



Rådgivende Biologer AS

**RAPPORTENS TITTEL:**

Tilstanden i Espelandsvatnet i 1999 og miljøvirkningene fra fiskeanlegget i årene 1996-99

**FORFATTER:**

Dr.philos. Geir Helge Johnsen

**OPPDRAKSGIVER:**

Åfjorddal Smoltoppdrett AS, ved Steinar Gjersdal, C.Sundtsgate 62, 5004 Bergen

**OPPDRAGET GITT:**

Mai 1996

**ARBEIDET UTFØRT:**

1999

**RAPPORT DATO:**

14.januar 2000

**RAPPORT NR:**

417

**ANTALL SIDER:**

33

**ISBN NR:**

ISBN 82-7658-270-2

**EMNEORD:**

- Innsjøundersøkelse
- Smoltproduksjon i merder
- Hyllestad kommune

**SUBJECT ITEMS:**

RÅDGIVENDE BIOLOGER AS  
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen  
Foretaksnummer 843667082  
[www/bgnett.no/~rb](http://www/bgnett.no/~rb)

Telefon: 55 31 02 78

Telefax: 55 31 62 75

E-post: [rb@bgnett.no](mailto:rb@bgnett.no)

## FORORD

Rådgivende Biologer AS har i 1999 hatt ansvar for gjennomføring av overvåking av miljøkvaliteten i Espelandsvatnet i forbindelse med Åfjorddal smoltoppdrett sitt merdanlegg i innsjøen. Det gjennomførte opplegg baserer seg på befaringer til innsjøen 10.august og 18.oktober 1999, samt månedlige prøver i perioden mai til september samlet inn av oppdretter etter vår anvisning. Dette er den fjerde årlige overvåkingen av miljøtilstanden i Espelandsvatnet, og en samlet vurdering av resultatene gir derfor mulighet for å foreta en vurdering av variasjon i miljøtilstanden i Espelandsvatnet med hensyn på effektene av fiskeanlegget.

I forbindelse med Åfjorddal smoltoppdrett sin søknad om utvidelse av konsesjonen ved anlegget i Espelandsvatnet, omhandler denne rapporten også en sammenstilling av den foreliggende kunnskap om tilstanden i innsjøen og også en vurdering av miljøvirkningene av fiskeanlegget på tilstanden i innsjøen. Det må imidlertid understrekes at manglende tilgang på opplysninger fra kraftverkene kjøring / vannbruk gjør resultatene noe mindre spesifikke enn det som hadde vært ønskelig.

De vannkjemiske analysene gjennomført i forbindelse med denne undersøkelsen er utført fortløpende av det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services AS, mens algeprøvene er analysert av cand.real. Nils Bernt Andersen. Dyreplanktonprøvene er analysert av cand.scient. Erling Brekke (Rådgivende Biologer AS).

Rådgivende Biologer AS takker Åfjorddal Smoltoppdrett AS ved Steinar Gjersdal for oppdraget.

Utkast sendt til gjennomsyn 6. desember 1999

Bergen, 14.januar 2000

## INNHOLDSFORTEGNELSE

Forord . . . . .	2
Sammendrag og konklusjon . . . . .	3
Miljøvirkninger av merdanlegg og SFTs system . . . . .	5
Espelandsvatnet . . . . .	9
Anleggets produksjon 1995-1999 . . . . .	10
Tilstanden i Espelandsvatnet i 1999 . . . . .	12
Vurdering av tilstand i 1999 . . . . .	17
Vurdering av utvikling 1998 og 1996-1999 . . . . .	20
Vurdering av anleggets miljøvirkning . . . . .	25
Litteraturhenvisninger . . . . .	29
Vedleggstabeller . . . . .	31

---

*JOHNSEN, G.H. 1999. Tilstanden i Espelandsvatnet i 1999 og miljøvirkningene fra fiskeanlegget i årene 1996 - 1999. Rådgivende Biologer AS Rapport nr 417, 33 sider, ISBN 82-7658-270-2.*

## SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Rådgivende Biologer AS har, på oppdrag fra Åfjorddal Smoltoppdrett as, gjennomført en overvåking av Espelandsvatnet i 1999. Dette er fjerde året det gjennomføres undersøkelse av tilstanden i innsjøen. Det er tidligere også foretatt en detaljert beskrivelse av forholdene i nedslagsfeltet og gjennomført en vurdering av innsjøens resipientkapasitet (Johnsen & Kålås 1997). Deler av denne beskrivelsen er videreutviklet i denne foreliggende oppsummeringen.

### TILSTAND 1999

Espelandsvatnet var i 1999 middels næringsrikt, med konsentrasjoner av næringsstoffet fosfor på 27 µg P/liter i gjennomsnitt. Vurdert i forhold til Statens Forurensningstilsyn (SFT) sitt klassifikasjonssystem for vannkvalitet, som går fra I = "meget god" til V = "meget dårlig", tilsvarer innholdet av fosfor tilstandsklasse IV. Nitrogenkonsentrasjonene var imidlertid lave, og med et gjennomsnitt på 334 µg N/liter tilsvarer dette SFTs tilstandsklasse II. Algemengdene i innsjøen var også lave, og tilsvarer SFT-klasse II. Det var ikke noen store algeoppblomstringer med høyt innslag av blågrønnalger utover høsten, og dyreplanktonet var dominert av middels store vannlopper til langt ut i oktober.

Når det gjelder virkning av tilførsler av organisk stoff, ble det observert oksygenforbruk i innsjøens dypvann tilsvarende 0,85 mg O<sub>2</sub>/mnd. Det var ikke oksygenfrie forhold i dypvannet i 1999. Innholdet av organisk materiale i innsjøen, målt som kjemisk oksygenforbruk, var i gjennomsnitt 5 mg O<sub>2</sub>/l og 6,6 mg O<sub>2</sub>/l var den høyeste målingen. Sedimentkvaliteten ved innsjøens dypeste punkt avviker ikke fra det en venter å finne i "vanlige" Vestlandsinnsjøer, med hensyn på innhold av ikke-nedbrutt organisk materiale. Alle disse forhold viser at innsjøen ikke er overbelastet med tilførsler av organisk stoff, men at tilførslene av oppløst stoff (humus-stoff) fra nedbørsfeltet er betydelig.

Vurdert i forhold til både tilførsler av næringsstoff og organisk stoff, ble tilstanden i Espelandsvatnet i 1999 samlet sett klassifisert til overgangen mellom tilstandsklasse II = "god" og III = "mindre god" i henhold til SFTs "Vannkvalitetskriterier for ferskvann" (SFT 1997).

**TABELL 1:** Tilstandsklassifisering for Espelandsvatnet i 1999, basert på SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Der SFT-systemet ikke er dekkende, er det benyttet en tilsvarende skala med arabiske tall istedenfor romertall. Vektlagte parametre er uthevet.

NÆRINGSRIKHET				ORGANISK STOFF				SAMLET
Fosfor	Nitrogen	Alger	Samlet	KOF	O <sub>2</sub> -forbr	Sediment	Samlet	
IV	II	2	III	III	2	2	II	II-III

### UTVIKLING 1996-1999

Miljøet i Espelandsvatnet er overvåket årlig siden 1996, og tilstanden i 1999 avviker ikke signifikant fra det som er observert de foregående år. Selv om næringsinnholdet i 1999 var noe høyere enn de to foregående årene, er variasjonen både innen det enkelte år og også mellom de ulike år så stor at dette ikke er statistisk signifikant. Espelandsvatnet inngikk i 1988 i et nasjonalt overvåkingsprogram, slik at det også foreligger tilsvarende resultater fra 1988. Innsjøen var da mindre rik på næringsstoffet fosfor enn det en har sett de siste årene. Når det gjelder variasjon i innhold av næringsstoffet fosfor i Espelandsvatnet i årene 1988 og 1996 til 1999, er det tre forhold som virker ubestridelige:

- 1) Det er sannsynligvis kommet til en eller flere betydelige fosforkilder til innsjøen etter prøvetakingen i 1988. Dette har også ført til en tilsvarende økning i algemengde i innsjøen.
- 2) Variasjon i fosforinnhold i innsjøen gjennom de to siste årene, skyldes i hovedsak tilførsler av fosfor som vaskes til innsjøen fra nedbørsfeltet ved mye nedbør.
- 3) Variasjon i gjennomsnittlig fosforinnhold i innsjøen i årene 1988 og 1996-1999 kan delvis forklares ved variasjon i årlig nedbørmengder, ved at mye nedbør virker fortynnende på forholdene i selve innsjøen. Det er uklart hvorvidt vassdragsreguleringene vil forsterke dette.

Innholdet av alger i Espelandsvatnet er lavt i forhold til næringsmengdene, noe som både kan skyldes at ikke all den målte næringen er biologisk tilgjengelig, samtidig som en god bestand med algespisende dyreplankton er i stand til å holde algemengdene lave. Dessuten virker det som om variasjon i algemengdene i innsjøen i mindre grad avhenger av næringsmengdene de siste årene, men synes i større grad å være styrt av blant annet klimatiske forhold som temperatur. Utover den varme ettersommeren 1997 ble det således observert en uvanlig stor algemengde, hovedsakelig bestående av blågrønnalger.

Den organiske belastningen på Espelandsvatnet synes å være relativt jevn, med liten variasjon i observert oksygenforbruk i innsjøens dypvann. Oksygenforbruket er av så begrenset omfang at det ikke har vært umiddelbar fare for oksygenfrie forhold seinhøstes i innsjøens dypvann. Den organiske belastningen på innsjøen stammer ikke ensidig fra innsjøens egenproduksjon, men tilskrives også forhold i nedbørsfeltet.

Økosystemet i Espelandsvatnet, med særlig vekt på næringskjedene i de åpne/pelagiske vannmassene, synes ikke å være i sterk ubalanse. Riktignok var det i 1999 en god del laks i innsjøen, men dyreplanktonsamfunnet var likevel ikke preget av nedbeiting. Både de moderat store vannloppene av arten *Daphnia galeata*, og i særlig grad de betydelige mengder av den store vannloppen *Bythotrephes longimanus*, viser dette. Næringskjeden i de åpne vannmassene synes dermed å være i stand til å utøve en viss "top-down" kontroll på algemengdene i innsjøen.

Sammen med det faktum at det de siste fire årene ikke har vært noen risiko for indre gjødsling i Espelandsvatnet, viser dette at tilstanden i innsjøen er relativt "stabil". Det er derfor ikke noen umiddelbar fare for at tilstanden i innsjøen skal utvikle seg i negativ retning med stadig økende næringsinnhold. Tilstanden i innsjøen er og vil fortsatt være preget av størrelsen på de næringstilførsler innsjøen mottar, og tilstanden vil derfor ikke være preget av akselererende "bottom-up" forhold.

## **FISKEANLEGGETS PÅVIRKNING PÅ MILJØET**

Tilførslene av fosfor fra fiskeanlegget utgjør mellom 7 og 15% av de samlede tilførsler over de siste fem årene, og variasjon i innhold av fosfor i innsjøen samvarierer ikke med størrelsen på tilførslene fra fiskeanlegget. Heller ikke variasjon i den organiske belastningen med hensyn på mengde spillfôr og fiskeavføring fra anlegget synes å påvirke oksygenforbruket i dypvannet. Oksygenforbruket i dypvannet er på et slikt nivå at det ikke er umiddelbar fare for oksygenfrie forhold. Sedimentkvaliteten ved innsjøens dypeste punkt viste i 1999 ikke tegn til at innsjøen er "overbelastet" med tilførsler av organisk materiale, og følgelig er innsjøens evne til selvfornyelse ikke overskredet. Det er derfor ingen forhold som tilsier at det er nødvendig å etablere kostbart oppsamlingsutstyr under fiskeanlegget for å redusere den organiske belastningen på innsjøen. Tilstanden i Espelandsvatnet skyldes i hovedsak forhold i nedbørsfeltet, og ikke driften ved anlegget.

## MILJØVIRKNING AV MERDANLEGG OG SFTs SYSTEM

Tre større forskningsprosjekt i perioden 1979 - 1989 hadde som sentral målsetting å avklare hvordan innsjøer påvirkes av merdbaserte fiskeoppdrettsanlegg, og hvordan en skal overvåke denne påvirkningen. Forskningsprosjektet “*Settefiskoppdrett i vassdrag*” ble utført i regi av Norges Fiskeriforskningsråd ved Havforskningsinstituttets Avdeling for Akvakultur i årene 1979 - 1981, og det ble fulgt opp i to store prosjekt som ble gjennomført ved Universitetet i Bergen; “*Økologiske forutsetninger for oppdrett av laksesmolt i innsjøer*” i årene 1983-1985 og “*Biologisk optimalisering av oppdrett av laksefisk i ferskvann*” i årene 1986-1988. Begge prosjektene var et samarbeide mellom Havforskningsinstituttets Avdeling for Akvakultur (nå: Senter for Havbruk) og tre institutt ved Universitetet i Bergen (Fiskeribiologi, Mikrobiologi og Zoologisk Museum). Til sammen ble det i tilknytning til disse tre prosjektene fullført 15 hovedfagsoppgaver og fire dr.philos. avhandlinger. Rådgivende Biologer AS har siden 1989 fortsatt arbeidet med overvåking av merdbaserte oppdrettsanlegg i innsjøer.

Tilstanden i et innsjø-økosystem påvirkes av mange andre typer tilførsler også, både i nedbørsfeltet og fra prosesser i selve innsjøen. Statens forurensningstilsyn har gjennom de ti siste årene utgitt et stadig bedre verktøy for standardisering av vurdering og klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann i Norge. Systemet har hatt to revisjoner/forenklinger underveis, og disse tre referansene er aktuelle:

**SFT 1989.** Vankvalitetskriterier for ferskvann.

Ringperm. Statens Forurensningstilsyn.

**SFT 1992.** Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon

SFT-veiledning nr. 92:06, ISBN 82-7655-085-1, 32 sider.

**SFT 1997.** Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

SFT-veiledning nr. 97:04, ISBN 82-7655-368-0, 31 sider.

Systemet er bygget opp rundt et solid erfaringsmateriale fra norske forhold, og en grundig gjennomgang av materialet utført av de beste fagfolkene en har på feltet i landet. Et stadig større erfaringsmateriale vil nødvendigvis føre til behov for oppjusteringer og endringer av tidligere vedtatte normer. Det er viktig at ny kunnskap og nye erfaringer gjenspeiler seg i de verktøy og vurderingsrammer en til en hver tid har til rådighet.

