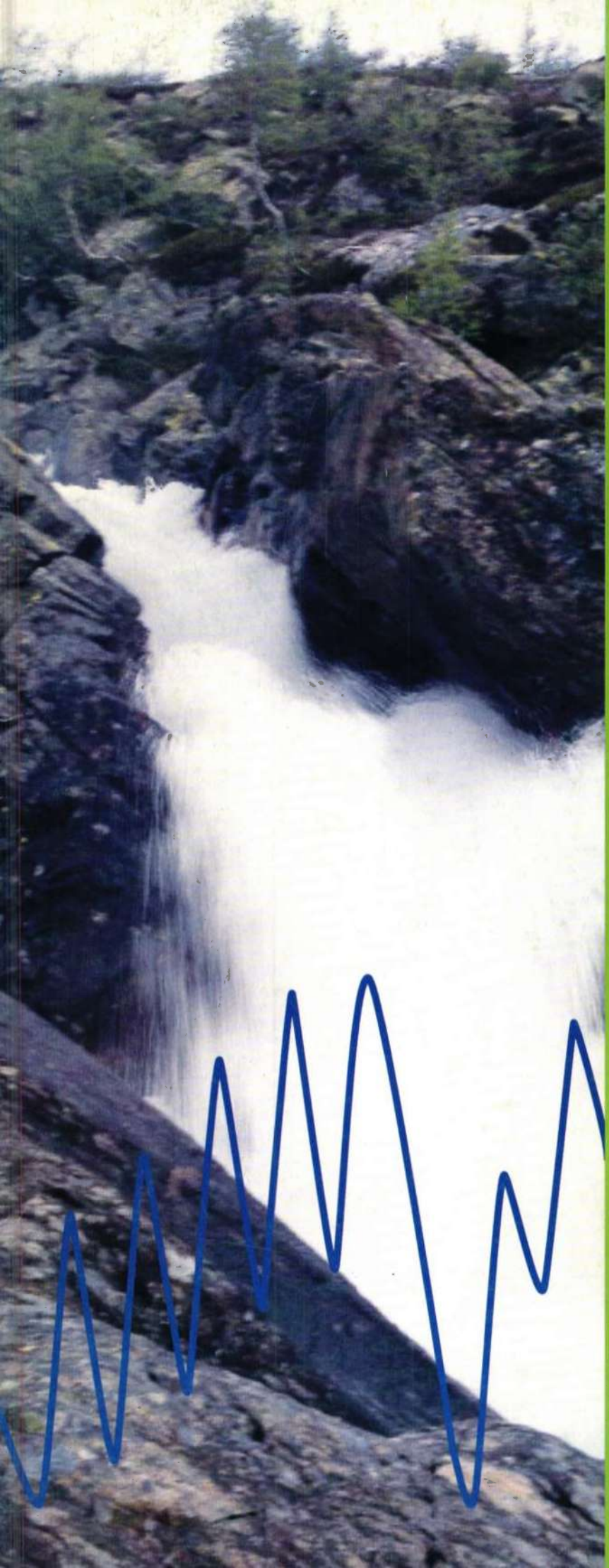


Rapport nr. 4

Effektregulering – turbiditetsøkning og biologiske virkninger i sjø

Effekt-regulering – Miljø-virkninger og konflikt-reduserende tiltak

Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak

FoU-prosjektet Effektregulering – miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak er et prosjekt under Norges Forskningsråds Effekt-program. Prosjektet startet i 1996 og planlegges sluttført i år 2000.

Økt kraftutveksling med utlandet aktualiserer økte effektinstallasjoner og endret kjørestrategi i eksisterende og i nye kraftverk. Prosjektet fokuserer på miljøvirkninger av økt døgnregulering som synes å bli den mest aktuelle formen for effektregulering i Norge.
Særtrekk ved effektregulering er raskere endringer i de fysiske forholdene i vassdraget enn de vi er vant med ved dagens kraftverksdrift. Slike endringer vil påvirke vassdragsmiljøet på en ny måte og vil i mange tilfeller kreve nye tillatelser fra myndighetene.
Vi har så langt lite systematisert kunnskap om miljøvirkninger knyttet til døgnregulering og annen effektregulering av kraftverk.

Hovedmålsettingene for prosjektet er derfor å:

- oppgradere kunnskapen om miljøvirkninger av effektregulering
- utvikle avbøtende tiltak som kan redusere eller eliminere negative virkninger

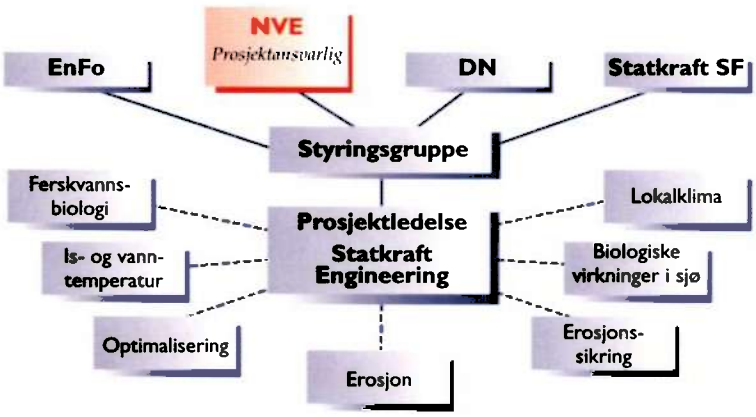
Gjennom økte kunnskaper vil utbyggere og forvaltning få et bedre grunnlag for å vurdere miljøkonsekvenser ved effektregulering og for å vurdere effektiviteten av avbøtende tiltak.

Prosjektet vurderer miljøvirkninger av effektregulering i innlandsvassdrag med vekt på virkninger i små og mellomstore innsjøer/magasin. Som eksempelvassdrag er valgt deler av Tokke-reguleringen. To delprosjekter tar i tillegg for seg mulige virkninger av økt effektregulering på biologiske forhold i fjorder.

Norges vassdrags- og energiverk (NVE) er prosjektansvarlig. Det er i tillegg etablert en styringsgruppe for prosjektet som består av representanter for Direktoratet for naturforvaltning (DN), Energiforsyningens fellesorganisasjon (EnFO), Statkraft SF og NVE. Daglig prosjektledelse utføres av Statkraft Engineering as.

Prosjektet er inndelt i seks delprosjekter knyttet til innlandsvassdrag og to delprosjekter knyttet til fjord. Delprosjektene knyttet til innlandsvassdrag dekker fagområdene: is- og vanntemperatur, erosjon, erosjonssikring, lokalklima, biologi og optimalisering med hensyn på teknikk, miljø og økonomi. Fjordprosjektene omfatter problemstillinger knyttet til effektregulering og virkning på fisk og algevekst.

Utførende institusjoner er: Universitetet i Bergen, Det norske meteorologiske institutt, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), NVE, Statkraft Engineering og Universitetet i Oslo.



Ytterligere informasjon om prosjektet og publikasjoner i serien Rapport fra Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak får du ved å kontakte:

Prosjektleder Elise Førde
Statkraft Engineering as
Postboks 191
1322 HØVIK

Tlf: 67 57 70 10
Fax: 67 57 70 11

 Forsidefoto: Vegard Pettersen

EFFEKTREGULERING – MILJØVIRKNINGER OG KONFLIKTREDUSERENDE TILTAK

Delprosjekt 2.2

TITTEL: Effektregulering - turbiditetsøkning og biologiske virkninger i sjø	**RAPPORT NR. 4**
DELPROSJEKTANSVARLIG: Anne Christine Wehn Utne	**INSTITUSJON:** Institutt for fiskeri-og marinbiologi, Universitetet i Bergen
FORFATTERE: Aud Larsen & Øyvind Fiksen	**INSTITUSJON:** Institutt for fiskeri-og marinbiologi, Universitetet i Bergen

SAMMENDRAG: Beregninger av hvordan produksjonsvilkårene for fastsittende makroalger samt fødeinntaksrate hos pelagisk fisk vil kunne endres som følge av turbiditetsøkning ved varierende ferskvannstilførsel, er utført med bakgrunn i feltmålinger fra Masfjorden i Nordhordaland. Beregninger ble i tillegg foretatt med lyssveknings- og aborpsjonskoeffisientsverdier typisk for høyturbid ferskvann som man antar vil være en følge av døgnbasert effektregulering. Resultatene viser at innflytelse av ferskvann generelt har negativ effekt på vilkårene for makroalgeproduksjonen i en fjord. Dette fører igjen til habitatforringelse for fisk som lever i fjorden. Samtidig vil økt ferskvannspåvirkning føre til strukturelle endringer i det pelagiske økosystemet, og man vil generelt kunne forvente mer geleplankton og lavere fiskeproduksjon når turbiditeten i vannmassene øker som følge av høyere ferskvannsutslipp. De faktiske biologiske virkninger av effektkjøringen vil imidlertid være avhengig av hva slags utslipp og dermed også turbiditetsøkning, det legges opp til. Dette vil bli nærmere beskrevet i delprosjekt 2.1.

ABSTRACT: Changes in the production potential of the benthic algae in a fjord and in feeding rates in pelagic fish, due to variable freshwater discharge, have been estimated. Field data from the Masfjord in Nordhordaland was used. Estimations using exinctions coefficients typical of high turbidity water, which is a probable effect of effect regulations of hydropowerplants, were also executed. The results show that increasing freshwater discharges might have a negative effect on production conditions of the benthic algal flora in a fjord, which in turn leads to a quality reduction of the fish habitat. Changes in freshwater influence in a fjord lead to structural changes of the pelagic ecosystem as well. Higher amounts of gelatinous zooplankton and lower fish productivity are anticipated effects of increased turbidity as freshwater discharge increases. However, the actual results of an effect regulated hydropowerplant are dependent on the what kind of discharge and thereby how great the tubidity increase, the changed regulations will lead to. This will be further described in project 2.1.

