

O-91206

Påvirkning av vassdrag i forbindelse  
med fiskeoppdrett i kommunene

## Elverum, Åmot og Åsnes

Befaringsundersøkelse utført i 1993



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Udemr.:
0-91206	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3085	

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

Rapportens tittel: Påvirkning av vassdrag i forbindelse med fiskeoppdrett i kommunene Elverum, Åmot og Åsnes.	Dato:	Trykket:
	mars	NIVA 1994
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg	Faggruppe:	
	Limnologi	
Geografisk område: Hedmark fylke	Antall sider:	Opplag:
	41	30

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernadv.	Oppdragsg. ref.: Thor A. Nordhagen
---	---------------------------------------

## Ekstrakt:

På oppdrag fra Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernadv. har NIVA's Østlandsavd. gjennomført en befaringsundersøkelse ved 14 fiskeoppdrettsanlegg i Hedmark. Målsettingen med oppdraget var å fremsaffe et generelt bilde av omfanget og grad av eventuell forurensning av næringssalter (eutrofiering) og lettredbrytbart organisk stoff (saprobierting) fra ulike typer fiskeoppdrettsanlegg, som rene matfiskanlegg, settefiskanlegg og kombinasjonsanlegg.

Resultatene fra de kjemiske og biologiske undersøkelser viste at anlegg med stor fisketetthet i kar/kummer og grunne naturdammer som betinget stor förmengde, ga størst forurensningspotensiale.

Forurensningseffekten forsterkes der vannføringen gjennom anlegget er stor i forhold til resipienten, og særlig der en bruker hele vassdrag til driftsvann i anlegget. Stort sett var det små forurensningseffekter i berørte resipienter. Det er ønskelig at det utarbeides lignende vilkår og strategi når det gjelder oppdrettsnæringen i innlands-Norge. Dette bør sees som en videreføring av LENKA-prosjektet.

4 emneord, norske

1. Fiskeoppdrettsanlegg
2. Forurensning
3. Næringssalter
4. Organisk stoff

4 emneord, engelske

1. Fish-farms
2. Pollution
3. Nutrients
4. Organic solids

Prosjektleder

For administrasjonen

ISBN 82-577-2486-6

Norsk institutt for vannforskning

**0-91206**

**Påvirkning av vassdrag i forbindelse med  
fiskeoppdrett i kommunene  
Elverum, Åmot og Åsnes.**

Befaringsundersøkelse utført i 1993.

Dato

mars 1994

Prosjektleder:

Gøsta Kjellberg

Medarbeidere:

Torleif Bækken  
Ingrid Frodahl  
Jarl Eivind Løvik  
Thor Anders Nordhagen  
Randi Romstad  
Mette-Gun Nordheim  
Sigurd Rognerud

# Innhold

Forord .....	3
1. Formål - konklusjoner - tilrådninger .....	4
1.1. Formål .....	4
1.2. Konklusjoner .....	4
1.3. Tilrådninger .....	5
2. Bakgrunn og problemanalyse .....	7
2.1. Bakgrunn .....	7
2.2. Problemanalyse .....	8
2.3. Målsetning med undersøkelsene i 1993. ....	9
3. Materiale og metodikk .....	10
4. Resultater og diskusjon .....	13
4.1. Sammendrag .....	13
4.2. Fosfor .....	13
4.3. Nitrogen .....	15
4.4. Organisk stoff .....	16
4.5. Forurensningssituasjonen ved de enkelte fiskeanlegg .....	18
5. Forurensningsbegrensende tiltak .....	23
6. Litteratur - referanser .....	24
7. Vedlegg .....	25

## Forord

*Det er konsesjonsplikt inkl. saksbehandlingsgebyr for å drive matfiskanlegg i Hedmark fylke. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen foretar konsesjonsbehandlingen. Her vurderes bl.a. risiko for forurensning i de vassdrag som berøres av utslippsvann fra anleggene. Fylkesmannen ønsket derfor mer generell kunnskap om omfang og grad av forurensning fra ulike typer fiskeoppdrettsanlegg i fylket, som rene matfiskanlegg, settefiskanlegg og kombinasjons-anlegg. Resultatene skal benyttes i forbindelse med nye og pågående konsesjonsøknader.*

*NIVA's Østlandsavdeling fikk i denne anledning i oppdrag å registrere graden av eventuell vannforurensning i de vassdrag som berøres av utslippsvann fra 14 fiskeoppdrettsanlegg i Elverum, Åmot og Åsnes kommuner. Oppdraget ble kontraktfestet den 19.12.-91. Undersøkelsen ble utført i juni og september 1993, og resultatene framlegges i denne rapport..*

*Gøsta Kjellberg ved NIVA's Østlandsavdeling har vært ansvarlig for prosjektet og Thor Anders Nordhagen har vært kontaktperson og fagansvarlig for fylkesmannen. Ingerid Frodahl har vært behjelpelig med prøvetaking og feltarbeid. De vannkjemiske prøvene er analysert ved Vannlaboratoriet for Hedmark (VLH). Randi Romstad og Torleif Bækken (NIVA, Oslo) har bearbeidet begroingsprøvene resp. bunndyreprøvene. Bearbeiding av data og rapportskrivning er gjort ved NIVA's Østlandsavdeling. Østlandsavdelingen vil takke alle for et godt samarbeide.*

*Ottestad mars 1994.*

*Gøsta Kjellberg*

# 1. Formål - konklusjoner - tilrådninger.

## 1.1. Formål

Målsetningen med de kjemiske analysene av inntaks- og avløpsvann og de biologiske befaringsundersøkelsene ved 14 fiskeoppdrettsanlegg i Hedmark i 1993 var å gi en generell vurdering av omfang av eventuell forurensning av næringssalter (eutrofiering) og lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering) fra ulike typer fiskeoppdrettsanlegg, som rene matfiskanlegg, settefiskanlegg og kombinasjonsanlegg.

## 1.2. Konklusjoner

Resultatene fra de kjemiske og biologiske undersøkelser viste at:

- naturdammer uten føring for oppdrett av settefisk (ørret) ikke eller i liten grad påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med hensyn til overgjødning (eutrofiering) og påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering). Der en kalket/gjødset innløpsvannet var det lokalt stor algeforekomst i innløpskanal og i selve dammen. Anleggene nr. 5, 6 og 7 er eksempel på settefiskdammer uten føring.
- naturdammer med føring for oppdrett av settefisk (ørret) påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med økt fosfor- og nitrogenkonsentrasjon samt økt innhold av lettnedbrytbart organisk materiale. Forurensningsgraden bedømmes som liten og påvisbare biologiske effekter (noe sopp- og bakterievekst og økt algeforekomst tilsvarende forurensningsklasse II, II-III) ble bare registrert umiddelbart nedstrøms selve utslippspunktet. Eksempel på dette er anlegg nr.9.
- naturdammer med begrenset føring for oppdrett av mindre mengder matfisk <100 kg/år s.k. "hobbydammer" påvirket nedenforliggende vassdrag/resipient med i første hand økt fosfor-konsentrasjon. Påvirkningsgraden varierte fra liten til sterk m.h.t. fosfor. Den var sterk der en benyttet næringsfattig kildevann som vannkilde og alt vann passerte damanlegget. Nitrogenbelastningen var mer vanskelig å bedømme da flere av dammene fungerte som "nitrogenfelle" dvs. det gikk ut mindre nitrogen enn det kom inn. Årsaken til dette var sannsynligvis at en del av nitrogenet ble tatt opp av høyere planter og alger som vokste i dammene, samt denitrifisering dvs. at nitrat omdannes til nitrogengass som går opp i luften. Ved enkelte anlegg kunne vi registrere noe økt innhold av organisk stoff. Biologiske effekter ble bare registrert direkte nedstrøms anleggene maks. 100-200m og mest markert var eutrofi-effekten (økt algevekst og forekomst av høyere vegetasjon). Forurensningsgraden bedømmes som liten til moderat dvs. klasse I, I-II og II. Eksempel på dette er anleggene nr. 1, 2, 4, 8, 12 og 13.
- matfisk- og settefiskproduksjon i naturdammer og/eller kar/kummer med intensiv utføring påvirket nedenforliggende vassdrag med økt tilførsel av næringssalter (særlig fosfor) og lettnedbrytbart organisk materiale som i mindre vassdrag gav klare eutrofi- og saprobierings effekter. I små vassdrag med liten resipientkapasitet har vi dokumentert klare effekter ca 2 km nedstrøms anlegget (anlegg nr. 14, sept.-91, som da produserte ca 4000 kg regnbueørret). Vannmengden gjennom anlegget i relasjon til vannmengden i resipienten står her sentralt. For fosfor bedømmes påvirkningsgraden som markert til sterk, mens den for nitrogen og organisk stoff bedømmes som liten til markert. Fôr- og fekalierester samt fragment av bunnslam ble også påvist like nedstrøms utslippspunktene.

Følgende faktorer står sentralt da det gjelder forurensning fra de aktuelle anlegg.

- **vannmengde gjennom anlegget i relasjon til vannmengde i resipienten.** Flere av anleggene benytter oppkommer eller hele bekker som vannkilde og ved enkelte anlegg benyttes hele vannføringen i det vassdrag som benyttes som vannkilde i tørrvårsperioder.
- **fisketetthet.** Stor fisketetthet øker risikoen for at fôrrester, fekalier og bunnslam skal virvle opp. Fekalie-produksjonen blir også stor.
- **fôrmengde,** står helt sentralt da det er ved fôret anlegget tilføres organisk materiale og næringssalter. Vi har således størst forurensningsproduksjon i anlegget da fôrtilførselen er som størst.
- **damdybde.** I grunne dammer, kummer og kar øker risikoen for at fôrrester, fekalier og bunnslampartikler skal drive ut.

**Konklusjon:** stor fisketetthet i kar/kummer og grunne naturdammer som betinger stor fôrmengde gir størst forurensningspotensial. Forurensningseffekten forsterkes der vannføringen gjennom anlegget er stor i forhold til resipienten, og særlig der en bruker hele vassdrag til driftsvann i anlegget.

### 1.3. Tilrådninger

Vi har her bare tatt utgangspunkt i faren for forurensning ved næringssalter og organisk stoff. Risiko for sykdomssmitte, genetisk forurensning, etablering av nye fiskarter osv. må vurderes av veterinærmyndigheter og fiskesakkyndige. Tilrådingene gjelder Hedmark fylke.

- Mæreoppdrett i elver og innsjøer tillates ikke. Virksomheten må være landbasert.
- De utførte undersøkelser omfatter ikke settefiskanlegg basert på produksjon i kar/kummer som de nyetablerte anleggene ved Harasjøen i Stange, Evenstad i Stor-Elvdal og ved Løpet i Åmot. Forurensningsproduksjonen og eventuelle forurensningseffekter fra disse anlegg bør registreres. Ved et så stort anlegg som det ved Løpet bør årsbelastningen av næringssalter og organisk stoff beregnes.
- "Hobbydammer" med tilgang på sedimentasjonsbasseng bør kunne tillates der resipient-forholdene bedømmes som gode dvs. der utløpsvannet direkte eller raskt når frem til større og vannsikre vassdrag. Der resipientkapasiteten er mindre god må det etter sedimentasjons-bassenget også etableres etterpoleringsdam/dammer. Danske undersøkelser (Mortensen, 1977) har vist at oppholdstiden må være minst 20 min. i sedimentasjonsbassenget for å få en effektiv sedimentering av fôr- og fekalirester og evt. oppvirvlet bunnslam fra anleggene. Etterpoleringsdammene skal være grunne så de gir grunnlag for stor forekomst av høyere vegetasjon og kan praktisk utføres som kanaler.  
"Hobbydammer" bør belegges med registreringsplikt og konsesjonsvilkår når det gjelder maks. årlig fiskproduksjon og tillatte fiskarter/kreps. Saksbehandlingsgebyr bør vurderes fjernet evt. redusert kraftig. Registreringsansvar legges til den enkelte kommune og konsesjonsvilkår utarbeides av Fylkesmannen.
- Større matfiske-/settefiskanlegg med intensiv fôring bør kun tillates anlagt der resipientforholdene er gode. Avløpsvannet må renses og konsesjon gis i henhold til fiskeart, maksimert produksjon (tonn/år) og årlige utslippsmengder. Saksbehandlingsgebyr beholdes og det foretas årlig kontroll ved konsesjonsmyndigheter eller den denne bemyndiger.



- Det er mulig at konsesjonsvilkårene bør ta utgangspunkt i høyest tillatte årlige förmengde isteden for produsert fiskmengde og utslippsmengde. Det er som regel lettere og kontrollere innkjøpssiden isteden for utslippssiden.
- En bør etterstrebe like vilkår og strategi når det gjelder landbasert oppdrettsnæring i innlands-Norge. Vi vil derfor foreslå at det nedsettes et arbeidsutvalg med representanter fra Oppland-, Hedmark-, Østfold-, Akershus- og Vestfold Fylker samt fagkonsulenter som fastsetter regler omkring oppdrettsnæringen i innlands-Norge. Dette bør sees som en videreføring av LENKA-prosjektet, og en kan her til dels ta utgangspunkt i de regelverk som f.eks. 1.1.1993 gjelder for anleggene langs kysten.
- Veterinærmyndighetenes krav til tiltak og restriksjoner som kan hindre spredning av fiske sykdommer og parasitter må stå sentralt og her bør en benytte "føre var" prinsippet, dvs. at miljøvernarbeider kring oppdrettsnæringen skal være forebyggende.
- Det bør foretas en mer inngående undersøkelse ved anlegg nr.11, Snippen Gård.

Det kan her være av interesse å se hvilke vilkår som praktiseres i de øvrige nordiske land.

#### Finland.

Små anlegg tillates å drive uten pålegg eller kontroll.

Anlegg som produserer mer enn 1 tonn fisk pr. år må ha tillatelse (lisens) fra lokale myndigheter. Hvert tilfelle behandles separat utifra rådende forhold og de lokale myndighetene kan gi pålegg om f.eks. maks tillatt daglig fosforutslipp samt gi pålegg om rensing. I senere år har det blitt mye vanskeligere og mer komplisert å få tillatelse. Overtredelser politianmeldes. De større anleggene med mæroppdrett betaler inn en årlig avgift for kompensasjon for vannforurensnings som tilsvarer ca. 2 FM pr. kg fisk produsert.

#### Danmark

All oppdrettsvirksomhet må ha lisens. Samme regler gjelder i hele landet, men det kan gjøres lokale tilpassninger. I senere år er det ikke gitt nye tillatelser til anlegg som benytter seg av ferskvann. Politikken er for tiden at en ønsker å dra inn tillatelsen for anlegg som benytter følsomme vassdrag som resipienter. En national målsetting er videre at alle ferskvannsanlegg skal halvere (50%) sine utslipp. Alle ferskvannsanlegg er pålagt å ha sedimentasjonsbasseng og/eller mikrosiler. Utslippstillatelsene er basert på konsentrasjonsdifferansen mellom innløpsvann og avløpsvann. Det foretas kontinuerlig biologiske undersøkelser for å vurdere forurensningsgrad i aktuelle resipienter. En krever ikke avgifter fra oppdrettsnæringen som kompensasjon for vannforurensning.