De seks virkningstypene i SFTs klassifikasjonssystem er karakterisert ved en eller flere fysiske, kjemiske og/ eller biologiske parametere som kan måles eller beregnes. Hver parameter har sitt unike sett av kriterier for inndeling i klasser eller grader. Det er imidlertid viktig å notere seg at “*Prøvetakingsmetode og parametervalg vil variere avhengig av formålet med undersøkelsen, hvilke økologiske forhold eller brukerinteresser som er knyttet til vannforekomsten....*” Og at derfor: *Før et nytt undersøkelsesprogram settes i gang bør vannfaglig ekspertise konsulteres*” (SFT 1997, side 14, andre spalte).

Ved gjennomføring av denne type overvåkingsundersøkelser i innsjøer med merdbaserte settefiskanlegg, har Rådgivende Biologer AS valgt å vektlegge resultatene av den forskning som ble utført rundt nettopp slike anlegg i innsjøer, og benytter derfor et noe avvikende sett med parametre i forhold til det som SFT anbefaler ved generelle innsjøundersøkelser. For likevel å få en standard tilnærming til den aktuelle problematikken i slike innsjøer, er SFTs system og klassifisering hele veien benyttet også på forhold som SFT ikke har utarbeidet standardiserte klassifiseringssystem for (**tabell 2**).

**TABELL 2:** De seks virkningstypene i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann. Parametere som er uthevet tillegges særlig vekt ved klassifiseringen (SFT 1992 side 8; SFT 1997 side 17), og Rådgivende Biologers valg av undersøkelsesparametre.

VIRKNING AV:	SFT- PARAMETERE:	RÅDGIVENDE BIOLOGER'S VALG:
Næringsalter	<b>Total fosfor</b> - total nitrogen - <b>klorofyll a</b> - primærproduksjon - <b>siktedyp</b> - oksygenkonsentrasjon	<b>Total fosfor - total nitrogen - algemengde</b> - algetyper/arter - dyreplankton typer / størrelser
Organiske stoffer	<b>Total organisk karbon (TOC)</b> - kjemisk oksygenforbruk (KOF) - fargetall - siktedyp - oksygenkonsentrasjon	<b>Kjemisk oksygenforbruk (KOF)</b> - fargetall - siktedyp - <b>reelt oksygenforbruk i innsjøens dypvann</b> - sedimentprøver fra dypeste punkt
Forsurende stoffer	<b>Alkalitet - surhet (pH)</b> - sulfat - nitrat - klorid	<b>Ikke aktuelt her,</b> vassdraget er kalket av oppdretter
Metaller (miljøgifter)	Kobber - sink - kadmium - bly - nikkel - krom - kvikksølv - aluminium - jern - mangan	<b>Ikke aktuelt her</b> fordi det ikke slippes ut fra anlegget. Men jern og aluminium vurderes med hensyn på fiskens miljø.
Partikler	<b>Turbiditet</b> - suspendert stoff - siktedyp	<b>Mindre aktuelt her,</b> eventuell partikkelforurensing fanges opp av KOF fra vannprøvene eller synker til bunns og fanges opp i sedimentprøvene
Tarmbakterier	<b>Termostabile koliforme bakterier</b> - koliforme bakterier	<b>Ikke aktuelt her,</b> fordi slike tarmbakterier kommer fra varmblodige dyr og ikke fra fisk

De viktigste miljøpåvirkningene fra merdbaserte fiskeanlegg i innsjøer er tilførsler av: **1)** næringsstoff fra spillfôr og fiskeavføring, **2)** organisk stoff fra de samme kildene, og **3)** rømt fisk, som reduserer innsjøens evne til algekontroll ved at dyreplanktonet beites ned.

Disse forhold blir vurdert ved å undersøke virkningene av dem i innsjøens økosystem, samtidig som en søker å vurdere omfanget og betydningen av disse tilførselene i forhold til andre tilførselskilder. SFTs system for vurdering av miljøkvalitet i ferskvann er utarbeidet med en mer generell tilnærming, slik at en ved undersøkelse av innsjøer i utgangspunktet skal søke å fange opp de fleste sannsynlige miljøpåvirkninger. Når en skal vurdere virkningene av en konkret og kjent tilførselskilde (her: fiskeanlegg), så behøver ikke parametervalget favne alle mulighetene.

### **Virkning av næringsalter**

Tilførsler av næringsstoff skjer fra mange forskjellige kilder, og virkningen og betydningen undersøkes både ved å se på mengden næringsstoff i innsjøen, og ved å vurdere den direkte effekten på mengden og sammensetningen av algene i innsjøen. SFTs system opererer også med *siktedyp* som sentral vurderingsfaktor. Dette kan nok være en god parameter i klarvanns-innsjøer, der klarheten i vannet kun påvirkes av algemengdene, men i humus-påvirkete Vestlands-innsjøer er siktedypet i all hovedsak påvirket av nettopp vannets farge og ikke av algemengdene. Derimot vil *variasjon i siktedypet* gjennom sommeren kunne fortelle noe om variasjon i algemengder, og eventuelle “klarvannsfaser” vil kunne dokumentere dyreplanktonets evne til å begrense algemengdene i slike perioder. Rådgivende Biologer har derfor valgt å vurdere variasjon i algemengdene direkte, samtidig som en også undersøker sammensetningen og størrelsene på dyreplanktonet i innsjøen.

## **Virkning av organisk belastning**

I innsjøer vil tilførsler av organisk materiale komme fra eksterne kilder i nedbørsfeltet, fra innsjøens egen biologiske produksjon (i hovedsak av alger) og i dette tilfellet også fra fiskeanlegget. Tilførsler fra nedbørsfeltet vil i stor grad forefinnes som oppløst organisk materiale, noe som kan undersøkes som *kjemisk oksygenforbruk* i vannprøver.

Tilførsler av organisk stoff til innsjøer vil i hovedsak påvirke forholdene i det stabile dypvannet. Denne påvirkningen måles ved oksygenprofiler, som gjør det mulig å beregne "mangel" på oksygen i forhold til det som antas å ha vært tilstede ved full metning ved våromrøringen. Oksygenforbruksratene i dypvann for innsjøer har vist seg å være relativt stabilt over sommerhalvåret, slik at dersom en beregner det basert på målinger i august/september, er det også mulig å ekstrapolere utviklingen fram til høstomrøring en gang i oktober/november.

Siden tilførsler av spillfôr og feces fra fisk i fiskeanlegg i hovedsak synker til bunns og derfor påvirker dypvannet direkte, så har Rådgivende Biologer valgt å vektlegge de to omtalte forhold alene i denne sammenhengen. I tillegg ble sedimentkvaliteten i Espelandsvatnet også undersøkt i 1999, med tanke på at store tilførsler av organisk materiale vil gi et høyt målbart *glødetap* i sediment. Dersom tilførslene ikke er for store, vil nedbrytningen av det tilførte stoffet holde tritt med omfanget av tilførslene, og glødetapet i sedimentet vil bli lavere.

Det største problemet knyttet til oksygenfritt dypvann i innsjøer er fenomenet "indre gjødsling". Når det har vært oksygenfritt vann over sedimentene en tid, vil forholdet mellom toverdig og treverdig jern endres slik at bindingen av fosfor i sedimentet opphører. Da vil betydelige mengder av det tidligere sedimenterte fosforet bli frigitt til vannmassene som biotilgjengelig fosfat, og konsentrasjonene av fosfor i dypvannet kan være både 10 og 100 ganger høyere enn i overflatevannet. I slike innsjøer vil denne "indre gjødslingen" kunne utgjøre en vesentlig del av de samlede tilførsler av næring, og en kommer inn i en ond sirkel med stadig økende næringsinnhold og algemengder.

## **Virkning av rømt fisk**

Det er en klar sammenheng mellom de typene av dyreplankton som finnes i et system og mengden fisk i innsjøen. I systemer med mye planktonspisende fisk, er det ikke bare færre dyreplankton generelt, men det er også andre og mindre typer som dominerer. I fravær av fisk, vil en derimot finne at store vannlopper dominerer, og disse har en god evne til å kontrollere algemengdene i innsjøen. Dyreplankton sammensetningen gjenspeiler således både mengde fisk og typer fisk som er tilstede.

Dersom økosystemet i en innsjø er i noenlunde balanse, vil ikke algene kunne blomstre uhemmet, fordi det vil være effektive dyreplankton som kan kontrollere dem. Dersom det er store mengder planktonspisende fisk i en innsjø, vil disse effektivt fjerne dyreplanktonet, slik at algene ikke lenger kontrolleres (såkalt "top-down"-effekt). Det samme vil kunne skje dersom Næringstilførslene og produksjonsgrunnlaget for algene er for stort. Da vil ikke dyreplanktonet greie å kontrollere algene, som i tillegg vil kunne domineres av "uspiselige" alger som blågrønnalger (såkalt "bottom-up"-effekt).

Et balansert økosystem er således i stand til å takle en større næringsbelastning og likevel opprettholde en akseptabel vannkvalitet, i motsetning til et ubalansert system som fort vil kunne bli dominert av store algeoppblomstringer med økende innslag av blågrønnalger.

## REVISJONER AV SFTs VURDERINGSSYSTEM

SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet er blitt revidert to ganger. Revisjonene har i mindre grad endret systemets oppbygging, bortsett fra at en endret oppdelingen fra fire til fem tilstandsklasser i 1992, og at forurensningsgradsvurderingene er ute av systemet i 1997. Det er imidlertid også gjort en del andre endringer som fører til at en ikke uten videre kan gjøre direkte sammenligninger med tidligere klassifiseringer i henhold til tidligere utgaver av klassifiseringssystemet. Dette skyldes at både prøvetakingsopplegg, grunnlaget for klassifisering og enkelte grenseverdier for tilstandsklassene er endret. I tillegg er betegnelsen på tilstandsklassene forandret i den siste utgaven.

Den minst problematiske, men kanskje den viktigste i omtalen av tilstanden i vassdragene, er endringen av *navnet* på enkelte av tilstandsklassene. Betegnelsen på de tre beste klassene i klassifiseringssystemet er i 1997 justert slik at de i dag framstår som noe bedre i vanlig omtale enn de gjorde tidligere (**tabell 3**). For eksempel omtales klasse II i 1998 som “**God**” i stedet for “**Mindre god**” som i 1992. Og spesielt vil klasse III kunne oppfattes som bedre med dagens omtale “**Mindre god**” mot tidligere “**Nokså dårlig**”. Problemet er imidlertid lite dersom en holder seg til nummeret på tilstandsklassene.

**TABELL 3:** Skjematiske oversikt over begrep som er knyttet til klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann basert på de tre versjonene av systemet (SFT 1989, 1992 og 1997).

1989: Fire klasser	1992: Fem klasser	1997: Fem klasser
I	I = God	I = Meget god
II	II = Mindre god	II = God
III	III = Nokså dårlig	III = Mindre god
IV	IV = Dårlig	IV = Dårlig
	V = Meget dårlig	V = Meget dårlig

En endring som gir større problemer med tanke på sammenligninger med tidligere undersøkelser er endringene av krav til prøvetakingssted (overflate, dypvann), prøvetakingstidspunkter (månedlig i vekstsesongen vs. fire ganger årlig), endring av datagrunnlaget for klassifiseringene (gjennomsnittsverdier vs. dårligste/beste verdi) og endringene av viktigste parametere. Dette gjør sammenligninger med eldre undersøkelsene vanskelig. For å få en mer reell sammenligning må en gå tilbake til de enkelte måledataene og vurdere disse etter dagens system, selv om dette vil kunne bety at enkelte av dagens krav til undersøkelsesopplegg ikke oppfylles. Trolig vil dette likevel gi et riktigere sammenligningsgrunnlag enn å sammenligne med de tidligere klassifiseringene direkte.

Et tredje viktig punkt er endringer og oppjustering av grenseverdiene for tilstandsklassifiseringene. Her er endringene stort sett små, men likevel viktige i enkelte sammenhenger. De største endringene er for konsentrasjon av totalnitrogen og for miljøgifter i vann.

Ved analyse av den undersøkelsesserie som har foregått i Espelandsvatnet over de siste årene, er det derfor nødvendig å ta hensyn til at det som tidligere er utført av klassifiseringer, ikke nødvendigvis sammenfaller med det en gjør i dag.



## ESPELANDSVATNET

Espelandsvatnet ligger i Bøfjordvassdraget, og innsjøen har et samlet areal på 1,26 km<sup>2</sup>, et volum ved høyeste vannstand på 22 millioner m<sup>3</sup> og en årlig vanntilførsel på 225 millioner m<sup>3</sup>. Det gir gjennomsnittlig 10 vannutskiftninger i året. Det er tidligere oppgitt høyst forskjellige tall for nedbørsfeltets og tilrenningens størrelse. Her er lagt til grunn et nedbørsfeltareal på ca 90 km<sup>2</sup> (fra vassdragsregisteret) og en spesifikk avrenning på i underkant av 80 liter/sekund/km<sup>2</sup> (fra NVE 1987). Innsjøen er nærmere beskrevet med hensyn på dybder og volumforhold i Johnsen (1996), basert på foreliggende dybdekart.



**FIGUR 1:** Oversiktskart over Bøfjordvassdraget med Espelandsvatnet.

Bøfjordvassdraget er sterkt regulert. Espelandsvatnet er den nederste av de store innsjøene, og har en reguleringshøyde på 10 meter mellom kotene 86,5 og 76,5 meter over havet (**figur 1**). Øvre Svultingen kraftverk tar vann fra det store magasinet i Nordstrandvatnet og slipper utløpsvannet til Bogsvatnet. Nedre Svultingen tar vann fra Espelandsvatnet og slipper vannet ut i øvre del av Staurdalsvatnet. Det er ikke lenger noe naturlig utløp fra Espelandsvatnet, og bare unntaksvis renner det vann i det opprinnelige utløpet fra innsjøen.

## PRODUKSJON VED ANLEGGET 1995 - 1999

Det har skjedd en gradvis økning i produksjon ved fiskeanlegget de siste fem årene, med unntak av 1999 da inntak av fisk til anlegget var vesentlig mindre enn tidligere år. I **tabell 4** er grunnlagstallene for beregning av produksjon og fôrfaktor presentert. Tallene er oppgitt av Åfjorddal smoltoppdrett, og samsvarer med det som årlig er rapportert til Fiskeridirektoratet.

**TABELL 4:** Oversikt over tilvekst og fôrfaktor i anlegget i Espelandsvatnet siden 1995. Tallene er basert på opplysninger oppgitt av oppdretter, og rapportert Fiskeridirektoratet. Tallene for 1999 er beregnet for hele 1999, basert på driftstall pr 20. november.