EMNEORD: absorpsjon, effektregulering, fødeinntaksrate, habitat, lyssvekning, makroalger, pelagisk fisk, produksjonsvilkår, turbiditet

Bergen, mars 1998	Anne Christine W. Utne Delprosjektansvarlig	Elise Førde Prosjektleder

ISBN 82-91904-03-0
ISSN 0809-5825

Innhold

Sammendrag s. 2

1. Innledning s. 3

2. Feltmålinger og databearbeidelse s. 4
   2.1. Lokalitet og tidspunkt for målingene s. 4
   2.2. Utførte målinger s. 6
   2.3. Klorofyllkorrigeringer s. 7

3. Del 1: Endrete produksjonsvilkår for fastsittende makroalger som følge av økt turbiditet s. 8
   3.1. Bakgrunn s. 8
   3.2. Teori s. 9
   3.3. Resultater s. 10
   3.4. Diskusjon s. 16

4. Del 2: Virkning av endring i salinitet og ferskvanns-sjikt på fødeinntaksrate hos pelagisk fisk s. 19
   4.1. Bakgrunn s. 19
   4.2. Modell s. 19
   4.3. Simuleringer og resultater s. 22
   4.4. Diskusjon s. 24

5. Konklusjoner s. 26

6. Referanser s. 27

Sammendrag

Beregninger av hvordan produksjonsvilkårene for fastsittende makroalger samt fødeinntaksrate hos pelagisk fisk vil kunne endres som følge av turbiditetsøkning ved varierende ferskvannstilførsel, er utført med bakgrunn i feltmålinger fra Masfjorden i Nordhordaland. Beregninger ble i tillegg foretatt med lyssveknings- og aborpsjonskoeffisientsverdier typisk for høyturbid ferskvann som man antar vil være en følge av døgnbasert effektregulering. Resultatene viser at innflytelse av ferskvann generelt har negativ effekt på vilkårene for makroalgeproduksjonen i en fjord. Dette fører igjen til habitatforringelse for fisk som lever i fjorden. Samtidig vil økt ferskvannspåvirkning føre til strukturelle endringer i det pelagiske økosystemet, og man vil generelt kunne forvente mer geleplankton og lavere fiskeproduksjon når turbiditeten i vannmassene øker som følge av høyere ferskvannsutslipp. De faktiske biologiske virkninger av effektkjøringen vil imidlertid være avhengig av hva slags utslipp og dermed også turbiditetsøkning, det legges opp til. Dette vil bli nærmere beskrevet i delprosjekt 2.1.

1. Innledning

Døgnbasert effektregulering av vannkraftverk antas å føre til en turbiditetsøkning i nærområder til utslippspunktet i en fjord. Målet med denne delrapporten er å beskrive mulige biologiske virkninger av dette. Med bakgrunn i målinger av turbiditet og lyssvekkelse i en fjord, med og uten ferskvannssutslipp, er det undersøkt hvordan algeproduksjon og visuellt fødeinntak hos fisk kan bli påvirket som følge av en slik regulering. I tillegg gir delprosjektet inngangsdata for delprosjekt 2.1. "Effektregulering - ferskvannsinnblanding i fjord og algevekst" som vil gi en nærmere beskrivelse av endret turbiditet som følge av effektregulering. De to delprosjektene bør derfor sees i sammenheng.

Økt turbiditet i vannet vil endre produksjonsforholdene for alle organismer som har sitt habitat der og er avhengig av lys som energi- og informasjonskilde. Både planktonalger og fastsittende makroalger benytter, som fotosyntetiserende organismer, innfallende sollys til produksjon av organisk materiale fra karbondioksyd og vann. Økt turbiditet som følge av større andel av ferskvann og/eller økt utspyling av partikler, minker lysgjennomskinneligheten. Effekten dette vil ha på planktonalgers vekst i en fjord behandles i delprosjekt 2.1., mens denne rapportens første del beskriver hvordan dette virker inn på makroalgene (tang og tare) sine produksjonsvilkår. Betydningen dette igjen vil kunne ha for fisk som har sitt naturlige habitat i tang- og tarebelte blir deretter diskutert.

Mulighetene for fødeinntaket hos predatorer som nytter synet for å finne føde vil også påvirkes ved en endring av vannets turbiditet. Absorbans som er et uttrykk for vannets turbiditet, er målt ved ulike lokaliteter, med stor, liten eller ingen tilførsel av ferskvann. Med bakgrunn i disse målingene er forandringer i ernæringsmulighetene for visuellt fødeinntak hos fisk som følge av endrede ferskvannsutslipp, kvantifisert ved hjelp av en modell for byttepåtreff hos visuelle predatorer. Dette beskrives i rapportens andre del.

2. Feltmålinger og databearbeidelse

2. 1. Lokalitet og tidspunkt for feltmålingene

Som utgangspunkt for den effekten ferskvannsutslipp kan ha på lysforholdene i en fjord ble det foretatt feltundersøkelser i Masfjorden i Nordhordaland (fig. 2. 1.).

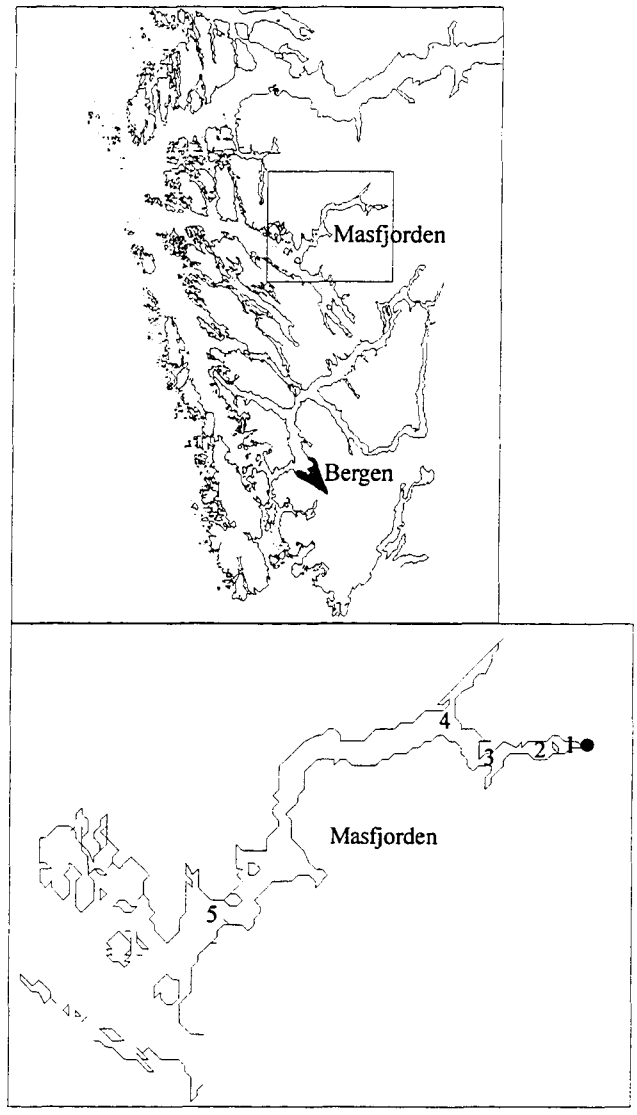


Fig. 2.1. Masfjorden i Nordhordaland. Stasjoner for prøvetaking er tegnet inn (1 - 5).
● markerer kraftverksutslippet.

Saltholdighet og lys ble målt samtidig som vannprøver for måling av turbiditet (absorbans) og klorofyll ble innhentet. Undersøkelsene ble utført ved fem stasjoner (1 - 5) i økende avstand fra kraftverket som ligger innerst i fjorden. Den ytterste stasjonen (st. 5) ligger så langt fra kraftverket at den regnes som upåvirket av ferskvannsutslippet og dermed kan fungere som referansestasjon. Det ble gjort målinger vår (19/3, 20/3, 2/4, 3/4 1997), sommer (30/7, 31/7, 12/8, 16/8 1996) og høst (2/10, 3/10, 28/10, 29/10 1996). Vannmengdene som ble sluppet ut fra Matre kraftverk (innerst i Masfjorden, ved stasjone 1., se fig. 2. 1.) i de aktuelle tidsrommene er gitt i tabell 2. 1. Dataene er beregnet på grunnlag av daglig produksjon fra de to vassdragene som Matre kraftverk utnytter og ble gjort tilgjengelig for oss av BKK Produksjon AS.

