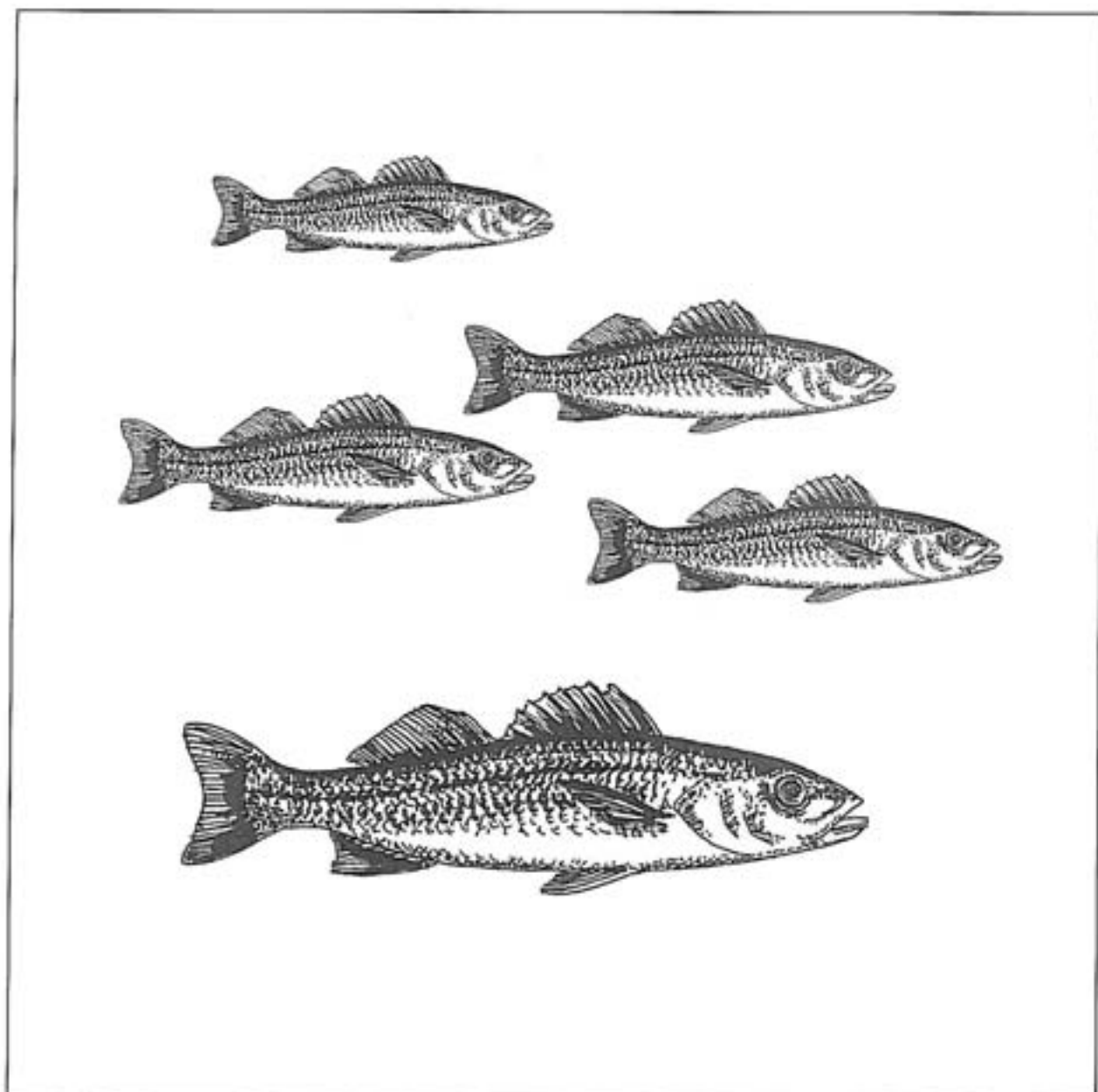


RAPPORT LNR 3983-99

Vurdering av utslipp og effekter på fjordmiljøet av planlagt oppdrettsanlegg på Slagentangen, Vestfold



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett:

www.niva.no

Serlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Orpestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