Forhold	1995	1996	1997	1998	1999*
- Bestand i anlegg pr. 1.januar	31.521 kg	37.000 kg	51.000 kg	71.461 kg	108.512 kg
- Inntak til anlegget i løpet av året	4.515 kg	?? = 0 kg	24.470 kg	24.957 kg	6.300 kg
+ Uttak fra anlegget i løpet av året	65.594 kg	61.000 kg	118.094 kg	108.115 kg	146.000 kg
+ Bestand i anlegg pr 31.desember	37.000 kg	51.000 kg	71.461 kg	108.512 kg	55.000 kg
= Samlet tilvekst i anlegget i året	66.560 kg	75.000 kg	114.100 kg	120.210 kg	86.200 kg
Samlet fôrbruk i løpet av året	75.000 kg	90.000 kg	122.000 kg	132.500 kg	91.000
Gjennomsnittlig fôrfaktor i året	1,13	1,20	1,07	1,10	1,05

Med utgangspunkt i disse driftstallene, kan en beregne anleggets tilførsel av forskjellige stoff til innsjøen. Vi benytter en modell som er basert på en utredning utført av de ledende ekspertene på dette fagfeltet i norden, på oppdrag fra Nordisk Råd (Håkanson mfl. 1988), og er vanlig å benytte til denne type beregninger. En kan selvsagt benytte andre og enklere logiske modeller, så som at fôret som benyttes enten blir til fiskekjøtt eller til spillfôr / fiskeavføring. Innhold av fosfor i fôret og fosfor i fisken gir så mulighet for å lage et fosfor-regnskap for anlegget. En slik beregningsmåte er like god, og gir for øvrig helt sammenfallende tall som de her benyttede erfaringstall.

Det er i denne sammenheng for sikkerhets skyld regnet med at fôret inneholder 15 g fosfor/kg, mens det i vår tidligere beregninger var antatt at det inneholdt 10 g fosfor/kg. Fôret som er benyttet i Espelandsvatnet har et innhold på 13 g P/kg. Tilførslene fra anlegget er derfor svakt overestimerte i våre beregninger.

Innsjøers samlede tilførsler av fosfor kan beregnes på flere måter. Det finnes gode beregningsmodeller basert på vannkjemiske målinger, slik at en kan regne tilbake til hvor store fosformengder som må ha vært tilført for at innsjøen skal ha den målte konsentrasjon i vannet (Berge 1987). **Tabell 5** viser resultatene basert på denne beregningsmåten, der nedbøren i undersøkelsesåret også inngår i beregningene.

Fiskeanlegget har de siste årene bidratt med maksimalt 15% av de samlede tilførsler av fosfor til Espelandsvatnet. Dette tallet har variert en del, men generelt sett økt fra 1995, noe som både skyldes at produksjonen av fisk er økt men og at tilførslene fra nedbørsfeltet har variert nokså mye de siste fem årene. Ut fra disse beregninger synes det klart at tilførslene av fosfor fra anlegget utgjør en relativt beskjeden andel av de samlede fosfortilførsler til innsjøen (**tabell 5**).

**TABELL 5:** Oversikt over anleggets bidrag av de totale fosfortilførsler til anlegget. Fosfortilførslene fra anlegget er her sammenlignet med de reelle samlede tilførslene til innsjøen, beregnet ut fra nedbør det aktuelle året (\* januar til oktober i 1999) samt innholdet av fosfor i innsjøens overflatevann (Berge 1987).

Forhold	1995	1996	1997	1998	1999*
Fosfor i innsjøen	25 µg P/l	40 µg P/l	24,3 µg P/l	21 µg P/l	26 µg P/l
Nedbør i % av normalen	117	74	96	109	121
Beregnete samlede tilførsler	10.000 kg	11.000 kg	8.300 kg	8.000	11.350
Beregnet tilførsler fra anlegget	700	900	1190	1250	950
<b>Anleggets bidrag i % av totalt</b>	<b>7,0</b>	<b>8,2</b>	<b>14,3</b>	<b>15,6</b>	<b>8,4</b>
Fosfor i innsjøen uten anlegg	23,3 µg P/l	36,4 µg P/l	20,8 µg P/l	17,7 µg P/l	23,4 µg P/l

Det finnes også en teoretisk tilnærming til å beregne tilførslene til en innsjø. Ved å beskrive forhold i nedslagsfeltet, som kloakkeringsforhold, arealbruk, utslipp osv, sammen med nedbørdata og en erfaringsmodell for arealavrenning fra ulike typer jordsmonn, kan fosforavrenningen til vassdraget beregnes (Holtan og Åstebøl 1990). Her behøves ingen vannkjemiske målinger fra vassdraget. Denne metoden er benyttet i beskrivelsen av innsjøen fra 1996 (Johnsen & Kålås 1997), og har den fordelen at bidraget fra de enkelte kildene kan kvantifiseres.

Men dersom en skal utføre en fornuftig sammenligning mellom hva fiskeanlegget tilfører innsjøen og hva som kommer fra de øvrige kilder, er det nødvendig å foreta en sammenligning mellom sammenlignbare størrelser. En må da se på de reelle tilførslene til innsjøen i forhold til de reelle tilførslene fra fiskeanlegget, og ikke foreta en sammenligning mellom reelle tall fra oppdrettet på den ene siden og idealiserte teoretiske beregninger for tilførsler fra arealbruk, husdyrhold og kloakkeringsforhold på den andre siden.

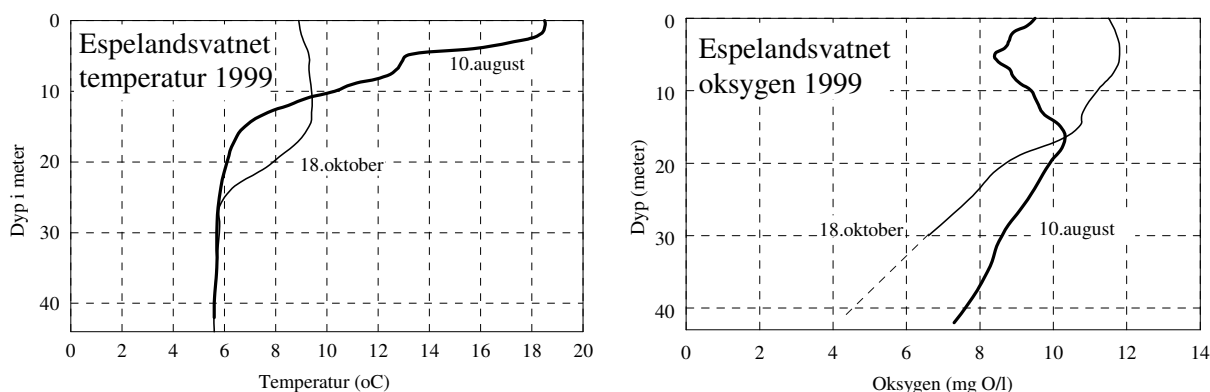
De virkelige tilførslene av fosfor til Espelandsvatnet har vist seg å være mange ganger høyere enn det som teoretisk ble beregnet i 1996. Det betyr at det blir helt feil å sammenligne de teoretiske tilførslene fra nedbørsfeltet og de reelle tilførslene fra fiskeanlegget.

## TILSTANDEN I ESPELANDSVATNET 1999

I 1999 ble det gjennomført månedlig prøvetaking i perioden mai til oktober av overflatevannet ved det dypeste punktet i Espelandsvatnet. Prøvene er samlet inn av oppdretter etter anvisning fra Rådgivende Biologer AS, og prøvene ble sendt til analyse fortløpende. Det ble foretatt befaringer til Espelandsvatnet både 10. august og 18. oktober 1999 der det i tillegg til vannprøvetaking ble målt temperatur- og oksygenprofiler og samlet inn dyreplankton. Ved befaringen i oktober ble det dessuten gjennomført et omfattende prøvofiske i innsjøen, men dette vil bli rapportert i sin helhet seinere.

### SJIKTNINGSFORHOLD

Temperatur- og oksygenprofilene i Espelandsvatnet 10. august viste at det på denne tiden var en godt utviklet og stabil temperatursjiktning i vannsøylen (**figur 2**). Overflatetemperaturen lå da på over 18 °C, mens temperatursprangsjiktet lå på 10-12 meters dyp, og i dypvannet var temperaturen noe over 5 °C. I oktober var overflatetemperaturen like over 9 °C, og temperatursjiktningen lå på mellom 15 og 25 meters dyp. Dette er en helt forventet og normal situasjon for en innsjø på Vestlandet gjennom året.



**FIGUR 2:** *Venstre: Temperaturprofiler og høyre: oksygenprofiler i Espelandsvatnet ved befaringene 10. august og 18. oktober 1999. Målingene er gjort med et YSI-instrument med nedsenkbar sonde ved innsjøens dypeste punkt. Oktobermålingene for oksygen er bare presentert ned til 30 meters dyp på grunn av problem med elektroden ved de dypeste målingene. Antatt videre utvikling er stiplet.*

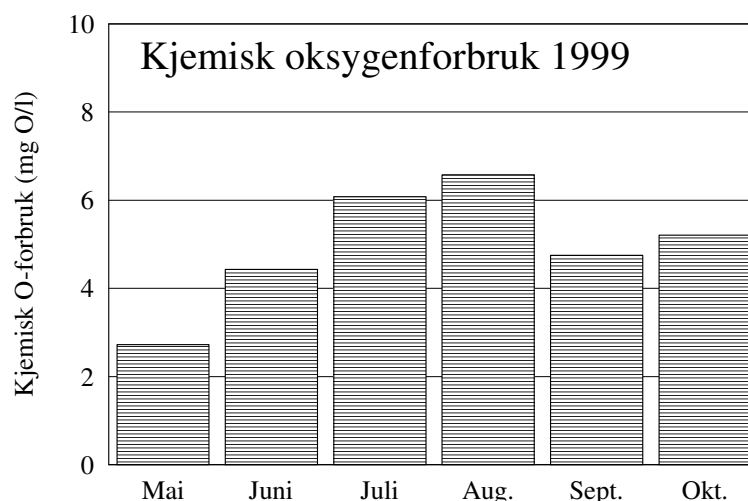
### VIRKNING AV TILFØRSLER AV ORGANISK MATERIALE

Oksygennivået i vannsøylen var preget av jevnt oksygenvinn nedover i dypvannet. I overflaten ble det ved befaringen i august målt oppunder 10 mg O/l, mens det i oktober ble målt over 11 mg O/l i overflaten. Forskjellen skyldes at det kaldere overflatevannet kan inneholde mer oksygen, samtidig som det er sannsynlig at det i august var et stort oksygenforbruk i overflatelaget knyttet opp mot både fisken i fiskeanlegget og biologisk nedbryting av organisk materiale. I forbindelse med temperatursprangsjiktet var det et lite minimum på ned mot 9 mg O/l. I dypvannet ble det målt jevnt avtagende oksygenmengder, med ned mot 7 mg O/l ved 42 meters dyp i august og ned mot 4 mg O/l like over bunnen i oktober (**figur 2**).

Oksygenforbruket i en innsjø er størst i vannmassene nærmest bunnen, og målingene ble i 1999 gjort ved innsjøens dypeste punkt ned til 42 meters dyp (en meter over bunnen). Basert på full oksygenmetning i hele vannsøylen ved våromrøringen en gang i månedsskiftet april/mai, og resultatene fra målingene 10. august, er det gjennomsnittlige oksygenforbruket i dypvannet i 1999 beregnet til å ha vært 0,85 mg O/l/mnd. Det presenterte tall er et volumvektet middel for hele dypvannet under 15 meters dyp. Sommeren 1999 var det et oksygenvinn på omtrent 1,1 mg O/l/mnd i dypvannet under 25 meters dyp fram til målingene i august. Målingene fra oktober viser at det var helt tilsvarende oksygenforbruk også fram til målingene i oktober, slik en vanligvis venter å finne det i stabile dypvannsmasser.

Det kjemiske oksygenforbruket i overflatevannmassene lå i gjennomsnitt på 5 mg O/l gjennom sommeren, med høyeste måling i august på 6,6 mg O/l (**figur 3**). På grunnlag av disse målingene blir tilstanden også i 1999 klassifisert i henhold til SFTs vurdering av miljøkvalitet i ferskvann til tilstandsklasse III="mindre god". Vannfargen i Espelandsvatnet er brun, slik at det noe høye innholdet av organisk stoff i hovedsak skyldes tilførsler av humusstoff fra nedbørsfeltet.

**FIGUR 3:** Månedlige målinger av kjemisk oksygenforbruk i overflatevannprøver fra Espelandsvatnet 1999.



Ut fra disse betraktningene kan en slå fast at Espelandsvatnet sommeren 1999 ikke var sterkt belastet med store tilførsler av organisk materiale utover innsjøens tålegrense, og at det i utgangspunktet noe forhøyede kjemiske oksygenforbruket i vannmassene i hovedsak kan tilskrives naturlige tilførsler av humusstoffer.

## SEDIMENTPRØVER

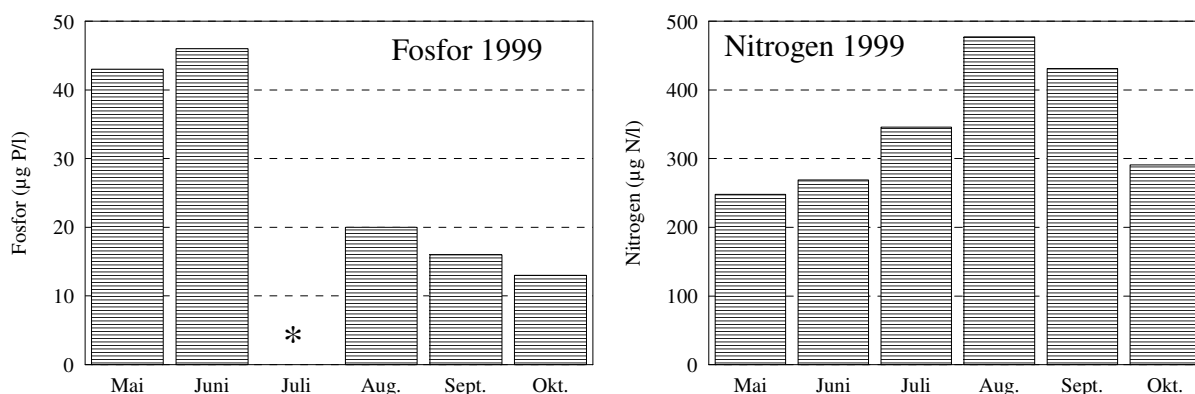
Ved befaringen i august ble det samlet inn sedimentprøver med en vanVeen-grabb med en åpning på 0,025 m<sup>2</sup>. Det ble tatt prøve fra 43 meters dyp ved innsjøens dypeste punkt, samt fra 31 meters dyp noe nærmere anlegget. Ingen av de to prøvene hadde lukt av H<sub>2</sub>S (fire personer luktet), og sedimentet var homogent og finkornet med brunlig farge. Glødetapet var på vel 30% i begge sedimentprøvene fra Espelandsvatnet. Det er vanlig å regne at innhold av organisk karbon (TOC) i sedimentet er omtrent 0,4 ganger glødetapet, hvilket gir et TOC-innhold på rundt 12 % eller 120 mg TOC/g sediment i de to prøvene (**tabell 6**). Dette er normale verdier for norske innsjøer (Rognerud & Fjeld 1990).