#### Sverige

Oppdrettsnæringen er tillatelsebelagt i Sverige. Lokale myndigheter gir lisens for anlegg med produksjon <0,5-10 tonn pr. år. Ved større anlegg med en årsproduksjon >10 tonn må en ha tillatelse fra sentrale myndigheter. Konsesjonsvilkårene er lignende for hele landet og det kan gis tilfeldig konsesjon i en kortere periode hvoretter forholdene evalueres. Konsesjonen inneholder alltid maks. tillatt produksjonsmengde og mengde utslipp av fosfor og nitrogen. Videre kan det gis krav om förtype og förmengde m.m. Det foretas årlige kontroller bl.a. med hensyn til forurensningsaspektene ved hvert anlegg. Ved nyetablering må det foretas en resipientundersøkelse. De større anleggene (>10tonn) må betale en lisensavgift på 10.000Skr. for å dekke konsesjonsbehandlingen. Videre må de også betale resipientundersøkelsen.



## 2. Bakgrunn og problemanalyse

### 2.1. Bakgrunn

Havbruksnæringen har i 1970-80 årene hatt stor vekst langs kysten. Næringen er av Regjeringen utpekt som et satsningsområde for å styrke inntekts- og næringsgrunnlaget i kystdistriktene. Oppdrettssuksessen langs Kyst-Norge skapte også interesse for lignende virksomhet i Innlands-Norge inklusive Hedmark. Mye av etableringen i Hedmark skjedde raskt og tilfeldig, uten nevneverdig kjennskap til de regler og forskrifter som stilles til slik virksomhet (Nashoug 1990). Risiko for forurensning, spredning av fiskeparasitter og fiske sykdommer, genetisk påvirkning av lokale fiskestammer og bruk av antibiotika har i den senere tid reist betenkeligheter ved virksomheten. Forvaltningen må derfor stille strenge krav til oppdrettsvirksomheten pga. faren for forurensning og risiko for sykdomsspredning. For tiden foregår det en livlig debatt om miljøbelastningen ved særlig matfiskproduksjonen i Danmark, Sverige og Finland. I Norge er det utarbeidet omfattende retningslinjer for oppdrettsvirksomheten langs kysten (Leffertstra 1993), mens regelverket synes noe mangelfullt for de anlegg som ligger i Innlands-Norge.

Oppdrett av fisk i Norge er først og fremst innrettet på oppdrett av laksefisk (laks, regnbueørret, brunørret og røye). Disse blir oppdrettet for utsetting i forbindelse med fiskekultiveringstiltak og produksjon av matfisk. Vi deler derfor inn oppdrettsnæringen i settefiskanlegg og matfiskanlegg.

Settefiskanleggene produserer fisk av ulike størrelser for utsetting i vann og vassdrag, men forsyner også oppdrett/matfisknæringen med yngre fisk for videre produksjon til konsum. Etterspørselen etter større settefisk har økt i seinere år. Tidligere var det i hovedsak yngel og ensomrig/ettårig settefisk som ble levert fra disse anleggene. Mange fiskeforeninger driver egne settefiskanlegg. Naturdammer uten fôring er mest brukt. Behovet for større settefisk (tosomrig og eldre) i den senere tid har bidratt til at det har blitt vanligere med settefiskproduksjon i kar/kummer med intens fôring.

Matfiskanleggene produserer fisk for konsum. Langs kysten dominerer oppdrett av laks, mens oppdrett av regnbueørret er vanligst i ferskvann. Regnbueørreten slaktes etter to eller tre vekstsesonger, før den blir kjønnsmoden. Regnbueørret til rakfisk og stor regnbueørret med vekter over 1,5kg er mest etterspurt i markedet. Stor regnbueørret brukes også til sportsfiskedammer og "put and take" fiske. Oppdrett skjer i større jorddammer, bl.a. i kombinasjon med jordvanning, større kummer eller i nettingkasser som blir plassert ute i innsjøer eller elver. Produksjonskostnadene for ferskvannsanleggene ligger i området 20-25 kr pr. kilo (regnet som levende vekt) (Larsen et al. 1991).

I forbindelse med LENKA-prosjektet ble det foretatt en oversikt over oppdrettsvirksomheten i Hedmark (Nashoug 1990). Ordet LENKA står for "Egnethetsvurdering av den norske kystsone og vassdrag for akvakultur". Fra rapporten fremgår det at matfiskanleggene i fylket så nær som ett er landbaserte. De består hovedsaklig av enkle jorddammer på noen hundre m<sup>2</sup> til 2-3 da. størrelse. Kun et fåtall har støpte kummer med overbygg. Produksjonen omfatter vesentlig regnbueørret som slaktes i en størrelse av 0,5 til 1,5 kg. Et fåtall anlegg produserer også settefisk. Disse er hovedleverandører til de andre matfiskanleggene i fylket. I alt ble det registrert 83 oppdrett/matfiskanlegg.

Det dreier seg gjennomgående om små enheter med årsproduksjoner under 5 tonn og flertallet er nærmest og betegnede som hobbybruk. Den gjennomsnittlige årsproduksjonen pr. anlegg ligger på ca 400 kg fisk. I alt produseres det for tiden i Hedmark årlig ca 35 tonn matfisk (regnbueørret). De fleste anleggene er private, kommersielle eller halvkommersielle.

Ikke alle matfiskanlegg er kommet med ved registreringen. Dette skyldes hovedsaklig innføring av saksbehandlingsgebyr (på kr 7000) vedrørende konsesjonsbehandlinger (Nashoug 1990). Mange anså gebyret urimelig høyt og unnlot å søke eller trakk sin konsesjonssøknad tilbake. En har derfor for tiden ikke full oversikt over virksomheten i fylket.

I Hedmark drives de fleste settefiskanleggene av lokale fiskeforeninger. Disse produserer settefisk av naturlige ørretstammer for kultivering av lokale vann og elver. Produksjonen skjer vanligvis uten større førtilskudd i naturdammer. I senere år har det kommet til anlegg som produserer settefisk i kummer og plastkar med intensivutføring. Føring i jorrdammer forekommer også. I alt produseres det for tiden i Hedmark ca. 1,3 mill. settefisk fordelt på ca 850.000 ensomrige og ca 470.000 større settefisk. Utsetting av fisk i forbindelse med Glomma-prosjektet vil ytterligere øke behovet for større settefisk. For styrking av de naturlige bestander vil det alltid være behov for oppbevaringsanlegg for stamfisk samt settefiskanlegg i fylket.

## 2.2. Problemanalyse

Fiskeoppdrett kan, som tidligere nevnt, medføre vannforurensning og skape konflikter for andre brukerinteresser. Den mest påfallende forurensningseffekten fra den landbaserte oppdrettsaktiviteten er økt fosforkonsentrasjon, saprobiering (dvs. vekst av sopp og bakterier) og særlig eutrofiering med bl.a. økt algeforekomst i bekker og mindre elver nedstrøms oppdrettsanleggene (Hinshaw 1973, Szluha 1974, Markmann 1977, Kjellberg 1976, 1991 samt Bergheim og Selmer-Olsen 1978). Størst forurensningsproduksjon skjer i de perioder fisken føres. Rengjøring og spyling av dammer og kar/kummer bidrar også til økt risiko for forurensning. Førrester, ekskrementer og ekskresjonsprodukter med stort innhold av organisk stoff og næringssalter kan da transporteres ut i de vassdrag som benyttes til resipienter. Stor fisketetthet, grunne dammer og kummer og store førmengder pr. arealenhet gir mest forurensning. Det foreligger også en risiko for at fiske sykdommer og fiskeparasitter samt rester av de medikamenter (antibiotika) som benyttes kan nå vassdragene. Senket pH pga. stor CO<sub>2</sub> produksjon og minket O<sub>2</sub>-innhold er også dokumentert i mindre vassdrag nedstrøms oppdrettsanlegg (Bergheim og Selmer-Olsen 1978). Føring skjer i løpet av den varme oppdrettsperioden dvs. om sommeren. Vanntemperaturen er da tilstrekkelig for at fisken effektivt kan benytte seg av den tilførte førmengden. Førkoeffisienten ligger da som regel nær 2 (Markmann 1977). Nashoug (1990) oppgir en førfaktor på ca. 1,3 ved de større anleggene i fylket. Som før benyttes fortiden fiskemjølbasert pelletert tørrfôr. Føret inneholder ca. 1% fosfor og ca 6-9% nitrogen (Christensen og Horsted 1991). Føringen skjer vanligvis med hjelp av hel- eller halvautomatiske utføringssystemer. En regner med at ca. 65-85% av fosforet i føret går ut i resipienten hvorav ca 30-60% som løst fosfor. Ca 70% av nitrogenet i føret går ut og da i hovedsak (ca 80%) som løst ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (Persson 1987 og Christensen og Horsted 1991). En betydelig del av næringssaltutslippet fra et fiskeoppdrett er således direkte biotilgjengelig og kan raskt tas opp av bakterier, alger og høyere planter (Braaten et al. 1992). Lettnedbrytbart organisk stoff fra fekalier og førrester skaper grobunn for sopp- og bakterievekst. I mange tilfeller kan vi derfor registrere klare eutrofi og saprobieffekter nedstrøms matfiskeoppdrett og større settefiskanlegg med intensivføring. Stor algeproduksjon i fisksdammene kan også skape problemer i resipienten, da algene følger med i utløpsvannet. Det siste er vanlig i dammer som ikke årlig tømmes og der det er lav vanngjennomstrømning.

Markmann (1977) angir for danske matfiskeoppdrett en døgnbelastning av fosfor på 0,13-0,18g P/kg fisk (regnbueørret), mens belastning ved Øxna Bruk i Norge i 1977 var ca. 0,05g P/kg (Bergheim og Selmer-Olsen 1978). I Finland, som er Europas største produsent av storvokst (1,5-4kg

regnbueørret, har man beregnet en midlere fosforbelastning på 13,5-14,0 kg pr. produsert tonn av regnbueørret (Lundgren 1994). Nashoug (1990) oppgir ca. 12 kg fosfor pr. produsert tonn for de større anleggene i Hedmark. Dette er i samsvar med svenske forhold der fosforbelastningen ligger i området 5-20 kg pr. produsert tonn (Larsen et al. 1991). Ved forbedret oppdrettsteknikk, lavere fosforinnhold i fôret (miljøfôr) og kunnskap om utførings- og produksjonskontroll, samt innføring av renseteknologi, har det for enkelte anlegg vært mulig å komme ned i området 4-5 kg pr. produsert tonn. Nitrogenutslippene har minket fra 85-100 kg tot-N pr. tonn produsert fisk til 60-70 kg tot-N. pr. tonn fisk (Larsen et al. 1991). For mer generell informasjon henvises til vedlegg nr.III.

Da flere av anleggene i Hedmark har små vassdrag som resipient, er det store sjanser for at det lokalt kan være forurensningseffekter, som er til sjenanse for andre brukerinteresser. Ved at matfiskeanleggene er spredt over hele fylket og fordelt på mange vassdrag har likevel ikke forurensningen fra anleggene skapt lokale forurensningsproblemer av betydning (Nashoug 1990). Den settefisk som produseres av de lokale jeger og fiskeforeninger i naturdammer uten føring representerer neppe noe forurensningsproblem.

### **2.3. Målsetning med undersøkelsene i 1993.**

Befaringsundersøkelsen i 1993 hadde som målsetting å registrere graden av eventuell vannforurensning i de vassdrag som berøres av utslippsvann fra 14 fiskeoppdrettsanlegg i Hedmark. En generell vurdering av omfang og grad av forurensning skulle gjøres. Resultatene skal benyttes av Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernadv. i forbindelse med konsesjonssøknader. Ulike typer fiskeoppdrettsanlegg slik som rene matfiskanlegg (regnbueørret), settefiskanlegg og kombinasjonsanlegg er derfor valgt ut for å få et representativt bilde av forholdene i fylket.

### 3. Materiale og metodikk

I perioden 15.-17.juni og 11.-18.september ble det foretatt befaringsundersøkelser ved de aktuelle fiskeoppdrett. Plasseringen av de ulike anlegg er vist i fig.1. I juni ble det tatt vannprøver fra selve utslippet fra anleggene, mens det i september også ble tatt vannprøver fra inntaksvannet. Vi fikk da mulighet til å vurdere påvirkningsgrad. Vannprøvene er analysert for organisk stoff (TOC) og næringssalter: Tot-P, Tot-N og  $\text{NO}_3$ .

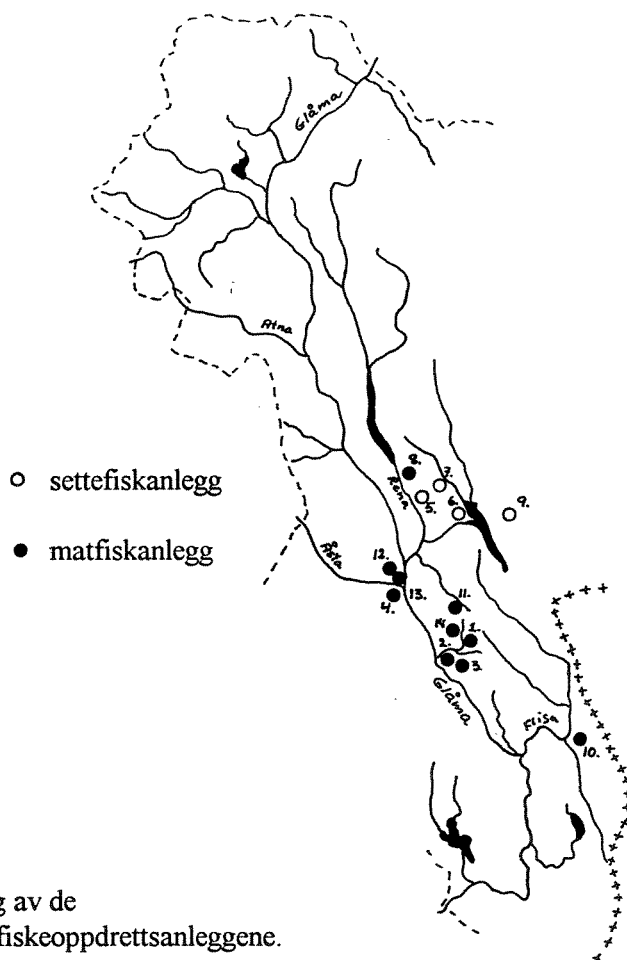


Fig.1 Lokalisering av de undersøkte fiskeoppdrettsanleggene.