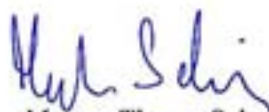
Tittel Vurdering av utslipp og effekter på fjordmiljøet av planlagt oppdrettsanlegg på Slagentangen, Vestfold	Lepnr. (for bestilling) SNR 3983-99	Dato 14.01.99
	Prosjektnr. Undernr. O-98150	Sider Pris 18
Forfatter(e) Morten Schaanning, Jan Magnusson og Mats Walday	Fagområde Akvakultur	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Aquarius International AS	Oppdragsreferanse Jan Stranger Johansen
---	---

Sammendrag

Det planlegges oppdrett av havabbor (*Dicentrarchus labrax*) i et landbasert oppdrettsanlegg på Slagentangen. Anlegget skal drives med høy grad av resirkulasjon av oppvarmet sjøvann fra Oslofjorden. Vannet skal renses på roterende hjulfilter og biologiske filter. Denne rapporten inneholder tilstandsbeskrivelse av sedimentene i utslippsområdet og en vurdering av forventede utslipp og potensielle lokale effekter i resipienten. Rapporten gir ingen vurdering av utslippets bidrag til eutrofiering på regionalt nivå. Innlagringsdyp og primærfortynning for avløpsvannet ble beregnet for alternative scenarier mht ferskvannsfortynning og konfigurering av inn- og utløp. Dykkerinspeksjon og sedimentanalyser indikerte gode strømforhold og liten fare for akkumulasjon av partikulært avfall på sedimentene i nærområdet rundt utslippspunktet. Modellberegninger viste at eksisterende utslippsledning bør erstattes eller forlenges noe for å sikre at avløpsvannet i størst mulig grad innlagres og spres under nedre voksegrense for alger.


Fire norske emneord 1. Fiskeoppdrett 2. Denitrifikasjon 3. Utslippsvurderinger 4. Hydrografi	Fire engelske emneord 1. Aquaculture 2. Denitrification 3. Discharge assessment 4. Hydrography
--	--



Morten Thorne Schaanning

Prosjektleder

ISBN 82-577-3579-5



Bjørn Braaten

Forskningsjef

**Vurdering av utslipp og effekter på fjordmiljøet fra
planlagt oppdrettsanlegg på Slagentangen, Vestfold**

Forord

I forbindelse med søknad fra Aquarius International AS om utslippstillatelse for avløpsvann fra et planlagt landbasert oppdrettsanlegg på Slagentangen, har fylkesmannen i Vestfold bedt om en resipientbeskrivelse med vurdering av før-tilstand i sedimentene og en vurdering av potensielle effekter av utslippet. Etter henvendelse fra bedriften ved Jan Stranger-Johannessen (fax 12.05.98) ble det utarbeidet en prosjektbeskrivelse datert 25.05.98 og en revidert versjon datert 11.08.98. I tillegg til aktivitetene avtalt gjennom prosjektbeskrivelsen har vi i samarbeid med oppdragsgiver revidert det opprinnelige anslaget for utslipp av nitrogen. Feltarbeidet med dykking langs eksisterende utslippsledning og innsamling av sedimentprøver ble utført 04.09.98 av Mats Walday og Aud Helland i samarbeid med Jan Stranger-Johannessen. Sedimentprøvene ble analysert ved Landbrukets Analysesenter, Jordforsk.

Oslo, 14.01.99

Morten Thorne Schaanning

Innhold

SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	7
2. MATERIALE OG METODER	8
2.1 Utslipp	8
2.1.1 Utslipp av nitrogen og fosfor	9
2.1.2 Andre regulære utslipp	10
2.2 Lokalisering	10
2.3 Provetaking og kjemiske analyser	11
2.4 Utslipp og innlagring av avløpsvannet	11
3. RESULTATER	13
3.1 Inspeksjon av det aktuelle utslippsområdet	13
3.2 Bakgrunnsverdier i sediment	13
3.3 Beregning av innlagringsdyp og fortynning	14
3.4 Mulige effekter av utslipp	16
3.4.1 Effekter i vannmassen	16
3.4.2 Effekter i sediment	17
4. KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	18
5. REFERENSER	19
Vedlegg: Analyserapport	

Sammendrag

I et landbasert oppdrettsanlegg på Slagentangen planlegges en årsproduksjon av 500 tonn havabbor. Anlegget skal drives med 95% resirkulasjon av 1800 m³/d sjøvann fra Oslofjorden. Vannet skal oppvarmes til 23-25°C. Erfaringsdata fra denne type anlegg mangler og utslippene ble anslått på grunnlag av data dels fra lakseoppdrett med høyere vannforbruk og lavere temperatur, dels fra åleoppdrett eller småskala forsøksanlegg der vannforbruk og produksjon er i en annen størrelsesorden enn det som her planlegges.