Tabell 2. 1. Daglig vannmengde sluppet ut fra Matre kraftverk i tidsrommene før og under tidspunkt for de aktuelle feltmålingene

vår 1997	vannmengde (m^3):	sommer 1996	vannmengde (m^3):	høst 1996	vannmengde (m^3):
13.mar	3 923 250	24.jul	1 287 210	26.sep	2 125 700
14.mar	3 623 420	25.jul	1 374 880	27.sep	2 178 240
15.mar	3 746 990	26.jul	1 552 050	28.sep	1 673 950
16.mar	3 802 320	27.jul	1 575 850	29.sep	1 738 300
17.mar	3 886 210	28.jul	1 341 970	30.sep	949 300
18.mar	3 799 610	29.jul	1 445 170	01.okt	808 660
19.mar	3 895 780	30.jul	1 966 290	02.okt	1 554 410
20.mar	3 805 120	31.jul	2 370 300	03.okt	1 429 630
27.mar	3 631 120	06.aug	1 536 540	22.okt	1 409 950
28.mar	3 350 870	07.aug	1 749 530	23.okt	1 436 840
29.mar	3 197 740	08.aug	1 422 000	24.okt	1 128 370
30.mar	3 113 660	09.aug	1 457 330	25.okt	1 232 850
31.mar	3 464 710	10.aug	973 980	26.okt	1 516 360
01.apr	3 728 780	11.aug	1 137 630	27.okt	1 522 640
02.apr	3 407 410	12.aug	1 251 550	28.okt	1 247 720
03.apr	3 468 730	13.aug	1 305 240	29.okt	1 223 430
		14.aug	1 214 170		
		15.aug	1 382 390		
		16.aug	995 800		

2.2. Utførte målinger

Saltholdighet ble målt ved hjelp av CTD for hver 0, 1 m.
Lysmålinger og vannprøver for turbiditets- og klorofyllmålingene ble hentet fra følgende dyp:

0,0 m	4,0 m	25, 0 m
1,0 m	5,0 m	45, 0 m
2,0 m	10,0 m	60, 0 m
3,0 m	15,0 m	

Lysmålingene ble utført ved hjelp av et undervannsspektroradiometer (LI-1800UW), og lyssvekningskoeffisienten regnet ut etter flg. formel:

$$k = \Delta \ln I / d$$

hvor $\Delta \ln I$ er differansen mellom logaritmen til lysstyrken ved havoverflaten og ved dypet d (se ytterligere forklaring nedenfor).

For klorofyllanalysene ble 100 til 150 ml vann filtrert på cellulose-nitratfiltere og filtrerne frosset ned ved - 20°C (Holm-Hansen & Riemann 1978). Filtrene ble deretter løst i 10 ml 90% aceton, ekstrahert 1 time i mørke, ristet kraftig og tilslutt sentrifugert i 10 minutter. Fluorescensen i sentrifugatet ble så målt i Turner Designs fluorometer 10 AU før og etter tilsetting av 5% HCl, og beregning av µg klf. *a*/l ble gjort etter metoden til Parsons & al. (1974).

Absorbans ble målt ved 400 nm i et spektrofotometer (Shimadzu UV-160). Absorpsjonskoeffisienten som er et uttrykk for vannets turbiditet ble deretter regnet ut etter flg. formel:

$$c = ABS \cdot 10 \; [m^{-1}]$$

2.3. Klorofyllkorrigering

Både lysets svekning og absorbans bestemmes av blant annet planktonorganismer og døde partikler som f.eks. utspylt materiale fra en ferskvannskilde som kraftverksmagasiner. Vi ønsket å undersøke hvordan ferskvannstilførselen (og ikke algene) påvirker lyssvekning/absorbans, og både lyssveknings- og absorpsjonskoeffisientene ble derfor korrigert for den effekten planktonalgene (målt som klorofyll *a*) har på disse parametrene i følge Riley 1956:

$$k = 0{,}04 + 0{,}008\ \text{klf.}a + 0{,}054\ \text{klf.}a^{2/3}$$

som fører til at:

$$k_{\text{unntatt effekten av klf.}a} = k/c_{\text{målt}} - 0{,}008\ \text{klf.}a - 0{,}054\ \text{klf.a}^{2/3}$$

hvor k lyssvekningskoeffisienten. Denne korreksjonen ble også benyttet for c (absorpsjonskoeffisienten).

3. Del 1: Endrete produksjonsvilkår for fastsittende makroalger som følge av økt turbiditet

3.1. Bakgrunn

Vekst og produksjon hos fastsittende makroalger er avhengig av det lyset som trenger ned til deres voksested. Dersom forholdene i en fjord endres slik at lysgjennomskinnelighetene blir mindre, vil også dypet hvor algene kan overleve reduseres.

På slutten av femti- og begynnelsen av sekstitallet ble det gjort en rekke undersøkelser i Hardangerfjorden der blant annet makroalgevegetasjonen ble undersøkt (Jorde & Klavestad 1963). Det ble påvist at voksedypet for de bentiske algene ble redusert samtidig som algefloraens sammensetning endret seg, innover i fjorden. Dette ble i hovedsak tilskrevet to forhold: Minkende og mer variabel saltholdighet samt en økning i turbiditet på grunn av utløp av elver som har en stor andel vann med opprinnelse fra isbreer og dermed en høy andel leire- og slampartikler. På samme måte antas effektregulering å kunne ha en effekt på algenes produksjonsvilkår i en fjord. Effektregulering av et vannkraftverk vil påvirke saltholdighetsforholdene i fjorden, og i tillegg sannsynligvis øke turbiditeten på grunn av utspyling av materiale fra magasin til fjord. Voksedypet for makroalgevegetasjonen, og dermed også arealet av algenes mulige substrat i fjorden, vil dermed kunne reduseres. Dette vil eventuelt medføre en tilsvarende reduksjon av habitat for fisk og andre vannlevende dyr som har sitt levested her.

I dette arbeidet har vi utført lysmålinger langs en gradient fra ferskvannsupåvirket sjøvann inn mot et ferskvannsutslippspunkt. Med bakgrunn i dette karakteriseres endringer i lysgjennomskinnelighet som funksjon av saltholdighet. Beregninger er gjort for utslipp av ferskvann med både høy og lav turbiditet. Med utgangspunkt i disse endringene er deretter forandringer i algeproduksjonsforholdene kvantifisert, og knyttet til en diskusjon omkring hvilken habitatforringelse dette vil kunne medføre.

3.2. Teori

All primærproduksjon, inkludert den bentiske makroalgeveksten er avhengig av sollyset. Det innfallende lyset svekkes nedover i vannsøylen, og den mengden lys som når fram til de algene som er knyttet til bunnen vil være kun en brøkdel av det som opprinnelig nådde vannoverflaten. Lyssvekning nedover i dypet er eksponensiell og beskrives ved:

$$I_d = I_0 e^{-kd} \qquad (3.\ 1.)$$

I_0 = innkommet lysintensitet
I_d = lysintensitet ved dypet d
d = det aktuelle dypet
k = ekstinsjonskoeffisienten

Ekstinsjonskoeffisienten (k) sin størrelse forteller hvor fort lyset svekkes med dypet i en gitt vannmasse, og uttrykkes (som nevnt tidligere) som flg.:

$$k = \ln I_0 - \ln I_d/d \qquad (3.\ 2.)$$

k kan defineres som

$$k = k_w + k_p + k_s \qquad (3.\ 3.)$$

hvor k_w, k_p og k_s er lyssvekning på grunn av vannet selv (w), suspenderte partikler (p) og oppløst materiale (s). k_w er en egenskap ved vannet selv og forandres ikke, mens k_p og k_s varierer med vannets innhold av suspendert og oppløst materiale.

Selv om noen alger er tilpasset svært lite lys og dermed kan vokse svært dypt oppgis ofte, som en grov regel, at nedre grense for algeproduksjon ligger rundt 1 % av gjenværende lys (i forhold til lysmengden ved overflaten). Dette benevnes 1% lysdyp. Når ekstinksjonskoeffisienten er kjent for en gitt vannmasse, kan dette dypet beregnes.Ved å finne hvordan ekstinsjonskoeffisienten varierer med salinitet, kan man kvantifisere hvilken betydning utslipp av ferskvann har for hvilket dyp man vil finne igjen 1 % av overflatelyset på. Likeledes vil man kunne beregne forandringer i 1%

lysdyp ved å bruke koeffisienter som er representative for henholdsvis lav- og høyturbid ferskvann.

Vannet i en fjord med ferskvannsavrenning er karakterisert ved at et overgangslag skiller det øvre brakkvannslaget (med lav saltholdighet) fra det mye saltere vannet under. De optiske egenskapene til det dypere saltvannslaget varierer i mindre grad, mens brakkvannslagets egenskaper påvirkes av både mengden og kvaliteten på det ferskvannet som slippes ut (Aarthun 1961, Aas 1971). Det som i all hovedsak har betydning for dybden av 1% lysdyp vil derfor være dette laget. Ved beregning av effekten av saltholdighet på lysgjennomskinneligheten har vi derfor delt vannsøylen i to. Ekstinksjonskoeffisienten for det underliggende laget har vi satt til 0,1 som i flg. Aas (1971) er typisk for rent havvann med høy saltvannspromille. Koeffisienten i det øvre vannlaget ble variert som funksjon av saltholdighet i henhold til målingene foretatt i Masfjorden. Vi har regnet ut hvordan 1% lysdypet varierer med saltholdigheten med ulike tykkelser av brakkvannslaget (2, 3, 4 og 5 m), ved å bruke følgende sammenheng (likning (3. 1.) tilpasset til en vannsøyle med et brakkvannslag og et saltvannslag, og I_0 er satt til 1)

$$I_{1\%\ \text{av overflatelys}} = 0{,}01 \cdot I_0 = I_0 \cdot e^{-k_{(\text{brakkvann})} \cdot z_{(\text{brakkvannslagdyp})}} \cdot e^{-k_{(\text{saltvann})} \cdot z_{(1\%\ \text{lysdyp})}}$$

som ble løst med hensyn på z (1% lysdyp):

$$z_{(1\%\ \text{lysdyp})} = [(\ln 0{,}01) + (k_{(\text{brakkvann})} \cdot z_{(\text{brakkvannslagdyp})})]/k_{(\text{saltvann})}$$

Svekningskoeffisienter representative for henholdsvis høy og lavturbid utslippsvann ble benyttet.