**TABELL 6:** Resultat fra analyser av sedimentprøver tatt i Espelandsvatnet 10. august 1999. Analysene er utført ved det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services AS i Bergen.

Prøvedyp	Lukt	Tørrstoff	Glødetap	Beregnet TOC
43 m	Ingen H <sub>2</sub> S	10,3 %	30,7 %	120 g TOC/g
31 m	Ingen H <sub>2</sub> S	9,9 %	30,6 %	120 g TOC/g

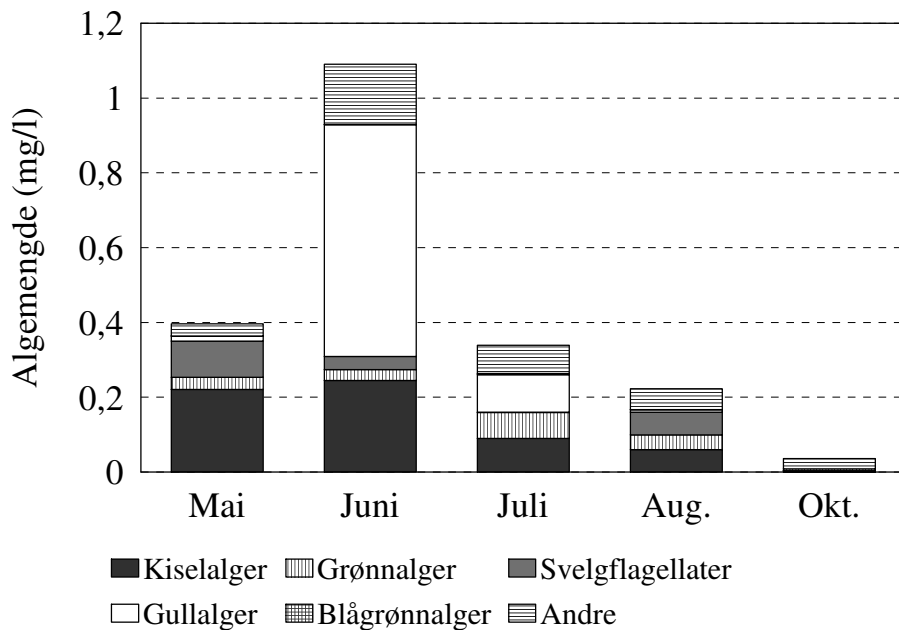
## VIRKNING AV NÆRINGSSTOFF TILFØRSLER

Det ble samlet inn seks månedlige vannprøver fra Espelandsvatnet i 1999, og de ble fortløpende analysert for blant annet innhold av næringsstoffene fosfor og nitrogen. Resultatene viser at det var moderat høye verdier av fosfor med et gjennomsnitt på 27,6 µg/l (**figur 4, vedleggstabell 1**). Dette tilsvarer tilstandsklasse IV i SFTs klassifiseringssystem, mens nitrogenkonsentrasjonene var relativt sett noe lavere. Disse hadde et gjennomsnitt på 334 µg N/l, hvilket tilsvarer tilstandsklasse II (**figur 4, vedleggstabell 1**).



**FIGUR 4:** Månedlig måling av næringsstoffene og totalfosfor (til venstre) og totalnitrogen (til høyre) i overflatevannprøver fra Espelandsvatnet 1999. Analysene er utført av det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services as i Bergen. Målingen av fosfor i juli var på hele 180 µg P/l (**vedleggstabell 1**), hvilket ansees å være usannsynlig høyt og målingen er derfor utelatt.

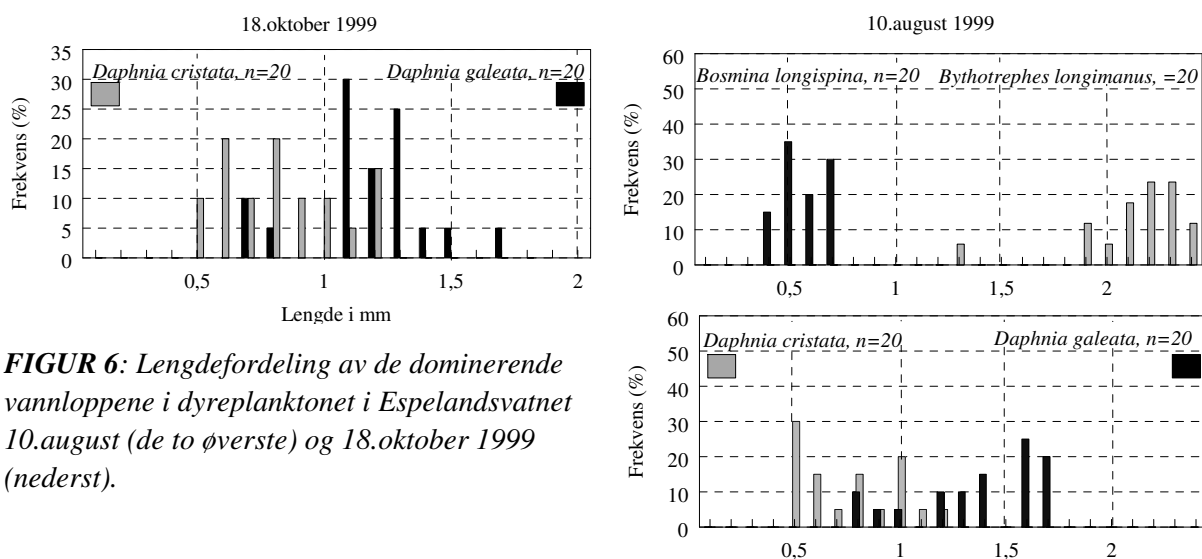
Både algemengdene og algetyperne som finnes i en innsjø gjenspeiler innsjøens næringsforhold. I Espelandsvatnet har algemengdene generelt vært lave, og reflekterer næringsfattige (oligo-mesotrofe) forhold (Brettum 1989). Det ble ikke observert noen økning i algemengdene utover ettersommeren, men det foreligger riktignok ikke noen måling fra september. Vanligvis vil en i næringsrike innsjøer med tilførsel av både fosfor og nitrogen utover ettersommeren, kunne observere nye oppblomstringer av alger, - ofte blågrønnalger utover høsten. Dette er vanligst å finne under næringsrike forhold, med en relativ dominans av fosfor over nitrogen. Det var ingen slik oppblomstring av alger med høy andel av blågrønnalger i Espelandsvatnet høsten 1999.



**FIGUR 5:** Månedlige algemengder i Espelandsvatnet sommeren 1999. Prøvene er tatt som blandeprøver de øverste fire metrene ved det dypeste punktet i innsjøen. For detaljer henvises til vedleggstabell 3. Analysene er utført av cand.real. Nils Bernt Andersen.

Det ble tatt to prøver av dyreplanktonet i Espelandsvatnet sommeren og høsten 1999, og dyreplanktonet besto av arter som er relativt effektive algespisere. Vannlopper av slekten *Daphnia* filtrerer vannmassene effektivt, og det ble funnet individer av arten *Daphnia galeata* med lengder på opp til 1,7 mm. Dette viser at forholdene ligger til rette for at en kan få lave algemengder til tross for at algenæringsmengdene i innsjøen teoretisk sett skulle kunne gitt grunnlag for større algemengder.

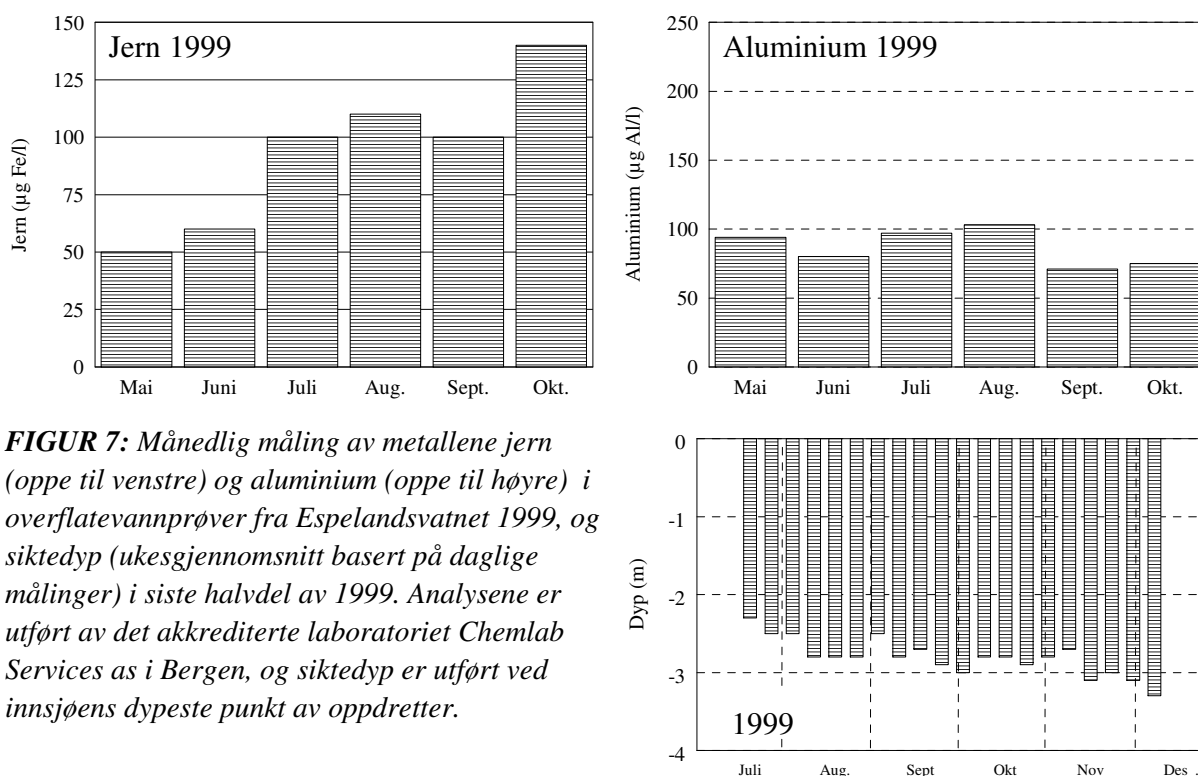
Dyreplanktonets sammensetning, med blant annet en bestand av den store vannloppen *Bythotrephes longimanus* (vedleggstabell 3, figur 6), viser dessuten at innsjøen heller ikke kan ha en tett bestand av planktonspisende fisk. Denne arten er et svært fordelaktig byttedyr for fisk, og er blant de første som forsvinner dersom det er tett med fisk i en innsjø.



**FIGUR 6:** Lengdefordeling av de dominerende vannloppene i dyreplanktonet i Espelandsvatnet 10. august (de to øverste) og 18. oktober 1999 (nederst).

## VANNKVALITET GENERELT

Vannkvaliteten for øvrig var preget av moderat høye mengde jern med i gjennomsnitt rundt 93  $\mu\text{g/l}$  grunnet tilførsler av humusrikt myrpåvirket vann. Dette tilsvarer tilstandsklasse II="god" i SFTs vurderingssystem. Det var også vanligvis moderate konsentrasjoner av total-aluminium i vannet, med et gjennomsnitt på 87  $\mu\text{g Al/l}$  (**figur 7**). Disse konsentrasjonene representerer ikke den giftige delen av aluminium, fordi denne vil være lav ved de vanlige pH-verdiene i Espelandsvatnet. Siktedypet er målt daglig ved fiskeanlegget, og har variert mellom 2,5 og 3,5 meter i siste halvdel av 1999. Det lave siktedypet og den begrensede variasjonen skyldes i all hovedsak høye innholdet av humusstoffer i innsjøen og dermed den brune fargen. Siktedyp er derfor uegnet som "nøkkelparameter" for vurdering av næringsrikhet, slik som angitt i SFTs system for vannkvalitetsvurdering (SFT 1997), fordi siktedypet i denne innsjøen ikke er et mål på næringsrikhet.



**FIGUR 7:** Månedlig måling av metallene jern (oppe til venstre) og aluminium (oppe til høyre) i overflatevannprøver fra Espelandsvatnet 1999, og siktedyp (ukesgjennomsnitt basert på daglige målinger) i siste halvdel av 1999. Analysene er utført av det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services as i Bergen, og siktedyp er utført ved innsjøens dypeste punkt av oppdretter.



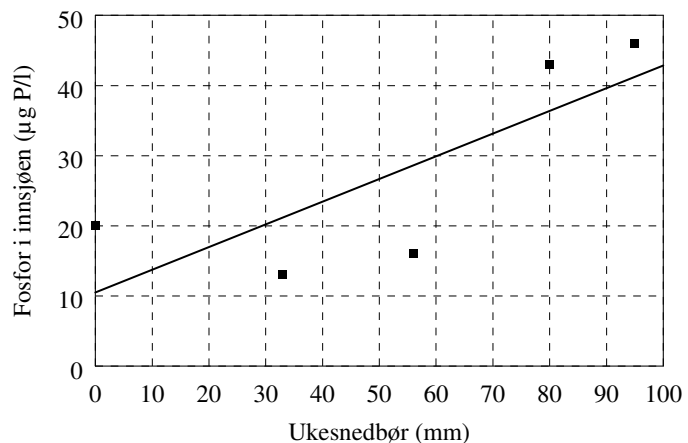
## VURDERING AV TILSTAND 1999

Espelandsvatnet var i 1999 en middels næringsrik innsjø, med moderat organisk belastning, samlet klassifisert til overgangen mellom tilstandsklasse II="god" og III="mindre god" i SFTs system for vurdering av miljøkvalitet i innsjøer. Innsjøen hadde et relativt balansert økosystem, med en nokså god selvrensningsevne. Videre var det ikke fare for oksygenfrie forhold i dypvannet, slik at det ikke er noen problem knyttet til indre gjødsling i innsjøen. Risikoen for at innsjøen skal komme inn i en negativ utvikling er derfor liten, og kan ikke isolert sett vurderes ut fra næringsstatus alene.