Partikulært materiale skal fjernes på roterende hjulfilter. I tillegg vil oppløste næringsforbindelser fjernes på aerobe bakteriefilter som installeres primært for å redusere ammoniuminnholdet i vannet. Forholdene for biologisk rensing av avløpsvannet vil være relativt gunstige på grunn av høy temperatur og høy resirkulasjonsgrad. Utslippene ble beregnet under forutsetning av null utslipp under avvanning og håndtering av slammet, og at denitrifikasjon halverer innholdet av nitrogen i vannet før utslipp til resipienten. På grunnlag av disse forutsetningene og opplysninger gitt av oppdragsgiver ble forventede utslipp pr døgn anslått til 26 kg nitrogen (hovedsaklig nitrat) og 1.5 kg fosfat-fosfor. Estimaten er omtrentlige og vil kunne variere begge veier avhengig av tekniske løsninger, driftsforhold og optimalisering av rense-effektiviteten.

Dykking langs utslippsledningen viste sandige sedimenter og andre indikasjoner på relativt gode strømforhold i utslippsområdet. Sedimentanalyser viste svært lave konsentrasjoner av karbon, nitrogen, fosfor, sink og kobber i prøver fra 20-30m dyp i det aktuelle utslippsområdet. Tidligere undersøkelser har vist at disse elementene akkumuleres i sedimenter påvirket av avfall fra åpne merdanlegg. Utslipet av suspendert stoff fra anlegget som planlegges på Slagentangen vil bli meget lite sammenlignet med utslippene fra åpne merdanlegg. Vesentlig akkumulasjon av partikulært avfall på sedimentene i utslippsområdet forventes derfor ikke.

Kobberkontaminering rapportert rundt enkelte åpne oppdrettsanlegg er først og fremst knyttet til impregnering av nøter. Det foreligger ingen planer om bruk av begroingshindrende midler i dette anlegget. Sedimentert materiale fra anlegget forventes derfor først og fremst å kunne spores ved relativt høyt innhold av fosfor og sink. Toksiske effekter av avfall fra oppdrettsanlegg er knyttet til begroingshindrende midler og eventuell periodisk bruk av medisiner. Det forventes således ingen toksiske effekter av utslippene fra dette anlegget under normale driftsforhold.

Eutrofi-effekter vil kunne forekomme som følge av utslipp av næringsalter og organisk karbon. "Worst-case" betraktninger viste at innlagring over nedre voksegrense for alger vil kunne gi uønskete effekter i form av øket algevekst i utslippsområdet og redusert arts mangfold for bunnfauna i eventuelle nærliggende akkumulasjonsområder. Dersom det sørges for innlagring av utslippet under ca 20 m dyp forventes ingen lokale effekter av betydning. Utslippets bidrag til regional næringsaltbelastning er ikke vurdert i denne rapporten.

Utslipet skal tilføres fjorden via eksisterende utslippsledning for dreneringsvann eller eventuelt ny ledning som benyttes utelukkende til vann fra anlegget. Utløpet av eksisterende ledning ble observert av dykkerne på 21 m dyp. Innlagringsdyp og primærfortynning ble beregnet med *JETMLX* for tre alternative scenarier mht konfigurering av inn- og utløp. I tillegg ble modellen kjørt for et scenario med antatt 50/50 blanding sjøvann/ferskvann. Ferskvannstilførselen er ukjent og må antas å variere mye avhengig av nedbør og snøsmelting. Dette representerer en betydelig usikkerhet ved beregninger av innlagringsdyp og fortynning. Beregningene ble utført for hydrografiske forhold observert ved Bastødyper hver 14. dag i perioden juni 1973 til juli 1974.

Scenarie 1 med eksisterende utslipp på 21m dyp, ingen ferskvannsinnblanding og antatt inntak på 30m dyp ga innlagringsdyp på 16-19m i 50% av tilfellene (øvre kvartil=16m, nedre kvartil=19m). Eventuell innblanding av ferskvann vil redusere innlagringsdypet ytterligere. Sammenlignet med nedre voksegrense for alger, ble dette vurdert utilstrekkelig for å unngå lokale effekter.