3.3. Resultater

Fig. 3. 1. viser hvordan lyssvekningskoeffisienten varierer med saltholdigheten etter regresjonslikningen y = - 0,015x + 0,862 (korrelasjonen er signifikant, men forklarer bare 20 % av variasjonen).

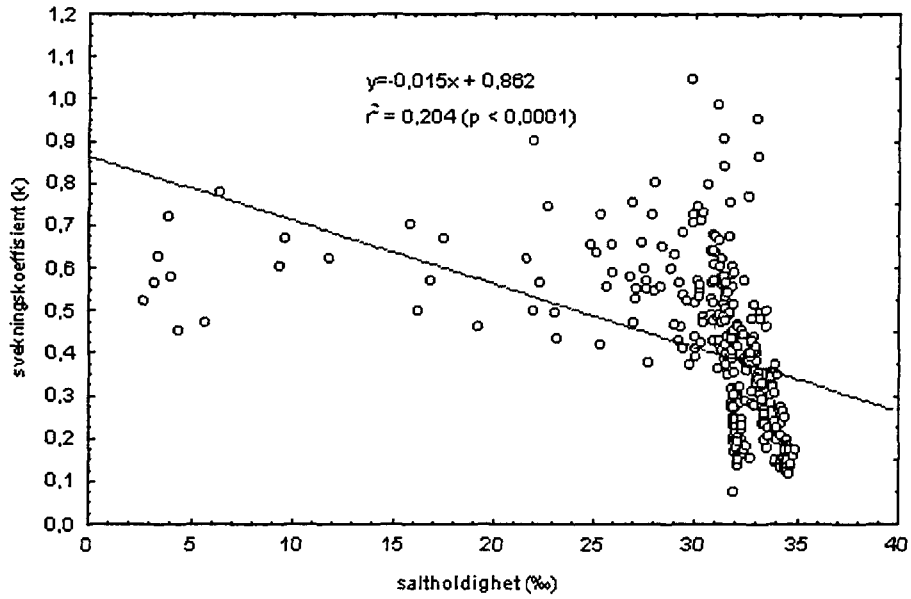


Fig.3. 1. Sammenheng mellom lyssvekning (k) og saltholdighet

Tabell 3. 1. Ekstinksjonskoeffisient og 1 % lysdyp ved ulike saltholdigheter i overflatelag på 2, 3, 4, og 5 m basert på lysmålinger fra Masfjorden.

saltholdighet (‰)	k	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 2 m	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 3 m	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 4 m	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 5 m
0	0,86	-28,81	-20,19	-11,57	-2,95
1	0,85	-29,11	-20,64	-12,17	-3,70
2	0,83	-29,41	-21,09	-12,77	-4,45
3	0,82	-29,71	-21,54	-13,37	-5,20
4	0,80	-30,01	-21,99	-13,97	-5,95
5	0,79	-30,31	-22,44	-14,57	-6,70
6	0,77	-30,61	-22,89	-15,17	-7,45
7	0,76	-30,91	-23,34	-15,77	-8,20
8	0,74	-31,21	-23,79	-16,37	-8,95
9	0,73	-31,51	-24,24	-16,97	-9,70
10	0,71	-31,81	-24,69	-17,57	-10,45
11	0,70	-32,11	-25,14	-18,17	-11,20
12	0,68	-32,41	-25,59	-18,77	-11,95
13	0,67	-32,71	-26,04	-19,37	-12,70
14	0,65	-33,01	-26,49	-19,97	-13,45
15	0,64	-33,31	-26,94	-20,57	-14,20
16	0,62	-33,61	-27,39	-21,17	-14,95
17	0,61	-33,91	-27,84	-21,77	-15,70
18	0,59	-34,21	-28,29	-22,37	-16,45
19	0,58	-34,51	-28,74	-22,97	-17,20
20	0,56	-34,81	-29,19	-23,57	-17,95
21	0,55	-35,11	-29,64	-24,17	-18,70
22	0,53	-35,41	-30,09	-24,77	-19,45
23	0,52	-35,71	-30,54	-25,37	-20,20
24	0,50	-36,01	-30,99	-25,97	-20,95
25	0,49	-36,31	-31,44	-26,57	-21,70
26	0,47	-36,61	-31,89	-27,17	-22,45
27	0,46	-36,91	-32,34	-27,77	-23,20
28	0,44	-37,21	-32,79	-28,37	-23,95
29	0,43	-37,51	-33,24	-28,97	-24,70
30	0,41	-37,81	-33,69	-29,57	-25,45
31	0,40	-38,11	-34,14	-30,17	-26,20
32	0,38	-38,41	-34,59	-30,77	-26,95
33	0,37	-38,71	-35,04	-31,37	-27,70
34	0,35	-39,01	-35,49	-31,97	-28,45
35	0,34	-39,31	-35,94	-32,57	-29,20

For et brakkvannslagdyp på henholdsvis 2, 3, 4, 5 m vil da 1 % lysdyp variere med saltholdigheten i dette laget som vist i tabell 3. 1. og figur 3. 2.

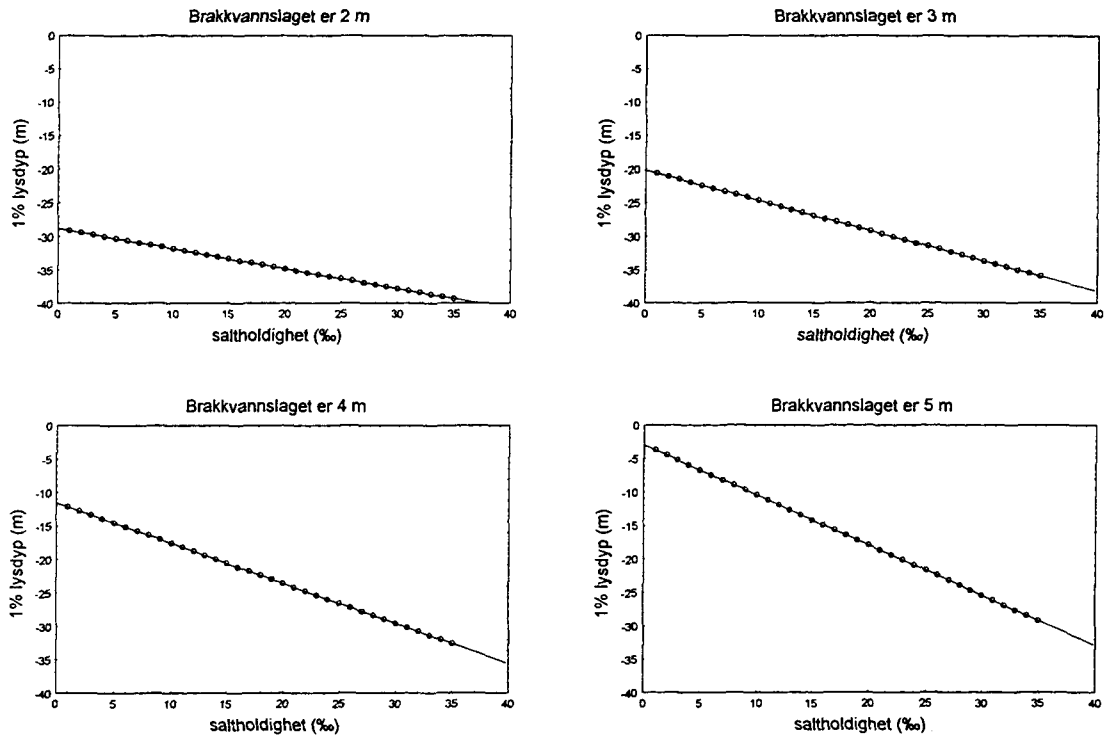


Fig. 3. 2. 1 % lysdyp (m) som funksjon av saltholdighet med overflatelag som er 2, 3, 4, og 5 m dypt basert på lysmålinger fra Masfjorden.

Fig. 3. 3. viser den prosentvise endring av lysdypet i 1 % lysdyp som funksjon av saltholdighet med et 35 ‰ overflatelag som referanse. Som ett eksempel kan vi se på en situasjon der brakkvannslaget er 2 m. Reduksjonen i 1 % lysdyp vil da være ca. 20 % ved 5 ‰ saltholdighet og ca. 10 % ved 20 ‰ saltholdighet. Dersom brakkvannslaget økes til 5 m vil tilsvarende reduksjon av dypet for 1% av gjenværende lys, være ca. 75 % og 40 % ved henholdsvis 5 ‰ og 20 ‰ saltholdighet. Fiskens totale habitat vil dermed reduseres tilsvarende som følge av ferskvannsutslippet.