Analysene er utført i samsvar med Norsk Standard for vannanalyser. Ved vurdering av tilstand og påvirkningsgrad har vi benyttet SFT's klassifiseringssystem for miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992) (se fig.2-7). Primærdata er gitt i tabell 1 i vedlegget.

Forurensningssituasjonen i berørte resipienter ble vurdert utifra biologisk status basert på begroing- og bunndyrforekomst. For at resultatene skal bli mer oversiktlige og almenpraktiske anvendbare benyttes fire hovedklasser (klasse I til klasse IV) på bakgrunn av den foreliggende biologiske status og forurensningsgrad med hensyn til påvirkning av lettnedbrytbart organisk stoff (saprobiering) og næringssalter (eutrofiering). Det er lagt spesiell vekt ved ev. avvik fra naturgitt biodiversitet, fiskeforhold og mer hygieniske aspekter. De ulike klasser og overgangssoner er markert med farger slik at forurensningssituasjonen generelt kan vises på et kart (se fargefigurene i kap.4.5). For mer inngående informasjon vises til Kjellberg (1994), samt vedlegg nr.I.

Det ble også tatt enkelte begroings og bunnfaunaprøver for nærmere analyse i laboratorie bl.a. ble det tatt algeprøver fra de dammer som hadde generende algevekst (se vedlegg nr.II).

Prosjektet er tidsforskyvet i forhold til kontrakten av den 19.12.-91 og undersøkelsesprogrammet noe forandret. Årsaken til dette var at sommeren 1992 ikke var egnet for denne undersøkelsen pga. den ekstremt varme og nedbørfattige forsommeren etterfulgt av en periode med til dels store nedbørmengder i juli-september. Prosjektet ble derfor i sin helhet utført i 1993.

I alt ble 14 fiskeoppdrett som berører Glåmavassdraget i kommunene Elverum, Åmot og Åsnes befart. Plassering av de ulike anlegg er vist i figur 1. Følgende anlegg ble undersøkt:

1. Odd Arild Herstadhagen, Elverum (reg.nr.He/e 506) MATFISK

Produksjon: 100 kg regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: 600 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Eget oppkomme som går ut i Bjørnbekken, derfra ca 15-16 km langs Jømna før utløp i Glåma.

2. Hans J. Elsmo Dahl, Elverum (Reg.nr. He/e 510) MATFISK

Produksjon: 100 kg regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: 800 m<sup>3</sup>

Vassdrag: 500-600 meter fra dam til Jømna, derfra ca 1,5 km langs Jømna før utløp i Glåma.

3. Frank Skybak, Elverum (reg.nr. He/e 511) MATFISK

Produksjon: 50 kg regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: 125 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Fra demmen ca 1 km langs bekk til Jømna, derfra ca 1 km langs Jømna før utløp i Glåma.

4. Ole M. Nordbye, Kvernen gård, Åmot (reg.nr. He/aa 010) SETTEFISK

Produksjon: 100000 settefisk regnbueørret/ørret pr. år

Oppdrettsvolum: 3000 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Leder vann fra Åste til Kvernbekken. Utløpsvann fra anlegget grovfiltreres i stedlige masser. Massene dreneres til Glåma.

5. Åmot Jakt- og Fiskeforening, Hokstdammen, Åmot (reg.nr. He/aa 007) SETTEFISK

Produksjon: 3200 stk. brunørret pr. år

Oppdrettsvolum: 6000 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Ca 500 m langs sidebekk før utløp i Rena.

IKKE FORING.

6. Brevikrønningen, Osensjøen Jakt- og Fiskeforening, Åmot (reg.nr. He/aa 009) SETTEFISK

Produksjon: ca 3500 2-årige settefisk brunørret pr. år

Oppdrettsvolum: 11000 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Osensjøen (Valmen) og Søre Osa.

IKKE FORING.

7. Bakksætra, Osen Jakt- og Fiskelag, Åmot (reg.nr. He/aa 008) SETTEFISK

Produksjon: ca 65000 stk 2-årige settefisk (brunørret) pr. år

Oppdrettsvolum: 80000 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Ca 1 km langs sidebekk før utløp i Slemma straks sør for N. Slemsjøen

IKKE FORING.

8. Tormod Halvorsen, Gjetvoll, Åmot (reg.nr. He/aa 002) MATFISK

Produksjon: ca 50 kg regnbueørret pr. år

Damareal: ca 1,5 daa

Vassdrag: ca 2 km langs sidebekk før utløp i Rena

9. Birger Rangnar Nysæther, Åmot (reg.nr. He/as 002) SETTEFISK

Produksjon: ca 25000 1-somrige og 20000 2-somrige settefisk (brunørret) pr. år

Oppdrettsvolum: 195130 m<sup>3</sup>

Vassdrag: ca 2 km langs Buråsbekken før utløp i Tverrena

10. Paul O. Tyseng, Finnskogfisk, Åsnes (reg.nr. He/as 002) SETTE- og MATFISK

Produksjon: 30000 settefisk, 500 stk stamfisk og 600 kg matfisk av regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: 3000 m<sup>3</sup> (tre anlegg)

Vassdrag: ca 5 km langs Alunbekken og Sandbekken før utløp i Flisa.

Obs! Anlegget er nedlagt og her ble det ikke tatt prøver.

11. Klaus Ganser, Snippen gård, Elverum (reg.nr. He/e 005) SETTE- og MATFISK

Produksjon: Inntil 4000 kg mat- og settefisk av røye, ørret og regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: 420 m<sup>3</sup>

Vassdrag: Avløp vis 4 sedimenteringsdammer til bekk ut i Gubberudtjern, deretter 2 km langs bekk før utløp i Julussa.

12. Einar Mikkelsen, Åmot (konsesjonssøknad under behandling) SETTE- og MATFISK

Omsøkt produksjonsmengde: 2000 kg matfisk (regnbueørret) pr. år + settefisk av ørret og regnbueørret.

Oppdrettsvolum: 3600 m<sup>3</sup>

Vassdrag: ca 2,5 km langs Engåa før utløp i Glåma

13. Ole M. Kjendlie, Brudefallet gård (konsesjonssøknad under behandling) MATFISK

Omsøkt produksjonsmengde: 100 kg regnbueørret pr. år

Oppdrettsvolum: ca 2800 m<sup>3</sup>

Vassdrag: rett ved Glåma.

14. Jørgen Lindbergsengen, Horna fiskeanlegg (konsesjonssøknad under behandling) SETTE- og MATFISK

Omsøkt produksjonsmengde: 160000 stk yngel, 112000 stk 1-somrige, 8000 stk 2-somrige og 3200 kg matfisk (regnbueørret) pr. år

Vassdrag: vestre Horna som tilrenner Jømna.

Topografisk Hovedkartserie - M 711. NORGE 1:50 000

KARTBLAD:	ANLEGG:
1917 II	4,12 og 13
2016 IV	1,2,3,11 og 14
2017 I	9
1917 I	8
2116 III	10
2017 IV	5,6 og 7

## 4. Resultater og diskusjon.

### 4.1. Sammendrag

De utførte undersøkelser viste at settefiskproduksjon i naturdammer uten føring hadde liten forurensningseffekt på nedenforliggende vassdrag. Med hensyn til risiko for saprobiering og eutrofiering utgjør derfor ikke den settefiskeproduksjon som utføres av lokale Jeger og fiskeforeninger i Fylket noen direkte forurensningsfare.

Oppdrettsanlegg med føring dvs. matfiskanlegg, hobbydammer og mer intensivrettet oppdrett av settefisk tilfører nedenforliggende vassdrag næringssalter (særlig fosfor) og lettnedbrytbart organisk stoff som i enkelte tilfeller skapte direkte forurensningseffekter med bl.a. visuelt fremtredende sopp- og bakterievekst samt økt forekomst av påvekstalger og høyere vegetasjon. Vannmengden gjennom anlegget i forhold til vannmengden i resipienten står her sentralt i kombinasjon med fisketetthet og førmengder. Det var bare ved de anlegg som hadde mer intensiv drift og benyttet små vassdrag som resipient vi fant direkte forurensningseffekter av betydning i resipienten. Mindre anlegg av "hobbykarakter" med begrenset utføring skapte ingen direkte forurensningseffekter med henhold til saprobiering og/eller eutrofiering i berørte hovedresipienter. Dette gjaldt også de anlegg som benyttet hele bekker og oppkommer til driftsvann.

Flertallet anlegg slet likevel med generende algevekst og i visse fall også med uønsket høyere vegetasjon i selve dammene grunnet økt næringssalttilførsel. Her bør det nevnes at flere anlegg benyttet inntaksvann som allerede var belastet med næringssalter og organisk stoff fra ovenforliggende forurensningskilder.

### 4.2. Fosfor.

Konsentrasjonen av fosfor uttrykt som  $\mu\text{g tot-P/l}$  i inntaks- og avløpsvannet ved de ulike anlegg er vist i figur 2, og påvirkningsgrad er gitt i figur 3 primærdata er sammenstilt i vedlegg nr.II. Fosforkonsentrasjonen i settefiskdammene uten føring (nr.5, 6 og 7) var lav med konsentrasjoner  $\leq 10 \mu\text{g tot-P/l}$ . Det var noe høyere konsentrasjon i avløpsvannet jevnført med innløpet. Dette kan muligens være en effekt av at dammene gjødsles og kalkes en gang pr. år, men kan også være en effekt av fiskeaktiviteten.

Fôret som benyttes til fiskeoppdrett er rikt på proteiner og tilfører anleggene derfor betydelige mengder næringssalter bl.a. fosfor. I anlegg der det foregår mer intens utføring får vi derfor økt fosforkonsentrasjon i avløpsvannet. Flere av de besøkte oppdrettsanlegg benyttet vann som allerede var betydelig forurenset med næringssalter. Anlegg 2, 3 og 11 er eksempel på dette. Her fant vi derfor også høye konsentrasjoner av fosfor i utløpsvannet med verdier i området  $40-120 \mu\text{g tot-P/l}$ . Forøvrig registrerte vi avløpsvannkonsentrasjoner i området  $7-40 \mu\text{g tot-P/l}$ , hvilket klasseres som mindre godt til dårlig i SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

Påvirkningsgrad varierte fra lite påvirket til meget sterkt påvirket. Størst påvirkningsgrad fikk vi der en benyttet vannkilder med lave fosforkonsentrasjoner ( $\leq 5 \mu\text{g tot-P/l}$ ) og hadde liten vanntilførsel. Forurensningseffekten i nedenforliggende vassdrag ble likevel som regel liten. Unntak utgjorde her anleggene 11 og 14, der vi registrerte klare eutrofi-effekter.



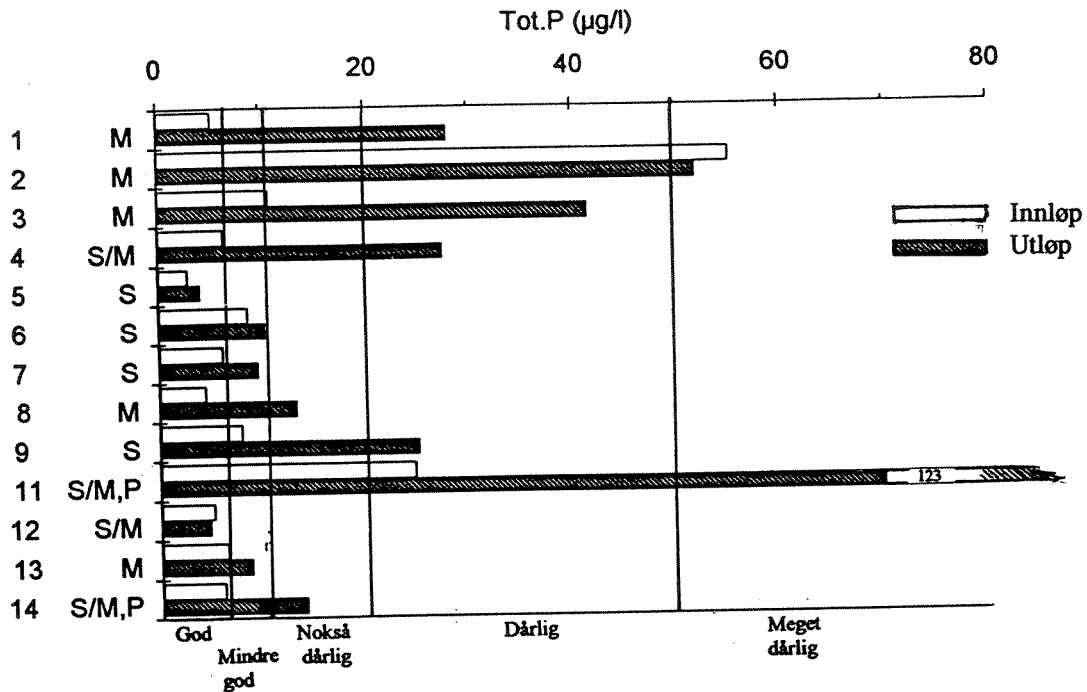


Fig.2 Tilstand for fosforkonsentrasjon vurdert etter SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992). M=matfisk, S=settefisk, P=sportsfiskedam

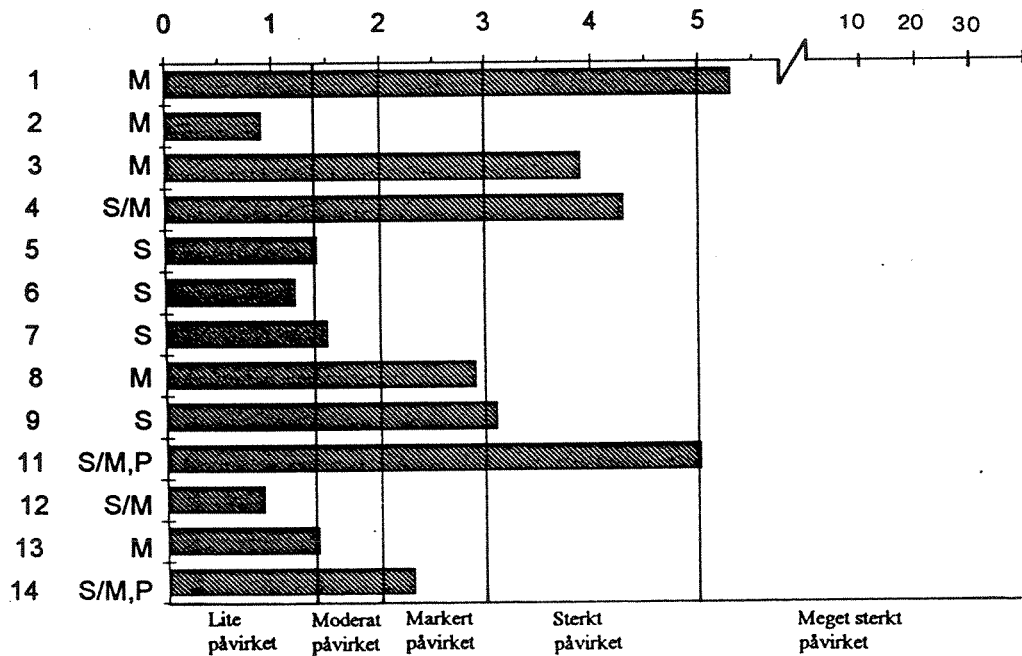


Fig.3 Påvirkningsgrad for Tot-P, vurdert utifra retningslinjer gitt i SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

### 4.3. Nitrogen.

Konsentrasjonen av totalnitrogen i innløps- og avløpsvannet fra de ulike anlegg er vist i figur 4, og påvirkningsgrad gitt i figur 5 primærdata er sammenstilt i vedlegg nr.II. Settefiskedammene uten føring (anlegg nr.5, 6 og 7) hadde lave til middels høye nitrogenkonsentrasjoner med verdier i området 200-400  $\mu\text{g tot-N/l}$  i samsvar med de naturgitte forhold. I to av dammene registrerte vi noe høyere konsentrasjoner i avløpsvannet jevnført med innløpsvannet.

