det målt lave pH, pE og pS til tross for meget gode strømforhold. Undersøkelsene viste også at et større vanddyp hadde en positiv effekt på tilstanden i sedimentene.

2.2.1.2. Overflatestrøm på lokalitet

Strømforholdene utgjør en viktig faktor for både produksjonskapasitet og miljømessig bæreevne til en oppdrettslokalitet. Begrepet "ventilasjon" er ikke bare relevant for lufta i hjem og offentlige bygg, men liksåvel for miljøet i merdene i sjøen. Det tales ofte om "syke bygg" som følge av utilstrekkelig eller feil ventilasjon.

Sannsynligvis kan det trekkes paralleller mellom bygg og merder når det gjelder dette temaet. Faktum er i alle fall at det må være en viss minimum ventilasjon eller utskifting også i merdene, bl.a. for å kompensere for fiskens oksygenforbruk. Det er opplagt at i stagnerende vann vil fisken fort få problemer.

Minimumsgrensen for strøm avhenger av faktorer som biomasse, fisketetthet, vekst/respirasjon og anleggets utforming. Det er klart at minimumsgrensen dermed varierer over tid på en gitt lokalitet.

Strømmen i seg selv varierer mye. Dette i tillegg til flere andre kompliserende faktorer gjør at det er vanskelig å forholde seg kvantitativt til denne parameteren, og strøm har av denne og andre grunner derfor vært viet liten interesse som kriterium ved lokalisering og drift av oppdrettsanlegg.

Denne manglende interessen kan også delvis komme av mangel på kunnskap både om målemetodikk, måleusikkerheter og om metoder for tolking av måleresultater.

Strømmålinger

De fleste oppdrettere har vel en eller annen gang foretatt strømmålinger for å få et bilde av forholdene på lokaliteten. Dersom prosedyrene for bruk av måleutstyret har vært fulgt (ikke alltid tilfelle!), har man fått datafangst i form av tidsserier av strømstyrke.

To eksempler på målte tidsserier er vist figur 3. Tidsseriene representerer målinger over 14 dager på

to ulike lokaliteter. Det framgår umiddelbart at forholdene var ganske forskjellig, og at serie 1 representerer en bedre lokalitet enn serie 2 bedømt ut fra strømforholdene (andre faktorer slik som lokal forurensing etc. kan naturligvis endre totalvurderingen).

Det kan visuelt trekkes konklusjoner m.h.t. max., middel og minimumsverdier. Disse verdiene gir en viss informasjon for å si noe om lokalitetens (evt. anleggets) maksimale kapasitet. Bl. a. er det vanskelig å se hvor mange, og evt. hvor lange perioder strømmen vedvarende var under f.eks. 2 cm/s eller 4 cm/s, som kan være kritiske grenseverdier ved gitte fiskettheter.

Av målingene har en fått dokumentasjon på at strømmen i stor grad er variabel på lokalitetene, og at det er vanskelig å trekke fram "typiske" verdier. Middelverdien som lett kan beregnes, kan gi en indikasjon på forholdene, men sier ingen ting om hvorvidt der har forekommet lengre perioder innimellom med stagnerende vann.

Måleprinsipp

Strømmålinger kan gjøres på mange måter. To hovedprinsipp kan følges:

I: *Eulersk måleprinsipp, d.v.s. at det måles i ett punkt over tid*

Dette er det vanligst benyttede prinsipp. Instrumentene henges i en bunnforankret bøye, eller i et fast punkt (kai, anlegg). Typiske instrumenter her måler strømstyrke ved hjelp av en skovlerotor og strømretning ved hjelp av et ror (se f.eks. McClimans 1979). De norskproduserte Aanderaa og Sensordata instrumentene måler etter dette prinsippet.

Tiden det tar et lydsignal å nå fra sender til mottaker i et instrument er en funksjon av strømmen. Dette prinsippet benyttes i s.k. akkustiske strømmålere, som gjerne også måler vertikal strøm langs en vertikal signal-akse.

Doppler prinsippet (frekvensforskyving av akkustiske signaler) benyttes i flere typer instrumenter, både av type opphengt i en rigg og faststående på bunn, evt under et båtskrog (skipsmontert). Målerne kalles gjerne ADCP dersom de måler i flere dyp samtidig.

Elektromagnetiske strømmålere nyttes i sjøvann. Disse er basert på at det settes opp et elektrisk felt (potensiale) når sjøvann strømmer gjennom et kunstig magnetfelt. Elektrofeltet varierer i takt med vannstrømmens styrke, og kan måles. Denne egenskapen anvendes både i faststående instrumenter (av eulersk type), og i fritt-fall instrumenter, som delvis hører til neste måleprinsipp. Disse måler endringer i elektrofeltet p.g.a. jordens magnetfelt.

II: *Lagrangsk prinsipp, d.v.s. at måleinstrumentet følger med strømmen.*

Den enkleste formen er drivbøyer eller strømkors som passivt følger med overflatestrømmen eller strømmen i strømkorsets dyp. Posisjon kan noteres visuelt i gitte tidsintervall, eller den kan logges internt (satellitt-posisjonering) for seinere avlesing eller overspilling via satellitt til land (Argos-bøyer).

Andre passive drivbøyer er lagd for å synke ned til et gitt dyp, og deretter følge strømmen, uten å ha overflatekontakt (Sofar eller Rafos floats). Posisjon logges ved hjelp av et sender-mottaker system av akkustiske transducere plassert på strategiske steder i kontinentalskråningene. Lavfrekvent lyd fra disse kan oppfanges på flere tusen km avstand (Rosby et al. 1986, Rickardson, 1991). NIVas utreder nå (1994) muligheten for å ta i bruk denne teknikken i Norske kystfarvann og fjorder.

En modifisert utgave av RAFOS systemet innebærer at undervannsbøyene programmeres til å gå til havoverflaten med gitte tidsintervaller, for der å sende posisjonsdata til satellitt før de dykker igjen (ALACE instrumenter). Dette overflødiggjør akkustiske sendere/mottakere, men har visse feilkilder, i og med at også oveflatestrømmen "måles" i de korte periodene instrumentet ligger i overflaten.

Målefeil og unøyaktigheter

Konvensjonell målemetodikk med rotor-strømmålere har også sine målebegrensinger ved lave strømhastigheter. Det skal en viss strømstyrke til for at rotoren dreier tilstrekkelig mye rundt til at målingene blir brukbare (Woodward m. fl. 1990). Er strømmen svak, kan det registreres null strøm, selv om det nok var en viss sirkulasjon likevel.

Ved svak strøm blir også retnings-målingene ofte usikre, fordi roret ikke har blitt dreid helt opp mot strømrretningen. Nyere typer rotor-strømmålere har en halvt skjermet rotor, for å unngå måleunøyaktighet ved påvirkning av overflatebølger.

Dersom strømmen er svak slik at roret ikke har stilt seg helt inn i strømmens retning, risikerer en med disse strømmålerene at strømstyrken blir underestimert på grunn av en utilsiktet skjermingseffekt. Andre feilkilder kan være begroing, som også vil medføre et underestimat for strøm.

Det er viktig å sjekke rotorens gange ved utsetting og opptak av strømmåleren, og å notere alle mistenkelige forhold som kan være relevante for tolkingen av resultatene. Mange mistenkelige måleserier med kun sporadiske hastighetsregistreringer og ditto lange "stagnasjons"perioder innimellom, har nok ofte hatt sin årsak i ovennevnte feilkilder.

Oveflatebølger påvirker rotor-instrumenter som står nær overflaten. Strømstyrken blir ofte overestimert p.g.a. dette, men effekten kan reduseres ved instrument-modifikasjoner eller spesiell riggtilpassning.

Akkustiske strømmålere er mindre følsomme for begroing. De kan også registrere svakere strøm enn rotor-strømmålere. De akkustiske målerene er imidlertid mer sofistikerte, slik at programmeringsfeil, kalibreringsfeil o.l. lettere kan skje.

2.2.1.3. Varighetsanalyse

Strømforhold er som tidligere omtalt et viktig kriterium på lokalitetens egnethet og bæreevne for organisk belastning. Selv om det foreligger mange målinger over lengre tidsrom vil det likevel knytte seg usikkerhet til strømmålingene fordi resultatene er så variable, og fordi de hyppigst brukte instrumentene ikke greier å registrere strøm som er mindre enn 1.1 - 1.5 cm/s. Det vi helst trenger å vite er lokalitetens kritiske perioder, som best kan beskrives med hyppighet og lengden av strømsvake/strømstille perioder. Ved å benytte varighetsanalyser (Golmen, 1994) kan en få informasjon om disse forholdene. Varighetsanalysen teller opp antall perioder i en måleserie hvor gitte betingelser er oppfylt (f.eks strøm vedvarende under under gitt verdi) og fordeler disse i tallverdiene i en matrise. Rekker og søyler i matrisen utgjør h.h.v. periodelengder (varighet) og strømstyrke-grenser.

Ved måleserier av strøm vil den viktigste informasjonen bli registrering av lengde og hyppighet av strømsvake perioder. På alle lokaliteter vil strømmen variere betydelig, men for å bedømme lokalitetens kapasitet m.h.p. fiskeoppdrett bør de strømsvake periodene være av kort varighet og helst forekomme sjelden. Figur 3 og 4 viser et eksempel på to måleserier med strøm og varighetssanalysen av de samme seriene. Figur 5 er en prinsippskisse som viser ulike kvalitetssoner i fordelingsmatrisen.

Ved bedømming av et område er det andre faktorer, slik som samlet resipientkapasitet (bæreevne) for et område, annen lokal miljøbelastning etc, som også må vurderes ved en samlet kapasitetsvurdering.

Saltholdighet og temperatur

De fleste oppdrettere måler salinitet og temperatur i sjøen med jevne mellomrom. Temperaturen er en viktig vekstfaktor, som det må tas hensyn til ved utforing m.m. Salinitet er viktig ved smoltifisering, og ved grov-klassifisering av lokaliteten (brakkvann, saltvann).

Videre bestemmer de to parametrene sjøvannets tyngde (tetthet) og sjiktingsforhold, som er avgjørende for utskiftingsrater i eventuelle nærliggende terskelbasseng. Sjiktingsforholdene, d.v.s. vertikalfordelingen av salinitet og temperatur, er avgjørende for hvor raskt is dannes, og hvor raskt vannsøylen blandes p.g.a. vind.

Mange biologiske faktorer avhenger også av salinitet og temperatur. Dette gjelder organismers vekst og evt. etableringsbetingelser. Forekomst og konsentrasjon av pelagiske alger avhenger av aktuelle salinitets- og temperaturverdier, i tillegg til en rekke andre faktorer.

Salinitet og temperatur har en sesongmessig variasjon. Videre vil det være tale om korttidsvariasjoner som kan utsette fisken for stress. Dette gjelder særlig brakkvannslokaliteter. Der kan spransjiktet svinge opp og ned p.g.a. indre bølger og tidevann. Eller det kan skje plutselige brakkvannsutbrudd i samband med snøsmelting/flom, eller ved vindoppstuvning. Begge deler kan gi opphav til osmotisk stress hos fisken.

Målemetoder for saltholdighet og temperatur

Målebehovet på den enkelte lokalitet vil variere i forhold til beliggenhet. Det er uansett nødvendig å innhente måledata før og ved oppstart (første driftsåret). De fleste fortsetter med en form for overvåking.

Temperatur og salinitet (egentlig sjøens konduktivitet) måles i dag lettest v.h.j.a. sonder, som gjerne måler begge parametre samtidig. Det finnes et utall varianter på markedet. De fleste senkes til ønsket måledyp, og verdier avleses enten manuelt eller av en tilkoblet PC.

Utstyret er robust med relativt lite servicebehov. Men en må fjerne evt begroing fra målecellen for salinitet, for å unngå målefeil. Utstyret bør ettersees og kalibreres med jevne mellomrom.