### NÆRINGSRIKHET

Sommeren 1999 ble det observert gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon på 27 µg P/l, hvilket tilsvarer SFTs klasse IV. Målingene i mai og juni var mer enn dobbelt så høye som det en fant resten av sesongen. Prøvene disse månedene ble imidlertid tatt etter perioder med betydelig nedbør, og månedsnedbøren var henholdsvis 129% og 151% av normalnedbøren disse månedene (riktignok målt i Bergen), mens det i september var svært tørt med ned mot 50% av den samlede månedsnedbøren. I **figur 8** er sammenhengen mellom fosformålingene og nedbørsmengdene i uken før prøvetaking vist, og over 61% av variasjonen i fosforinnhold i Espelandsvatnet kan forklares ut fra variasjon i nedbørsmengdene alene. De viktigste fosforkildene til Espelandsvatnet synes derfor å befinne seg utenfor innsjøen og fosforet vaskes ut fra nedbørsfeltet i perioder med regn. Det samme bildet ble observert i 1998 (Johnsen 1998b).

**FIGUR 8:** Sammenheng mellom målte fosforverdier og ukenedbør forut for prøvetakingen i Espelandsvatnet sommeren 1999. Linjen viser den lineære med en  $r^2$  på 0,61. (Nedbørtallene er riktignok basert på daglige verdier fra målestasjon Bergen, men variasjonen i nedbør antas noenlunde tilsvarende).



### ALGEMENGDER

Algemengdene i Espelandsvatnet var relativt lave, med 1,09 mg/l i juni som høyeste måling og et gjennomsnitt på 0,52 mg/l. Begge nivåene er klassifisert til "oligomestrof" i henhold til Brettum (1989), altså på overgangen mellom "næringsfattig" til "middels næringsrik", - eller tilsvarende SFTklasse II="god" (se **tabell 8**).

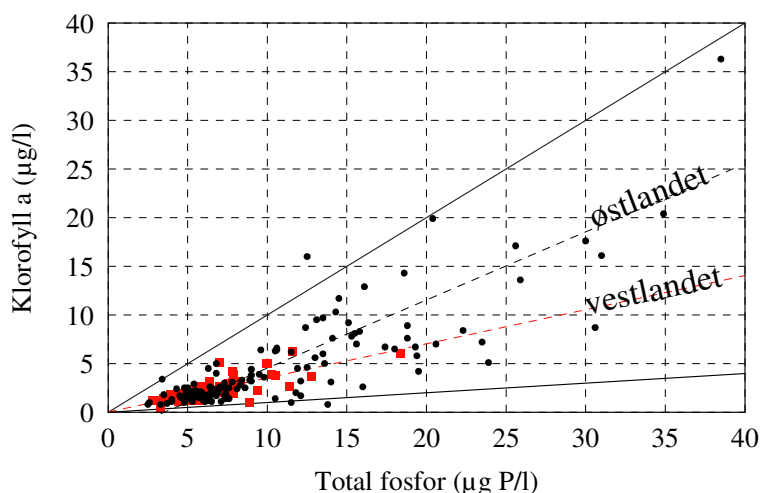
Det kan være mange årsaker til det manglende forhold mellom næringsmengde (SFT=IV) og algemengde (SFT=II) i Espelandsvatnet. For det første kan det tenkes at ikke all den observerte fosfor er biotilgjengelig, det vil si at deler av fosforet kan være bundet opp til partikler. Videre er det ikke uvanlig at algene i sterkt humuspåvirkete innsjøer faktisk tidvis kan være lysbegrenset på grunn av vannets relativt kraftige farge. Dette har en sett i andre innsjøer der en ellers skulle vente at både temperatur og næringsforhold lå til rette for en vesentlig større produksjon av algeplankton.

**TABELL 8:** Sammenheng mellom de "klassiske" betegnelser for næringsstatus, innhold av fosfor, observerte algemengder og SFTs tilstandsklassifisering, basert på SFT (1997) og Brettum (1989).

Tilstand	Ultraoligotrof	Oligotrof	Oligomesotrof	Mesotrof	Eutrof	Polyeutrof
Fosfor	< 2 µg/l	2-7µg/l	7-11µg/l	11-20µg/l	20-40µg/l	> 40µg/l
Algemax	< 0,2mg/l	0,2-0,7 mg/l	0,7-1,2 mg/l	1,2-3 mg/l	3-5 mg/l	> 5 mg/l
Algesnitt	< 0,1 mg/l	0,1-0,4 mg/l	0,4-0,6 mg/l	0,6-1,5 mg/l	1,5-2,5 mg/l	> 2,5 mg/l
SFT:	SFT = I		SFT = II	SFT = III	SFT = IV	SFT = V

Dessuten vil en i innsjøer med store bestander av algespisende dyreplankton også finne en lavere gjennomsnittlig mengde med alger. Dette er antydning i NIVAs rapport der en sammenstilte observasjoner fra hele 355 innsjøer i 1988 (deriblant Espelandsvatnet) (Faafeng mfl. 1990), og viser at sammenhengen mellom innhold av fosfor og algemengde (målt som klorofyll) har en svært stor variasjonsbredde. Det finnes innsjøer med samme fosformengder som har klorofyllmengder som spenner fra 1 til 10 i forhold. Dette er i hovedsak tilskrevet forskjeller i fiskefauna. Innsjøer med tette bestander av planktonspisende fisk holder alge-spisende dyreplankton nede, slik at algemengdene blir større. Dette er vanlig i lavtliggende innsjøer på Østlandet, mens innsjøer på Vestlandet ikke har de samme tette bestandene med fisk, og dermed har mer dyreplankton og tilsvarende lavere algemengder. Dette er vist i **figur 9**, der NIVAs egne tall for en del Østlands- og Vestlandsfylker er presentert og regresjonslinjene presentert.

**FIGUR 9:** Sammenheng mellom fosforinnhold i innsjøer og mengde klorofyll, presentert for Østlands- og Vestlandsinnsjøer. Enkle regresjoner for de to landsdelene er antydning. Tall fra NIVA (Faafeng mfl 1990).



## ORGANISK BELASTNING

Oksygenivået i vannsøylen var sommeren 1999 preget av jevnt oksygenvinn nedover i dypvannet. Basert på målingene 10. august, var oksygenforbruket i dypvannet fram til prøvetakingen, beregnet til å ha vært omtrent 0,85 mg O<sub>2</sub>/l/mnd. Erfaringsmessig er dette forbruket helt jevnt gjennom sommeren, og det er generelt sett høyest nær bunnen og lavest opp mot temperatursprangsjiktet. Det presenterte tall er et volumvektet middel for hele dypvannet under 15 meters dyp.

Ved tilsvarende målinger 18. oktober var det problem med elektroden ved gjennomføringen av de aller dypeste målingene, slik at resultatene fra de dypeste delene av innsjøen er litt usikre. Resultatene ned til 30 meters dyp bekrefter imidlertid det som var ventet å finne i innsjøen,- både en jevn avtakende utvikling i oksygeninnholdet nedover i dypvannet og at den totale utviklingen i den beregnede oksygenmangel foregår med samme hastighet gjennom hele sommerstagnasjonsperioden. Et konstant oksygenforbruk i innsjøens dypvann gir seg utslag i et jevnt avtagende oksygeninnhold i perioden med stabil sjiktning av vannmassene mellom vår- og høstomrøringene.

Sedimentprøvene hadde et glødetap på 30% og et beregnet TOC-innhold på 12-15%. Disse verdiene ligger rundt gjennomsnittet for glødetap i Vestlandsinnsjøer i henhold til Rognerud & Fjeld (1990). Glødetap er et mål for mengde organisk stoff i sedimentet, og høye verdier forekommer i sediment der det enten er så store tilførsler av organisk stoff at nedbrytingen ikke greier å holde følge med tilførslene, eller i områder der nedbrytingen er naturlig begrenset av for eksempel oksygenfattige forhold. Espelandsvatnet er derfor ikke overbelastet med tilførsler av organisk materiale, og det er derfor ikke nødvendig å sette i verk tiltak for å redusere denne form for belastning til innsjøen.

Ved prøvetaking tas prøvene vanligvis ved det dypeste punktet i det antatt belastede innsjø-bassenget. Dette gjøres fordi det er nettopp her akkumuleringen er størst og det derfor er der en vil kunne måle innsjøens samlede evne til å håndtere de tilførte stoffer. Dersom en tar sedimentprøver rett under et fiskeanlegg i en innsjø, vil en selvsagt finne fôrrester i rikelig monn, fordi det alltid vil være sedimenterende forhold i innsjøers dypvann. I Espelandsvatnet har en mulighet til å flytte anlegget fra sted til sted for nettopp å redusere denne lokale virkningen på bunnsedimentene som en har i innsjøer.

## ØKOSYSTEMBALANSE

Økosystemet i Espelandsvatnet, med særlig vekt på næringskjedene i de åpne/pelagiske vannmassene, synes i 1999 ikke å være i sterk ubalanse. Riktignok var det i 1999 en god del laks i innsjøen, men dyreplanktonsamfunnet var likevel ikke preget av nedbeiting. Både de moderat store vannloppene av arten *Daphnia galeata*, og i særlig grad de betydelige mengdene av den store vannloppen *Bythotrephes longimanus* viser dette. Næringskjeden i de åpne vannmassene synes dermed å være istand til å utøve en viss "top-down" kontroll på algene i innsjøen.

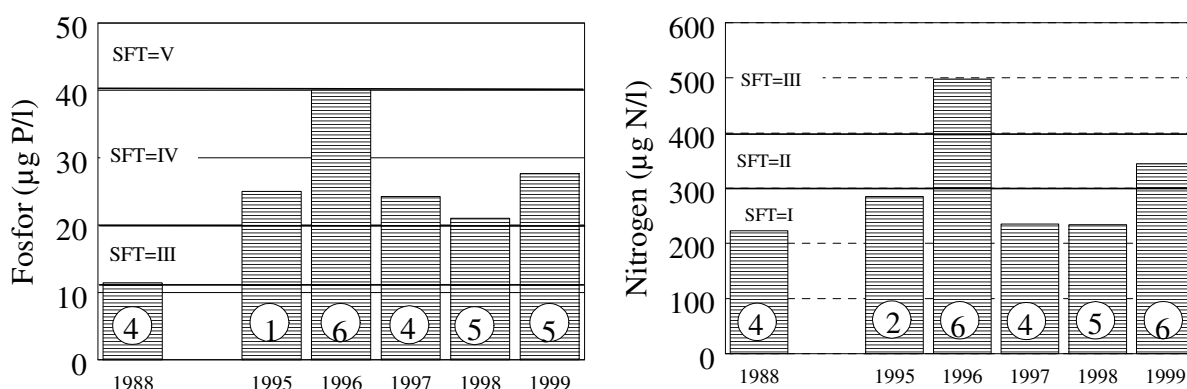
Sammen med det faktum at det ikke var risiko for indre gjødsling i Espelandsvatnet, viser dette at tilstanden i innsjøen i 1999 var relativt "stabil". Det er derfor ikke noen umiddelbar fare for at tilstanden i innsjøen skal utvikle seg i negativ retning med stadig økende næringsinnhold. Tilstanden i innsjøen er og vil fortsatt være preget av størrelsen på de næringstilførsler den mottar, og tilstanden vil ikke være preget av "bottom-up" forhold med fare for akselererende økning i næringsrikhet.

## VURDERING AV UTVIKLING 1988 og 1996-1999

Året 1999 er det fjerde året på rad det har vært utført systematiske resipientvurderinger i Espelandsvatnet, og det er etter hvert mulig å vurdere utviklingstendenser og diskutere årsakssammenhenger mellom de forskjellige typer tilførsler og deres varierende påvirkning på tilstanden i innsjøen. Tilstanden i Espelandsvatnet var i 1999 ikke signifikant forskjellig fra det som har vært observert de foregående årene.

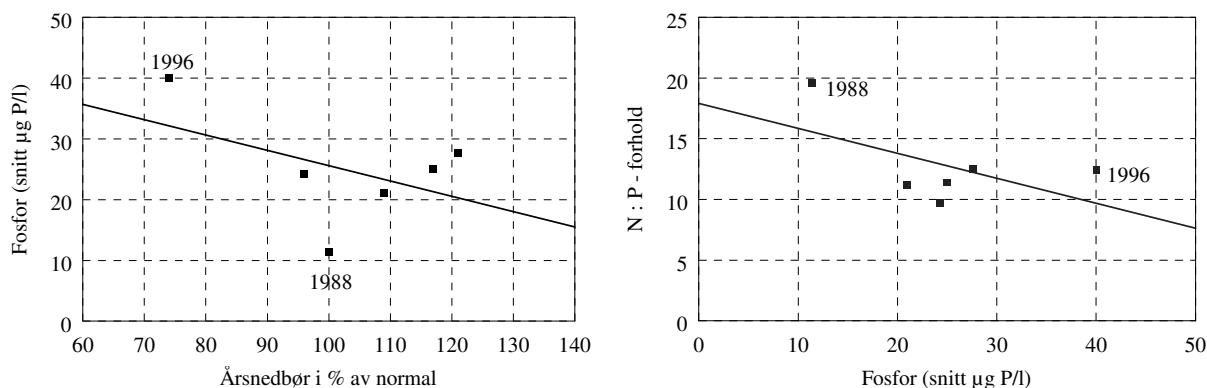
### NÆRINGSRIKHET

Tilstanden i Espelandsvatnet er ikke vesentlig endret i løpet av de siste fire årene, det er bare målingene fra 1996 som avviker fra de øvrige ved at de var klart høyere enn de øvrige andre årene. Målingene fra 1999 var noe høyere enn året før, både med hensyn på innhold av fosfor og nitrogen, men dette er ikke signifikant forskjellig fra de øvrige årene med tilsvarende verdier, fordi variasjonen særlig i fosformålingene var så store (**figur 10**). Det er ikke noe som tyder på at innsjøen er inne i noen negativ vannkvalitetsutvikling.



**FIGUR 10:** Utvikling i næringsrikhet i Espelandsvatnet fra 1995 til 1999. Figurene viser gjennomsnittlig innhold av næringsstoffene fosfor (til venstre) og nitrogen (til høyre). Antall målinger for hvert års-gjennomsnitt er vist med tall på de enkelte søylene. Tallene for 1988 er hentet fra NIVA-rapport 2355.

NIVA utførte imidlertid en undersøkelse av Espelandsvatnet i 1988 (Faafeng mfl. 1990), og særlig målingene av fosfor var da lavere enn det som er observert de siste fem årene. Det er derfor sannsynlig at det i løpet av årene mellom 1988 og 1995 er kommet til en spesifikk fosforkilde som gir opphav til en stor årlig variasjon i fosfortilførslene til Espelandsvatnet. Dette vises klart ved at forholdet mellom næringsstoffene nitrogen og fosfor er forskjøvet mot en relativt større andel fosfor når det er mye fosfor i innsjøen (**figur 11 til høyre**). Normalt forventes et N:P-forhold på rundt 12-15 i innsjøer uten ensidige tilførsler, mens det i 1988 faktisk var enda høyere, - altså "for mye" nitrogen heller enn fosfor dette året. Fiskeanlegget ble etablert i innsjøen flere år før 1988, men det er uvisst hvor stort omfang driften ved anlegget var disse årene.