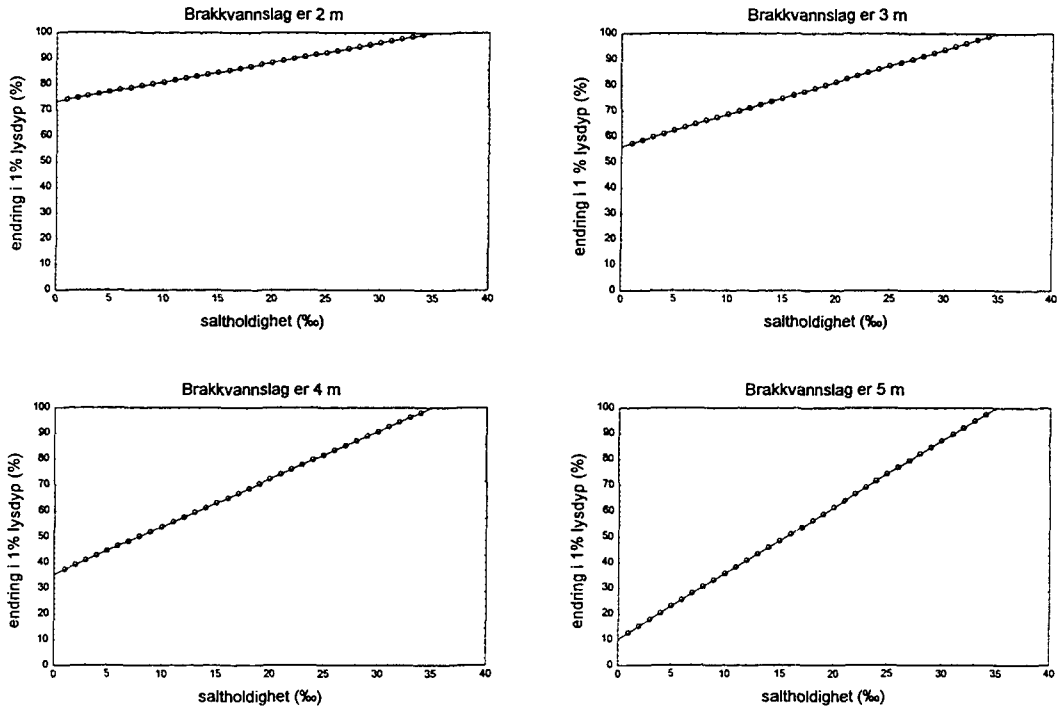


Fig. 3. 3. Endring i 1 % lysdyp (%) som funksjon av saltholdighet med overflatelag som er 2, 3, 4, og 5 m dypt basert på lysmålinger fra Masfjorden.

Vi tok så utgangspunkt i et høyturbid utslippsvann (0 ‰) som ville gi en ekstinksjonskoeffisient på 1,50. Dette er ca. 1/15 lavere enn hva man kan forvente ut fra absorpsjon som er målt i vann fra kraftstasjonene, men kan likevel karakteriseres som høyturbid. Endring i dybdegrensen for 1 % lysdyp er vist i tabell 3. 2 og figur 3. 4.

Tabell 3. 2. Ekstinksjonskoeffisienter og 1 % lysdyp ved ulike saltholdigheter i overflatelag på 2, 3, 4, og 5 m basert på høyturbid utslippsvann.

saltholdighet (‰)	k	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 2 m	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 3 m	1% lysdyp (m) brakkvannslag = 4 m
0	1,50	-16,05	-1,05	13,95
1	1,49	-16,35	-1,50	13,35
2	1,47	-16,65	-1,95	12,75
3	1,46	-16,95	-2,40	12,15
4	1,44	-17,25	-2,85	11,55
5	1,43	-17,55	-3,30	10,95
6	1,41	-17,85	-3,75	10,35
7	1,40	-18,15	-4,20	9,75
8	1,38	-18,45	-4,65	9,15
9	1,37	-18,75	-5,10	8,55
10	1,35	-19,05	-5,55	7,95
11	1,34	-19,35	-6,00	7,35
12	1,32	-19,65	-6,45	6,75
13	1,31	-19,95	-6,90	6,15
14	1,29	-20,25	-7,35	5,55
15	1,28	-20,55	-7,80	4,95
16	1,26	-20,85	-8,25	4,35
17	1,25	-21,15	-8,70	3,75
18	1,23	-21,45	-9,15	3,15
19	1,22	-21,75	-9,60	2,55
20	1,20	-22,05	-10,05	1,95
21	1,19	-22,35	-10,50	1,35
22	1,17	-22,65	-10,95	0,75
23	1,16	-22,95	-11,40	0,15
24	1,14	-23,25	-11,85	-0,45
25	1,13	-23,55	-12,30	-1,05
26	1,11	-23,85	-12,75	-1,65
27	1,10	-24,15	-13,20	-2,25
28	1,08	-24,45	-13,65	-2,85
29	1,07	-24,75	-14,10	-3,45
30	1,05	-25,05	-14,55	-4,05
31	1,04	-25,35	-15,00	-4,65
32	1,02	-25,65	-15,45	-5,25
33	1,01	-25,95	-15,90	-5,85
34	0,99	-26,25	-16,35	-6,45
35	0,98	-26,55	-16,80	-7,05

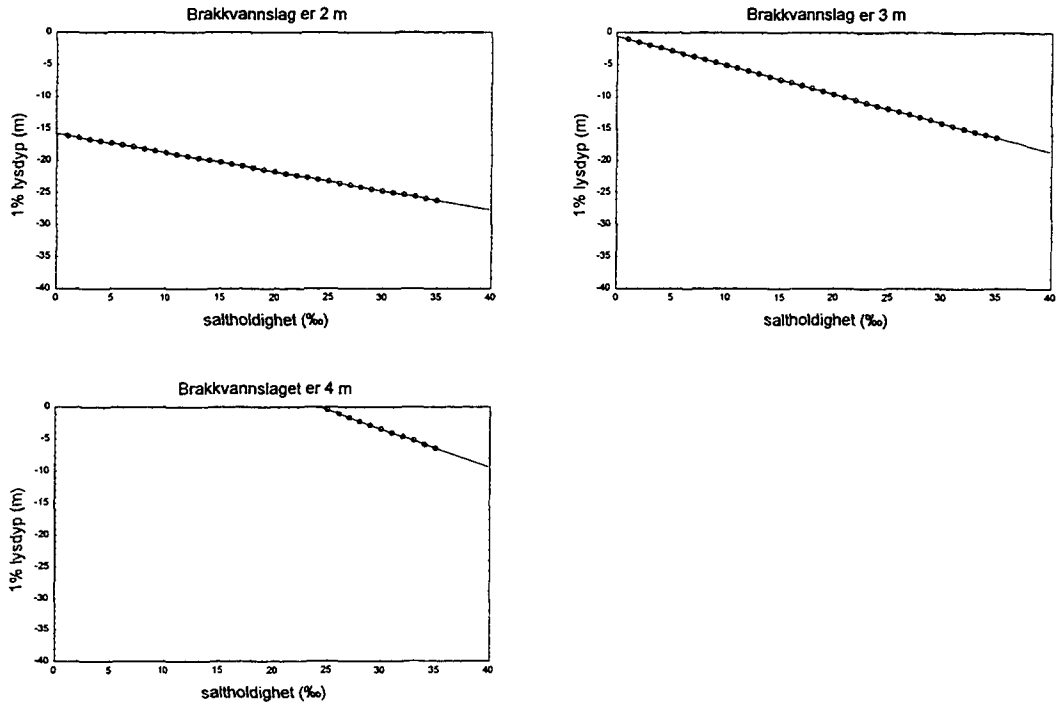


Fig. 3. 4. 1 % lysdyp (m) som funksjon av saltholdighet med overflatelag som er 2, 3, 4, og 5 m dypt med høyturbid utslippsvann

Den prosentvise endringen av 1 % lysdyp sin dybdegrense når utslippsvannet er høyturbid er vist i figur 3. 5. Med ett brakkvannslag på 2 m vil nå 1 % lysdyp være redusert med ca. 45 % når saltholdigheten er 5 ‰, og tilsvarende 20 % ved 20 ‰. Ett overflatelag med så høy turbiditet vil føre til at lyssvekningen teoretisk sett er 100 % ved alle saltholdigheter under 24 ‰ når overflatelaget er 4 m, og med ett 5 m tykt overflatelag vil vannet ved alle saltholdigheter ha så sterk lyssvekningseffekt at alt lys forsvinner.

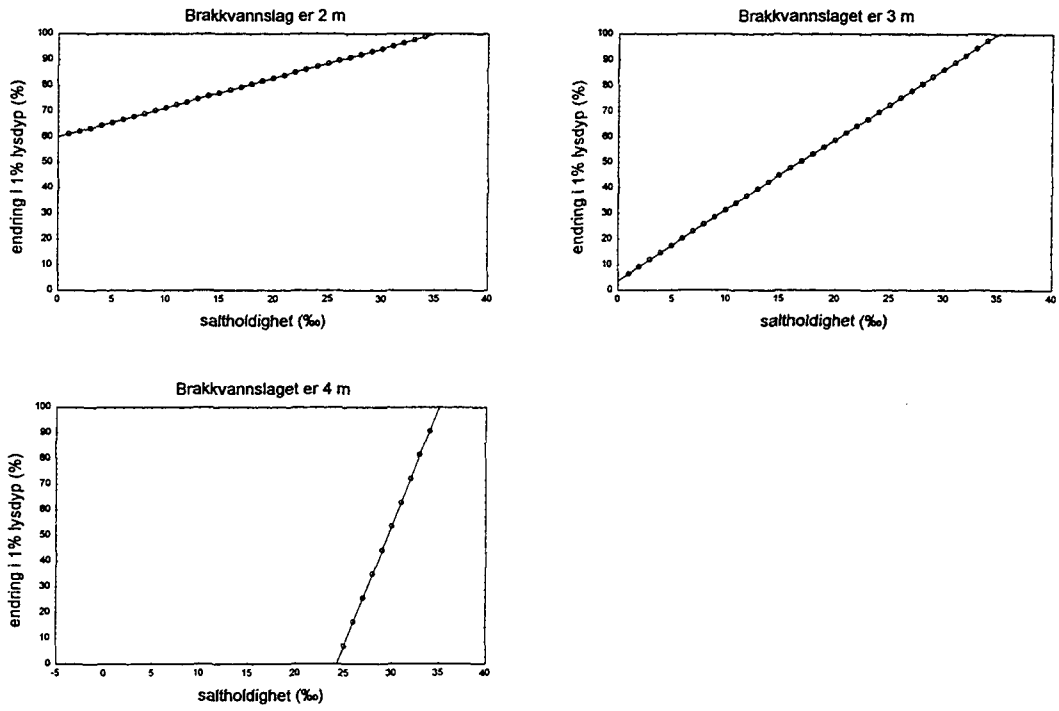


Fig. 3. 5. Endring i 1 % lysdyp (m) som funksjon av saltholdighet med overflatelag som er 2, 3, 4, og 5 m dypt med høyturbid utslippsvann