Sondene kan stå i fast dyp, og måle kontinuerlig og gjerne i flere dyp nedover. Med tilknyttet datalagring, gir dette oppdretteren mulighet til å gå tilbake for å se på evt. hydrografiske episoder i forbindelse med fiskedød eller negative symptomer.

2.2.2. Oksygeninnhold

Strømmens viktigste funksjon er å sørge for en kontinuerlig tilførsel av rent oksygenrikt vann, og fjerne avfallstoffer fra området. Ved å følge med i oksygenforholdene på et anlegg kan man få et godt bilde av strøm- og utskiftningsforhold på lokaliteten. En riktig beregning av vannutskiftningen kan være meget komplisert og teknisk vanskelig både å beregne og måle. Oksygenutviklingen er lettere å følge, men krever kunnskap om hvor i anlegget man skal måle, hvor lenge målingene skal foregå, valg av de viktigste tidsperioder og hvilken metodikk som er mest effektiv og minst ressurskrevende. De erfaringer vi har kommet fram til baserer seg på feltarbeide på ulike oppdrettsanlegg gjennom de seneste 6 år (Braaten et al.1992, Braaten og Golmen 1994).

2.2.2.1. Metode for beregning av oksygenforhold i merd

Den enkleste måten å måle oksygen på i oppdrettsanlegg er å benytte kalibrerte oksygenelektroder ved stikkprøver eller som settes ut i faste posisjoner på et anlegg og måler over lengre tidsperioder. Oksygenmonitoren kobles til et datalogger med et program som er skreddersydd til denne typen registrering. Helst bør det benyttes flere sonder som måler simultant i flere posisjoner. Sondene bør kalibreres både før og etter en registreringsserie.

Før sondene settes ut til registrering over lengre tidsperioder bør det tas stikkprøver med en enkeltsonde på ulike deler av anlegget for å grovkartlegge mulige problemområder. Målingene må sees i samband med strømmålingene og plassering av sonder bør gjøres når en kjenner dominerende inn- og utgående strøm. I mange tilfelle vil strømmen dreie i forhold til nøtenes plassering fordi notveggen reduserer hastigheten med 50 - 70 %. I tillegg vil fiskens egenbevegelse også påvirke strømbildet og følgelig vannets oksygeninnhold.

Ideelt sett skal anlegget plasseres slik at hovedstrømmen kommer vinkelrett inn på anleggets lengderetning (dersom merdene er plassert i en eller flere rekker). I praksis vil strømmen varieres betydelig både i retning og styrke slik at bildet blir betydelig mer komplisert. Hvis strømmen kommer inn parallelt med anleggets langside vil utskiftningen av vann være god i første merd, men avta etterhvert som vannet må passere gjennom et økende antall merder. Dette vil igjen føre til et synkende oksygeninnhold både innenfor og utenfor merdene. I slike tilfelle kan oksygeninnholdet utenfor merden bli lavere enn innenfor. Dette betyr at for å utføre en meningsfylt registrering av oksygeninnholdet i et anlegg må man ha kunnskap om strømrretning og styrke.

Oksygenmålingene bør primært foregå i den mest kritiske periode av året når biomassen i merdene er størst, temperaturen høy, og vindforholdene svake. Da vil fiskens stoffskifte være på det høyeste og den generelle belastningen i anlegget kan lett nå et kritisk nivå. Hvis kunnskapen om dominerende strømrretning, -styrke og varighet er liten kan hyppige målinger med en oksygensonde på ulike punkter av anlegget hjelpe til å kartlegge hvor forholdene er mest kritiske. Når grovkartleggingen er gjort plasseres sondene ut i faste posisjoner for måling over flere døgn.

Våre erfaringer viser at de laveste oksygenverdiene oftest vil være i overflaten og midt i merden. Målinger nær bunnen viser vanligvis høyere verdier på grunn av innstrømning av frisk vann gjennom bunnen. Målinger på utsiden av merden er avhengig av strømrretningen. Ved en tydelig strøm inn mot anlegget vil en sonde på utsiden av merden gi gode informasjoner om oksygenforholdene i ubelastet vann. Hvis strømmen går motsatt veg vil en måling på utsiden gi informasjoner om forholdene inne i merden. Hvis det er tvil om hvor strømmen kommer fra bør referansemålingene skje så langt vekk fra anlegget at vannet ikke er belastet av fisken inne i merdene.

Det bør taes målinger på flere dyp og minimum i overflate og nær bunnen av merden.

Kritiske måleperioder er juli - september. Helst bør målingene utføres i strømrstille perioder og i de merdene som inneholder størst biomasse. Den minste fisken har det største oksygenforbruket pr. kg fisk.

Hvis mulig bør det utføres parallelle målinger av oksygen og strøm.

2.2.3. Andre vannkjemiske parametre

Fisken er avhengig av god/optimal vannkvalitet. En rekke vannkjemiske parametre kan være aktuelle å vurdere. Det fører for langt i denne rapporten å evaluere effekter av de mange mulige komponenter fra nærliggende industri, deponier o.l. Vi fokuserer på de viktigste, og delvis naturlig forekommende stoff.

Hydrogensulfid (H_2S) er en giftig gass, som dannes i sedimenter eller i stagnerende vann, når oksygenet er oppbrukt. I oppdrett kan det være tale om akuttforgiftning ved oppstrømming av vann eller bobler. Gassen nøytraliseres relativt raskt (men ikke umiddelbart) ved kontakt med oksygenrikt vann. GESAMP karakteriserer gassen som "Moderately toxic" ved konsentrasjoner 1-10 mg/l, og "Slightly toxic" ved konsentrasjoner 10-100 mg/l.

Hydrogensulfid kan måles ved en "omvendt Winkler" prosedyre, med prøvetaking og konservering i felt, etterfulgt av titrering i lab. Det finns også elektroder som måler H_2S . Hvorvidt kontinuerlig overvåking av H_2S i vannet er nødvendig eller ikke, avhenger av lokalitetens beliggenhet, og til en viss grad årstiden.

Forekomst av *Alger* henger nøye sammen med vannkvalitet. Alger, både giftige og ikke-giftige skaper problemer for fisk, og anlegg må kanskje flyttes dersom andre mot-tiltak ikke hjelper. Algebiomasse kan i prinsippet måles, som klorofyll eller TOC. Siktedyp gir også en indikasjon på tettheten. Skal en foreta artsbestemmelse og telling, må en ta vannprøver for påfølgende mikroskopering. Resultater fra rutineprøvetaking blir bl. a. benyttet i HOV sine algevarslere.

Algene produserer eller genererer mange substanser i tillegg til toksiner, som er potensielt farlige for organismer. Det har f.eks. vært spekulert på hva det er som gjør at fisken oppfører seg unormalt etter algeoppblomstringer, når vannet er klart og tilsynelatende fritt for partikler o.l. Dette kan dreie seg om nedbrytingsprodukter fra algene. Dimethylsulfid (DMS, gass) er et slikt produkt, som kan forårsake plager.

Fiskens respirasjonsprodukter som *ammonium* og *karbondioksid* er også potensielle giftfaktorer. Ammonium i form av uionisert ammoniakk har relativt lave faregrenser (0.1-0.3 mg/l). Ammonium konsentrasjonen bestemmes best ved kjemisk analyse.

Karbondioksid har vært lite påaktet som miljøparameter i forhold til oksygen. Mens pattedyrs pusterytme styres av karbondioksidnivået i lufta, synes fiskens respirasjon å være mer direkte knyttet til oksygenivået i vannet. Her kan det tenkes ulike komplikasjoner med å bli av med karbondioksid ved høye konsentrasjoner av denne gassen i vannet. Det har nylig blitt påvist nefrokalsinose i et oppdrettsanlegg i Osterfjorden (Bjerknes et al. 1994). Nefrokalsinose er en miljøbetinget sykdom som opptrer ved CO_2 -overmetning i vannet og gir "nyrestein" i nyrens utførsels ganger. I Osterfjorden, der det er store tilførsler av ferskvann, kom det kalkrike partikler fra nedbørsfeltet ut i fjorden og sammen med variasjoner i mengden kalsium, totalt uorganisk karbon og pH utløste det nefrokalsinose hos fisken. Fiskens naturlige reguleringsmekanisme ble forstyrret og nyrenes ionregulerende kom ut av funksjon, med det resultat at fisken fikk nyrestein i form av et gråhvitt kalkbelegg i nyrens utførsels ganger (Bjerknes et al. 1994). Karbondioksid kan måles med elektroder, og bør måles på anlegg med særlig høye fisketettheter.

2.3. Beregning av vannskiftning

I perioden 1964 til 1966 ble det utført en rekke miljøundersøkelser i japanske oppdrettanlegg (Inoue, 1972) som først i senere år er oversatt til engelsk (1986). Arbeidene refererer studier av vannskiftningen i merder med tunfiskarten *Seriola quinqueradiata*, (yellowtail). Resultatene er generelt anvendelige og har relevans også for norske forhold.

2.3.1. Japanske undersøkelser 1964 - 1966

Vannstrømmen gjennom en not (vannskiftningen) påvirkes av typen not, maskevidden, form og størrelse på merden, mengde og art av begroingsorganismer og plassering av merdene. I tillegg vil vannskiftningen påvirkes av fisketthet, fiskestørrelse og fiskens aktivitetsnivå.

Det ble funnet en klar effekt av fiskens egenbevegelser fordi når fisken svømte raskt rundt i nota ble det skapt en sirkulerende strøm på 1 - 3 cm/s. Når strømmen på utsiden ble 4 cm/s og sterkere ble den interne sirkulasjonsstrøm brutt, og strømretningen ble den samme inne som ute. I en serie studier der strøm kom inn vinkelrett på anlegget, ble det målt strøm foran merden (U_u), på innsiden (U_i) og nedstrøms merden (U_d). Forholdet U_i/U_u og U_d/U_i var nesten det samme som forholdet S/S_o (der S_o er det totale areal av nota og S_i er den totale mengde åpent areal i nota). Ved å benytte disse tilnærmede forholdstall var det mulig å beregne strømmen på innsiden av en merd ved hjelp av følgende formel:

$$U_{in} = U_{ul}(S/S_o)^{2n-1}$$

der n er den n^{th} merden i en rekke av merder.

De japanske undersøkelsene konkluderer med at gjennomsnittsstrømmen inne i en merd med fisk er 0.35 til 0.81 av strømhastigheten foran nota.

Når anlegget ligger parallelt med strømmen kan strømhastigheten i den første nota beregnes til

$$U_u a b + u$$

der a er den gjennomsnittlige effektive strømhastighet når nota er tom, og b er størrelsen på reduksjon i strømhastighet når fisken er inaktiv og u er gjennomsnittshastighet som skyldes fiskens aktivitet. Gjennomsnittshastigheten av strømmen i den n^{th} nota i anlegget blir da:

$$U_u a^{2n-1} b^n + u \frac{1-(a^2b)^n}{1-(a^2b)}$$

der U_u er strømhastigheten oppstrøms merden

Resultatene fra ulike anlegg viste at når strømmen var svak hadde fiskens sirkulerende bevegelser stor betydning for hvilken tetthet av fisk det var forsvarlig å ha i nota. Denne faktor ble redusert når det var mange nøter ettehverandre i rekker. For å beregne anbefalte tettheter i anleggene måtte de bestemme vannskiftningen i merdene. Dette kunne gjøres på tre ulike måter:

- Gjennomsnittsstrøm metoden
- Molkyl -budsjett metoden
- Fargekonsentrasjon fortynnings-metoden

Gjennomsnitt-strøm metoden

Denne metoden benyttes når strømmen er 4 - 5 cm/s eller større, slik at effekten av fiskens egenbevegelser blir små. Vannstrømmen vil gå tvers igjennom nota og vannutskiftningen vil kunne beregnes som:

$$U_i \cdot A/V$$

der U_i er gjennomsnittsstrømhastighet i m/t, A (m^2) er arealet til nota vinkelrett på strømrretningen og V er volumet (m^3) av merden. Dette er helt tilsvarende modellen for vannutskiftning som er utarbeidet av Stigebrandt (1986), i en spesialversjon av det opprinnelig utslippsmodellen. I denne type beregninger er det viktig å benytte verdier for strøm som har passert notveggen. Verdien må kompenseres ved bruk av en reduksjonsfaktor som tar hensyn til begroing, notstørrelse etc.