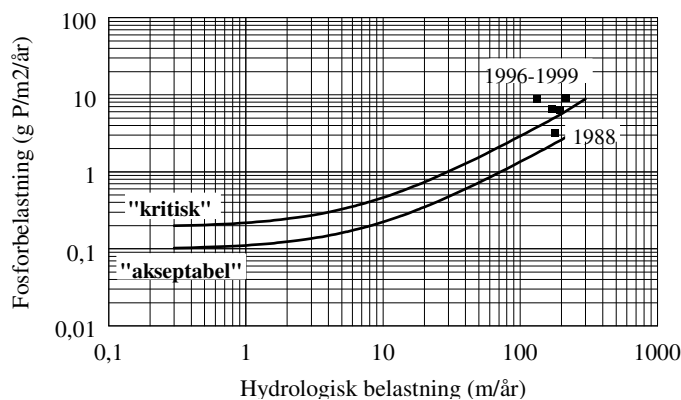
**FIGUR 11:** Sammenheng mellom årlig nedbørsmengde og fosfor i innsjøen (til venstre) og sammenheng mellom fosfor i innsjøen og nitrogen : fosfor - forholdet (til høyre) for årene 1988 og årene 1995 til 1999.

Samtidig er det også klart at innholdet av fosfor i innsjøen henger sammen med vannutskiftingen i innsjøen, ved at store vanntilførsler virker fortynnende på konsentrasjonen i innsjøen,- slik modellen til Berge (1987) faktisk forutsier (**figur 11 til venstre**). Hvordan vannutskiftingen i Espelandsvatnet egentlig var i første halvår av 1988 vites ikke, fordi vassdragsreguleringene kan påvirke dette sterkt. Dersom nedbørsforhold og vassdragsregulering til sammen førte til 40% høyere vannutskifting enn normalt fram til og med juli 1988 (prøvetakingens slutt), kan dette eventuelt bidra til å forklare de lave fosforverdiene dette året. Da vil det lave punktet på **figur 11** (venstre) bli skubbet ut mot linjen nede til høyre på figuren.

Det kan i utgangspunktet synes som en ulogisk motsetning at samtidig som fosfor vaskes til innsjøen ved mye nedbør, kan en slå fast at fosforinnholdet i innsjøen er lavest i nedbørrike år. Dette må imidlertid vurderes hver for seg ved at den første mekanismen forklarer variasjon innen et år med periodiske tilførsler i sommerhalvåret, mens den andre sammenhengen forklarer variasjon mellom år med i hovedsak fortykning av tilført fosfor i innsjøen ved utskifting av vannmassene også på andre tider av året.

I et "Vollenweider-diagram" (Vollenweider 1976) kan en vurdere hvorvidt fosforbelastning for en innsjø vil overskride innsjøens "tålegrenser". Dette er en funksjon av vannutskifting (hydrologisk belastning), og Vollenweider trakk to linjer som markerte øvre grense for "akseptabel" belastning (tilsvarende et fosforinnhold på 10 µg P/l), og en øvre grense for "kritisk" belastning (tilsvarende et fosforinnhold på 20 µg P/l). Punktene for Espelandsvatnet for årene 1996-1999 ligger like over grensen for 20 µg P/l (**figur 12**), hvilket bekrefter at beregningene av tilførsler synes å være noenlunde korrekte.

**FIGUR 12:** Vollenweider-diagram for Espelandsvatnet for årene 1996 til 1999. Her er det tatt hensyn til variable nedbørsmengder de ulike årene, samtidig som fosfor-belastningen er beregnet ut fra Berges (1987) modell. Tallene er presentert i tabell 5.



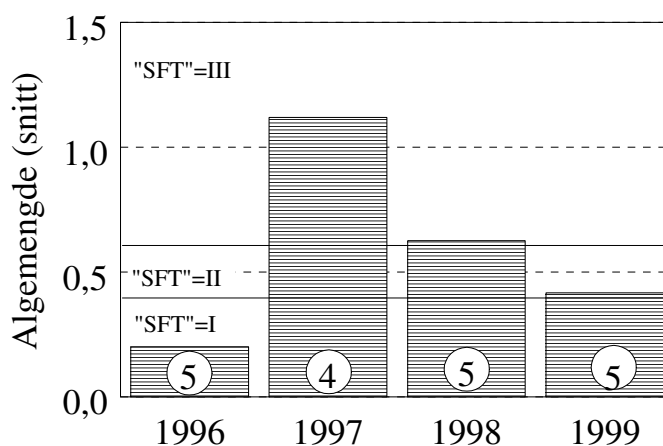
Oppsummert, når det gjelder variasjon i innhold av næringsstoffet fosfor i Espelandsvatnet i årene 1988 og 1996 til 1999, er det tre forhold som virker ubestridelige:

- 1) Det er sannsynligvis kommet til en eller flere betydelige fosforkilder til innsjøen etter NIVAs prøvetaking i 1988 og før 1996.
- 2) Variasjon i fosforinnhold i innsjøen sommerstid de to siste årene, skyldes i hovedsak tilførsler av fosfor som vaskes til fra nedbørsfeltet ved mye nedbør.
- 3) Variasjon i gjennomsnittlig fosforinnhold i innsjøen i årene 1988 og 1996-1999 kan også forklares ved variasjon i årlig nedbørsmengder, ved at mye nedbør virker fortynnende på forholdene i selve innsjøen. Det er uklart hvorvidt vassdragsreguleringene påvirker dette bildet ytterligere.

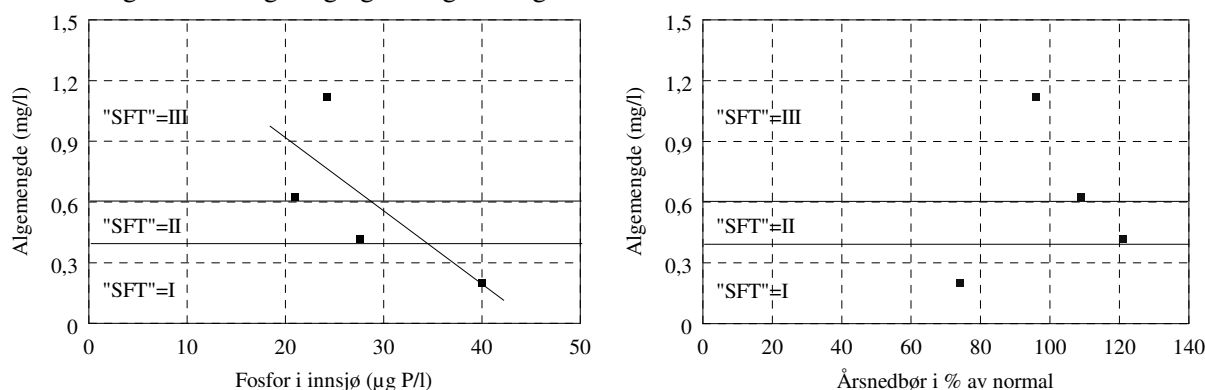
## ALGEMENGDER

Algemengdene i innsjøen er undersøkt med månedlige prøver kun de siste fire årene, og disse gjennomsnittlig algemengde i innsjøen viser ingen sammenheng med de observerte næringsmengdene. Næringsinnholdet var desidert størst i 1996, mens algemengdene dette året var de laveste. Samtidig var algemengdene høyest i 1997, med lave næringsmengder (**figur 13**).

**FIGUR 13:** Gjennomsnittlig algemengde i Espelandsvatnet de siste fire årene. Gjennomsnittene basere seg på 4-5 månedlige prøver sommerstid hvert år, og det er angitt tilsvarende SFT-klasser (se for øvrig tabell 8 på side 17). Det aktuelle antallet prøver for hvert år er vist på søylene.



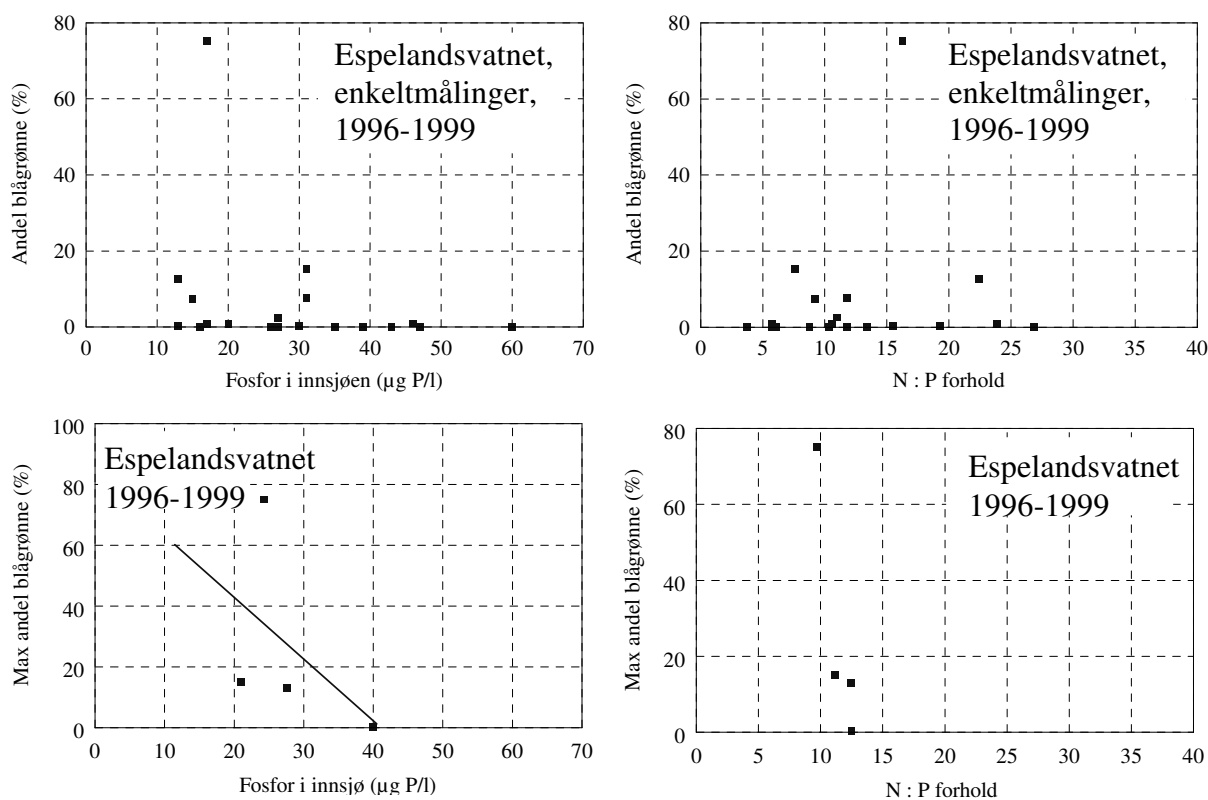
Næringsmengde i seg selv er et altså et dårlig mål for å vurdere risiko for algevekst. Algemengdene i Espelandsvatnet er også påvirket av forhold som vannutskifting og temperaturforhold (**figur 14**). Sommeren 1997 var eksepsjonell med særlig tørt og varmt vær med lite vind, noe som medførte gode vekstbetingelser for alger og også blågrønnalger.



**FIGUR 14:** Algemengde vist som funksjon av fosforinnhold i innsjøen (til venstre) og årsnedbør (til høyre) for årene 1996 til 1999, med angitt tilsvarende SFT-klasser (se for øvrig tabell 8 på side 17).

Ettersommeren 1997 var det et betydelig innslag med blågrønnalger i Espelandsvatnet, og situasjoner med store oppblomstringer av nettopp slike alger er ikke ønskelig. Erfaringsmessig vil en kunne vente at hyppigheten av slike algeoppblomstringer øker når en innsjø blir mer næringsrik, og når forholdstallet mellom nitrogen og fosfor er lavt. Blågrønnalger kan fikserer nitrogen fra luften, slik at de vil ha et konkurranse-fortrinn framfor andre algetyper når nitrogen relativt sett er i underskudd. Det viktige spørsmålet blir da å få vurdert risikoen for hvorvidt slike episoder kan ventes å forekomme også i framtiden, og om hyppigheten vil øke dersom innsjøen blir mer næringsrik.

Erfaringstallene fra Espelandsvatnet i årene 1996 til 1999 tyder ikke på at disse to sammenhengene kan forklare den observerte oppblomstringen sommeren 1997. Verken enkeltmålingene eller årsgjennomsnittene viser noen positiv sammenheng mellom næringsrikhet og andel blågrønnalger (**figur 15** venstre) og variasjon i N:P forholdet kan heller ikke forklare denne ene oppblomstringen i 1997,- selv om N:P-forholdet samlet sett i 1997 var lavest av de fire årene (**figur 15** høyre). Forskjellen var imidlertid svært små mellom de fire årene, mens variasjonen innen årene var svært store. I andre innsjøer har slike oppblomstringer vist en positiv sammenheng med høye temperaturer over lengre perioder utover sommeren.

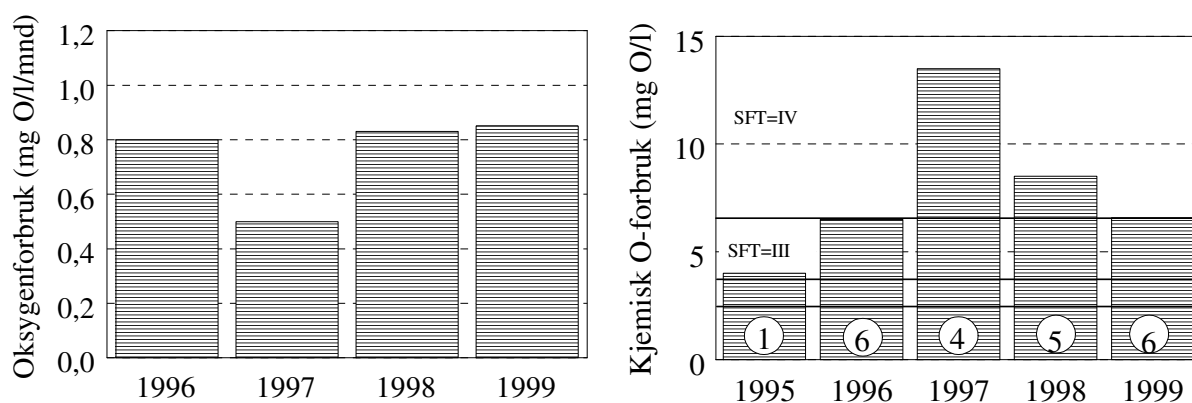


**FIGUR 15:** Andel blågrønne alger vist som funksjon av fosforinnhold i innsjøen (til venstre) og N:P forholdet (til høyre) for alle enkeltmålingene (øverst) og som årsgjennomsnitt (nederst) for årene 1996-1999.