3.4. Diskusjon

Mengden og kvaliteten på ferskvannet som slippes ut i en fjord har stor betydning for hvor dypt makroalgevegetasjonen teoretisk kan finnes, noe som er eksemplifisert ved våre resultater. Beregningene fra Masfjorden viser at selv når vannet ikke er særskilt høyturbid er effekten betydelig, og teoretisk voksedyp for algene vil reduseres betraktelig (fig. 3. 2. og 3. 3.). Ettersom effektregulering er antatt å føre til utslipp av ferskvann med høyere turbiditet grunnet utspyling av partikler i bassengvannet, vil denne effekten kunne økes og konsekvensene bli dramatiske (fig. 3. 4. og 3. 5.). Dette stemmer overens med observasjoner gjort i Hardangerfjorden. Algevegetasjonen i fjorden kjenntegnes ved blant annet et redusert voksedyp innover i fjorden. Dette skyldes at saliniteten blir lavere og mer variabel, samt at turbiditeten blir høyere innover i fjordarmen på grunn av større nærhet til elveutløp med vann med høyt partikkelinnhold (Aarthun 1961, Aas 1971, Jorde & Klavestad 1963).

Det ble under Hardangerfjordundersøkelsene (Jorde & Klavestad 1963) også notert en reduksjon i artsmangfoldet som viste seg å være mest uttalt på nordsiden av fjorden. Utstrømningen av ferskvann skjer på nordsiden, og artsreduksjonen ble derfor tilskrevet ferskvannspåvirkningen. Hvert enkelt individ av en og samme algeart fikk i tillegg redusert i størrelse innover i fjorden. Dette skyldes økt sedimentregn som hindrer gassutveksling og næringsopptak, og dermed mindre vekst. Økt sedimentering av partikler som leire og sand forringer ikke bare vekstforholdene til algene som finnes ved en lokalitet, men kan også ved å legge seg oppå potensielt substrat forhindre algekimplanter fra å slå seg ned. Også nyere undersøkelser viser at algefloraen er kvalitativt forskjellig ved lokaliteter med henholdsvis høy- og lavturbid vann (e.g. Hiley et al. 1992, Gorostiaga & Diez 1996). Algetyper som favoriseres av høyturbide forhold er slekter som havsalat (*Ulva*) og rekeklo (*Ceramium*), mens mellom-turbide forhold ofte karakteriseres ved ett stort innslag av skorpeformede slekter og arter. Man vil finne et større innslag av store brunalger - med en fellesbetegnelse kalt tang og tare - når turbiditeten avtar. Tang og tare kjennetegnes ved at selve planten har en stor grad av differensiering, samtidig som artene fordeler seg etter bestemte mønstre nedover i dypet. Et tang og tarebelte har derfor en velutviklet vertikal lagdeling. Dette gjør at beltet er habitat for mange ulike fiskeslag, og at det generelt vil kunne huse en mangfoldig fauna. De algene som lettere kan tilpasse seg høy og mellomturbide vannforhold er generelt kjennetegnet ved at de er finforgrenede, udiferensierte og/eller skorpeformede. Dette er en type flora som gir mindre grunnlag for en mangfoldig fauna, og spesielt fiskehabitatet forringes.

Endringer i fiskens habitat som følge av økt turbiditet i en fjord vil dermed kunne være av både kvantitets- og kvalitetsmessig art. Kvantitetsmessig ved at mulig voksedyp reduseres, og volumet av det algebeltet som danner fiskens habitat blir tilsvarende mindre. Kvalitetsmessig ved at algefloraen forandres i retning av en floratype som er mindre egnet som levested for fisken.

Man vet at enkelte bentiske alger kan være tilpasset til å leve langt under grensen 1 % lysdyp (Lühning & Dring 1979). De mulige beskrevne effekter av redusert lysgjennomgang som følge av effektregulering, vil derfor til en viss grad være avhengig av hva slags lysforhold vegetasjonen allerede lever under. På samme måte

vil en algevegetasjon som allerede er tilpasset relativt turbide forhold, pga de natulige fjord-forholdene, ikke endres i samme grad som en algevegetasjon tilpasset lavtubide forhold. Man må derfor ta i betraktning forholdene i fjorden der et effektregulert utslipp er aktuelt, før man kan gjøre en helhetsvurdering av eventuelle negative effekter.

4. Del 2: Virkning av endring i salinitet og ferskvanns-sjikt på fødeinntaksrate hos pelagisk fisk

4.1. Bakgrunn

Fisk og fiskelarver i de frie vannmasser lever for det meste av frittlevende krepsdyr (dyreplankton). De oppdager og oppsøker byttedyr ved hjelp av synet, og har derfor størst sjanse for å finne mat der lysforholdene er gode. Om natten og på store dyp eller i turbid og grumsete vann spiser de lite og reduserer aktivitetsnivået deretter.

Ferskvann inneholder generelt mer partikler enn saltvann. Derfor er ferskere vann mindre gjennomskinnelig for lys, og lysabsorbansen er høyere. Fjorder som blir tilført mye kystvann og avrenning fra land har ofte et annet lysklima enn åpen kyst og havområde. Det er godt dokumentert at endringer i optiske egenskaper (absorbans) påvirker strukturen i marine pelagiske økosystem (Eiane & al. 1997). Lavere salinitet, og dermed høyere turbiditet og absorbans, er generelt forbundet med redusert fiskeproduksjon og dominans av ikke-visuelle topp-predatorer (maneter). Det beste eksempelet på en slik situasjon er Lurefjorden i Nordhordland, en fjord som er totalt dominert av dypvannsmaneten *Periphylla periphylla* (Eiane & al. 1997). Omkringliggende fjorder har pelagiske samfunn som ligner mer på det som finnes i åpent hav, med mesopelagisk fisk som dominante arter.

Man kan derfor tenke seg at økt ferskvannstilførsel kan få konsekvenser for fisk i fjorder. For å kvantifisere hvordan endringer i lysregime vil påvirke fødeinntaksraten til fisk, har vi utviklet en mekanistisk modell for byttepåtreff hos en fisk (Aksnes & Giske 1993, Aksnes & Utne 1997). Denne modellen tar utgangspunkt i de forhold som har effekt på reaksjonsavstanden mellom fisken og byttet, et forhold som har blitt validert i eksperimentelle forsøk (Aksnes & Utne 1997, Utne 1997).

4.2. Modell

Kjernen i modellen er reaksjonsavstanden til en fisk som svømmer gjennom vannet (figur 4.1.) med en gitt hastighet v (m/sekund). Byttepåtreffsraten e (bytte/sekund) i et

bestemt dyp (og ved gitte lysbetingelser) vil da være gitt ved

$$e = Bvp(R\sin(d))^2 \qquad (1)$$

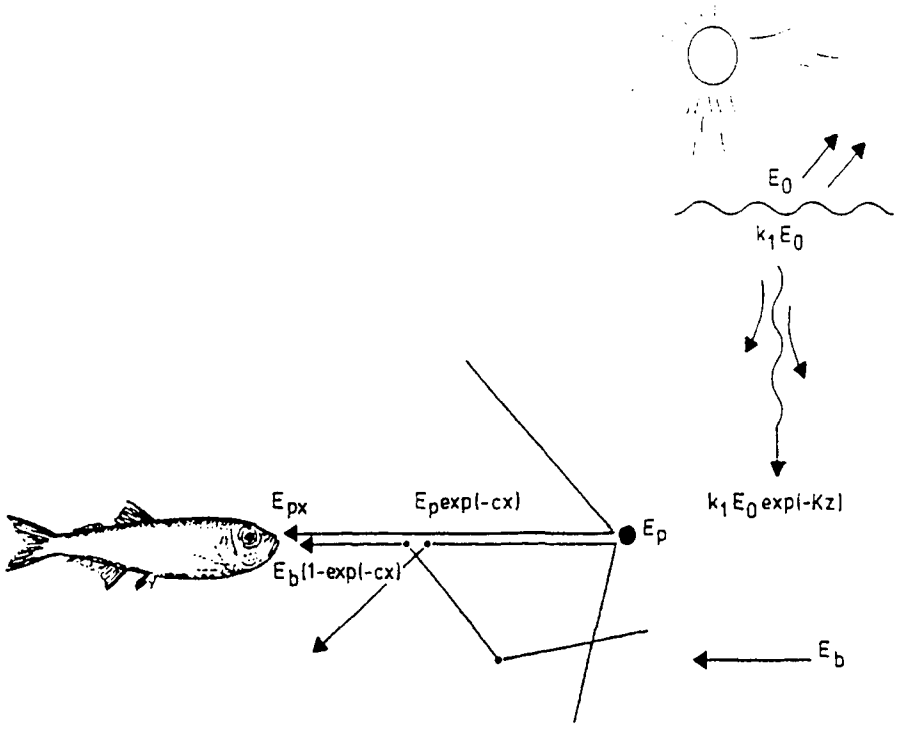
der B er byttekonsentrasjonen (bytte/m^3), d er synsvinkelen (grader) og R (m) er radius i søkesylinderen (se figur 4. 1.). Det er den siste faktoren R som vil være lyssensitiv, og som har blitt utledet av Aksnes & Giske 1993 og Aksnes & Utne 1997. Siden R blir opphøyet i andre i uttrykket for påtreffsraten, er denne variabelen klart også den viktigste. Detaljene for hvordan R blir beregnet skal ikke berøres her, de kan finnes i Aksnes & Utne 1997. Men bakgrunnsinnstrålingen er viktig (figur 4. 1.), slik at R vil generelt avta med økende dyp og avtagende lys til overflata (se også Giske & al. 1994 for hvordan en algeoppblomstring kan forandre dette bildet).