Fiskeføret inneholder en hel del nitrogen og anlegget tilføres derfor nitrogen ved utføring. Videre benyttet flere av anleggene inntaksvann som var belastet med nitrogenforbindelser. Dette gjaldt særlig anlegg nr. 3 der vi registrerte en nitrogenkonsentrasjon på 3600  $\mu\text{g tot-N/l}$  i innløpskanalen. Ved prøvetakingstidspunktet i september fungerte dammene som "nitrogenfeller" på grunn av denitrifikasjonsprosesser og at nitrogen tas opp i begroingsalger og høyere vegetasjon. Påvirkningsgraden i avløpsvannet ble derfor liten til moderat og ved enkelte anlegg registrerte vi lavere nitrogenkonsentrasjon i avløpsvannet enn i innløpsvannet. Dette gjaldt særlig anlegg nr. 3. Det var bare ved anlegg nr. 11, der en til dels resirkulerterer sitt driftsvann, vi registrerte større nitrogenforurensning fra anlegget med konsentrasjoner overstigende 1000  $\mu\text{g tot-N/l}$ . Påvirkningsgraden mer generelt sett bedømmes derfor som liten til moderat når det gjelder nitrogen.

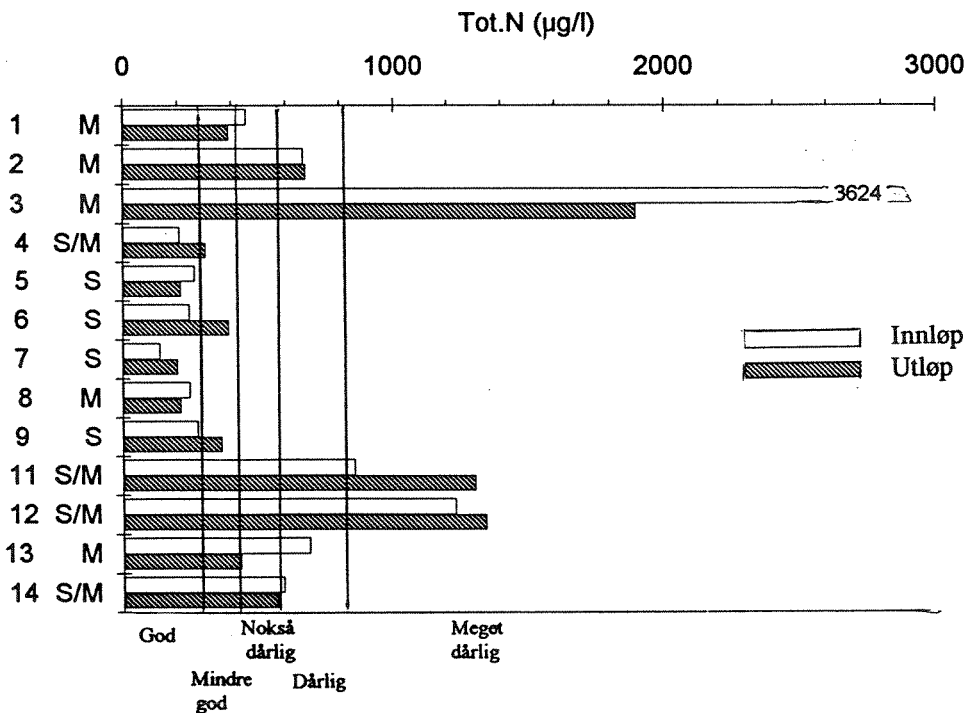


Fig.4 Tilstand for nitrogenkonsentrasjon vurdert etter SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

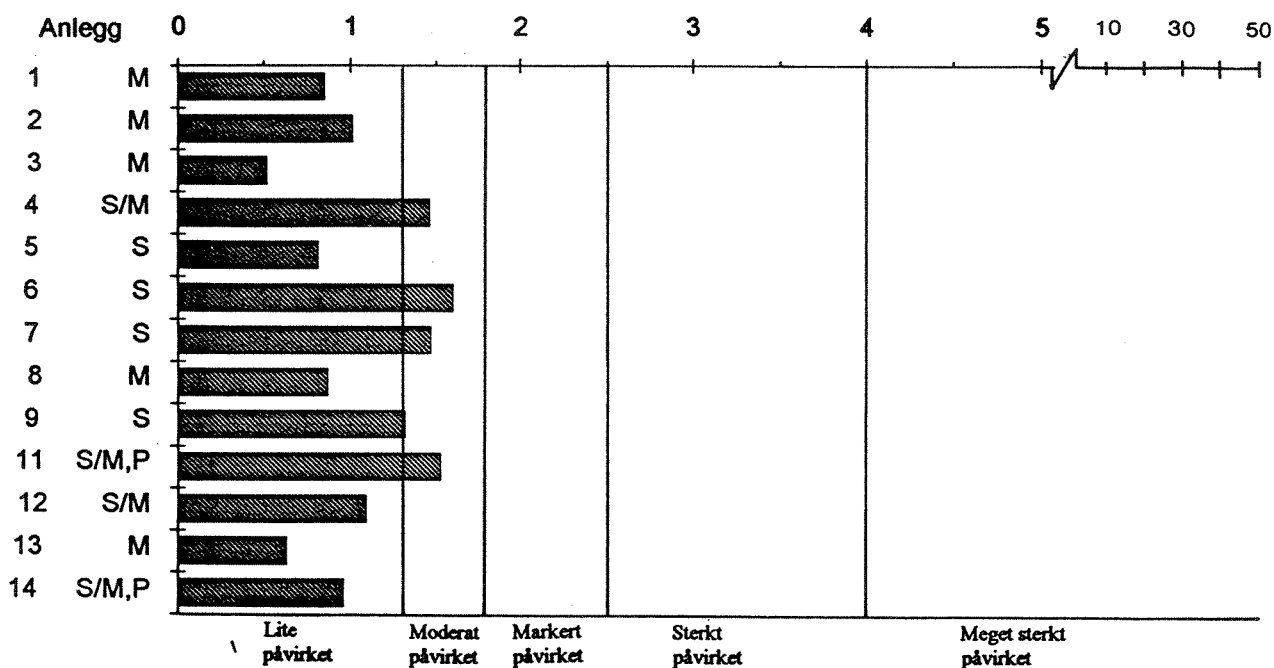


Fig.5 Påvirkningsgrad for Tot-N, vurdert utifra retningslinjer gitt i SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

#### 4.4. Organisk stoff.

Konsentrasjonen av organisk stoff i inntaks- og avløpsvannet ved de ulike fiskeanlegg er uttrykt som organisk karbon (TOC) dvs, som mg C/l. De målte verdier er presentert i figur 6, og påvirkningsgrad gitt i figur 7, primærdata er sammenstilt i vedlegg nr.II. Det er i første hand den lettnekbrytbare fraksjonen som kan skape vannforurensning. Fôrrester og fekalier står her sentralt og det er derfor i hovedsak fôrtilførselen som tilfører anleggene lettnekbrytbart organisk stoff. Resultatene fra prøvetakingen er i dette tilfelle mer vanskelig og tålke da flere av anleggene benytter humusholdig vann og som nevnt også vann som allerede er forurenset med bl.a. lettnekbrytbart organisk stoff. Det var bare ved anlegg med mer intensiv utfôring vi kunne registrere noen større konsentrasjonsøkning av organisk stoff i avløpsvannet. Påvirkningsgraden bedømmes likevel som liten til moderat. Det var bare ved et av anleggene (anlegg nr. 14) økt tilførsel av lettnekbrytbart organisk stoff skapte direkte forurensningsproblem i nedforliggende resipient.

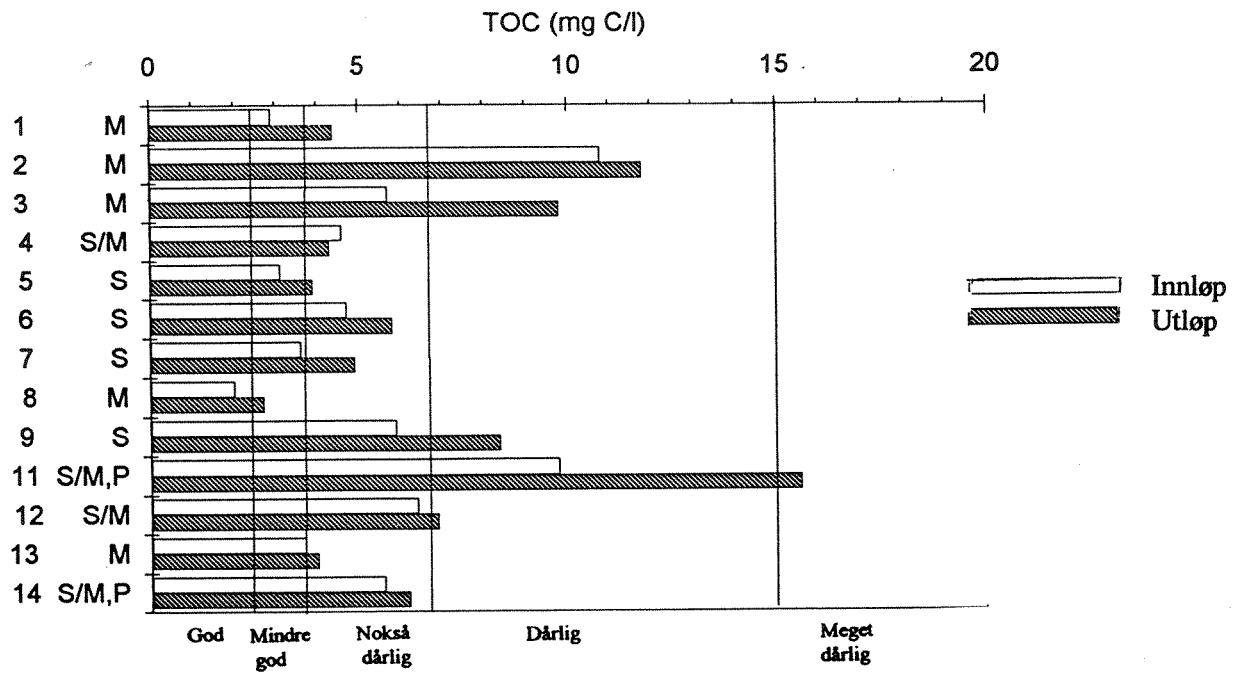


Fig.6 Tilstand for organisk karbon vurdert etter SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

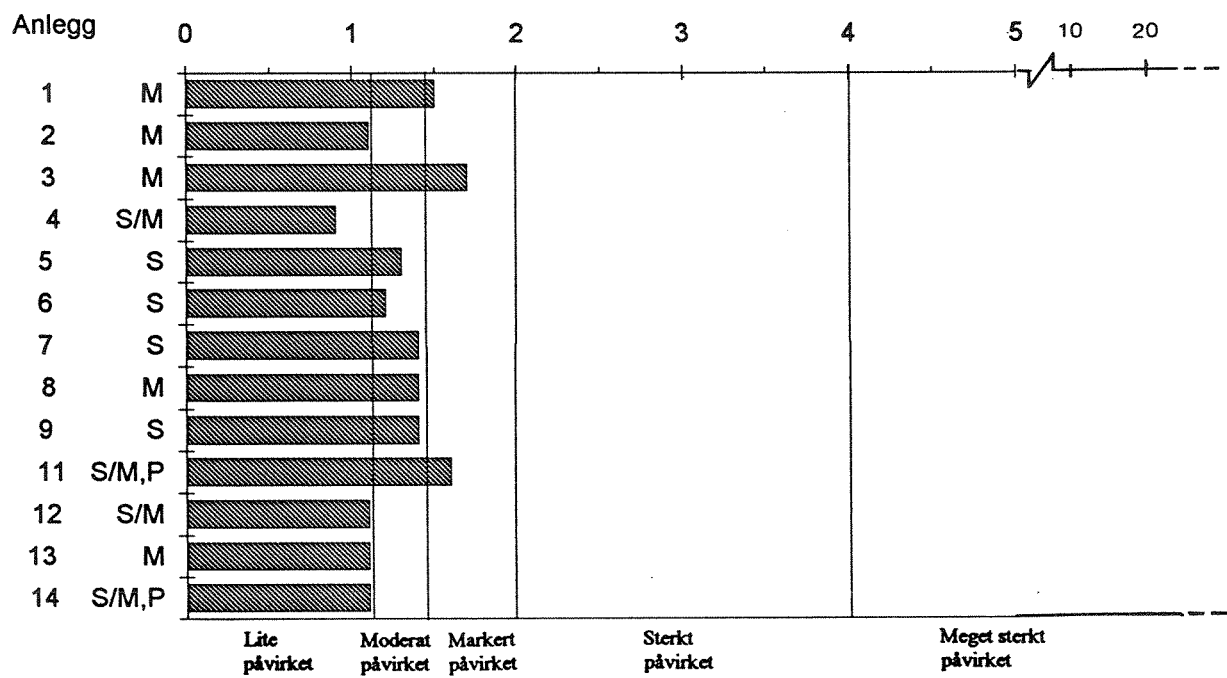
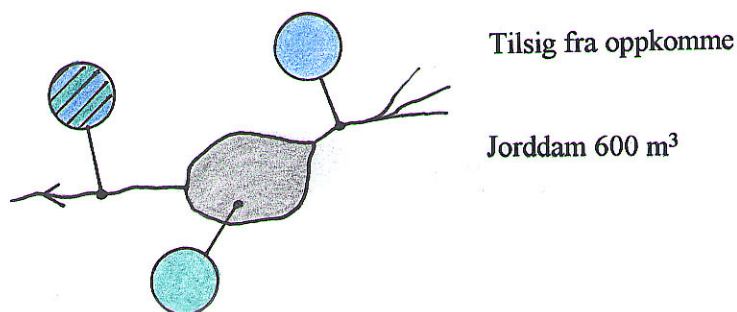


Fig.7 Påvirkingsgrad for TOC, vurdert utifra retningslinjer gitt i SFT's klassifiseringssystem (Holtan og Rosland 1992).