## ORGANISK BELASTNING

Det har ikke skjedd noen vesentlig endring i oksygenforbruket i Espelandsvatnets dypvann de siste fire årene (**figur 16** til venstre), og forbruksraten er på et slikt nivå at det ikke er fare for at oksygenet ved bunnen blir brukt opp innen høstomrøringen. Den høyeste årlige observerte målingen av kjemisk oksygenforbruk i innsjøen har de siste fem årene variert nokså mye (**figur 16** til høyre). Høyeste måling ble observert den tørre og varme sommeren 1997, og siden har det avtatt.. For de fire siste årene samsvarer variasjonen meget godt med gjennomsnittlig algemengde (**figur 14**), som selvfølgelig bidrar med betydelig mengder oksyderbart organisk materiale i prøvene. Dessuten bidrar nedslagsfeltet med betydelig mengder humusstoffer, slik at det generelle nivået er høyt (SFT-klasse III og IV).

Oksygenforbruket i dypvannet er et godt mål på hvordan tilførsel av organisk materiale virker på innsjøen, og store tilførsler vil føre til et høyt oksygenforbruk i dypvannet, og påfølgende oksygensvikt med oksygenfrie forhold i disse vannmassene utover seinsommeren og høsten. Slike tilførsler kan komme fra flere kilder, fra både eksterne kilder i nedslagsfeltet (humus, silosaft, avrenning fra gjødslete områder, kloakk) eller fra interne kilder i innsjøen (fiskeanlegg, algeproduksjon).



**FIGUR 16:** Beregnet virkelig oksygen-forbruksrate i dypvannet i Espelandsvatnet (til venstre) og høyeste observerte årlige måling av kjemisk oksygenforbruk (til høyre) de siste fire årene. Antall årlige målinger er vist på hver søyle.

Siden det ikke har vært fare for oksygenfrie forhold i dypvannet i Espelandsvatnet de siste årene, så vil det ikke være noen risiko for indre gjødsling i innsjøen. Dette vil vanligvis være det største problemet for innsjøene der et høyt oksygenforbruk i dypvannet fører til oksygenfrie forhold over store deler av bunnen utover hele høsten. Da vil nemlig sedimentert fosfor bli frigitt i betydelige mengder, og denne “indre gjødslingen”, som består av direkte bio-tilgjengelig fosfat-fosfor, vil kunne føre til en akselererende utvikling med økende næringsrikhet og algeproduksjon i innsjøen. I slike system kan en derfor observere økende grad av næringsrikhet uten at en samtidig kan påvise tilsvarende endringer i nedbørsfeltet som skulle tilsi en slik respons i innsjøens tilstand.

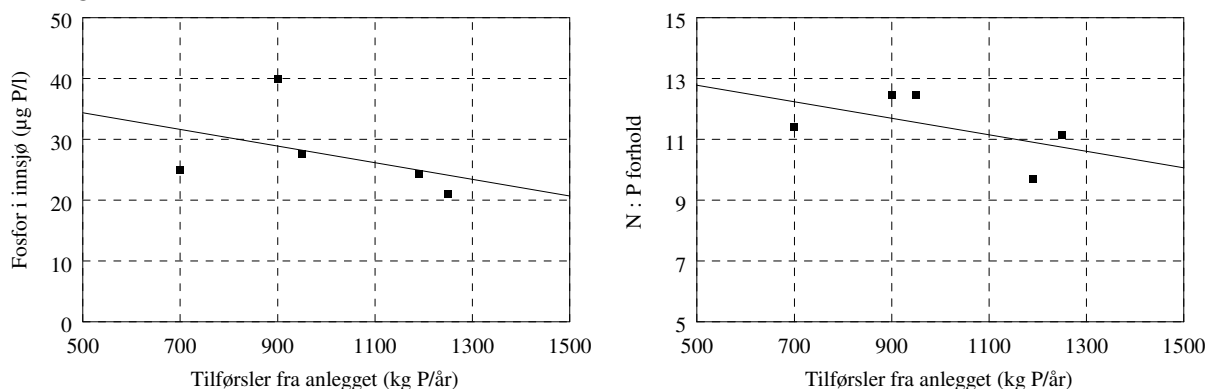
I Espelandsvatnet har det ikke noen av de siste fire årene vært fare for “indre gjødsling”, fordi dette krever oksygenfrie forhold over sedimentet med varighet over en viss tid. Risikoen for en uheldig utvikling i innsjøens næringsrikhet utover det som de ytre tilførslene bidrar med, er derfor ikke tilstede. Næringsrikhet i seg selv gir derfor ikke noe godt utgangspunkt for å vurdere denne risikoen.



## VURDERING AV ANLEGGETS MILJØVIRKNING

Det er nå mulig å foreta en vurdering av virkningen av tilførslene fra fiskeanlegget på miljøet i Espelandsvatnet. Dette er i det følgende utført på grunnlag av detaljerte opplysninger om omfang av driften ved anlegget i årene 1995-1999 (til og med november), samt fire år med standard miljøundersøkelser i Espelandsvatnet 1996-1999. Det er valgt en tilnærming der en ser på variasjon i miljøtilstand i innsjøen (avhengig variabel) som funksjon av variasjon i omfanget av driften ved anlegget (uavhengig variabel). Dersom driften ved anlegget har en betydning for miljøtilstanden i Espelandsvatnet, venter en å finne positive og signifikante sammenhenger mellom variasjonen i de to variablene.

I de siste fem årene er det beregnet at tilførslene av fosfor fra fiskeanlegget utgjør 7-15% av de samlede tilførsler til Espelandsvatnet. Det er her benyttet en akseptert modell for beregning av tilførsler til innsjøen basert på de målte verdier av fosfor gjennom sommerhalvåret (Berge 1987). Samtidig er det vist at variasjonen i tilførsler fra anlegget ikke medfører en tilsvarende variasjon i innholdet av fosfor i innsjøen (**figur 17** til venstre). I denne perioden er fosforinnholdet i Espelandsvatnet ikke påvirket av omfanget av driften.



**FIGUR 17:** Sammenheng mellom årlig tilførsel fra fiskeanlegget og innhold av næringsstoffet fosfor i Espelandsvatnet (til venstre) og forholdet mellom nitrogen (N) og fosfor (P) i Espelandsvatnet for årene fra 1995 til 1999.

På den annen side er det helt klart at siden enkelte av tilførselskildene bidrar med relativt sett mer av næringsstoffet fosfor enn nitrogen til innsjøen i forhold til naturlig avrenning fra arealene i nedbørsfeltet, vil en kunne spore en påvirkning på forholdet mellom de to næringsstoffene avhengig av omfanget av tilførsler (**figur 17** til høyre). Men dette er ikke ny kunnskap (**tabell 9**).

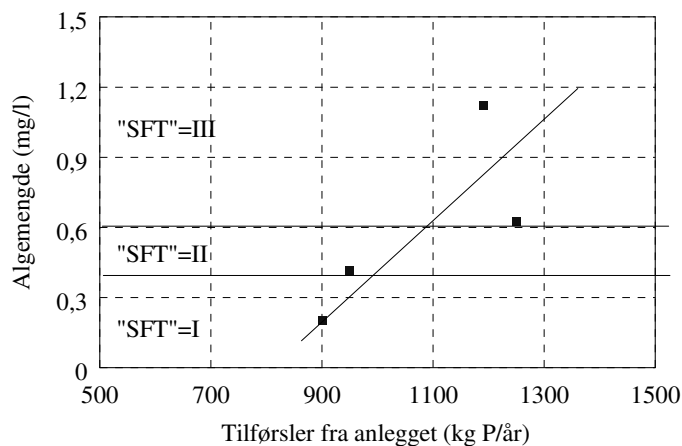
Når det gjelder fiskeanleggets betydning på næringsrikheten i innsjøen, er følgende uavhengige beregninger med å bekrefte de presenterte konklusjonene:

- 1) De beregnede årlige fosfortilførsler til innsjøen synes å være relativt sikre, siden de plasserer seg "riktig" i "Vollenweider-diagrammet".
- 2) Beregningene av anleggets prosentvise bidrag av de samlede tilførsler synes også å være gode, siden det samlet sett er ingen eller til og med negativ sammenheng mellom størrelsen på tilførslene fra anlegget og den målte konsentrasjonen av fosfor i innsjøen.

## ALGEMENGDER

Det er derimot en svak men positiv sammenheng mellom tilførsler fra anlegget og den registrerte algemengden i innsjøen, noe som kan skyldes at næringsmengdene fra anlegget i større grad synes å være tilgjengelig for algene i vekstsesongen enn deler av den øvrige næringen som tilføres innsjøen (**figur 18**).

**FIGUR 18:** Sammenheng mellom årlig tilførsler fra anlegget og gjennomsnittlig algemengde i årene 1996-1999. Tilsvarende SFT-klassifisering er angitt (se for øvrig tabell 8 på side 17).

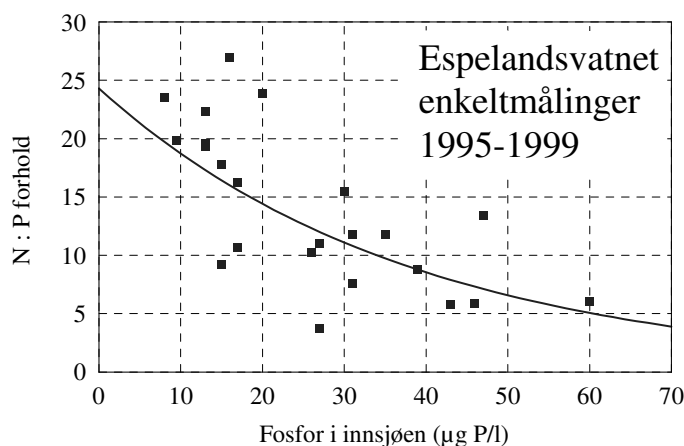


Det må likevel legges til at selv om det her synes å eksistere en positiv sammenheng, ligger de gjennomsnittlige algemengdene alle årene innen et nivå som tilsvarende SFT-klasse II og III, og mengdene for alle årene utenom 1997 må mer enn doubles for at en skal komme utover det som tilsvarende SFT-klasse III. Sammenhengen viser også at produksjonen ved anlegget må økes til over 130% av det høyeste en har hatt de siste årene for at risikoen for at algemengdene skal komme ut over SFT-klasse III. Det er synes derfor ikke å være noen umiddelbar fare for at en skal få "uheldige" eller "uønskete" algemengder i Espelandsvatnet dersom en skal legge den presenterte sammenhengen i **figur 18** til grunn.

## KILDER FOR NÆRINGSSTOFFENE

De ulike tilførselskilder for næringsstoff har hver sin spesifikke sammensetning av næringsstoffene, uttrykt ved forholdstallet mellom nitrogen og fosfor (**tabell 9**). Vanligvis venter en å finne et forholdstall på 12 - 15 i lite påvirkete innsjøer, altså at en har 12 til 15 ganger så høye konsentrasjoner av nitrogen som fosfor. Dersom en finner betydelige avvik fra dette, tyder det på at en har dominans av enkelte tilførselskilder til denne aktuelle innsjøen. I Espelandsvatnet finner en dette forholdstallet når det er rundt 20  $\mu\text{g/l}$  med fosfor i innsjøen, mens forholdstallet avtar når fosformengdene øker (**figur 19**). Det betyr at det er spesifikke fosforkilder som bidrar til de næringsrike forholdene i denne innsjøen, og de finnes altså i hovedsak i nedbørsfeltet.

**FIGUR 19:** Sammenheng mellom innholdet av fosfor i Espelandsvatnet og forholdet mellom nitrogen og fosfor ved alle de enkelte målingene foretatt årene 1995-1999.

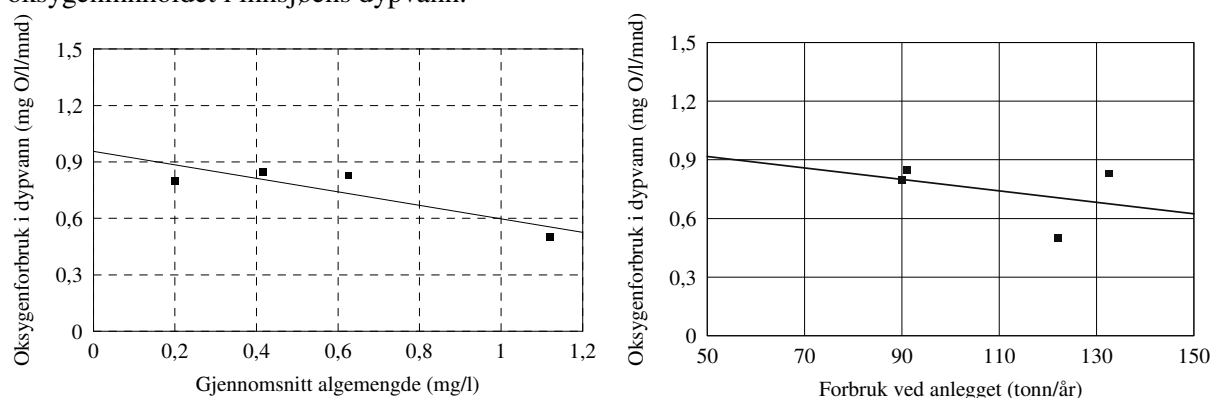


**TABELL 9:** Oversikt over innhold av næringsstoff og N:P-forholdet i en del kilder for tilførsler til vassdrag. Opplysningene er hentet fra Holtan & Åstebøl (1990).

KILDE	FOSFOR	NITROGEN	N : P
Avrenning fra fjell, myr og skog på Vestlandet	5 kg/km <sup>2</sup>	350 kg/km <sup>2</sup>	70
Tap ved avrenning fra dyrket mark Vestlandet	0.16 kg/da/år	2.6 kg/da/år	16,3
Avløp fra boliger	1.7 g/pers/dag	12 g/pers/dag	7,1
Avrenning fra enebolig-områder / tettsteder	50 kg/km <sup>2</sup>	350 kg/km <sup>2</sup>	7
Gjødsel fra sau	1.9 kg/dyr/år	13 kg/dyr/år	6,8
Gjødsel fra melkeku	12.6 kg/dyr/år	82 kg/dyr/år	6,5
Tilførsler fra fiskeoppdrett	14 kg/tonn	75 kg/tonn	5,4
Gjødsel fra gris	0.8 kg/dyr/år	4 kg/dyr/år	5
Stoffinnhold i pressaft	0.4 kg/tonn	2 kg/tonn	5
Fra gjødselkjeller med små lekkasjer kugjødsel	1.3 %	5.5 %	4,2
Stoffinnhold i tap fra silo	15 %	22%	1,5
Fra gjødselkjeller med store lekkasjer	10 %	12 %	1,2

## ORGANISK BELASTNING

Espelandsvatnet mottar betydelige mengder organisk materiale fra fiskeanlegget, men de er likevel ikke større enn at naturens evne til selvfornyelse ikke er overskredet. Det har således ikke noen av de siste fire årene vært noen akutt fare for oksygenvinn i dypvannet, og det er heller ingen samvariasjon mellom tilførslene fra anlegget og variasjon i observerbart oksygenforbruk i dypvannet i Espelandsvatnet (**figur 20** høyre). Det er faktisk heller ikke samvariasjon mellom innsjøen egen produksjon av alger og oksygenforbruket (**figur 20** venstre). Det betyr at det også må være tilførsler fra nedbørsfeltet som sørger for oksygenforbruket i innsjøens dypvann. Det er derfor ikke noe grunnlag for å pålegge fiskeanlegget å etablere kostbart oppsamlingsutstyr under merdene for å redusere anleggets påvirkning på oksygeninnholdet i innsjøens dypvann.