Molekyl-budsjett metoden

Denne metoden anbefales ved svake strømmer, og bygger i hovedsak på målinger av oksygen. Under forutsetning av at oksygenforbruket inne i merden ved normalt aktivitetsnivå er stabilt, og at vi kan se bort fra mengden oksygen som absorberes fra atmosfæren, kan følgende formel benyttes:

$$Q_{in}/V = C_1/V(R_0 - R)$$

der Q_{in} er mengden vann som passerer notveggen pr tidsenhet (m^3/t), V er volumet av merden, C_1 er oksygenforbruket pr. tidsenhet (g/t), R er gj.sn. mengden oksygen inne i merden pr. tidsenhet, og R_0 oksygeninnholdet i vannet utenfor merden.

I virkeligheten vil ikke forholdene være stabile, og det er relativt store variasjoner gjennom døgnet. En formel som i større grad fanger opp disse variasjonene er følgende:

$$Q_{in}/V = (dR/dT - K_L/H(R_s - R) + kN/V - (P_p - P_c)/(R_0 - R))$$

der K_L er den molekylære bevegelseskoeffisient (m/t), H er dypet i merden (m), k er mengden oksygen som forbrukes pr. tidsenhet, N er total vekt av fisken (kg), P_p er mengden oksygen som produseres ved fotosyntese i nota og P_c mengden konsumert og R_s er oksygen-nivå ved full metning.

Farge-fortynnings metoden

Denne metode er særlig egnet når strømmen er så svak at fiskens adferd spiller en vesentlig rolle for vannets bevegelse. Metoden ble testet ved å benytte fluoriserende farge som ble fortynnet. Ved å måle konsentrasjonen på fargen i det samme øyeblikk som den ble tilført vannet og en stund senere, kunne forholdet Q_{in}/V beregnes ved formelen

$$C = C_0 e^{(-Q_{in}/V)T}$$

der C er konsentrasjonen ved tiden T , C_0 er konsentrasjonen ved starten av forsøket.

2.3.2. Undersøkelser ved MARINTEK A/S 1990 - 1991

I forbindelse med et forskningsprosjekt på beregning av strømkrefter på merder og deformering av nøter har MARINTEK A/S utviklet et dataprogram som også omfatter beregninger av vannutskiftning i nøter. Undersøkelsene er utført i et testbasseng og uten fisk. De viktigste konklusjonene fra disse forsøkene vil bli omtalt og vurdert.

En av de viktigste faktorene for belastning og evnen til vanngjennomstrømming av en not er egenskaper som tråd-diameter og maskestørrelse. I disse beregningen er begrepet "Solidity ratio" (fasthetsforholdet) S_n en viktig egenskap.

$$S_n = 2.0 t/D_t$$

der t er tråd-diameter og D er maskestørrelsen.

Når strømmen passerer nota vil hastigheten bli redusert, og dette kan beregnes teoretisk. Hastighetsreduksjonsfaktoren r kan bestemmes på flere ulike måter, og det henvises til originalarbeidene for detaljer. Faktoren r kan uttrykkes som følgende:

$$r = 1.0 - 0.46 C_D$$

der C_D er "drag force coefficient" (koeffisient for belastningskrefter) Denne modellen er i god overenstemmelse med modeltestingsresultatene.

I de etterfølgende tester med ulike typer nøter ble det gjort forsøk med tre ulike typer fasthets faktorer $S_n = 0.13, 0.24$ og 0.32 . Forsøkene viste at det var god overenstemmelse mellom modelltestene og de teoretiske beregningene.

På de fleste lokaliteter er det viktigste spørsmålet om det er tilstrekkelig god strøm hele året. I åpne områder kan strømmen være så sterk at nøtene blir deformert og reduserer oppdrettsvolumet. Som eksempler kan nevnes at ved 25 cm/s ble nota redusert med 40 % av volumet. Når strømmen økte til 100 cm/s ble reduksjonen 80 %.

Det er vanskelig å beregne den optimale strømhastighet inne i en not, og den vil variere med en rekke faktorer som fiskestørrelse, tetthet etc som omtalt tidligere. Aarsnes et al. (1990) mener at det er vanlig oppfatning at strømmen inne i nota bør være 10 cm/s eller høyere. Dette vil bli diskutert senere.

I mange anlegg ligger nøtene i rekker og rader. Aarsnes et al. (1990) viser et eksempel på beregninger der 6 merder ligger på rad, og de ble testet med tre typer belastning yttrykt ved fasthets faktorer på henholdsvis $0.13, 0.24$ og 0.32 . Den laveste verdien representerer en typisk ren og nyutsatt not, mens de to øvrige representerer ulike grader av begroing. I eksemplet (figur 6) representerer 0 strømmen på utsiden av merden, 1 er not nr. 1 osv. Det kommer klart fram at strømmen reduseres raskt ettersom vannet må passere et økende antall merder. Dersom nøtene er begrodd kan allerede strømmen i not nr. 2 bli redusert til under 40 % av strømmen utenfor, og i not nr 6 er det praktisk talt ikke strøm.

De virkelige forholdene i sjøen er imidlertid betydelig mer kompliserte og varierte enn betingelsene i et modellbasseng og de svar som enkle modeller kan gi. Spesielt vil effekten av fisk spille en viktig rolle. Strømbildet varierer kontinuerlig og på mange lokaliteter forandrer strømmen seg så mye i løpet av et døgn, at nøter som i en periode har gode forhold kan noen timer senere befinne seg i en problematisk situasjon fordi strømmen har snudd 180° .

2.3.3. Undersøkelser av NIVA i perioden 1989 - 94

I 1989 utførte NIVA miljøundersøkelser på en rekke anlegg langs hele kysten og på 7 oppdrettsanlegg undersøkte vi reduksjonen av strøm gjennom merden ved å måle både oppstrøms og nedstrøms i forhold til anlegget. Forholdene på de ulike anleggene var svært variable og strømmen inn mot anlegget varierte fra hastighet ned mot laveste deteksjonsgrense (1.1 cm/s) til 30 cm/s. I alle anlegg ble strømmen redusert med fra $50 - 80$ %, selv om det var en eller flere merder som strømmen måtte passere igjennom. Fordi undersøkelsene var et ledd i en inspeksjon for forsikringselskap hadde vi ikke tid til detaljerte studier, og strømmålerne sto aldri ute mer enn et knapt døgn. I tillegg målte vi oksygeninnhold både utenfor og innenfor merdene, og på flere dyp. Det ble ikke gjort spesielle

studier av nøtenes begroing eller biomassen i anlegget, men kombinasjonen av strøm og oksygen samt prøver av bunnsediment gav relativt gode indikasjoner på anleggets tilstand.

Det eneste anlegget som hadde lave oksygenverdier (65 % metning) hadde også meget svak strøm, og det luktet H_2S av sedimentet. I alle andre anlegg var oksygenforholdene tilfredstillende. I to av anleggene var strømmen ut av merden lavere enn deteksjonsgrensen (1.1-1.4 cms). Undersøkelsene tydet på at når utgående strøm var mindre enn deteksjonsgrensen, var inngående strøm var fra 2 - 6 cm/s. I øvrige anlegg var strømmen inn mot merdene 10 - 30 cm/s og 3 - 7 cm ut av merdene.

Den foreløpige konklusjonen viser at når strømmen som passerer ut av merden er 3 cm/s eller høyere er forholdene tilfredstillende. På alle lokaliteter var det store variasjoner i strømstyrke og retning, og undersøkelsene gav bare et øyeblikksbilde av situasjonen.

I en senere undersøkelse av to oppdrettsanlegg i Troms i 1990 (Braaten et al. 1992) ble det utført detaljerte studier av både strøm og oksygen under strømsvake og kritiske perioder. I disse anleggene var strømmen så svak i undersøkelsesperioden at det var problemer å registrere strøm på store deler av anleggene. Det var vanskelig å måle strømmen som passerte gjennom merdene fordi strømrretningen ble endret seg etter å ha passert merden, dels som følge av oppbremsing av nota og dels som følge av fiskens egenbevegelser.

Vi valgte derfor å bestemme reduksjonsfaktoren ved den såkalte "strømvegmetoden". Den går ut på å utnytte kvoten mellom den mengde vann som passerer visse punkter (strømmålere) inne i resp. utenfor et anlegg i en viss periode. Strømvegen er proporsjonal med hvor mye vann som har passert en strømmåler under en gitt periode. Ved beregningen av strømvegen brukes hastighetens absolutte beløp. Metoden tar også ikke hensyn til hvor vannet kommer fra. For perioder med strømhastigheter under målerens terskelverdier setter vi hastigheten lik halve terskelverdien. Vi beregner strømvegen som summen av strømhastighet ganger integrasjonsperiodens lengde for samtlige registreringer i en bestemt periode. Ved denne metoden beregnet vi strømreduksjonen i anleggene på henholdsvis 50 og 60 %.

I begge anlegg ble det registrert meget svake strømmer over lengre perioder. På tross av dette var det aldri dårlige oksygenforhold. Vi foretok også målinger med en ultralydstrømmåler og påviste vertikale strømmer i merdene som var like kraftige som de horisontale. Selv om omfanget og årsaken til disse strømmene ikke ble klarlagt kan vi anta at fiskens egenbevegelser har spilt en viss rolle. Det er også rimlig å anta at når vindgenerert- eller tidevannstrøm presser mot notveggen vil strøm kunne passere under nota og opp gjennom bunnen, som nesten alltid er renere og yter mindre motstand enn en begrodd vertikal notvegg.

Forsøkene viste klart at strømbildet i og rundt merder er betydelig mer komplisert og variabelt enn det en beregner ved hjelp av enkle modeller. I tillegg vil det opptre variasjoner på grunn av ulike merdkonstruksjoner, innebyrdes plassering, avstand til land og holmer og ulik tetthet og størrelse av fisk i merdene.

I 1993 ble et stort anlegg på Vestlandet gjenstand for grundige undersøkelser av strøm og oksygen. Anlegget som består av to rekker, hver på 8 store merder, får hovedstrømmen inn fra SV-NØ og på langs av anlegget, der tidevannstrømmen er den viktigste. Etter at strømmen passerer gjennom anlegget dreier strømmen i ulike retninger i ulike dyp, dels som følge av avbøyning p.g.a.anlegget, strømdrag og muligens en bunn-topografisk betinget dreining. Strømreduksjonen fra sør-ende til nord-ende av anlegget var på anslagsvis 75 % (3 og 10 m), og det var aldri strømsvake perioder. Oksygenmålingene i juni viste alle høye verdier (over 7.6 mg O_2/l), selv om det ble registrert minimum strøm nedstrøms anlegget på 1.5 - 2 cm/s både i 3 og 10 m dyp.

I samme anlegget ble det kjørt modellforsøk med bruk av en spesielt tilpasset versjon av Stigebrandts

(1986) miljømodell. Modellen underestimerte oksygenforholdene i anlegget, men viste at den mest kritiske periode ville bli sensommeren og tidlig høst. Etter de erfaringer vi har fra en rekke praktiske studier og målinger i felt er det helt klart at det må lages en ny modell for vannutskiftningen fra en merd som tar hensyn reduksjonsfaktorer (notttype, begroing etc), fisketetthet og størrelse, lokalitetens topografi og merdenes utforming og plassering.

Kontrollmålinger med oksygen på ulike deler av anlegget i kritiske perioder vil være meget viktig, men dette må gjøres når man har informasjon om dominerende strømrretning på anlegget. Helst bør anlegget ha utstyr som permanent kan vise strømsstyrke og retning.