#### 4.5. Forurensningssituasjonen ved de enkelte fiskeanlegg.

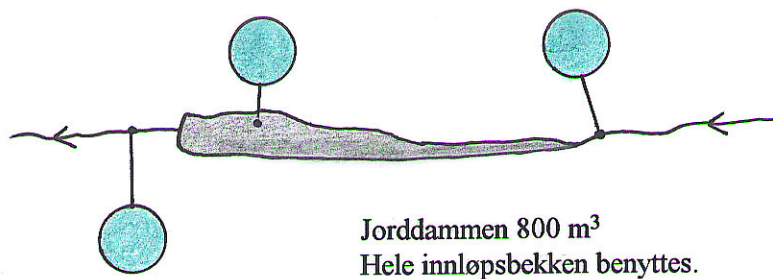
Forklaring til fargesymbolene er gitt i vedlegg nr.1.

Nr.1



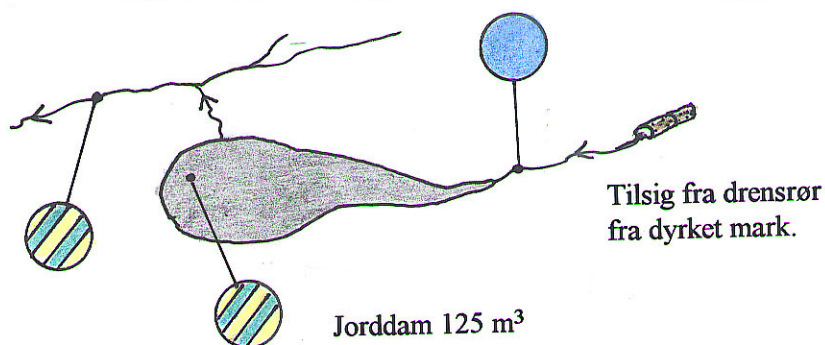
Kommentar: Viss eutrofieffekt i selve dammen med økt og til dels generende forekomst av trådformede grønnalger som *Mougeotia*, *Oedogonium* og *Spirogyra*. Ikke påviselige effekter i Horna/Jømna som her utgjør hovedresipient.

Nr.2



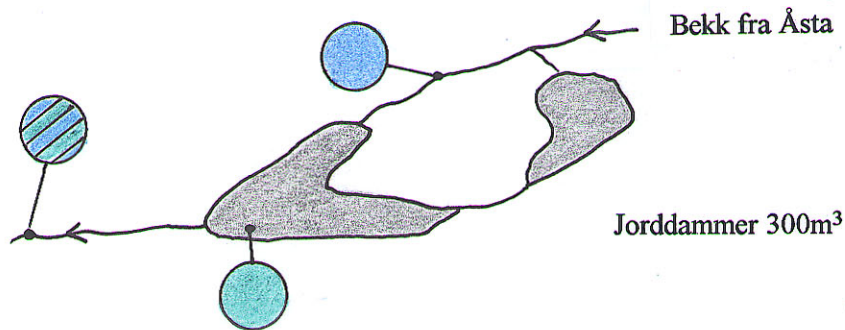
Kommentar: Ingen påvisbar effekt i dammen eller i utløpet. Effekten på Jømna som her er hovedresipient bedømmes derfor som liten.

Nr.3



Kommentar: Selve dammen og bekkesiget ned til Holtomsbekken var klart påvirket av næringssalter og lettredbrytbart org.stoff. Anleggets påvirkning av Jømna som her er hovedresipient bedømmes likevel som liten.

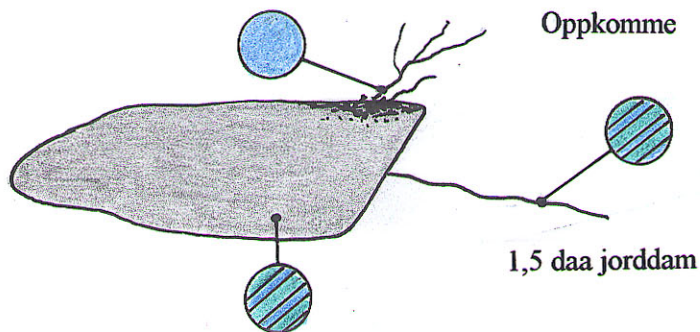
Nr.4



Kommentar: Selve dammen var noe påvirket av næringssalter og organisk stoff. Bl.a. var det stor forekomst av blågrønnalgen *Oscillatoria cf. tenuis* og gulgrønnalgen *Vancheria*. Effekten på Glåma som her er resipient bedømmes likevel som liten.

Nr.5, 6 og 7 er settefiskdammer uten utføring som ikke påvirket sine respektive resipienter. Her fant vi ikke noen tegn på forurensning.

Nr.8

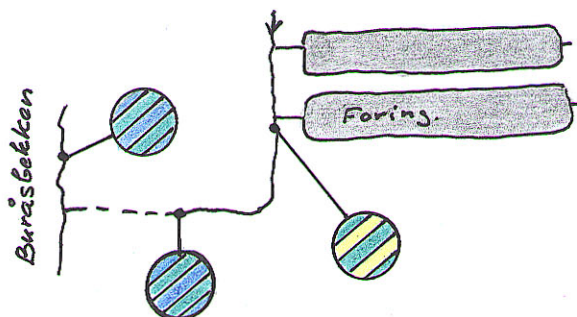


Kommentar: Økt tilførsel av næringssalter bidrar til en hel del algevekst i selve dammen. Mest fremtredende var forekomsten av trådformete grønnalger som *Microspora* og *Spirogyra*. Påvirkningen av Rena som her er resipient bedømmes som minimal.



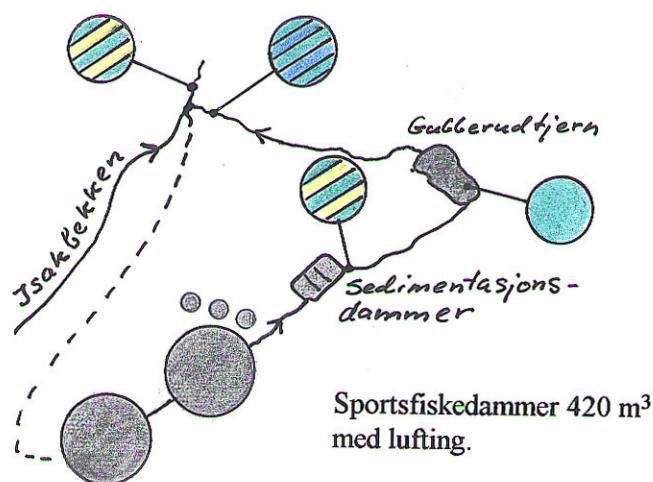
Nr.9

Flertall jorddammer som ialt utgjør en oppdrettsvolum på 195130 m<sup>3</sup>



Kommentar: Like nedstrøms utløpet fra de dammer der det var utføring kunne vi registrere effekter av næringssalter og lettredbrytbart org.stoff ved rik forekomst av de trådformede grønnalgene *Microspora* og *Oedogonium* samt heterotrofe organismer som bakteriene *Leptothrix* og *Sphaerotilus*. Lengre nedstrøms i utløpskalen var det en viss eutrofipåvirkning med økt forekomst av ovennevnte grønnalger. Påvirkningen på Tverrenna som her er hovedresipient bedømmes som minimal.

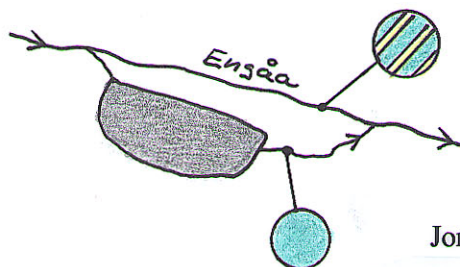
Nr.11



Kommentar: Alegget benytter resirkulering av vannet. Avløpet var klart påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff. Gubberudtjernet syntes noe påvirket med økt algevekst. Mer inngående undersøkelser må likevel til for å verifisere dette. Bekken fra Gubberudtj. til Isakbekken var lite til moderat påvirket mens selve Isakbekken var moderat til sterkt påvirket ved befaringsstilfellet. Julussa er her hovedresipient. Årsaken til at Isakbekken var så forurenset må klarlegges før en kan bedømme effekten av fiskeanlegget. Her er det ønskelig med mer inngående undersøkelser.



Nr.12

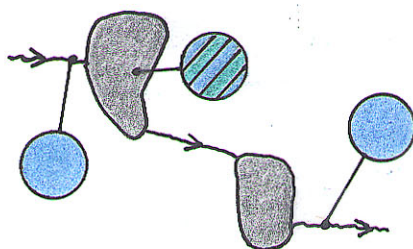


Jorddam 3600 m<sup>3</sup>

Berørte del av Engåa  
tørrelegges ved lavvannføring.

**Kommentar:** Anlegget påvirket ikke Engåa ved befaringstilfellet, snarere så det ut som om dammen fungerte som biodamm dvs. avløpsvannet var mindre belastet med næringssalter og særlig lettnedbrytbart organisk stoff enn innløpsvannet, dvs. selve Engåa, som var moderat til sterkt belastet med forurensning fra oppstrømsliggende bebyggelse.

Nr.13

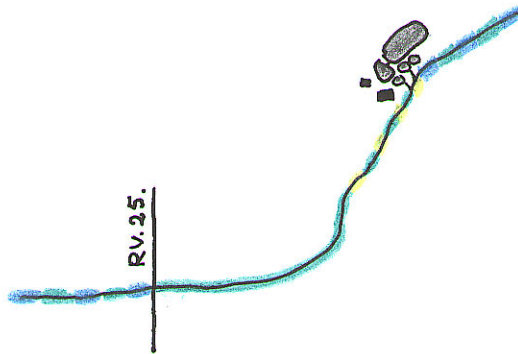


Jorrdammer 2800 m<sup>3</sup>

Hele innløpsbekken  
benyttes.

Til Glåma

**Kommentar:** Anlegget hadde sparsomt med fisk i 1993. Foruten en viss eutrofi-effekt i selve dammene med stor forekomst av trådformete grønnalger (*Spirogyra* og *Zygnema*) ble det ikke registrert noen direkte forurensningseffekter. Glåma som her er resipient bedømmes derfor som lite påvirket.



Kommentar: Horna fiskeanlegg ved elva Horna var det anlegg som bidro med størst forurensningseffekt på sin reseipient. Horna var klart påvirket av næringssalter og lettredbrytbart organisk stoff med økt algevekst (grønnalgene *Microspora* og *Ulothrix*) og visuelt fremtredende heterotrof vekst (bl.a. bakterien *Leptothrix*) langs en strekning av 200-300 meter nedstrøms anlegget. Størst forurensning kom fra oppdrettskummene. Størst forurensningseffekt ble registrert ved befaringen i juni.

## 5. Forurensningsbegrensende tiltak.

Vi har her bare tatt utgangspunkt i faren for forurensning av næringssalter og organisk stoff. Risiko for smitte av sykdommer, spredning av parasitter og medikamenter samt faren for genetisk forurensning må vurderes av veterinærmyndigheter og fiskesakkyndige. Det er imidlertid viktig at dette tas med i en helhetsvurdering da en skal fastsette krav til forurensningsbegrensende tiltak, og oppdrettsvirksomheten som sådan.

- Settefiskdammer uten føring.  
Den kalking og gjødsling som av og til benyttes i disse anlegg er ikke av den størrelse at en må foreta noen direkte tiltak som begrenser eventuelle effekter i nedenforliggende vassdrag. Vanningsdammer som også benyttes til fiskedammer evt. krepsdammer der det ikke tilføres fôr kommer også inn under denne kategori.
- Hobbyanlegg, vanningsdammer som også brukes til fiskeproduksjon samt settefiskdammer og selvfiskedammer der det skjer begrenset føring bidrar til vannforurensning. Forurensningspåvirkningen på nedenforliggende vassdrag er likevel som regel liten, men for å begrense eventuelle forurensningseffekter bør det etableres en eller flere sedimentasjons-bassenger mellom anlegget og utslippspunktet i resipienten (føre var prinsippet). Sedimentasjonsbassenget må ha tilstrekkelig dybde og oppholdstid. Mortensen (1977) har vist at oppholdstiden må være minst 20 min. for å få en effektiv sedimentering av fôr- og fekalierester.
- Anlegg med intensivføring.  
Disse anlegg vil gi størst forurensningsproduksjon og her er det påkrevet med forurensningsbegrensende tiltak. Større anlegg som benytter ømfintlige resipienter må pålegges mikrosiloanlegg (f.eks. triangelfilter), sedimentasjonsbasseng og etterpoleringsbasseng, mens sedimentasjonsbasseng og etterpoleringsbasseng sannsynligvis er tilstrekkelig der en har vannrikere resipienter. Poleringsbassenget skal være grunt og ha tilstrekkelig vannflate/areal. Det må utarbeides retningslinjer for hvordan en skal utforme sedimentasjons- og etterpoleringsbassenger.
- Handføring synes å gi lavere fôrspill jevnført med automatføring. En bør derfor vurdere forbud mot automatføring i mindre landbaserte anlegg som i dette tilfelle.
- Det bør etableres en nordisk samarbeidsgruppe som har som mål å finne egnede tiltak mot forurensning fra oppdrett av fisk/kreps i ferskvann.