Som en indikator E for totalsituasjonen til planktonspisende fisk i vannsøyla har vi summert lokal byttepåtreffsrate e over dypet z,

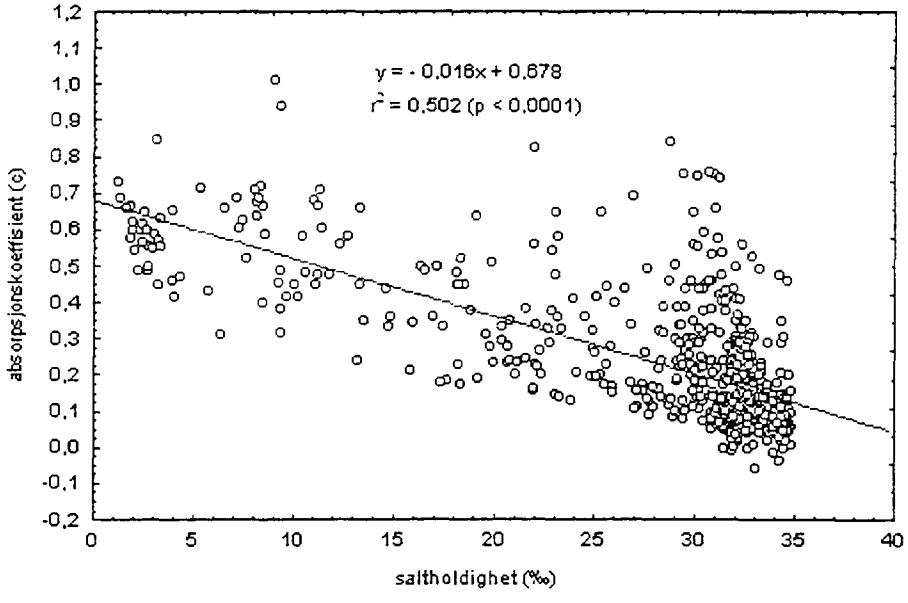
$$E = \sum_{z=s}^{z=50} e(z)$$

men unntatt ferskvannslaget (s meter) helt i overflaten der saltvannsfisk ikke kan leve. Vi antar at dette tallet vil være proporsjonalt med den andelen av total dyreplanktonproduksjon som blir tilgjengelig for fisk i et gitt optisk regime. Dette forutsetter at dyreplanktonet ikke fordeler seg bare etter lyset, men at de vil bli værende i noenlunde samme dyp selv om lyset avtar eller øker. Dette er nok ikke helt tilfelle, men siden dyreplankton ikke er avhengig av lys for å finne føde, så vil sannsynligvis kompensasjonen være mindre enn for fisk. I alle fall i vinterhalvåret, når dyreplanktonet er nokså inaktivt, vil denne antakelsen være realistisk. Trolig er dette også den mest kritiske perioden for overlevelse til fisk.

For å beregne total lysmengde i alle dyp i en vannsøyle har vi satt sammen en rekke målinger av absorbans (korrigert for klorofyllmengde) og saltholdighet (figur 4. 2.). Denne sammenhengen ble benyttet til å beregne lokal lyssvekkelse i en vannsøyle med en gitt vertikal salinitetsprofil, slik at lysmengden i alle dyp ble funnet.



Figur 4. 1. Lysmodellen



Figur 4. 2. Sammenheng mellom absorbans og saltholdighet.

Tabell 3. 1. Verdier for *E* ved 33 og 35 ‰ bassengvann, med ulike ferskvannslag over, og prosentvis endring i forhold til et 2 meter tykt lag.

Ferskvann	*E* (vinter)	Vinter (%)	*E* (sommer)	Sommer (%)
		Bassengvann 33 ‰		
0 m	6.28	128.2	17.14	113.7
2 m	4.90	100.0	15.07	100.0
4 m	3.72	75.9	13.06	86.7
6 m	2.76	56.3	11.12	76.99
8 m	2.00	40.8	9.28	61.6
		Bassengvann 35 ‰		
0 m	8.05	128.4	21.96	113.7
2 m	6.27	100.0	19.31	100.0
4 m	4.76	75.9	16.73	86.6
6 m	3.54	56.5	14.25	73.7
8 m	2.57	41.0	11.90	61.6

4.3. Simuleringer og resultater

Vi har tatt utgangspunkt i Lurefjorden, en fjord der vi vet at pelagisk fisk ikke kan overleve på grunn av de optiske egenskapene til bassengvannet (Eiane & al. 1997). Bassengvannet i Lurefjorden består av kystvann med saltholdighet på omlag 33‰, men har et nokså tynt ferskvannssjikt. Derfor valgte vi en vannsøyle med 2 m dypt ferskvannslag i overflata og 33‰ bassengvann som referanse, der vi kan anta at byttepåtreffsraten blir for lav for pelagisk fisk. Byttepåtreffet som funksjon av dyp i referansesituasjonen er vist i figur 4. 3. Vi skiller mellom en vinterdag og en sommerdag, da innstrålingen av lys er større om sommeren (henholdsvis 15 og 150 mikroEinstein).

Nå kan vi se hva som skjer i en fjord når atlantisk vann i bassengvannet (35‰) ettersom tykkelsen på det overliggende ferskvannet øker (figur 4. 3). Vi sammenligner integrert byttepåtreffsrate *E* (tabell 3. 1.) og byttepåtreff *e* på 50 meters dyp (tabell

3. 2.) i fjorder med forskjellig tykkelse på ferskvannslaget.

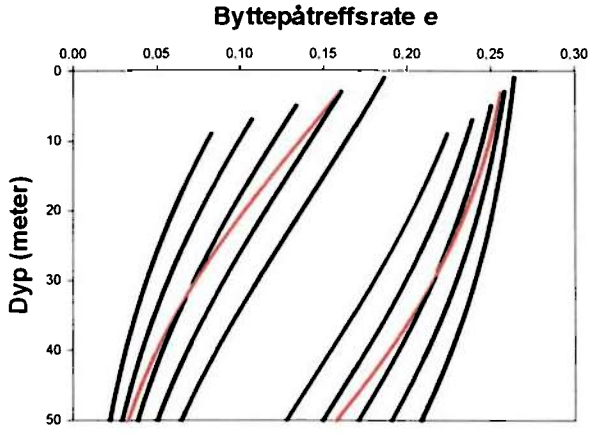
Dersom vi ser for oss større utslipp av ferskvann over en periode, vil dette gjerne bety at det blir tilført tilsvarende mindre senere. Verdiene i tabell 3. 1. viser at gjennomsnittlig byttepåtreff blir nokså lik for alle slike situasjoner. Hvis ferskvannslaget er 2 m i en uke og 6 m i uken etter, så blir snittet (7.00+4.86)/2 = 5.93 ved 33 ‰ (vinter), altså ganske nær verdien for 4 m (5.82). Dette gjelder også for andre kombinasjoner.

Vi har gjort noen simuleringer med svekningskoeffisienten *c* lik 1, 2 og 5. Dette er ekstreme verdier, men ikke urimelige siden vi har målt verdier opp til *c* = 25 i vann fra kraftstasjonen. Slikt vann inneholder store mengder partikler (leire, silt, jord), og er fullstendig ugjennomsiktig. Det viser seg at fødeinntaksraten under slike forhold blir betydelig redusert i forhold til en situasjon uten ferskvann (tabell 3. 3).

Tabell 3. 2. Endring av *e* på 50 meters dyp.

Ferskvann	*e* (vinter)	Vinter (%)	*e* (sommer)	Sommer (%)
		Bassengvann 33 ‰		
0 m	0.042	123.39	0.177	112.74
2 m	0.034	100.00	0.157	100.00
4 m	0.026	76.90	0.137	87.26
6 m	0.020	58.77	0.117	74.52
8 m	0.015	44.44	0.098	62.42
		Bassengvann 35 ‰		
0 m	0.065	124.76	0.208	108.90
2 m	0.052	100.00	0.191	100.00
4 m	0.039	74.28	0.171	89.53
6 m	0.029	56.43	0.15	78.53
8 m	0.022	42.23	0.128	67.02

Ferskvannslag	c = 1	c = 2	c = 5
0 m	100	100	100
2 m	80.0	61.1	18.6
4 m	61.1	29.6	0.9
6 m	44.1	10.9	0.03



Figur 4. 3. Byttepåtreffsraten som funksjon av dyp med 0, 2, 4, 6 og 8 meter tykt ferskvannslag. Vintersituasjonen (15 μE) er vist til venstre, og sommer (150 μE) til høyre. De røde linjene viser byttepåtreff i en fjord med kystvann og 2 m ferskvannslag, tilsvarende Lurefjorden.

4.4. Diskusjon

Lysabsorbsjonen øker i ferskere vann (figur 4. 2.) og i vannmasser med tykkere ferskvannslag (figur 4. 3.). Dette fører til at fisk og fiskelarver får redusert sitt fødeinntak, og at geleplankton får et konkurransefortrinn. Utregningene i tabell 3. 1. og figur 4. 3. viser at en normal fjord med Atlantisk bassengvann kan bli like uegnet

fødeinntak, og at geleplankton får et konkurransefortrinn. Utregningene i tabell 3. 1. og figur 4. 3. viser at en normal fjord med Atlantisk bassengvann kan bli like uegnet for fisk som en fjord med kystvann i bassengvannet (og 2 m ferskvann) når ferskvannslaget blir 4 meter i en vintersituasjon. Det skal noe mer til om sommeren.