2.4. Beregning av kapasitet på lokalitet

2.4.1. Typer av lokaliteter

Før et anlegg settes ut i sjøen bør eier ha foretatt undersøkelser som kan gi klare retningslinjer om lokalitetens egnethet, og om miljøet har kapasitet til et oppdrettsanlegg av planlagt størrelse. Med tanke på anleggets sikkerhet må det velges anleggstype som er tilpasset de topografiske og meteorologiske forhold, som åpenhet, vindstyrke, bølgehøyde, strømbelastning etc. For miljøet og fiskens framtidige helsetilstand er det viktig at bunnforholdene er slik at forrester og avfall fra fisken ikke akkumuleres, og at strømmen er så sterk og stabil at det ikke oppstår kritiske perioder med strømsstille og reduserte oksygenforhold. Anlegget skal også plasseres på en slik måte at smittefaren mellom to eller flere anlegg blir redusert til et minimum.

Oppdrettsanlegg plasseres på tre hovedtyper av lokaliteter, beskyttede lokaliteter inne i fjorder, på delevis beskyttede områder i skjærgården mellom fjord og åpent hav, og åpne lokaliteter i fjordmunninger eller eksponerte lokaliteter nær åpent hav.

Egnetheten til en fjordlokalitet kan bedømmes ved hjelp av en vannkvalitetsmodell som stiller en generell diagnose av tilstanden i terskelfjorder. Modellen beregner forandringer i oksygenforhold og siktedyp pga utslipp og plantenæringssalter og organisk materiale fra ulike kilder (Aure og Stigebrandt, 1989, 1990). Denne første modellen er nå utvidet til også å omfatte fjorder med trang munning og terskel som går opp i lyssonen, der vannutskiftningen kan være langsom.

Anlegg som plasseres på lokaliteter med store dyp i vanlige fjorder med god vannutskiftning over terskeldypet, vil få små eller ubetydelig effekter fra selve oppdrettet, fordi vanntransporten ut av fjorden er så hurtig at mye av avfallet fra anlegget vil bli transportert ut fjorden og ut i kyststrømmen. Tyngre avfall med stor synkehastighet vil også spres over et større område, og muligheten for akkumulering av avfall i hauger under anleggene er små. Den horisontale transporten vil relativt lett kunne beregnes, og overflatelaget i en fjord med med ferskvannstilførsel vil få estuarin sirkulasjon. Den vertikale transporten avtar med økende dyp, noe som viser at partikulært materiale forbrukes (blir nedbrutt og mineraliseret) i vannsøylen. Stigebrandt (1992) har beregnet at ca. 3 % av tilgjengelig partikulært organisk materiale blir forbrukt hvert døgn og at halveringstiden for pelagisk partikulært organisk materiale er ca. 3 uker. Kombinasjon av lav midlere synkehastighet og lang livslengde medfører at havstrømmer kan transportere partikulært organisk materiale over store områder. Hvis en typisk strømhastighet er f.eks 20 cm/s, blir en organisk partikkel transportert ca. 250 km på to uker (Stigebrandt, 1992). Vi må anta at mye av den smitte som finnes på oppdrettsanleggene er knyttet til organiske partikler.

I fjorder med trange innløp og grunne terskler vil transporten av partikulært organisk materiale kunne bli betydelig og skape akkumulasjon på bunnen under anleggene og dårlige oksygenforhold. Den nye fjordmodellen bør brukes for alle typer fjorder før et anlegg plasseres. Unntaket gjelder fjorder som direkte munnner ut i åpent hav, her gjelder ikke modellen.

Den andre type lokalitet er sonen mellom fjord og åpent hav, og her ligger en stor andel av dagens anlegg. Anleggene plasseres i strømsund, mellom holmer og skjær og i le av nes og bukter. Disse lokalitetene er svært varierte og utsettes for en rekke påvirkninger av både strøm, tidevann og bølger, samt topografiske effekter.

Den tredje hovedtypen lokaliteter er relativt sterkt eksponerte områder, som krever solide anlegg av typen "off-shore anlegg". På grunn av eksponeringsgraden vil alle partikler fra anlegget få stor spredning og transporteres med kyststrømmen. Bunnen under anlegget vil bli relativt lite belastet, og sjansen for kontaminering av fisken fra dårlige bunnforhold antar vi er begrenset.

Det er ikke lett å bedømme kapasiteten på disse lokalitetene uten omfattende målinger, og man er i stor grad avhengig av tradisjonelle hydrografiske undersøkelser med registrering av temperatur, salinitet og strøm. I tillegg bør det foretas en grundig kontroll av sjøkartet, eventuelt supplert med opplodding av bunn-dyp og bunnens beskaffenhet (jfr. 3.1.3 og 3.1.4)

2.4.2. MOM (Modellering-Overvåkning-Matfiskanlegg)

Havforskningsinstituttet i Bergen har satt ned en prosjektgruppe som har som formål å utarbeide et system som kan regulere lokale miljøvirkninger fra matfiskanlegg. Det består av to deler; et overvåkningssystem som kan kontrollere at miljøvirkningen ikke overstiger fastsatte grenseverdier, og en matematisk modell som kan beregne miljøvirkningene når nødvendige opplysninger om anlegg og lokalitet er gitt. De to delene er integrert slik at overvåkning og beregning omfatter de samme parametre. Systemet forkortes MOM (Modellering-Overvåkning-Matfiskanlegg) (Ervik et al. 1993) (figur 7).

Selve overvåkingen vil bestå av tre ulike undersøkelser som er knyttet til tre utnyttelsesgrader. Alle omfatter bunnundersøkelser av sedimentet. Den enkleste undersøkelsen gjøres med håndutstyr på stedet og dekker lite påvirkede områder. Ved middels utnyttelsesgrad vil sedimentkjemiske studier komme inn i bildet, og ved store påvirkninger vil kjemiske og biologiske undersøkelser bli utført. MOM-modellen skal beregne hvilke miljøvirkninger et anlegg vil ha på en lokalitet eller hvordan et anlegg må utformes og drives for at miljøvirkningene ikke skal overskride gitte grenseverdier. Modellen vil bestå av en fiskmodell som beregner utslipp av oppløst og partikulært organisk stoff samt fiskens oksygenbehov. Modellen er ferdig utviklet av Stigebrandt (1986), men må implementeres i MOM-modellen.

En spredningsmodell må utvikles som kan beregne hvordan forspill og fekalier blir spredt og deponert på bunnen. Den vil kreve at strøm måles i flere dyp og at målingene går over lengre tid og gjerne på sommeren og høsten når utslippene er store og strømmene svake. Det må utvikles en sedimentmodell som beregner tilstanden i bunnsediment som mottar forspill og fekalier, og ser på nedbrytningsprosesser, utlekking av næringssalter og sedimenttilstand. Den skal også beregne ved hvilken tilstand bunndyrene forsvinner.

Vannkvalitetsmodellen skal beregne tilstanden i vannmassen, både i anlegg og omgivende resipient. Dataprogrammet "Fjordmiljø" (Stigebrandt, 1992) beregner miljøeffekter av fiskeoppdrett i fjernsonen og bygger på Aure og Stigebrandt (1989, 1990) undersøkelser i norske fjorder (jfr. 3.4.1).

Fjordmodellen må modifieres og implementeres i MOM-modellen. Modellen ble utviklet i første halvår av 1994 og evaluert i 2 halvår av 1994. MOM-modellen vil bli et viktig verktøy for epidemiologistudier fordi det er mange sammenfallende problemstillinger. I februar 1995 ble det utarbeidet en foreløpig rapport som presenterer en første versjon av forslag til grenseverdier for påvirkning (miljøstandarder). Miljøstandardene og overvåkningsprogrammet vil bli prøvet ut i løpet av 1995 og 1996 (Ervik et al. 1995).

2.5. Anleggets bæreevne

Dersom lokalitetens bæreevne er god vil det sjelden være problemer med anleggets bæreevne. Det viktigste kriterium for anleggets bæreevne vil være den tekniske utformingen og den innebyrdes plassering av merdene. Erfaringer fra Japan, teoretiske beregninger og egne målinger har vist at all strøm som passerer et oppdretsanlegg får en kraftig redusert strømhastighet. Hastigheten er avhengig av notas beskaffenhet (trådtykkelse og maskevidde/form), begroing, fisketetthet-og størrelse, svømmeadferd og nøtenes plassering. Et stort og kompakt anlegg (bredde og størrelse) vil kunne redusere inngående strøm til 20 % (eller mer) og forandre retningen på strømmen. Det er derfor viktig å velge en anleggstype og form som er tilpasset lokaliteten.

Det finnes pr. idag ingen fyldegjørende modell som kan benyttes direkte i beregning av anleggets bæreevne, men flere beregningsmetoder som gir grove anslag. Ved strømhastigheter > 4 cm/s vil effekten av fiskens egenbevegelser bli redusert og man kan få et grovt bilde av vanngjennomstrømningen i enkeltmerder ved å benytte gjennomsnittsstrøm metoden. Resultatet er kun gyldig under spesielle betingelser. Dersom det er flere nøter på rad må reduksjonsfaktoren beregnes.

Når merdene er samlet i rekker, som forholdet er på de fleste anlegg, blir det betydelig mer komplisert å beregne utskiftningen fordi den vil bli ulik for de enkelte nøter, avhengig av innebyrdes plassering. Hvis mulig bør anlegget dreies slik at dominerende hovedstrøm kommer inn vinkelrett på anleggets lengderetning. Når strømmen dreier og kommer inn på langs av anlegget må reduksjonen gjennom hele systemet beregnes som vist ved MARINTEKs beregninger. I tillegg bør vannet kontrollsjekkes med oksygenmålinger. Dette er særlig viktig i kritiske perioder som er bestemmende for anleggets bæreevne.

Ved lavere strømhastigheter vil fiskens egenbevegelse spille en vesentlig rolle. Det bør utvikles egne modeller for slike situasjoner, der også vertikal strøm og utskiftning gjennom bunnen beregnes og tas med i budsjettet.

Alle strømmålinger bør suppleres med simultane oksygenmålinger, og på sikt er det mulig at de kan erstatte en del av strømmålingene. Oksygenmålinger krever referanseverdier fra lokaliteter som ikke er belastet fra oppdretsanlegget. Derfor må en ha rimlig god oversikt over strømsituasjonen på anlegget før en starter med oksygenmålinger.

På anlegg som er i drift vil strømmålinger med etterfølgende varighetsanalyser gi gode holdepunkter for lokalitetens og derved anleggets bæreevne.

3. Konklusjoner og anbefalinger

3.1. Bunnundersøkelser

For anlegg som er i drift er bunnundersøkelser svært viktig, og alle anlegg vil bli pålagt å benytte MOM-systemet. MOM-systemet inneholder i realiteten en kombinasjon av flere metoder. A-undersøkelsen som er den enkleste skal kun samle opp partikkelutslipp ved hjelp av en sedimentoppsamler. B-undersøkelsen kartlegger sedimentet gjennom elektrodemålinger (pH og Eh), vurderer sedimentes lukt, farge og konsistens, registrerer bobler, forpelling og fekalier og påviser forekomst eller fravær av dyr. C-undersøkelsen er en omfattende kvantitativ og kvalitativ undersøkelse av bunndyrsamfunn, og i tillegg kommer beskrivelse av sedimentet ved parametre som glødetap, kornfordeling, og en visuell beskrivelse samt oksygeninnhold i vannsøyle.

Etter vår vurdering representerer MOM-systemet en god beskrivelse av bunnforholdene under anlegg, der en etter grad av kontaminering kan pålegge ulike typer undersøkelser. Hvis tilstanden på lokaliteten skal bedømmes ut i fra et helsemessig aspekt er det særlig type B-undersøkelser som er relevant.