## 6. Litteratur - referanser.

- Bergheim,A. og A.R.Selmer-Olsen. 1978. River pollution from a large trout farm in Norway. *Aquaculture*, 14 (1978):267-270.
- Braaten, B. et al. 1992. Biologisk tilgjengelighet av nærings salttilførsler til det marine miljø fra fiskeoppdrett, landbruksavrenning og kommunalt avløpsvann. NIVA-rapp., løpenr. 2877. 160s.
- Christensen,K.D. og J.Horsted. 1991. Miljøbelastning fra havbrug og saltvandsdambrug. DFH rapport 397, 90s.
- Hinshaw,R.N. 1973. Pollution as a result of fish cultural activities. *Ecological Research Seriea*, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 20460, 53pp.
- Holtan,H. og D.S.Rosland. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning Nr. 92:06. TA/905/1992.
- Kjellberg,G. 1976. Undersøkelse av avløpsvann fra oppdrettsanlegg for matfisk ved Kalverudelva på Biri i Oppland fylke. NIVA-rapp. 0-181/73. 25s.
- Kjellberg,G. 1991. Horna Fiskeanlegg-vannforurensning. Notat av den 13.12.1991, 3s.
- Kjellberg,G. 1994. Trysilelva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på kjemiske og biologiske forhold 1992. NIVA-rapp., løpenr. 2983. 68s.
- Larson,B., U.P.Wichardt og R.Karlsson. 1991. Faktabroschyr från Vattenbrukarnes Riksförbund. Arvika 1991.
- Leffertstra,H. 1993. Regulating effluents and wastes from aquaculture production in Norway. Workshop on fish farmed effluents and their control in EC countries. Nov.23-25, 1992,; 131-135.
- Lundgren,P. 1994. Miljöseminarium på Åland. Vattenbruk nr.1 1994.
- Markmann,P.N. 1977. Status over dambrugproblematikken. Rapport utarbeidet for Århus antskommune. 162s.
- Mortensen,B.F. 1977. Er rensing af afløb fra dambrug realistisk? *Ferskvandsfiskeribadet*, 75 (1):2-6.
- Nashoug,O. 1990. LENKA i Hedmark. LENKA-rapport.
- Persson,G. 1987. Sambandet mellan föda, produksjon och förorening vid odling av stor regnbåge (*Salmo gairdneri*). Naturvårdsverket, Rapport 3382, 1987:10.
- Szluha,A. 1974. Potamological effects of fish hatchery discharge. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 103 (2):226-234.

## **7. Vedlegg**

## VEDLEGG NR. 1

Generell vannkvalitetsklassifisering for elver og bekker.

- Vannkvalitetsklasse og forurensningsgrad basert på de biologiske forhold.

## FORURENSNINGSGRAD BASERT PÅ BENTHOSUNDERSØKELSER

Situasjonsbilde

VANNKVALITETSKLASSE	FORURENSNINGSGRAD
	I Liten Reintvannsforshold
	II Modrat En viss organisk belastning og økt næringsstoffinnhold
	III Markert Påvisbar organisk belastning og næringsstoffrikt miljø
	IV Stor Sterk organisk belastning
	Kat. I. }
	Kat. II. }

## FORURENSNINGSGRAD OG KLASSEINDELING FOR BEKKER OG ELVER.

Inndelingen nedenfor er fremkommet ved en strengere vurdering og forenkling av saprobiesystemet som er oppstilt av dansken Fjerdingstad (1960). For mer inngående informasjon samt i tillegg vurderingsnorm for innsjøer vises til Kjellberg og medarbeidere (1985).

Klasseinndelingen som er benyttet er stort sett i samsvar med SFT's klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan og Rosland 1992) som beskriver forurensningsgrad med utgangspunkt i avvik fra forventet naturtilstand. Det legges særlig vekt ved eutrofiering økt næringssalttilførsel og saprobiering (økt tilførsel av lett nedbrytbart organisk stoff).

### Klasse I (blå farge):

Elve- eller bekkestrekninger som ikke eller i liten grad er påvirket av forurensningstilførsel. Naturlige eller tilnærmet naturlige forhold, dvs. rentvannsforhold. Flora og fauna er sammensatt av arter som normalt burde foreligge for en slik elvestrekning, som regel stabile biologiske forhold uten større svingninger fra år til år. Høy mineraliseringsgrad av organisk stoff, høyt oksygeninnhold i såvel vannmassene som i bunnsubstratet. Hygienisk sett som regel god vannkvalitet. Gode livsvilkår for laksefisker. (Klasse I er nærmest å jevnføre med den katharobe sonen i Fjerdingstads system).

1) Benyttes nedbørfeltet av beitedyr, eller det finnes bever, tilføres vassdraget som regel fekale bakterier som kan påvirke vannkvaliteten, særlig i mindre vassdrag.

Områder innenfor denne klasse, men med høy humuspåvirkning eller med markert forurensning, er betegnet med brune tverrstreker. Disse områdene karakteriseres av lav bufferkapasitet (alk. < 0,1 mekv/l), til tider lav pH (<5,5), ikke forekomst av forurensningsfølsomme organismer, lav produksjon, og ved at fiskens reproduksjonsmuligheter er blitt dårligere eller helt umuliggjort (pH <4,8). I enkelte tilfeller er fisken helt slått ut. I mange tilfeller er det betydelig forekomst av trådformete grønnalger, særlig *Mougeotia spp.* og enkelte arter i slektene *Microspora* og *Binuclearia* langs disse strekninger.

### Klasse I-II betegner en overgangssone med liten til moderat påvirkning.

Forholdene er stort sett som for klasse I, men både flora og fauna er noe rikere (bl.a. økt fiskeproduksjon) på grunn av en viss tilførsel av organisk stoff og næringssalter. Denne tilførsel kan være forårsaket enten av reguleringsinngrep (utvaskingseffekter s.k. demningseffekter i ovenforliggende magasin og endret vannregime), begrenset jordbruksaktivitet og/eller kloakkutslipp fra spredt bebyggelse og/eller renseanlegg. I direkte tilknytning til utslipp av fekal natur (boligkloakk, gjødsel) er vannet rent lokalt hygienisk sett som regel utilfredsstillende (>100 termotabile coliforme bakterier pr. 100 ml) og da spesielt ved lavvannsføring. (Denne klasse kan nærmest regnes til den oligosaprobe sone i Fjerdingstads system).

### Klasse II (grønn farge):

Elve- og bekkestrekninger der en moderat og biologisk påvisbar påvirkning gjør seg gjeldende. Påvirkningen har for det første ført til et økt næringsgrunnlag (tilførsel av organisk materiale og næringssalter) og dermed økt plante- og dyreproduksjonen (eutrofiering). Rent lokalt i direkte tilknytning til utslippssteder med lett nedbrytbart organisk stoff (kloakk, næringsmiddelindustri, silo og gjødsel), kan det være noe visuelt fremtredende heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer d.v.s. saprobiering). Oksydasjon og mineralisering av organisk stoff er allikevel relativt fullstendig. Som regel er det gode oksygenforhold i såvel bunnsubstratet som i vannmassene. Livsvilkårene for laksefisk (bl.a. økt næringsgrunnlag) er gode og gir økt fiskeavkastning. Dersom det foreligger utslipp av



**fekal karakter, er vannet hygienisk sett ikke egnet som drikkevann uten omfattende rensing.**

Strekninger med markert eller stor eutrofieringspåvirkning, dvs. overgjødning, er markert med røde tverrstreker. Disse områder kjennetegnes ved at det:

- i strømvassnitt periodevis er masseutvikling av en eller flere algearter og/eller langskuddsplanter (elodeider) som danner tette "vegetasjonstepper" over store bunnarealer. Dette gjelder særlig elve- og bekkestrekninger med stor lystilgang.
- i mer stilleflytende partier er markert vekst av høyere vegetasjon (makrofyter).

Disse forhold medfører forandringer i de øvrige organismesamfunn, påvirker fiskens gytemuligheter samt medfører vanskeligheter ved utøvelse av fiske og annen bruk av vannforekomsten (bl.a. risiko for oversvømmelse ved at elve/bekke-løpet vokser igjen av høyere akvatisk vegetasjon, luktulempen når liten vannføring medfører tørrleggelse og forråtnelse samt at løseveven algebegroing fester seg på garn og andre fiskeredskaper). I visse tilfeller kan også algeveksten bidra til vond smak på fisken. (Klasse II er nærmest å regne til den oligosaprobe sonen i Fjerdingsstads system, men med en mer markert betoning av overgjødningseffekten.)

**Klasse II-III betegner en overgangssone med moderat til markert påvirkning.** Forholdene er som for klasse II, men innslaget av visuelt fremtredende heterotrof begroing (s.k. lammehaler og lignende) er mer markert, dvs. økt organisk belastning (saprobieing). Bl.a. kan nedsatt oksygentilgang i bunnssubstratet bidra til noe dårligere reproduksjonsforhold spesielt for laksefisker. (Denne klasse kan nærmest henføres til Fjerdingsstas Y-mesosaprobe sone).

#### **Klasse III (gul farge):**

Elve- og bekkestrekninger der en markert forurensningspåvirkning (eutrofiering og saprobiering) med klare biologiske forandringer foreligger. Her er det blant alger og høyere vegetasjon et rikt innslag av heterotrof begroing (sopp, bakterier og protozoer) som er visuelt fremherskende (s.k. "lammehaler") og da spesielt i tilknytning til utslippsstedene. Oksygeninnholdet i bunnlagene kan ved lav vannføring i kombinasjon med høy vanntemperatur være sterkt redusert. Oksygeninnholdet i vannmassene i mindre vassdrag er da vanligvis <5 mg/l. Flora- og faunasammensetningen er forskjøvet mot mer motstandsdyktige arter (saprophiler og saproxener) og individantallet av enkelte av disse arter er som oftest stort. Typiske rentvannsformer savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store og raske svingninger bl.a. kan sopp- og bakterieveksten bli mer markert om vinteren. Oksydasjonen og mineraliseringen av nedbrytbart materiale er ikke fullstendig, og det er rikelig med aminosyrer og lettflyktige svovelforbindelser. Vond lukt foreligger derfor av og til. Laksefisk kan oppholde seg innenfor området, men reproduksjonsmulighetene er begrenset. Ofte kan det likevel være meget stor fiskeproduksjon på disse stedene p.g.a. stor mattilgang. Av og til kan det være lukt- og smaks-forringelser på fiskekjøttet. Da forurensningskilden eller -kildene er av fekal art, er det rikelig med tarmbakterier (>500 koliforme pr. 100 ml), og vannet er fra et hygienisk synspunkt utilfredsstillende og ikke brukbart til drikkevann uten omfattende rensing, og i visse tilfeller er det heller ikke egnet til friluftsbad eller til vanning av grønnsaker og frukt. (Klassen er nærmest å henføre til den a- og b-mesosaprobe sonen i Fjerdingsstads system).

**Klasse III-IV** betegner en overgangssone med markert til sterk påvirkning. Forholdene er som nevnt ovenfor, men den organiske belastning medfører tidvis oksygenbrist og hydrogensulfidutvikling i bunnlagene (sort belegg under steiner). En meget markert oksygenreduksjon kan også oppstå i vannmessene (3-5 mg O<sub>2</sub>/l). Som regel vedvarende luktulemper. Det er ikke reproduksjonsmuligheter for laksefisk. Der forurensningskildene er av fekal art, er vannet hygienisk sett utilfredsstillende som for klasse III. (Den Y-polysaprobe sonen i Fjerdingstads system er den som nærmest stemmer overens med denne klasse).

#### **Klasse IV (rød farge):**

Sterkt forurenset (saprobiert) elve- eller bekkestrekning med masseutvikling av visuelt fremtredende heterotrofe organismer som bakterier, sopp og protozoer. Forurensningsømfintlige organisme savnes helt. Forråtnelsesprosesser dominerer og gir opphav til påtagelige luktulemper. Skumdannelse er også vanlig. Som regel er det oksygenfrie tilstander i bunnsstratet hvor hydrogensulfid og jernsulfid er fremherskende (sort belegg under steiner). I mindre vassdrag og bekker er også oksygeninnholdet i de frie vannmasser som oftest sterkt redusert, ofte <3 mg O<sub>2</sub>/l, og i visse perioder, spesielt i mer stilleflytende partier, kan det være anarobe forhold, dvs. total oksygenbrist og betydelige luktproblemer. Der vi har mer permanent belastning består floraen og faunaen av et fåtall spesifikke arter (saprobionter) som oftest opptrer i meget stort individtall. Langskuddsplanter (elodeider) og kortskuddsplanter (isoetider) savnes som regel helt. Ustabile biologiske forhold med store svingninger. En visuelt markert begroing av bakterien *Sphaerotilus natans* og/eller soppen *Leptomitus lacteus*, samt i visse tilfeller soppen *Fusarium aquaeductum* (surt miljø) er som regel vanlig og setter sitt preg på elvestrekningen. Laksefisk kan det bare være i disse områder når vannføringen er høy eller når påvirkningen av en eller annen grunn er mindre (lav temperatur, sesongbetonet utslipp, osv.). Fiskedød forekommer som regel fra tid til annen. Hygienisk sett er vannkvaliteten høyst utilfredsstillende og dette gjelder også for de fleste andre bruksformål, som f.eks. friluftsbad og rekreasjon.

Områder innenfor klasse IV, der høyere organismeliv er mer eller mindre helt utslått, samt der fisk ikke kan overleve, er markert med svarte tverrstreker i det røde feltet. Det kan her dreie seg om kraftig organisk belastning med total oksygenmangel eller utslipp/produksjon av organiske stoffer med direkte giftvirkning (H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> osv.). (Klasse IV tilsvarer nærmest den a- og b-polysaprobe sonen i Fjerdingstads saprobiesystem).

Når det gjelder utslipp (først og fremst fra industri) av uorganisk art, som regel i form av salter, er det betydelig vanskeligere å stille opp noe system, idet utslippets kvalitet i høy grad varierer fra industriaktivitet til industriaktivitet. Det er derfor ikke gjort noe forsøk på mer inngående inndeling i denne sammenheng, men to typer påvirkning kan henføres til følgende hovedkategorier:

**Kategori I:** Sone hvor det høyere organismelivet er helt eller delvis utslått på grunn av utslipp av mer akutt toksisk art (lav pH, cyanid, visse metallsalter, osv.). Det kan her røre seg om kroniske eller tilfeldige utslipp. Områder med direkte toksisk påvirkning er markert med svarte tverrstreker (jevnfør klasse IV ovenfor).

**Kategori II:** Sone hvor utslipp ikke medfører noen større forandring av de herskende tilstander, men der en markert biokonsentrasjon, bioakkumulasjon og eventuelt også biomagnifikasjon av f.eks. tungmetaller eller andre miljøgifter kan ventes å skje i organismene og som på lengre sikt kan medføre alvorlige konsekvenser. Disse områder er markert med svarte prikker langs fargefeltene.

Endelig er det viktig å understreke at forurensningssituasjonen i et vassdrag, ved siden av variasjoner i utslippsmengde, også varierer med både vannføring og årstid. Ved høy vannføring blir påvirkningen oftest mindre merkbar, mens selv meget små forurensningsmengder ved ekstremt lavvann kan få betydelige skadevirkninger. Forurensningssituasjonen et år med rikelig nedbør kan derfor være en annen enn et år med sparsom nedbør. En mild vinter eller spesielt varm sommer gir en annen påvirkning enn en kald osv.. Videre er flere typer av påvirkning sesongbetonet, og her kan bl.a. silopressaftutslippene nevnes. Mindre vassdrag kan f.eks. under silosesongen og umiddelbart etter betegnes som sterkt forurenset (Klasse IV), mens de under resten av året kan ha nesten helt upåvirkede tilstander (klasse II). Som eksempel kan vi her nevne forholdene i Steinsengbekken på Nes i Ringsaker kommune i 1973 (Mjærum 1974).