I scenarie 2 ble det antatt utslipp 30m og inntak 40m. Uten innblanding av ferskvann ga dette innlagringsdyp mellom 22m og 28m i 50% av tilfellene. Innlagringsdyp over 20m inntraff midtvinters samt over en vedvarende periode våren 1974. Selv om utslippet ble lagt i ny ledning uten innblanding av dreneringsvann ville en slik utslippskonfigurasjon kunne gi lokale effekter i våresongen når vekstpotensialet i vannmassene er stort ved tilførsel av næring.

I scenarie 3 med utslipp 40m og inntak 50m viste modellen innlagringsdyp mellom 32 og 37m i 50% av tilfellene og minste innlagringsdyp på 22m. Dette var det eneste scenariet som aldri ga gjennombrudd til overflatelaget.

Dersom dreneringen bidrar med ferskvann tilsvarende vannforbruket i anlegget (50/50 blanding) (scenarie 4) reduseres innlagringsdypet til 27-33m. Minste innlagringsdyp var 3m, men forekom kun under de spesielle hydrografiske forholdene observert i desember det året målingene ble utført.

På dette grunnlaget ble det konkludert at dersom eksisterende utslippsledning forlenges til minimum 40m dyp og kombineres med vanninntak på 50m dyp vil det ikke forventes lokale effekter av utslippene av organisk karbon og næringssalter. Enkle diffusorordninger og/eller ytterligere neddykking av utløpet vil redusere risikoen for lokale gjødslingseffekter i overflatelaget i situasjoner med uvanlige hydrografiske forhold eller stor tilførsel av overflatevann.

1. Innledning

I forbindelse med søknad om utlippstillatelse for avløpsvann fra et planlagt landbasert oppdrettsanlegg på Slagentangen har fylkesmannen i Vestfold bedt Aquarius International AS om bakgrunnskonsentrasjoner for enkelte elementer i sedimentet og en vurdering av i hvilken grad utslippet av næringssalter og organisk materiale kan påvirke resipienten. I tillegg til å tilfredstille kravene i konsesjonsøknaden ønsket oppdragsgiveren dykkerinspeksjon av eksisterende utslippsledning samt en anbefaling av fremtidig plassering av vanninntak og utslippspunkt.

Målsettingen med denne undersøkelsen var således å gi

- en tilstandsbeskrivelse av eksisterende utslippsledning
- bakgrunnsverdier for enkelte elementer i sedimentprøver fra lokaliteten
- en vurdering av utslippets størrelse og potensielle effekter i resipienten og
- en anbefaling mht lokalisering av utslipp og vanninntak.

I tillegg til en vurdering av potensielle effekter av de utslippsmengder som ble oppgitt i anbudsdokumentene, ble det også gjennomført en vurdering og estimering av forventete utslippsmengder basert på bedriftens opplysninger om planlagt drift og rens tiltak.

I forhold til naturlig organisk materiale er organisk materiale fra oppdrettsanlegg ofte anrikt av fosfor og sink. Dessuten er sedimenter rundt enkelte åpne anlegg kontaminert med kobber fra begroingshindrende midler (Uotila, 1990, Schaanning, 1991, Cochrane et al., 1995). Det var derfor ønske om å fremskaffe dokumentasjon av bakgrunnsverdier for karbon, nitrogen, fosfor, sink og kobber i sedimentene i det aktuelle utslippsområdet.

2. Materiale og metoder

2.1 Utslipp

Anlegget skal dimensjoneres for en årlig produksjon av 500 tonn havabbor (*Dicentrarchus labrax*) i tanker med total volum på 6000m³ og vanngjennomstrømning på 72 000m³/d. Av dette skal det tilføres 1800m³/d friskt vann fra vanninntak i Oslofjorden. Vannforbruket i resirkulasjonsanlegget er lite sammenlignet med landbaserte gjennomstrømningsanlegg for oppdrett av laks og ørret (Bergheim, 1987 og pers.med. 1998), men betydelig større enn vannforbruket i ti danske resirkulasjonsanlegg for oppdrett av ål (Mortensen, 1990). Den etter norske forhold, høye vanntemperaturen på 23-25°C, vil være gunstig i forhold til biologisk kontroll av vannkvaliteten i anlegget.

2.1.1 Utslipp av nitrogen og fosfor

Med antatt førfaktor 1.2 og en førtype som inneholdt 72 gN/kg og 10 gP/kg har bedriften beregnet en daglig avfallsmengde tilsvarende 938 kg tørrstoff, 77.3 kg nitrogen og 10.3 kg fosfor. Avfallsmengden vil i stor grad styres av hvilken førfaktor som legges til grunn. Brukes normaltall for produksjon av laks og ørret, synes en førfaktor på 1.2 å være et rimelig anslag for produksjon av stor fisk i landbaserte anlegg. Mengden av produsert avfall (Tabell 1) er således i overensstemmelse med alminnelig brukte estimerer for fiskeoppdrett i Norden (Enell og Ackefors, 1991).