Uavhengig av MOM-systemet skal denne rapporten evaluere og vurdere de ulike metoder mot hverandre. Som tidligere omtalt er kvantitative bunndyrunderøkelser arbeidskrevende, kostbare og særlig rettet mot miljøet. De er vurdert uegnet i en standard helse-miljø undersøkelse.

Potensiometriske målinger av sedimentet er derimot en relativt enkel metode som gir kvantitative data med relevans til helseaspektet. Ved å beskrive sedimentet med pH verdi og slamtykkelse, eventuelt forekomst av gassdannelse i kjernen, vil en få sikre parametre på en sterkt belastet lokalitet, som også kan påvirke fisken i anlegget. Dette er også blitt en del av MOM-systemet (B-undersøkelse). Metodikken er godt utprøvet, og blir stadig ytterligere forbedret. I MOM-systemet vil en vurdere pH og Eh som en punkt-tilstand for hver enkelt kjerne som går inn i et kurvediagram. Tilstanden avleses ved hjelp av en vedleggstabell.

I et nylig avsluttet forskningsprosjekt, som omfattet epidemiologiske studier av sammenhengen mellom miljøfaktorer og sykdom, ble bare pH i sediment benyttet sammen med data for slamtykkelse, akkumulert tap, sykdomforekomst, gassbelegg, bakteriebelegg, utforingstype og produksjonsdata. Rapporten kunne ikke påvise sammenhenger mellom miljøtilstand og sykdom fordi det var kronisk forekomst av IPN i miljøet som overskygget eventuelle miljøeffekter. pH sammen med en beskrivelse av sedimentet viste seg å være en meget verdifull parameter. Med tanke på fiskehelse er det særlig forekomsten av gass i sedimentet som kan påvirke fisken i anlegget på en negativ måte.

Kjemiske analyser av sedimentet kan forsterke beskrivelsen av sedimenttilstanden. Forekomst av Cu er viktig for miljøet, mens innholdet av Zn og P har liten relevans, men er gode indikatorer for å beskrive kvantitative avvik fra et normalt miljø.

Fotografering av sedimentet vil gi en god dokumentasjon, men foreløpig har ikke det benyttede utstyret fungert tilfredsstillende og derfor vanskelig å vurdere. Vi har fått informasjon fra Kristineberg Zoologiske Station (professor Rutger Rosenberg pers info) at fotografering av sedimentkjerner er en meget god metode for dokumentasjon av sedimenttilstand. Vi antar at ulike teknikker for fotografering og billedanalyse ved hjelp av dataprogram vil bli aktuelle i framtiden.

Selve valget av lokalitet før en starter produksjonen er viktig, og hvordan anlegget plasseres i forhold til andre anlegg. I Møre og Romsdal ble smittehygienisk organisering av oppdrettsanleggene innført våren 1990. Det ble innført minsteavstand mellom anleggene på 2 km, som senere har vist seg å være for lite. Selv om avstanden øker til 5 km eller mer, kan det være praktiske problemer å finne nok

lokaliteter i et område når hver oppdretter helst skal disponere tre lokaliteter som adskilte produksjonseenheter. Ved valg av den enkelte lokalitet er det viktig å velge ett område med god bunnstrøm og hvis mulig et jevnt område med sand og grus framfor ujevnt underlag. Enda viktigere er anleggets plassering og utforming. Dess mer anlegget kan spres ut med god avstand mellom merdene dess bedre, og med lengderetningen på tvers av dominerende strømretning.

For Østersjøen er det utviklet økometriske og morfometriske metoder for å beregne belastninger av næringssalter. Systemet virker fornuftig, men er ikke gyldig for kystområder som er påvirket av sterke strømmer, tidevann eller elver. Det gjør det lite egnet for norske forhold, men den morfometriske metoden som er utviklet for å beskrive kystområdet vil sannsynligvis være av stor nytte også for våre forhold. I Østersjøstudiene fant de ut at siktedyp, mengde klorofyll i dypvannet og sedimentasjon var de viktigste effektparametrene. For å kunne evaluere metoden for norske forhold er det nødvendig å gjennomføre et prøveprosjekt.

Utbrudd og spredning av sjukdom på et anlegg har mange årsaker. Virkningen av et dårlig miljø er bare en av mange viktige faktorer, ved siden av driftsforhold, innkjøp av smolt, smitte fra landsiden og kontakt og samarbeide med andre anlegg. Det er sannsynlig at smitte kan spres med gassbobler og partikler fra bunnen og opp i anlegget, men bare grundige spesialundersøkelser under kontrollerte betingelser kan verifisere dette. Alle oppdrettere kan derimot være mer bevisst på valg av lokalitet og utforming av anlegget for å redusere uheldige effekter fra miljøet. Hvis de i tillegg følger med på utviklingen av bunnens kvalitet, gjennom regelmessige prøver av sedimentet, kan de holde seg ajour med tilstanden på lokaliteten og regulere fiskebestand og drift etter forholdene på stedet.

3.2. Undersøkelser i vannmassene

Strømfeltet styres av horisontale trykkrefter, og påvirkes av landtopografi og andre hindringer. I rette fjorder kan strømmen være ganske konstant og ensrettet i lange perioder, mens den i topografisk sett kompliserte områder som langs kysten oftest viser stor variabilitet.

Dette gjør det vanskelig å generalisere m.h.t. strømforhold og oppdrettsmiljø, siden en mangler metoder for å kunne parameterisere og relatere mer eller mindre stokastiske, turbulens-liknende bevegelser i vannet til konvensjonelle oppfatninger om strøm som et stasjonært, lineært fenomen.

Fisk som fødes og lever i vann må være tilpasset vekslende livsvilkår som dette mediet tilbyr. Det er rimelig å anta at svak strøm medfører reduserte bevegelsesanstrengelser for fisken i merdene, samtidig som øket oppholdstid medfører økt konsentrasjon av avfallstoffer og redusert oksygen-nivå. Et eller sted på kurven finnes et sett optimale strømforhold, som en må søke å finne.

Problemet med strømmålinger direkte i merdene er at fisken selv kan påvirke resultatene, og at instrumentene forstyrrer fisken i forhold til naturlig oppførsel. NIVAs undersøkelser i 1993 viste at det er stor variasjon i strømparametre innenfor samme anlegg, og at det med tilgjengelig tolkning/analyseredskap er vanskelig å trekke bastante konklusjoner m.m.t. demping p.g.a. merder og fiskemengde.

Likevel gir strømmålinger nyttige driftsparametre for oppdretteren. Dette gjelder både middelstrøm, hovedstrømretning og grad av periodisitet. Ved å gjennomføre systematiske målinger på forhånd, kan oppdretteren ta preventive forholdsregler med hensyn til strømforholdene både under foringen og ved andre aktiviteter som avlusning, uttak av fisk etc.

Tallmaterialet fra NIVAs foreløpige undersøkelser viser at oksygen-konsentrasjonen varierer på kort tidsskala (timer) med 10 - 30 % i forhold til middelværdien, også utenfor merdene.

Undersøkelsene viste også at det tidvis var en signifikant reduksjon i oksygen-nivå inne i merdene i forhold til utenfor (oppstrøms). Denne forskjellen dreier seg om 1.5 - 2 mg/l (figur 8). At oksygen-nivået varierer naturlig, er velkjent. Det foregår kontinuerlig generering og forbruk av oksygen, samtidig som vannmasser stratifiseres (om dagen) og destabiliseres og nedblandes (om natten).

Naturlige svigninger skriver seg ikke bare fra fotosyntese-aktivitet, men også fra fysiske blandingsprosesser (McNeill og Farmer 1995). Det forskes mye på effekten av gass-fluks gjennom sjøoverflaten (Farmer et al. 1993). *En utfordring i oppfølgende undersøkelser er å tillempe eksisterende kunnskap om gassutveksling, og fastslå omfanget av den naturlige oksygen-variasjonen, og varighet av evt. kritiske perioder m.h.t. bakgrunnsnivå.*

Vi har alt dokumentert gradienter innenfor anlegget på over 2 mg/l. Det er uklart hvor mye fisk denne reduksjonen faktisk stammer fra. Men siden det ble målt midt i anlegget, kan det dreie seg om halvparten av biomassen i anlegget. Framtidige målinger bør også dekke inn målinger fra ytterpunktene av anlegget, for å kartlegge totalt forbruket ved ugunstige strømforhold. En må også være klar over at begroing av nøtene vil hindre vanngjennom-strømning og skape lave oksygenverdier.

Varighetsanalysen for strøm må utvides til å gjelde oksygen, evt. også andre parametre. En kombinasjon av måling og modellering er her sannsynligvis den best farbare veien for å skaffe seg økt kunnskap og bedre styringsverktøy for anleggene. For modellering av oksygenforbruk finnes det allerede en del norsk kompetanse, bl.a. ved Rogalandsforskning (Bergheim, Forsberg og Sanni, 1993, Sanni, Forsberg og Bergheim, 1993, Forsberg, 1994), ved SINTEF, (Berg, Danielsberg og Seland, 1993 og Seland og Berg, 1993), som et resultat av forskningsprosjektet Lukkede produksjonssystemer. Videre finnes det kunnskap om strømning i/rundt anlegg (Løland 1993), selv om dette arbeidet bygger på en del forenklinger. Vi skal heller ikke glemme de japanske beregningene fra 1960 tallet.

Mer generelle styringsverktøy og modeller finnes også (Falconer og Hartnett, 1993). Det er viktig at en studerer andres erfaringer før en setter igang med stortilt modellutvikling selv. Eksisterende modeller kan være gode utgangspunkt. NIVA gjennomfører i 1995 en studie på anvendelsesgraden an enklere dispersjonsmodeller som er utviklet ved/av miljøer i USA, bl.a. US EPA. Disse modellene kan vise seg å være tilstrekkelige i mange sammenhenger når det gjelder oppdrett.

Framtidige undersøkelser må fortsatt fokusere på å finne bedre metoder for å kartlegge strøm i/ved anleggene. Nøytralt flytende drivlegmer med akustisk posisjonering e.l. som kan vise seg å bli nyttige. NIVA gjennomfører nå en utredning om dette på vegne av Nordisk Råd (Golmen og Sjøiland 1995). Små "seabed drifters" som detekterer bunnstrøm kan være nyttig for å kartlegge sediment-forflytting. Her ligger det en utfordring både for NFR og forskningsmiljøene. Forøvrig henvises det til arbeidet ved Oceanor.

En må koble driftsoptimalisering til utnyttelse av ny teknologi, slik som lukkede merder etc. Framtidige undersøkelser må peke framover mot klare mål. Utnyttelsen av naturlige vertikalgradienter for å bryte ned sprangskikt og stimulere sirkulasjonen kan være en vei å gå for å redusere kritiske perioder og øke bæreevnen på en lokalitet. Her er det gjort omfattende teoretiske studier for subarktiske forhold, slik som i norske fjorder (Golmen og Cushman-Roisin 1992). Det viktigste for den enkelte oppdretter er å ha kunnskap om strømforholdene på den enkelte lokalitet og benytte et oksygenmeter til å foreta kontrollmålinger i kritiske perioder av året med høye temperaturer, store fiskebestander, strømstille perioder og begroede nøter. Strømmåleren kan være en enkel drifter som oppdretteren setter ut, måler og henter inn igjen. Det viktigste er at oppdretteren setter seg inn i problemstillingen og foretar regelmessige målinger og observasjoner på anlegget slik at de ansatte blir kjent med de spesielle forholdene som er tilstede på eget anlegg. Driften må tilpasses disse forholdene til enhver tid.