## VEDLEGG NR. II

- kjemiske analyseresultater
- problemalger i fiskedammene

Tabell 1. Kjemiske analyseresultater fra vannprøver tatt i inn- og utløpsvannet ved 14 fiskeanlegg i Hedmark i juni og september 1993. Konsentrasjonen for næringsalter er gitt som µg/l og organisk stoff (TOC) som mg C/l.

Parameter	Utløp 15 17/6				Innløp 11-18/9				Utløp 11-18/9			
	Tot-P	Tot-N	NO3	TOC	Tot-P	Tot-N	NO3	TOC	Tot-P	Tot-N	NO3	TOC
<b>Anlegg</b>												
1 M	4,7	219	53	4,3	5,3	454	60	2,9	28	390	57	4,4
2 M 1)	24,2	633	209	8,8	55,3	666	183	10,8	52,1	675	194	11,8
3 M	683	1396	19	15	10,8	3624	2083	5,7	41,6	1897	651	9,8
4 S/M	34,3	459	49	4,1	6,4	208	<5	4,6	27,4	303	46	4,3
5 S2)					2,9	263	42	3,1	4,1	214	<5	3,9
6 S 2)	35,5	349	<5	9,5	8,7	243	28	4,7	10,3	389	31	5,8
7 S 2)					6,2	136	<5	3,6	9,6	200	<5	4,9
8 M	33,9	512	88	2,7	4,5	246	146	2	13,2	213	55	2,7
9 S	13,6	237	8	6,4	8	275	105	5,9	25	363	47	8,4
<b>Dæsbekken P</b>	17,3	533	119	11								
11 S/M, P	201	2168	668	9,9	24,6	856	405	9,8	123,4	1307	380	15,6
12 S/M	5,7	705	703	6,4	5,2	1232	706	6,4	4,8	1348	659	6,9
13 M	8,2	466	206	2,6	6,5	689	422	3,7	8,8	432	237	4
14 S/M, P	93,8	680	257	6,7	6,1	594	329	5,6	14	569	317	6,2

S=settefiskanlegg

M=matfiskanlegg

P=Put and take-fiske

1) Dammen var tomt i september

2) Ikke føring

Alger som skapte problemer i jorddammene ved befaringen i juni og september 1993.

**Blågrønnalger:**

*Oscillatoria* cf. *tenuis*

*Oscillatoria* *limosa*

*Oscillatoria* sp. (6 $\mu$ )

**Grønnalger:**

*Draparnaldia* *glomerata*

*Microspora* *amoena*

*Oedogonium* sp. (8-10 $\mu$ )

*Oedogonium* sp. (14-18 $\mu$ )

*Spirogyra* sp. (12-15 $\mu$ , 1K, R)

*Spirogyra* sp. (27-37 $\mu$ , 1K, L)

*Zygnema* sp. 28 $\mu$

**Gulgrønnalger:**

*Vaucheria* sp.

### VEDLEGG NR. III

- generell informasjon om forurensningsprod.  
fra fiskeoppdrettsanlegg



## TILTAK FOR Å HINDRE OG BEGRENSE FORURENSNING FRA OPPDRETT.

Sammendrag fra en statusrapport på oppdrag fra Nordisk vattengruppe/Nordisk Ministerråd (Braaten et al. 1992).

*For di fiskeoppdrett er en relativt ny industri i Norden har det i oppbyggingsfasen blitt lagt liten vekt på forurensningsbegrensende tiltak. Årsaken er at man har valgt å prioritere å bygge opp næringen til en lønnsom industri. I de senere år har den raskt voksende næring skapt betydelig miljøproblemer som en idag ønsker å finne en løsning på.*

*Den organiske belastningen av partikler og næringssalter kommer fra for og avfall fra fisken. Siden foret er kilden til problemet er forbedringer av forets kjemiske sammensetning og tekniske egenskaper sentrale problemstillinger.*

*I alle de nordiske land har det vært en klar reduksjon av fosforinnholdet i tørrforet på ca. 40 % fra 1974. Flere forfabrikanter har redusert proteininnholdet med ca. 10 %. Samtidig har fettinnholdet øket fra 22 til 26 % og enkelte har gått opp til 30 %. Fordi fett har erstattet protein som energikilde har dette gitt en reduksjon i nitrogenbelastningen på opptil 35 %. Andre forfabrikanter har økt både protein og fettinnholdet. Karbohydratinnholdet har gått ned og/eller blitt erstattet av mer fordøylige komponenter i de fleste for typer. I samme periode har forfaktoren gått ned fra verdier over 2 til 1.4-1.5. Innføring av høyenergiform vil kunne redusere forfaktoren ytterligere. Totalt vil disse tiltak alene redusere belastningen pr. kg produsert fisk med minst 50 %. Hvor mye det er mulig å redusere fosforinnholdet i for er usikkert fordi man ikke kjenner laksens behov. Det er også usikkert hvilket proteinbehov laksen har.*

*Forspill kan reduseres på mange måter. Ved å benytte høyenergiform vil utforet mengde reduseres. En annen og like viktig metode er å forbedre utforingsteknikken. Kunnskap om hvordan foret skal distribueres er et eksempel på en viktig detalj som ofte blir glemt. Generelt vil håndforing gi et sikrere resultat enn automatforing fordi en erfaren røkter vil kunne kompensere for raske endringer i adferd og miljø som ikke registreres ved automatisering. Kunnskap om fiskens adferd i relasjon til faktorer som foringshyppighet, størrelsen på måltidet, form og farge på foret og endringer i miljøet er viktige. Underforing av fisken kan også finne sted, og dette gir overaskende nok en høyere forfaktor.*

*Det er mulig å registrere forspill i merder ved å benytte akustiske instrumenter som kobles til et dataprogram. På grunn av endringer i adferden vil forspill kunne registreres og stoppe foringen. I landanlegg kan det settes inn enkle registreringsinstrumenter i avløpsledningen som kan registrere forpartikler og stoppe videre automatforing.*

*Hvis forspill likevel finner sted kan foret samles opp i en finmasket not som ender i en trakt. Fra trakten pumpes det opp og behandles videre. Et slikt system er særlig aktuelt ved bruk av medisinform, og norske myndigheter har varslet påbud om slikt utstyr ved medisinformbehandling.*

*Død fisk har alltid vært et problem å ta opp på en skånsom måte. I dag er det utviklet flere systemer for opphenting av dødfisk fra grunne og dype nøter uten at resten av fisken stresses. Dette er rutiner som er særlig viktige for å holde en god hygiene på anlegget, samt å hindre smittespredning ved utbrudd av sykdom. Siste nytt er en kombinert samler for både forspill, gjødsel og død/døende fisk.*

*Det er generelt vanskelig å ha kontroll med forurensning fra åpne merdsystemer. Først når anlegget legges på land eller lukkes i tette tanker/poser i sjøen er det enkelt å fjerne partikler kontinuerlig.*

*Anlegg som ligger på skjermede lokaliteter har vanligvis mindre vind og bølger og svakere strøm enn*

anlegg på åpne og eksponerte lokaliteter. Utvikling av en teknologi for stormer er også meget interessant ut i fra miljøhensyn. Ved å øke omkretsen og dybden av nøtene får fisken et stort volum å bevege seg på. I slike systemer reduseres tettheten til verdier under 10 kg/m<sup>3</sup>. Det betyr at det sjelden eller aldri vil oppstå problemer med lavt oksygen eller høye verdier av ammoniakk. En god vannutskiftning vil spre avfallet ut over et stort areale. Forsøk tyder på at fisken blir motstandsdyktig mot sykdommer noe som reduserer bruken av antibiotika. Ved å håndføre merdene er det også mulig å redusere forspillet. I slike systemer vil lokaliteten skape gode miljøbetingelser og driften kunne legges opp på en slik måte at miljøbelastningen reduseres.

Utvikling av lukkede anlegg for matfiskoppdrett er en teknologi som er under utvikling. Den kan deles opp i to systemer; anlegg på land og flytende anlegg i sjøen. De fleste anlegg pumper opp store vannmengder fra dypet, som luftes og oksygeneres, men enkelte har basert seg på en stor grad av resirkulering. De store vannmengdene hindrer en effektiv rensing av vannet. Med dagens teknologi er det bare realistisk å rense en mindre skitten delstrøm av vannet, som inneholder mesteparten av de partikulære forurensningene ved hjelp av silingsteknikk. Den største mengden utgjør den "rene" hovedstrømmen som må gå ut på dypt vann. Betingelsen for effektiv partikkelfjerning er at det etableres gode strømningsforhold og tilfredstillende selvrensing ved å velge riktig innløp og avløpsteknikk. Ved hjelp av silfiltere har det vært mulig å fjerne over 40 % av suspendert tørrstoff. Ved overgang til en resirkuleringsteknologi kan vannbehovet reduseres så mye at alt avløpsvann kan renses. I et typisk resirkuleringsanlegg for ål fornyes 10 - 15 % av vannet hver dag. Det er også utviklet anlegg for produksjon av laksesmolt som er basert på et eget enkelt rensesystem i hvert kar (karintern resirkulering). Samme system testes også for større fisk.

Utslipp av antibiotika vurderes som et av de mest alvorlige problemer ved fiskeoppdrett. Et av de beste tiltak mot utbrudd av sykdommer er bruk av vaksiner, og det er særlig viktig at oppdretter kjøper fisk som er vaksinert. Desverre mangler det vaksiner for en rekke sykdommer og da anbefales det å legge anlegget på en god lokalitet, samt å redusere tettheten i anlegget. Erfaringer har vist at dødlighet og sykdomsfrekvens i merdanlegg har en tendens til å øke med økende intensiv drift.

Et av de viktigste tiltak er kontroll med bruken av antibiotika og kjemikalier. Norge er i dag i en særstilling når det gjelder kontroll av antibiotikabruk i fiskeoppdrett. Myndighetene har også muligheter til å forby de farligste stoffene for miljøet, og innføre forskrifter for hvordan stoffene skal brukes i praksis.

Bruken av kjemikalier i oppdrettsnæringen er begrenset. Det mest alvorlige problem har vært utslipp av stoffene diklorvos og metrifonat. Nedbrytningshastigheten kan økes kraftig ved å tilsette brent kalk til vannet. Stoffene kan også erstattes av pyretrum, et planteekstrakt, som ikke gir giftige nedbrytningsprodukter. En annen mulighet er å benytte leppefisk som fjerner lusene til laksen ved å spise de opp. Forsøk i stor skala har gitt lovende resultater for denne alternative biologiske metode.

Det er også utviklet flere metoder for fjerning av død fisk på en rask og skånsom måte uten å stresse fisken. Slike metoder er viktige fordi de skaper bedre hygiene i anlegget og reduserer smittefaren.

Alle oppdrettsanlegg bør plasseres på gode lokaliteter. Det må derfor legges stor vekt på valg av lokalitet. For myndighetene er det også viktig at oppdrettet kan sees i sammenheng med andre næringer. LENKA-metoden er et verktøy som norske myndigheter bruker for å beregne resipientens kapasitet til næringsalter, og skiller mellom tre områder. Inndelingen er basert på vannutskiftning og områdenes evne til å omsette organisk belastning. Det er også utviklet fjordmodeller til beregning av vannutskiftningen i et fjordsystem og oksygenforbrukningen i dypvannet.

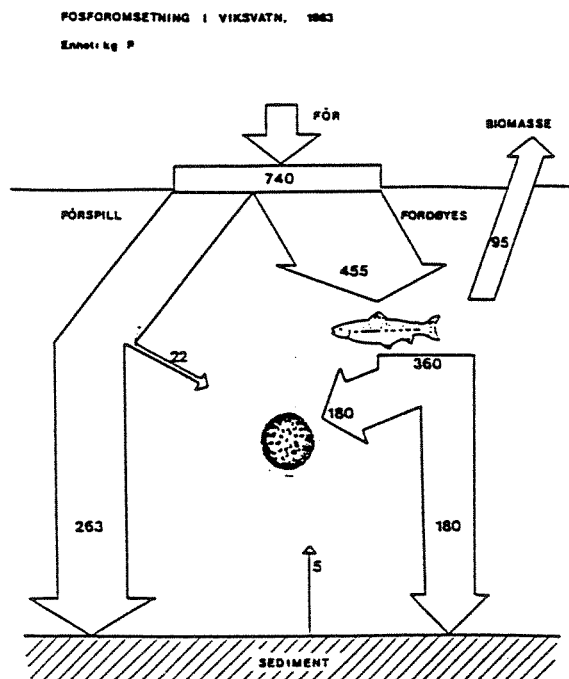
For Østersjøen er det utviklet en morfometrisk analyse av kysten som et hjelpemiddel for å beregne

belastninger for næringsalter og eutrofiering.

Etter en tid vil en oppdrettslokalitet gå "sur" og må brakklegges. Foreløpige undersøkelser tyder på at det minst må gå to år før lokaliteten er tilbake i normaltilstand. Det er også mulig å fjerne gamle sedimenter ved slamsuging. Informasjonen om rehabilitering av oppdrettslokaliteter er mangelfull.

Ved fjerning av slam fra landbaserte eller sjøbaserte systemer, er det nødvendig å viderebehandle slammet før deponering eller videre bruk. Slambehandling medfører økte kostnader og har hittil vært lite benyttet.

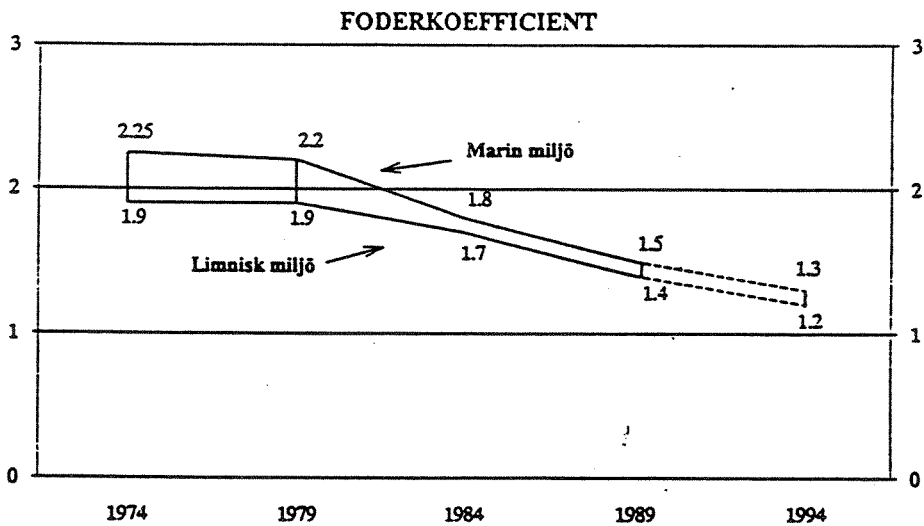
Avfall og slam fra oppdrett som ikke inneholder antibiotika representerer en ressurs som kan utnyttes. Ved avvanning kan det brukes som jordforbedringsmiddel, og det er gode muligheter for å utnytte det i biogassproduksjon. Det er gjort lite på dette området, som bør være av stor interesse for både oppdrettere og den offentlige miljøetat.