**FIGUR 20:** Sammenheng mellom oksygenforbruk i dypvannet årene 1996-1999 og algemengde (til venstre) og fôrbruk ved fiskeanlegget (til høyre).

## KONFLIKTERENDE BRUKERINTERESSER

Espelandsvatnet er ikke i bruk som offentlig drikkevannskilde, innsjøen har potensiale for fritidsfiske, og innsjøen er allerede betydelig regulert til vannkraftformål. De her omtalte miljøvirkninger av fiskeanlegget i Espelandsvatnet synes derfor i liten grad å påvirke andre brukerinteresser, og virksomheten i innsjøen er da også regulert inn i kommuneplanen for Hyllestad. Det er likevel på sin plass med en gjennomgang av nettopp dette med mulig påvirkning av andre brukerinteresser.

Det er i "Grunngjevinga til utslippsløyvet" fra Fylkesmannens miljøvernnavdeling (datert 13.januar 1999, side 2 midt på) framsatt påstand om at "*resultata frå miljøgranskingar viser at vasskvaliteten i Espelandsvatnet er for dårleg til å tilfredsstillere fleire av desse interessene. Fylkesmannen krev difor tiltak for å betre vasskvaliteten*". Av "desse interessene" er nevnt: Akvakultur, bading og rekreasjon, fritidsfiske og bevaring av biologisk mangfold.

Når det gjelder egnethet for **akvakultur**, ivaretas vurderingen av disse forhold av oppdretter, hans tilsynsveterinær og hans faglige rådgivere med hensyn på vannkvalitet. Fisken i anlegget har ikke vist tegn på at det er tvilsom vannkvalitet i Espelandsvatnet, annet enn ved surstøtet ved sjøaltepisoden vinteren 1993. Siden har innsjøen vært kalket og vannkvaliteten for fisken har vært tilfredsstillende.

Når det gjelder egnethet for **bading** og **rekreasjon**, inneholder SFTs klassifikasjonssystem (SFT 1997 side 24 nederst) klare retningslinjer for hvordan egnethet skal vurderes. Denne vurderingen bygger i det alt vesentlige på innhold av tarmbakterier, men også fysiske parametre som surhet og turbiditet. Innhold av tarmbakterier er ikke undersøkt i Espelandsvatnet, og uansett vil ikke slike komme fra fisken i anlegget. Slike stammer fra kloakk eller gjødsel fra husdyr (varmblodige dyr). De gjennomførte miljøundersøkelsene inneholder derfor ikke denne parameteren, slik at det derfor heller ikke er mulig å vurdere slik egnethet.

Når det gjelder egnethet for **fritidsfiske**, inneholder SFTs klassifikasjonssystem (SFT 1997 side 27 nederst) klare retningslinjer for hvordan egnethet skal vurderes. Denne vurderingen gjøres ut fra primært sett oksygeninnhold, surhet, miljøgifter, og for områder der laksefisk gyter skal også næringsrikhet vurderes. Ut fra foreliggende resultat, vil vi hevde at Espelandsvatnet er "*godt egnet*" - "*egnet*" for fritidsfiske, - nyansen basert på en oksygenmetning på under 50% i dypvannet på høsten. Bilder i media av store mengde garnfanget laksefisk tyder heller ikke på at vannkvaliteten er "*mindre egnet*" eller "*ikke egnet*" for fisk i innsjøen. Når det gjelder næringsrikhet, skal dette måles i eventuelle gyteelver,- hvilket betyr innløpselver, og her vil det være avrenning fra landbruk og kloakkutslipp som eventuelt medfører at forholdene eventuelt kan klassifiseres som "*mindre egnet*".

Når det gjelder påvirkning av **biologisk mangfold**, er det i SFTs veileder (SFT 1997, side 19 og 20) i all hovedsak knyttet opp mot forsuringsproblematikk. I Espelandsvatnet er denne problematikken eliminert i og med at Åfjorddal smoltoppdrett as har kalket innsjøen og ovenforliggende innsjøer årlig siden 1993. Dessuten vil det aller meste av det biologiske mangfoldet i bunnfauna i en innsjø, forekomme i de grunnere og strandnære områdene. Espelandsvatnet er regulert til vannkraft-produksjon, og har ti meter reguleringshøyde mellom laveste og høyeste regulerte vannstand. Dersom det biologiske mangfoldet i Espelandsvatnet skulle vise seg å være påvirket, så skyldes det heller den omtalte reguleringen og ikke fiskeanlegget. Bunnfauna er imidlertid ikke undersøkt.

## LITTERATUR

BERGE, DAG 1987

Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. Hvordan man bestemmer akseptabelt trofnivå og akseptabel fosforbelastning i sjøer med middeldyp 1,5 - 15 meter.  
SFT rapport nr. 2001, 44 sider.

BRETTUM, P. 1989

Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.  
NIVA-rapport nr. 2344, 111 sider.

ERSTAD, K.J. 1996.

Overvaking og kalking i Bøfjordvassdraget - Tauningsdelen og Nedre Lavikdal - 1993 - 1996.  
Statens Forskningsstasjoner i landbruk, Særheim Forskningsstasjon, Avdeling Fureneset, rapport 2/96,  
ISSN 0803-973X, 50 sider.

FAAFENG, B., P.BRETTUM & D.O.HESSEN 1990

Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge.  
NIVA-rapport 2355, 57 sider, ISBN 82-577-1638-3

HOBÆK, A., V.BJERKNES, T.E.BRANDRUD & T.BÆKKEN 1996.

Evaluering av fullkalkede innsjøer i Sogn og Fjordane: Fiskebestander, makrovegetasjon, bunndyr og dyreplankton.  
NIVA-rapport 3385, ISBN 82-577-2915-9, 81 sider.

HOLTAN, H. & S.O. ÅSTEBØL 1990.

Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave.  
NIVA-rapport nr 2510, 53 sider.

HÅKANSON, L., A. ERVIK, T. MÄKINEN & B.MÖLLER 1988.

Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms.  
Nordisk råd rapport 1988:90, 103 sider.

JOHNSEN, G.H. 1996

Enkel beskrivelse av Espelandsvatnet, resipient til Åfjorddal smoltoppdrett a.s. Hyllestad kommune i Sogn & Fjordane.  
Rådgivende Biologer AS rapport 212, 16 sider, ISBN 82-7658-063-7

JOHNSEN, G.H. 1997

Vurdering av kalkingen av Espelandsvatnet etter sjøsaltepisoden vinteren 1993.  
Rådgivende Biologer, rapport 270, 12 sider.

JOHNSEN, G.H. 1998a

Overvåking av Espelandsvatnet, Hyllestad kommune i 1997.  
Rådgivende Biologer AS rapport 316, 14 sider, ISBN 82-7658-176-5

JOHNSEN, G.H. 1998b

Overvåking av Espelandsvatnet, Hyllestad kommune, i 1998  
Rådgivende Biologer AS Rapport nr 373, 14 sider, ISBN 82-7658-234-6.

JOHNSEN, G.H. & S. KÅLÅS. 1997

Overvåking av Espelandsvatnet, Hyllestad kommune i 1996.  
Rådgivende Biologer AS rapport 261, 20 sider, ISBN 82-7658-129-3

ROGNERUD, S. & E.FJELD 1990

landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk.  
Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 426/90, 79 sider, ISBN 82-90031-60-2

SFT 1992

Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon.  
Statens forurensningstilsyn - veiledning nr. 92:06. ISBN 82-7655-085-1, 32 sider.

SFT 1997.

Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.  
SFT-veiledning nr. 97:04, ISBN 82-7655-368-0, 31 sider.

SÆGROV, H. & JOHNSEN 1996

Vasskvalitet, botndyr og ungfisk i Bøfjordelven i 1995, Hyllestad kommune i Sogn & Fjordane.  
Rådgivende Biologer AS rapport 215, 14 sider ISBN 82-7658-068-8

VOLLENWEIDER, R.A. 1976

Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication.  
Mem.Ist.Ital.Idrobiol., 33, sidene 53-83.

## VEDLEGGSTABELLER

**VEDLEGGSTABELL 1:** Analyseresultat fra overflatevannprøver fra Espelandsvatnet i 1999. Prøvene er tatt ved det dypeste punktet i innsjøen, og analysene er utført av Chemlab Services AS i Bergen.

\*) Fosfor-resultatet fra juli er utelatt fra materialet siden den avviker så kraftig fra alle andre målinger.

PARAMETER	ENHET	metode	mai	juni	juli	10.aug	sept	18.okt.	Snitt
Total fosfor	µg P / l	NS 4724:1984	43	46	180 *	20	16	13	27,6
Total nitrogen	µg N / l	NS 4743:1993	248	269	346	477	431	291	344
Kjemisk O <sub>2</sub> -forbr.	mg O / l	NS 4759	2,72	4,43	6,08	6,57	4,75	5,21	4,96
Jern	µg Fe / l	NS 4773	50	60	100	110	100	140	93
Aluminium	µg Al / l	NS 4781	94	80	97	103	71	75	87

**VEDLEGGSTABELL 2:** Algeresultater fra Espelandsvatnet ved fem tidspunkt sommeren 1999. Algeantall er oppgitt som millioner celler pr. liter og algevolum som mg pr. liter. Prøvene er tatt som blandeprøver fra 0-4 meters dyp. Prøvene er analysert av cand. real. Nils Bernt Andersen.

Espelandsvatnet 1999	Mai		Juni		Juli		10. August		5. Oktober	
	Antall	Volum	Antall	Volum	Antall	Volum	Antall	Volum	Antall	Volum
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>										
<i>Asterionella formosa</i>	214000	0,214	245000	0,245	91800	0,0918	61200	0,0612		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	2000	0,002								
Ubestemte pennate diatomeer	1000	0,0005								
<b>CHLOROPHYCEAE</b>										
<i>Ankistrodesmus setigerus</i>									15300	0,0015
<i>Ankistrodesmus</i> sp.									15300	0,0015
<i>Sphaerocystis</i> sp.			7000	0,0019	12000	0,0063	122000	0,0327		
<i>Staurodesmus</i> sp.			1000	0,004						
<i>Chlorophyceae</i> spp.	65000	0,0325	42000	0,021	1236000	0,0618	122000	0,0061	15300	0,0008
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>										
<i>Cryptomonas</i> sp.	61200	0,0612	15300	0,0153			30600	0,0306		
<i>Rhodomonas</i> sp.	363000	0,0363	199000	0,0199	15300	0,0015	306000	0,0306		
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>										
<i>Dinobryon borgei</i>	107000	0,0107								
<i>Dinobryon divergens</i>	18000	0,0027			11000	0,0017				
<i>Synura</i> sp.			1249000	0,6245	199000	0,0995	15300	0,0077		
<b>CYANOPHYCEAE</b>										
<i>Aphanocapsa</i> sp.			214000	0,0001						
<i>Gloeotrichia echinulata</i> (kol)					1000	0,003				
<i>Lyngbya limnetica</i> (kol)									15300	0,0046
<b>FLAGELLATER OG MONADER</b>										
Ubestemte flagellater < 5 µm	972000	0,0136	1867000	0,0261	1648000	0,0231	1394000	0,0195	796000	0,0111
Ubestemte flagellater > 5 µm	168000	0,019	1195000	0,135	464000	0,0524	230000	0,026	153000	0,0173
<b>SAMLET</b>										
	1971200	0,3925	5034300	1,0928	3678100	0,3411	2281100	0,2144	1010200	0,0368



**VEDLEGGSTABELL 3:** Dyreplankton i Espelandsvatnet ved to tidspunkt 1999. Prøvene er basert på to vertikale hovtrekk fra de 20 øverste metrene i vannsøylen. Prøvene er analysert av cand.scient. Erling Brekke.

Art	10.august 1999		18.oktober 1999	
	dyr/m <sup>2</sup>	dyr/m <sup>3</sup>	dyr/m <sup>2</sup>	dyr/m <sup>3</sup>
Vannlopper (cladocera)				
<i>Acroperus harpae</i>	0	0	21	1
<i>Bosmina longispina</i>	34 650	1 732	4 841	242
<i>Bythotrephes longimanus</i>	361	18	361	18
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0	7	0
<i>Daphnia cristata</i>	7 389	369	9 427	471
<i>Daphnia galeata</i>	3 737	187	7 049	352
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	9 002	450	21	1
<i>Holopedium gibberum</i>	170	8	0	0
<i>Polyphemus pediculus</i>	318	16	318	16
Hoppekreps (copepoda)				
<i>Cyclops abyssorum</i>	255	13	679	34
<i>Cyclops scutifer</i>	764	38	255	13
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	2 378	119	85	4
<i>Eucyclops</i> sp.	0	0	2 378	119
<i>Hetercope saliens</i>	21	1	21	1
<i>Megacyclops</i> sp.	85	4	85	4
Calanoide copepoditter	68 280	3 414	4 501	225
Calanoide nauplier	11 210	561	1 019	51
Cyclopoide copepoditter	30 573	1 529	5 350	268
Cyclopoide nauplier	32 611	1 631	19 363	968
Hjuldyr (rotifera)				
<i>cf. Collotheca</i> sp.	3 057	153	24 459	1 223
<i>Conochilus</i> sp.	1 070 064	53 503	23 439	1 172
<i>Kellicottia longispina</i>	9 172	459	26 497	1 325
<i>Keratella cochlearis</i>	3 057	153	510	25
<i>Keratella hiemalis</i>	4 076	204	85	4
<i>Lecane</i> sp.	1 019	51	-	-
<i>Pleurotrocha petromyzon</i>	1 019	51	-	-
<i>Ploesoma hudsoni</i>	170	8	-	-
<i>Polyarthra</i> sp.	1 019	51	-	-