4. Referanser

- Aure, J., Ervik, A., Johannessen, P.J. and T.Ordemann. 1988. Resipientpåvirkning fra fiskeoppdrett i saltvann (The environmental effects of seawater fish farms). *FiskenHav.*, 1988 (1):1-94.
- Aure, J. and A. Stigebrandt. 1989. Aquaculture and fjords- an analysis of consequences with respect to environmental effects for 30 fjords in Møre and Romsdal. Report no. FO 8803, Inst.Marine Research, Bergen, Norway, 106 p.(in Norwegian).
- Aure, J and A. Stigebrandt. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90 :135-156.
- Berge, A., A. Danielsberg, A. Seland & T. Sigholt 1993. Oxygen demand for postsmolt Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) pp. 297-300. In *Fish Farming Technology*. H. Reinertsen, L.A. Dahle, L. Jørgensen & K. Tvinnereim (eds). Balkema, Rotterdam 482 p.
- Bergheim, A. O. I. Forsberg, & S. Sanni. 1993. Biological basis for landbased farming of Atlantic salmon: Oxygen consumption. pp 289-295. In *Fish Farming Technology*. H. Reinertsen, L.A. Dahle, L. Jørgensen & K. Tvinnereim (eds). Balkema, Rotterdam 482 p.
- Bjerknes, V., E. Lydersen, L. G. Golmen, A. Hobæk og L. Holtet 1994. Nefrokalsinose hos regnbueørret i oppdrettsanlegg ved Trengereid. Miljømessige årsaker. NIVA-Rapport 3027, 27 s.
- Braaten, B. og L. Golmen 1994. Miljøundersøkelser på A/S MOWIs oppdrettsanlegg i Skorpeosen. Fase 1. Innledende undersøkelser. NIVA-Rapport 3120, 28 s.
- Braaten, B., Aure, J., Ervik, A. og E. Boge. 1983. Pollution problems in Norwegian fish farming. ICES C.M. 1983/F:26. 11 p.
- Braaten, B. H. Hektoen og A. Stigebrandt 1992. Utvikling av miljøkontrollprogram for matfisk. NIVA Rapport 2709: 36 s.
- Christensen, K. D. og J. Horsted. 1991. Miljøbelastning fra havbrug og saltvandsdambrug. DFH rapport 397, 90 p.
- Cohrane, S. J. & T. H. Pearson 1994. Evaluering og utvikling av metoder for miljøundersøkelser under oppdrettsanlegg. Hovedrapport. Akvaplan-niva rapport APN SS 631.93.320: 61 p.
- Cochrane, S. J., M. Schaanning, J. Costello, G. Bahr 1994. Evaluation of methods of procedures for environmental monitoring of fish farms. Appendix. Akvaplan-niva rapport nr/report no: APN 631.93.320: 320 p.
- Dragesund, E., & M. T. Schaanning. 1993. Sammenheng mellom strømforhold og sedimentkjemi på oppdrettslokaliteter - utprøving av overvåkningsmetoder i Hitra/Frøya regionen. Oceanor Rapport -OCN R-93051: 44 p.
- Ervik, A., P. Kupka Hansen, A. Stigebrandt, J. Aure, T. Jahnsen, & P. Johannessen 1993. MOM: Modelling -Overvåkning-Matfiskanlegg. Et system for regulering av miljøvirkninger fra oppdrettsanlegg. Rapport fra senter for Havbruk Nr. 23

- Ervik, A., P. Kupka Hansen, J. Aure, P. Johannesen, H. Botnen, T. Jahnsen og M. Schaanning 1995. Miljøstandarder og brukerveiledning for overvåkningsprogram i oppdrett. MOM (Modellering-Overvåkning-Matfiskanlegg). Foreløpig Rapport Havforskningsinstituttet HI-prosjektnr 01.09: 1-20.
- Falconer, R. A. & Hartnett 1993. Mathematical modelling of flow, pesticide and nutrient transport for fish farm planning and management. *Ocean & Coastal management*, Vol, 19p.37-57.
- Farmer, D. M., C. L. McNeil & B. D. Johnsen 1993. Evidence for the importance of bubbles in increasing the air-sea gas flux. *Nature*, Vol. 361, s. 620-623.
- Forsberg, O. I. 1994. Modelling oxygen consumption rates of postsmolt Atlantic salmon in commercial-scale, land-based farms. *Aquaculture International* 2: 180-196.
- Frogh, M., Å. Mohus, T. Sagen, K. Sivertsen og S. Skreselet 1985. Forurensning i fiskeoppdrett i Herøy. *Nordlandsforskning, Rapport nr. 3*
- Golmen, L. 1994. Strømforhold som lokaliseringkriterium. *Norsk Fiskeoppdrett* (1)-94: 46-47.
- Golmen, L. G. og B. Cushman-Roisin 1992. A self sustained pump across vertical temperature-salinity gradients in coastal waters. *Ocean Engineering*. Vol. 19 (1): 57-74.
- Golmen, L. G. og H. Sjøiland 1995. Acoustically tracked passive drifters for measurements of oceanic circulation. Adaption to the Nordic Seas. Rapp. NIVA, Oslo, in prep.
- Gowen, R., J. Brown, N. Bradbury, and D.S. McLusky, 1988. Investigation into benthic enrichment, hypereutrophication and eutrophication associated with mariculture in scottish coastal waters (1984-1988). Highland & Islands Development Board, Scottish Salmon Growers Association.
- Hall, P.O., Anderson, L.G. Holby, O. Kollberg, S. and M-O. Samuelsson. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. I. Carbon. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 61: 61-73.
- Hektoen, H., T. Skotvold & G. Bahr 1994. Bunn-undersøkelser som miljøparameter i epidemiologiske studier av sammenhenger mellom miljø og helse i matfiskanlegg. Forskningsprogrammet Frisk Fisk. Årsmøteseminar 1994. Fiskehelse. Sammendrag 1s.
- Håkanson, L. & M. Wallin, 1991. Ekometrisk analys- en metod att ta fram belastningsmodeller før nærsalter/eutrofiering i kustområden. s. 102-119. I: Hoffman, E. Persson, R. Gaard, E and Jonsson, G.S (ed.) : *Havbrug og Miljø*. Nord 1991:10. Nordisk Ministerråd, København.
- Inoue, H. 1972. On water exchange in a net cage stocked with in the fish, hamachi. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*. 38 (2): 167-176. (In Japanese with English figures and tables). Summarized to English in 1986 (for Donald P. Weston).
- Jarp, J. 1994. Kartlagte risikofaktorer for ulike fiskesjukdomar. Forskningsprogrammet Frisk Fisk. Årsmøteseminar 1994. Fiskehelse. Sammendrag 1 s.
- Johannesen, P.J. 1989. Effekten av fiskeoppdrett i bunn og strandsone. s. 53-64 I: Berthelsen, B og B. Braaten (ed). Forurensning fra fiskeoppdrett. LENKA-Rapport T.726.

- Lauren-Maatta, C., M. Granlid, S. H. Henriksson and V. Koivisto. 1991. Effect of fishfarming on the macrobenthos of different bottom types, p. 57-83. In T. Makinen (ed) *Marine Aquaculture and Environment*. Nord 1991:22, 126 p.
- Leonardsson, K and I. Naslund. 1983. Local effects of net pen rearing of fish on benthic macrofauna in the northern Bothnian Sea. *Aquilo. Ser. Zool.* 22:115-120.
- Lumb, C. M. 1989. Self-pollution by Scottish Salmon Farms ? *Marine Pollution Bulletin*, Vol.20 (8) pp.375-379.
- Løland, G. 1993: Current Forces on, and water flow through and around, floating fish farms. *Aquaculture International*, Vol. 1, 72-89.
- McClimans, T. 1979: Strømmåling i innsjø, elv og hav. TAPIR, Trondheim, 80s.
- McNeill, C. og D. M. Farmer 1995. Observation of the influence of diurnal convection on upper ocean dissolved gas measurements. *J. Mar. Res.* Vol. 53: 151-169.
- Olsgard, F. 1984. Forurensningseffekter på makrobenthosfaunaen rundt et marint oppdrettsanlegg. Unpubl. Hovedfagsoppgave i marin zoologi, Universitetet i Oslo. 192 p.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment.p. 229-311. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*,16. Aberdeen University Press,Aberdeen.
- Persson, J. og L. Håkanson 1991. Ett operativt system for kustvattenplanering. s. 120-135. I: Hoffman, E. Persson, R. Gaard, E and Jonsson, G.S (ed.) : *Havbrug og Miljø*. Nord 1991:10. Nordisk Ministerråd, København.
- Pilesjø, P., J. Persson and L. Håkanson. 1991. Digital sjøkortsinformation for berekning av kustmorfometriske parametrar och ytvattnets utbyttestid. SNV Rapport 3916, Solna, 76 p.
- Rickardson, P. 1991: SOFAR floats give a new view of ocean eddies. *OCEANUS*, Vo. 34, 23-31.
- Rosby, T., D. Dorson og J. Fontaine 1986: The RAFOS system. *Journ. Atm. Ocean. Technol.* Vol. 3, No 4, 672-679.
- Sanni, . O. I. Forsberg & A.Bergheim 1993. A dynamic model for fish metabolite production and water quality in landbased fish farms. pp. 367-374. In *Fish Farming Technology*. H. Reinertsen, L.A. Dahle, L. Jørgensen & K. Tvinnereim (eds). Balkema, Rotterdam 482 p.
- Seland, A. & A. Berg 1993. Sub-acute effects of oxygen drops in landbased fish farms. pp. 375- 381. In *Fish Farming Technology*. H. Reinertsen, L.A. Dahle, L. Jørgensen & K. Tvinnereim (eds). Balkema, Rotterdam 482 p.
- Schaanning, M. 1991. Effekter av fiskeoppdrett på marine sedimenter. *Jorforsk rapport nr. 2/2.409*: 1-44.
- Schaanning, M. T. 1994. Distribution of sediment properties in coastal areas adjacent to fish farms and environmental evaluation of five locations surveyed in october 1993. *NIVA Rapport 3102*: 1-29 +appendia

- Stene, A. 1994. Sykdomsforebyggende tiltak ved oppdrett av laks i sjøen. Rapport NFR Prosjekt 1401-754.003: 1-38.
- Stene, A. & I. Vågsholm, 1992. Lokalitetens betydning for en vellykket produksjon. Del I: Furunkulose. Norsk Fiskeoppdrett 10: 36-38.
- Stene, A. & I. Vågsholm, 1992. Lokalitetens betydning for en vellykket produksjon. Del II: Lakselus. Norsk Fiskeoppdrett 11.
- Stigebrandt, A. 1986. Modellberegninger av en fiskeodlings miljøbelastning-NIVA-Rapport 1823: 28 s.
- Stigebrandt, A. 1992. Transport av marint partikulært organisk materiale ned i terskelbasseng. Ancylus Rapport 9202: 29 s.
- Wallin, M. 1991. Ecometric analysis of factors regulating eutrophication effects in coastal waters. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 353
- Wallin, M., L. Håkanson och J. Persson. 1991. Belastningsmodeller for narsaltutslepp i kustvatten- spesielt fiskodlingars miljøpåverkan. - (Nutrient loading models for coastal waters- especially for the assessment of environmental effects of marine farms). 205 s. In Wallin, M. Ecometric analysis of factors regulating eutrophication effects in coastal waters. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science 353
- Woodward, M.J., W.S. Huggett og R.E. Thomson 1990: Near surface Moored current meter intercomparisons. Tekn. rapp. nr 125, IOS, Sidney, BC, Canada.
- Aarsnes, J. V. G. Løland and H. Rudi 1990. "Forces on cage net deflection". International Conference for Engineering for Offshore Fish Farming, Glasgow, UK, 17-18 Oct. 1990