Hvis ferskvannstilførselen varierer over tid, men totalutslippet er konstant, så vil det gjennomsnittlige fødeinntaket være uforandret. Det er likevel mulig at pelagisk fisk kan få problemer i perioder med redusert sikt, dersom de er i dårlig kondisjon. Særlig vil fiskelarver og ungfisk være utsatt for redusert fødeinntak, både fordi de får større risiko for å dø av sult og fordi de vokser saktere ut av stadier med høy dødelighet. Denne konklusjonen gjelder bare dersom høyere utslipp ikke fører med seg mer partikler, altså at vannet har samme svekningskoeffisient uansett vannføring. I motsatt fall vil effektkjøring totalt sett redusere fødeinntaket til fisk.

Analysen viser at det er større effekt av ferskvann om vinteren enn om sommeren. Dette skyldes at reaksjonsavstanden mellom fisken og byttet ikke fortsetter å øke ved høye lysmengder, slik at en viss reduksjon i lysmengden får mindre virkning (tabell 3. 1.). Det er flere grunner til at planktivor fisk generelt kan være mer sårbar for absorbans om vinteren: 1) dyreplanktonet står dypt og er inaktivt, så da kan ikke fisken bare gå grunnere (der det er mer lys, men også større risiko for selv å bli bytte for større fisk) for å finne samme mattilbud; 2) fisk tærer ofte på fettreserver gjennom vinteren, og individer med lav tilstand risikerer å sulte dersom mattilbudet blir ytterligere redusert (Rosland 1997). På den andre siden er det om våren og sommeren at de fleste larvene er til stede, så det kan være lokale variasjoner i hva som er den mest utsatte årstiden.

Et annet element som ikke er vurdert her, er at ferskvann bidrar til stabile vannmasser og tidligere og sterkere algeoppblomstringer - noe som også gir mer turbide vannmasser. Dette har to sider, mere alger kan føre til mer mat (større dyreplanktonproduksjon), og til redusert sikt og lavere fødeinntaksrate. Vi tror den siste effekten er sterkest i fjordene, fordi fisk er uansett i stor grad forsynt med dyreplankton utenfra (Aksnes & al. 1989) og fordi økningen i planktonproduksjonen

trolig er lineær eller fallende, mens reduksjonen i påtreffsrate er av eksponensiell karakter.

Det har også blitt hevdet at turbiditet kan være gunstig for fiskelarver og små pelagiske fisker. Dette bunner i to forhold: 1) Mer partikulært materiale kan øke byttets kontrast mot bakgrunnen slik at det blir lettere å oppdage (Miner & Stein 1993) og 2) et turbid lag vil kunne fungere som skjulested for små fisk mot større rovfisk (Gregory 1993, Gregory & Northcote 1993, Giske & al. 1994, Fiksen & Giske 1995, Utne 1997). Den første virkningen er sterkest ved høye lysmengder. Den andre mekanismen kan ha en svært gunstig effekt på overlevelse hos mindre fisk når predasjonstrykket er stort.

En parallell til denne undersøkelsen har blitt gjort i Hudson Bay i Canada (Fortier & al. 1996, Gilbert & al. 1992, Ponton & Fortier 1992). Der ble variasjonen i rekruttering av tobis og polartorsk forklart med fluktuasjonene i tilførsel av ferskvann. Mattilbudet under ferskvannslaget var rimelig konstant, men på grunn av lavere lysgjennomskinnelighet i år med stor avrenning, ble fødeinntaket redusert, og larvedødeligheten stor. Dette er en feltundersøkelse som viser akkurat de virkningene av endret ferskvannsutlipp som vår modell predikterer. Det skal likevel sies at det ikke er noen kommersielt viktige fiskeslag som har en betydelig rekrutteringstilførsel fra norske fjorder.

5. Konklusjoner

Vi har vist at innflytelse av ferskvann generelt vil kunne ha en betydelig negativ effekt både på fiskens habitatkvantitet-og kvalitet i en fjord i og med dårligere produksjonsvilkår for makroalgevegetasjonen. Makroalgevegetasjonens reduksjon og endring vil også være avhengig av flora- forholdene i den aktuelle fjorden før en eventuell effektkjøring igangsettes. Økt tilførsel av partikler kan i tillegg føre til strukturelle endringer i det pelagiske økosystemet, og generelt vil en forvente mer geleplankton og lavere fiskeproduksjon i mer turbide vannmasser. Det er likevel mulig at en svak økning i partikkelmengden føre til større overlevelse hos fiskelarver.

Graden av ferskvannets påvirkning, og dermed de faktiske virkningene, avhenger av i hva slags utslipp det legges opp til og i hvilken grad effektkjøringen øker turbiditeten av utslippsvannet. Dette blir beskrevet nøyere i delprosjekt 2.1, og de to delprosjektene børe sees i sammenheng.

6. Referanser

Aksnes, D. L. & J. Giske. 1993. A theoretical model of aquatic visual feeding. *Ecological Modelling* 67:233-250.

Aksnes, D. L. & A. C. W. Utne. 1997. A revised model of visual range in fish. *Sarsia* 82:137-147.

Aksnes, D. L., J. Aure, S. Kaartvedt, T. Magnesen & J. Richards. 1989. Significance of advection for the carrying capacities of fjord populations. *Marine Ecology Progress Series* 50:263-274.

Eiane, K., D. L. Aksnes & J. Giske. 1997. The significance of opotical properties in competition among visual and tactile predators: a theoretical study. *Ecological Modelling* 98:123-136.

Eiane, K., D. L. Aksnes, E. Bagøyen & S. Kaartvedt. (submitted). Fish or jellies – a question of visibility?

Fiksen, Ø. & J. Giske. 1995. Vertical distribution and population dynamics of copepods by dynamic optimization. *ICES Journal of marine Science* 52:483-503.

Fortier, L., M. Gilbert, D. Ponton, R. G. Ingram, B. Robineau, & L. Legendre. 1996. Impact of freshwater on a subarctic coastal ecosystem under seasonal ice (southeastern Hudson Bay, Canada). III. Feeding success of marine fish larvae. *Journal of Marine Systems* 7:251-265.

Gilbert, M., L. Fortier, D. Ponton, & R. Drolet. 1992. Feeding ecology of marine fish larvae across the Great Whale River plume in seasonally ice-coveredsoutheastern Hudson Bay. *Marine Ecology Progress Series* 84:19-30.

Gregory, R. S. 1993. Effect of turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile chinook salmon (*Oncorhyncus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50:241-247.

Gregory, R. S. & T. G. Northcote .1993. Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhyncus tshawytscha)* in turbid laboratory conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50:233-240.

Giske, J., D. L. Aksnes, and Ø. Fiksen. 1994. Visual predators, environmental variables and zooplankton mortality risk. *Vie Milieu* 44: 1-9.

Gorostiaga, J. M. & I. Díez 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). *Marine Ecology Progress Series* 130: 157-167.

Hily, C., P. Potin & J-Y. Floc'h 1992. Structure of subtidal algal assemblages on soft-bottom sediments: fauna/flora interactions and role of disturbances in the Bay of Brest, France. *Marine Ecology Progress Series* 85: 115-130.

Holm-Hansen, O. & O. B. Riemann 1978. Chlorophyll *a* determination: Improvements in methodology. *Oikos* 30: 438-447.

Jorde, I. & Klavestad, N. 1963. The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9: 1-99.

Lühning, K. & M. J. Dring 1979. Continous underwater light measurement near Helgoland (North Sea) and its significance for characteristic light limits in the sublittoral region. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 32: 403-424.

Parsons, T. R., Y. Maita & C. M. Lalli 1974. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press, Oxford. 173 pp.

Ponton, D. and L. Fortier. 1992. Vertical distribution and foraging of marine fish larvae under the ice cover of southeastern Hudson Bay. *Marine Ecology Progress Series* 81:215-227.

Riley, G. A. 1956. Oceanography of Long Island Sound, 1952 - 1954 II. *Physical Oceanography. Bull. Bingham Oceanogr. Coll.* 15: 15-45.

Rosland, R. 1997. Depth selection and life histories in pelagic environments: a model approach. Dr. scient. thesis, University of Bergen.

Utne, A. C. W. 1997. The effect of turbidity and illumination on the reaction distance and search time of the marine planktivore *Gobiusculus flavescens. Journal of Fish Biology* 50:926-938.

Aarthun, K. E. 1961. The natural history of the Hardangerfjord 2. Submarine daylight in a glacier-fed Norwegian fjord. *Sarsia* 1: 7-20.

Aas, E. 1971. The natural history of the Hardangerfjord 9. Irradiance in Hardangerfjorden 1967. *Sarsia* 46: 59-78.

Rapporter utgitt i serien Rapport fra Effektregulering – Miljøvirkninger og konfliktreduserende tiltak:

1. Analyse av frostrøykobservasjonar vinteren 1996/97
   over Bandak og Våmarvatnet i Tokkevassdraget.

2. Forsøkskjøring i Vinjevatn september 1997
   – virkninger på fysiske og biologiske forhold – foreløpige resultater

3. Innsamling og systematisering av erfaringsdata

4. Effektregulering – turbiditetsøkning og biologiske virkninger i sjø

EnFO

NVE

DIREKTORATET FOR NATURFORVALTNING

Statkraft