Fosforbelastning i Viksvann, 1982. Enhet av fosfor angitt i kg (Skogheim og Bremnes, 1984).

Fosformengde i noen vanlige brukte foringsråstoff  
(Crampton, 1987).

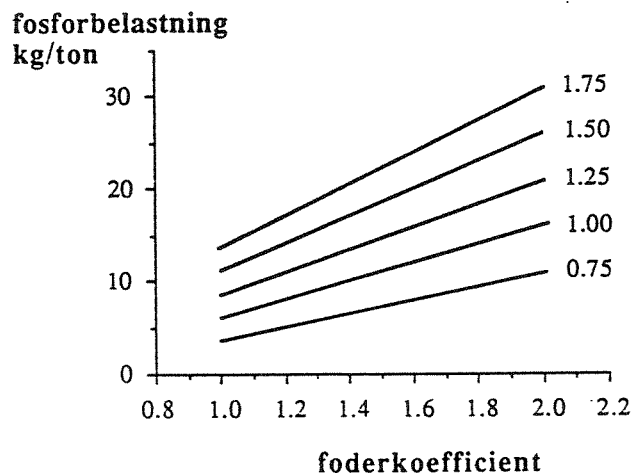
	Gram P per kg av materialet	Gram P per kg av energiinnholdet
Fiskemel	15	4.3
Soya (ekstrahert)	6	2.5
Kjøtt og beinmel	50	24.6
Hvete	3.5	1.8
Fiskeolje	0	0



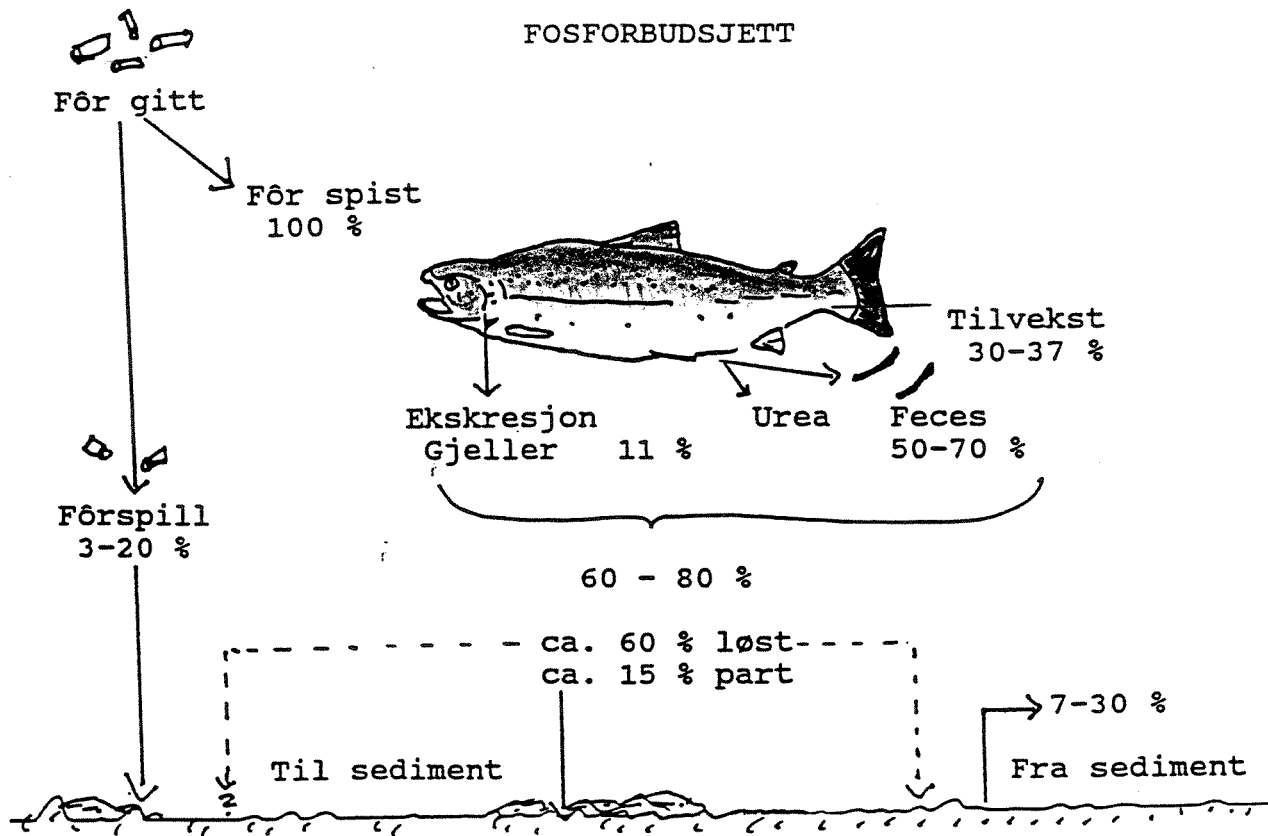
Forandring av forfaktoren i fiskeoppdrettsanlegg i perioden 1974 - 1989, og enn prognose fram til 1994. Tallene er gjennomsnittsverdier for oppdrett i marint og limnisk (ferskvann) miljø for de seks nordiske land, Danmark, Færøyene, Finland, Island, Norg og Sverige, (fra Enell og Ackefors (1991))

Næringsstoff	Tilført mengde for	Innebygget i fisken	Fekalier og forspill %	Utskilt i oppløst form %
N	100 %	30 - 39 %	13 - 15 (20 - 23)	49 - 56 (77 - 80)
P	100 %	27 - 35 %	38 - 45 (59 - 61)	27 - 29 (39 - 41)

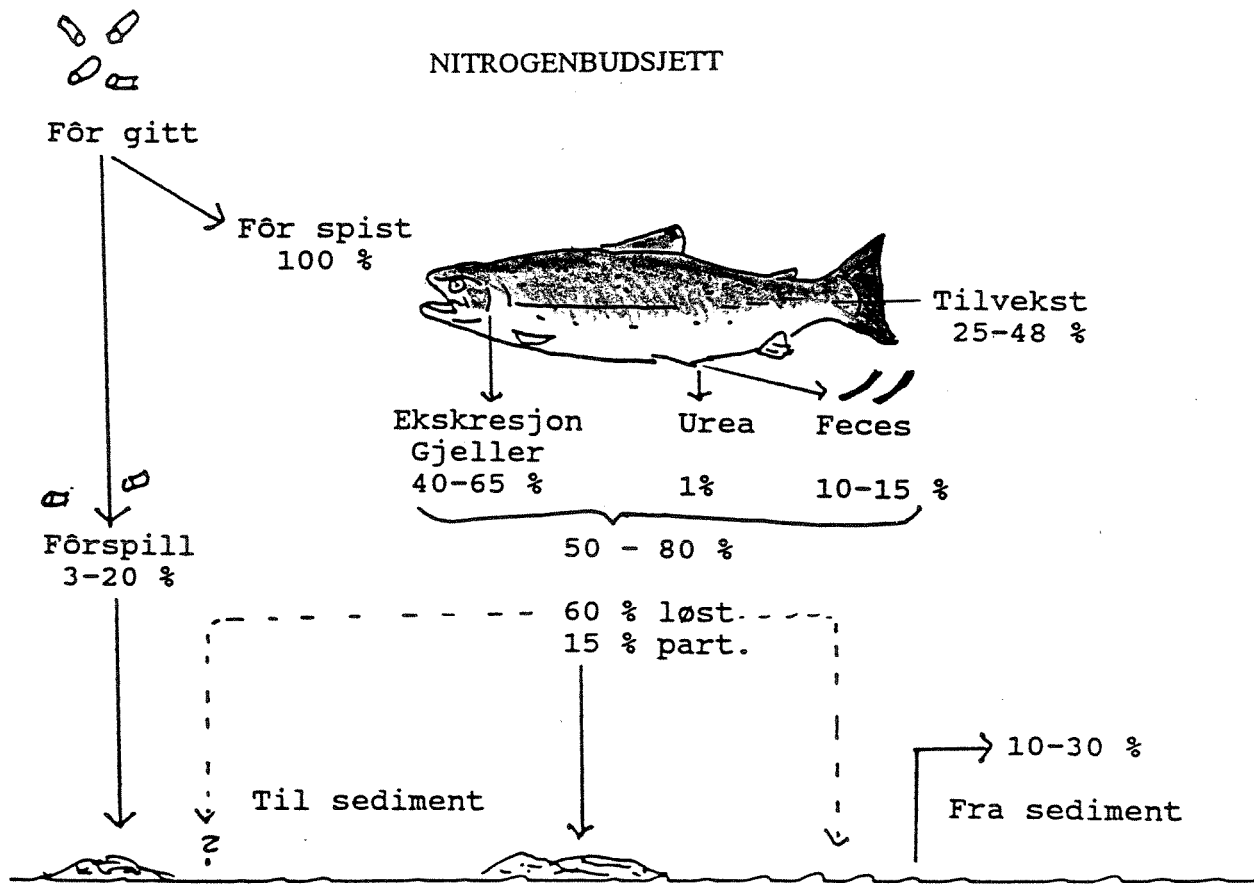
Oversikt over fordelingen av nitrogen (N) og fosfor (P) fra forsøk med regnbueørret (282 - 3282 g) ved fiskeribiologisk institutt, Hirtshals. Tallene er beregnet på årsbasis og i % av tilført mengde. Tallene i parentes er beregnet i % av mengden som skilles ut totalt (summen av oppløst og partikulært (Christensen og Horsted, 1991).



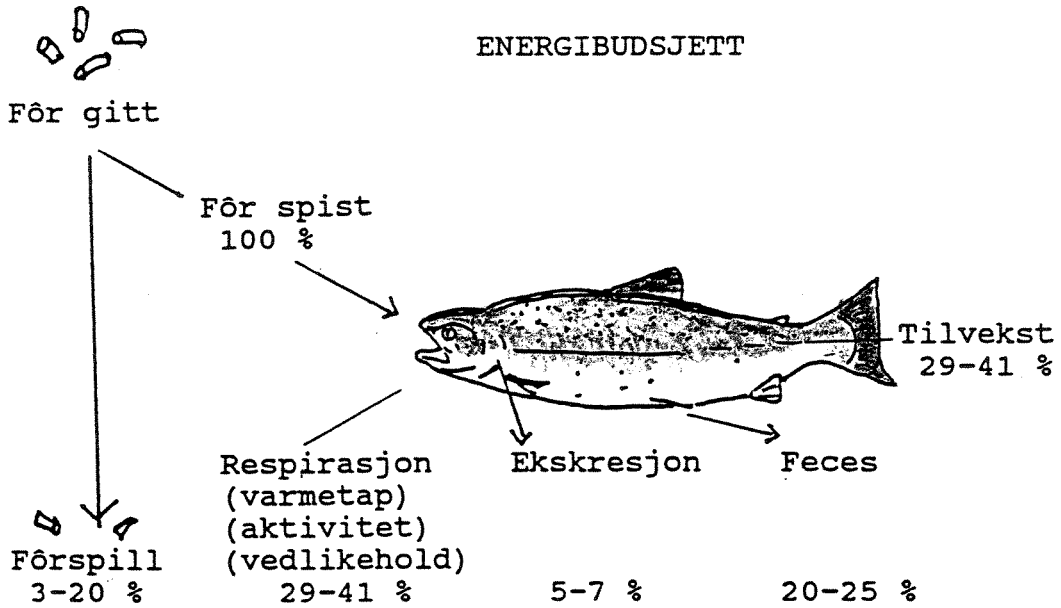
Fosforbelastningens (kg pr. produsert fisk) beroende av fosforinnhold (%) og fôrkoefisient (Hoffman et al. 1990).



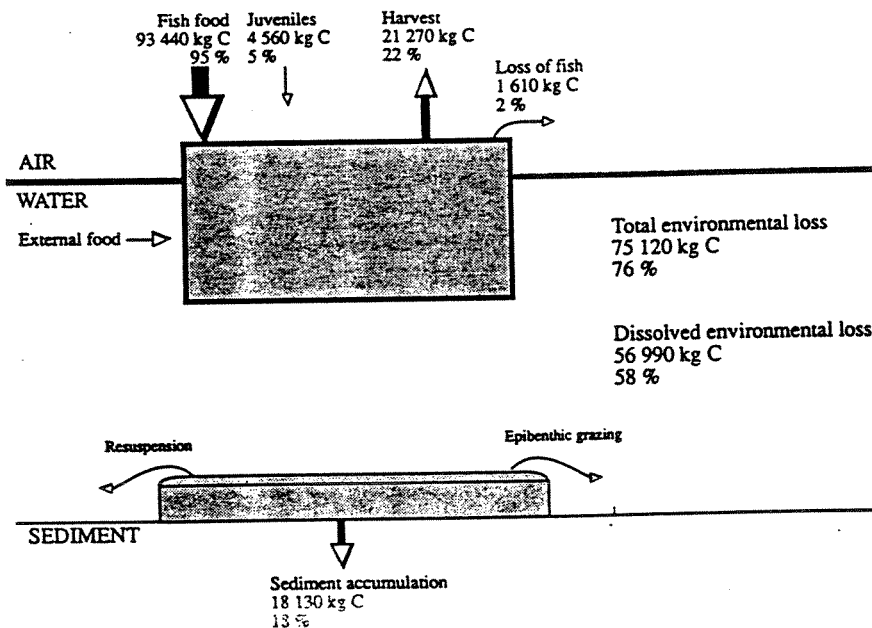
Budsjett for fosfor, tatt fra ulike kilder (Gowen og Bradbury, 1987, Persson, 1987, Håkansson et al. 1988, Langåker, 1988).



Budsjett for nitrogen (N)



Budsjett for energi



Budsjett for karbon i et merdanlegg for regnbueørret fra Gullmarfjorden, Sverige i perioden 1980 - 1986. Budsjettet er beregnet ved hjelp av akkumulasjonsmetoden gjennom 7 sesonger. Fisketap er definert som død og rømning. Ikke kvantifiserbare piler representerer prosesser som er mulige feilkilder. Prosentangivelsen er % total tilførsel av karbon til anlegget (sum av fiskefor og ungfisk). Fra Hall et al. (1990).

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2486-6