Vedlegg Tabeller og figurer

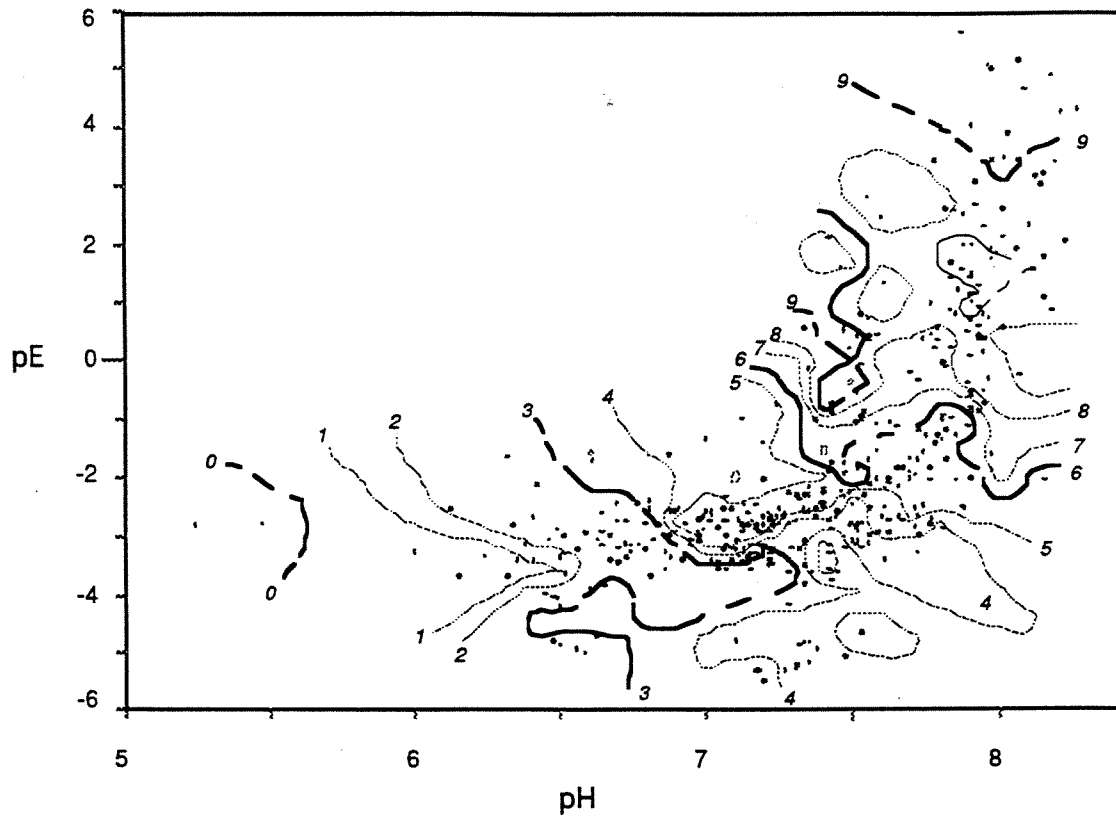
Tabell 1 Korrelasjonsmatrise for sedimentkjemiske parametre i > 50 prøver av sedimenter og porevann fra oppdrettslokaliteter i Hitra og Frøya regione. (Dragesund og Schanning, 1993).

	pH	pE	pS	%H ₂ O	TOC	TON	[NH ₄]
pH	1,000						
pE	0,740	1,000					
pS	0,766	0,914	1,000				
%H ₂ O	-0,543	-0,410	-0,240	1,000			
TOC	-0,695	-0,445	-0,398	0,874	1,000		
TON	-0,734	-0,472	-0,433	0,864	0,990	1,000	
[NH ₄]	-0,732	-0,408	-0,424	0,525	0,673	0,732	1,000

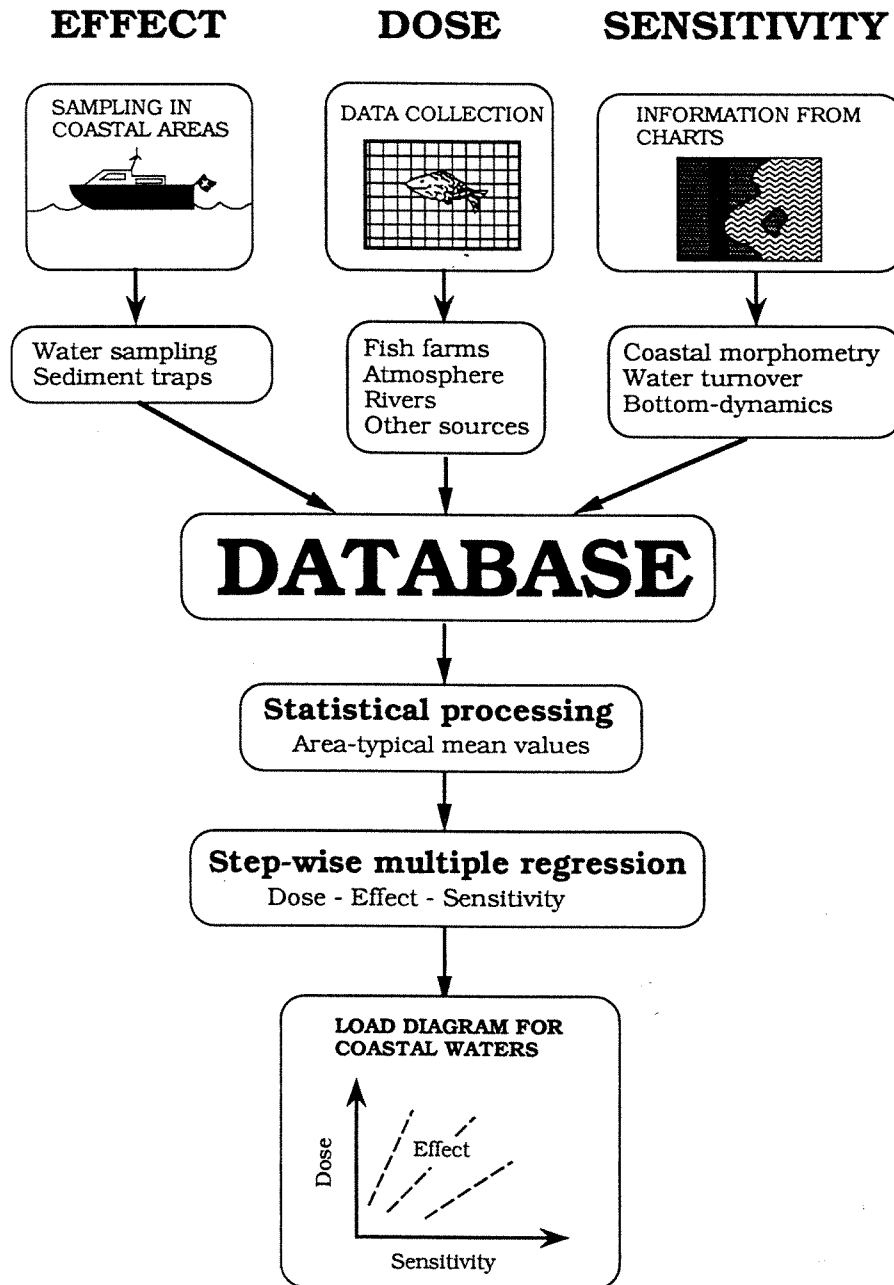
Tabell 2 Typiske konsentrasjoner (ug.gdwght. ⁻¹) av sporstoffer i fiskefor og sedimentavfall under fiskeoppdrettsanlegg, sett i forhold til bakgrunnsnivåer i sedimenter (Schaanning, 1994).

Element (total)	Feed	Waste	Sediment background
Zink	203 ^a	400-1320 ^b	<150 ^d
Copper	0.5 ^a	77-529 ^b	<35 ^d
Nitrogen	72 000 ^c	35 000 ^c	<20 000 ^e
Phosphorous	13 000 ^c	23 000 ^c	<2 000 ^e
N:P atom ratio	12.4 ^c	3.4 ^c	2-26 ^e

a) Test diet, Lemm, 1983. b) Range in surface sediments reported by Myhr, 1989, Uotila, 1990, Schaanning, 1991. c) Feeding experiment on ten commercially available feed pellets, Petterson, 1986. d) Fjord sediments, Knutzen og Skei, 1990. e) Presumably non-polluted coastal sediments in Norway north of 63°N, this report.

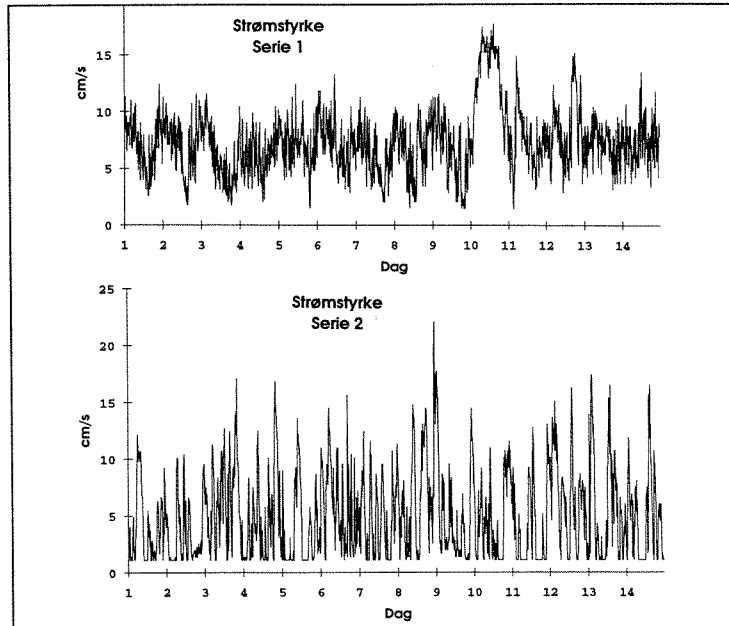


Figur 1. Ps-isolinjer lagt oppå et pH-pE diagram som representerer 83 sedimentkjerner samlet inn i perioden 1984-93 fra norske fiskeoppdrettsanlegg nord for 63°. Prøvene omfatter lokaliteter fra grunne sund (10 m) med sterk tidevannstrøm til beskyttede bassenger i terskelfjorder ned til 128 m dyp. Organisk innhold varierte fra bakgrunnsnivå til kraftig sedimentasjon under oppdrettsanlegg (Schaanning, 1994).

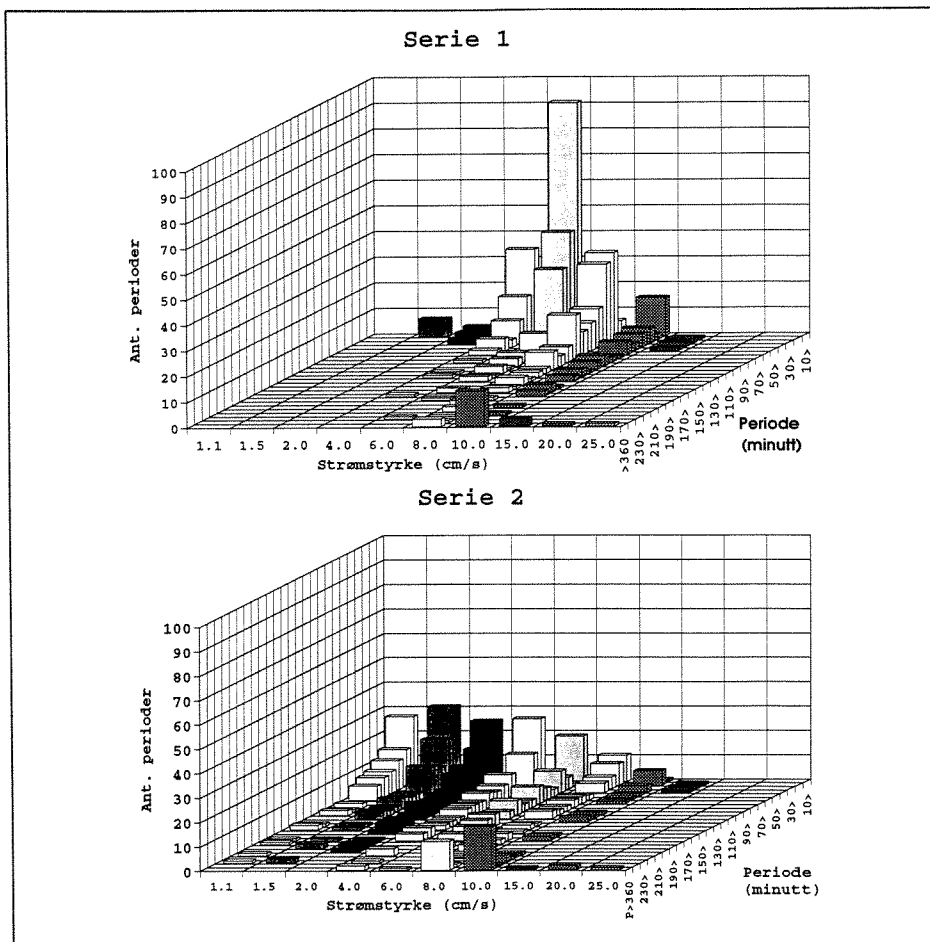


Figur 2

En skjematisk sammenfatning av datahåndteringen ved belastningsmodeller for utslipp av næringssalter i Østersjøens kystområder. Den omfatter innsamling av empiriske data av ulike næringssaltkonsentrasjoner (dose) som har gitt variable miljøeffekter (effect) i ulike kystområder med godt definert og sammenliknbar følsomhet (sensitivity), via statistisk bearbeiding og fram til belastningsmodeller (Wallin et al. 1991).

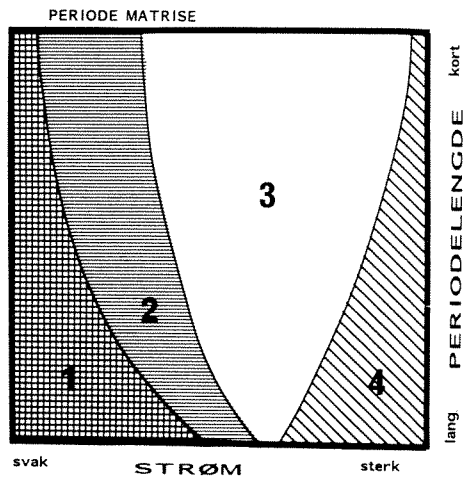


Figur 3 Fjorten dager lange måleserier for strøm ved to ulike lokaliteter (Golmen, 1994).



Figur 4

Resultat av varighetsanalysen for de to måleseriene i figur 3. Søylene viser antall perioder med h.h.v. gitt varighet (Y-aksen) og øvre testverdi for strøm (x-aksen). Periode lengde dekker intervallet mellom 10 minutter og 4 timer. Alle perioder lengre enn 6 timer er representert ved nederste (nærmeste) rekke (Golmen, 1994).



Figur 5 Prinsippskisse som viser ulike kvalitetssoner i fordelingsmatrisen i forhold til egnethet, evt. kapasitet. 1): Kritisk 2): Må nøye vurderes 3): Akseptabelt, 4): Gunstige forhold (Golmen, 1994).

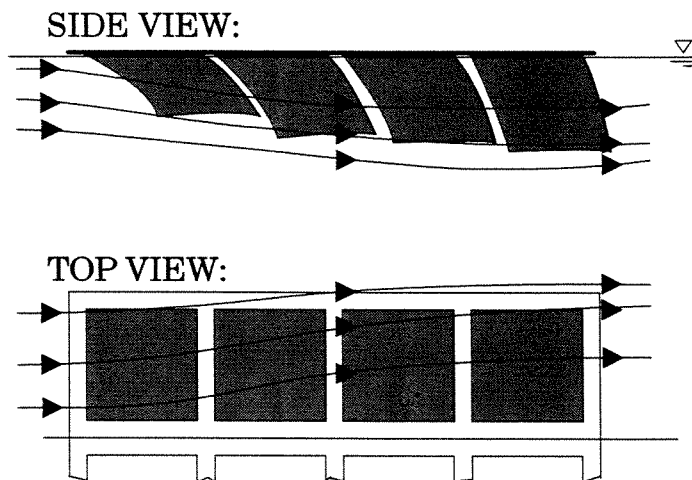
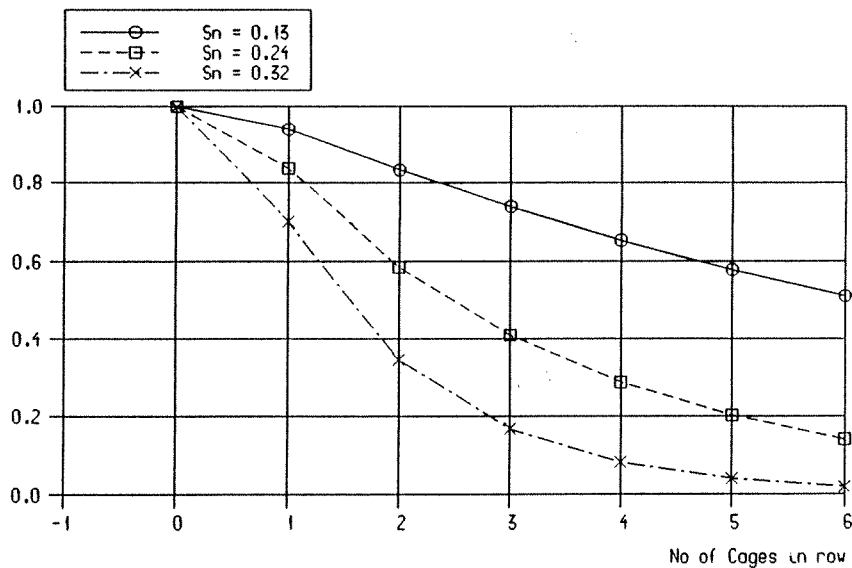
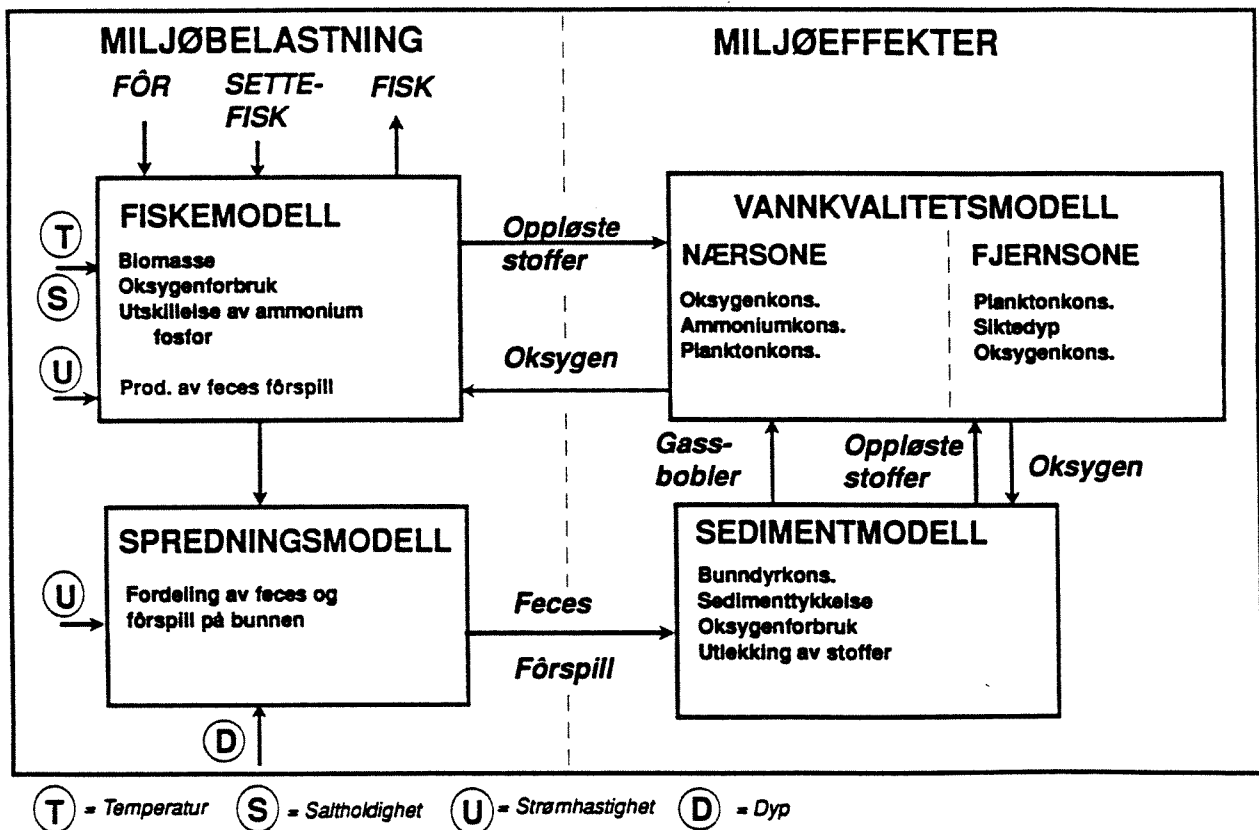


FIG. 1. Principal description of flow through a system of net cages.

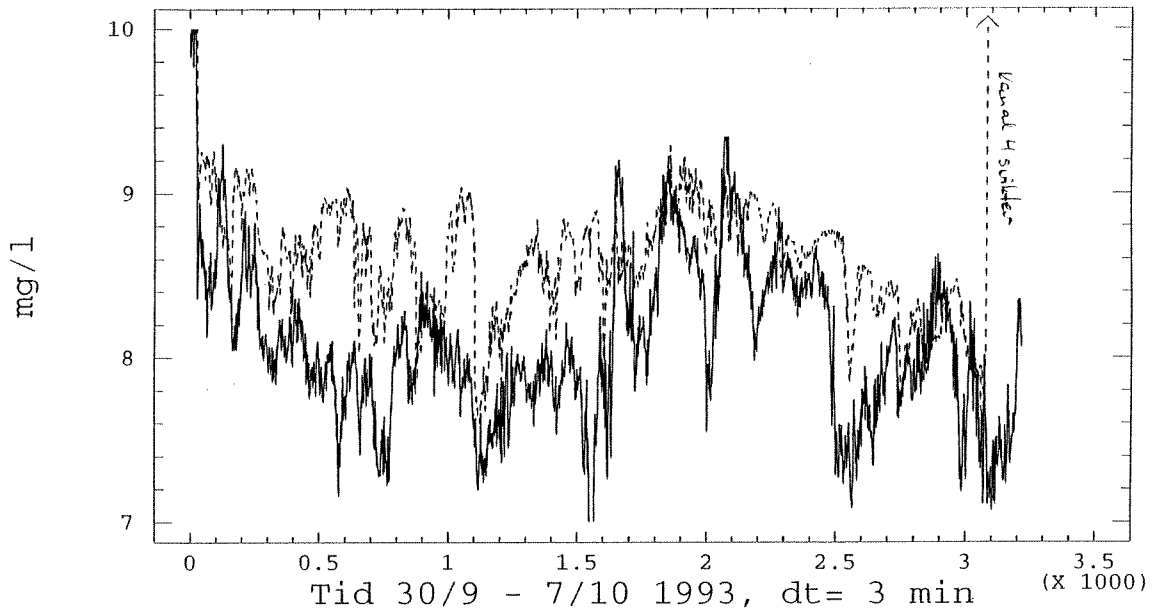
Figur 6a Prinsipiell beskrivelse av vannstrømmen gjennom et sammenhengende system av oppdrettsmerder som ligger på rekke (Løland, 1993).



Figur 6b Reduksjon av strømhastigheten i et sammenhengende system av oppdrettsmerder som ligger på rekke. Figuren beskriver forsøk med tre nettyper med ulik motstand (Aarsnes et al. 1990).



Figur 7 Flytdiagram for MOM - modellen (Ervik et al. 1993).



Figur 8

Kontinuerlig registrering av oksygen inne i en merd med laks (2m dyp) og utenfor merden i perioden 30 sept. - 7 okt. 1993. Intervallet mellom registreringene var 3 min. _____ 2 m dyp inne i merd----- referanse utenfor merd, (Golmen og Braaten, 1995).

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2797-0