I stoffbudsjetter for åpne oppdrettsanlegg for laks og ørret er det vanlig å anta at av total avfallsmengde er 22-34% av nitrogen og 69-77% av fosfor bundet i partikler (Ackefors og Enell, 1991, Wallin og Håkansson, 1990). Bergheim (1991) fant at filtrering gjennom to roterende mikrosiler med minste lysåpning 150µm/60µm fjernet 17% av total nitrogen og så mye som 63% av total fosfor. Høy renseeffektivitet for fosfor ble antatt å skyldes adsorpsjon av løst fosfat-fosfor (PO₄-P) til partiklene på filteret. Bedriften har opplyst at de vil benytte en tilsvarende filtreringsmetode og i Tabell 1 har vi derfor benyttet Bergheims tall.

I tillegg til mekanisk filtrering vil ytterligere noe nitrogen og fosfor fjernes ved assimilering i aerobe bakteriefilter ("Biorotor"). Bakteriene antas å assimilere nitrogen og fosfor i N:P (atom-forholdet) 12:1 (Metcalf and Eddy, 1979). Bakteriefiltrene installeres primært for å oksydere ammonium til nitrat (nitrifikasjon) slik at ammonium ikke akkumuleres til toksisk nivå. I tillegg vil bakteriene mineralisere organisk karbon slik at innholdet av organisk stoff reduseres. Bakterietilveksten vil fortløpende løse til vannstrømmen og fjernes på de mekaniske filtrene. Wheaton *et al.*, 1994, beregnet at et roterende biologisk filter med diameter 3.7m og lengde 18m (33 000 m² filterareal) ville være tilstrekkelig til å fjerne 6,4 kg/d ammonium nitrogen fra et resirkulasjonsanlegg for oppdrett av "hybrid striped bass" ved 25°C. Det planlagte anlegget på Slagentangen vil ha behov for 10x større kapasitet.

I tillegg vil nitrogen kunne fjernes ved denitrifikasjon (reduksjon av nitrat til nitrogen gass). Prosessen krever tilførsel av organisk materiale og hemmes av oksygen. Denitrifikasjon kan likevel fjerne nitrat fra oksygenrike vannmasser ved diffusjon til suboksiske mikroskikt i biofiltrene. I småskala forsøksanlegg ble det ikke oppnådd effektiv denitrifikasjon uten tilkopling av egne filter nedstrøms biorotor eller alternative aerobe filter (Otte og Rosenthal, 1979, Rogers og Klemetson, 1985, Arbiv og van Rijn, 1995, Abeysinghe *et al.*, 1996). Otte og Rosenthal (1979) optimaliserte denitrifikasjonen ved tilsetning av metanol eller glukose, mens Arbiv og van Rijn (1995) benyttet egenprodusert slam som karbonkilde for denitrifikasjonsfilteret. Det var imidlertid nødvendig å inkludere et sedimentasjonsbasseng der anaerobe nedbryting besørget stabil tilførsel av organiske metabolitter fra supernatanten til denitrifikasjonsreaktoren. Abeysinghe *et al.* (1996) har oppnådd fullstendig nitrifikasjon, 40% denitrifikasjon og 40% fjerning av fosfor i et nyutviklet biofiltreringssystem for kombinert fjerning av nitrogen- og fosfor-næringssalter. Biologisk kontroll av vannkvaliteten i

Tabell 1. Beregnede utslipp fra planlagt oppdrettsanlegg på Slagentangen ved årsproduksjon av 500 tonn havabbor med förfaktor 1.2.

	Suspendert stoff	Organisk karbon	Nitrogen	Fosfor
Tilført fra föret (kg/d)	1397	806	118	16,4
-uttak i produsert fisk	359	343	41	6,2
-respirasjon til CO ₂	-	278	-	-
Produsert avfall (kg/d)	938	185	77	10,2
- mekanisk filtrering	638	72	13	6,4
Rest (kg/d)	300	113	64	3,8
-assimilasjon i biologisk filter	198	87	12	2,3
-denitrifikasjon (se tekst)	-	-	26	-
Utslipp til resipient (kg/d)	102	26	26	1,5
Kons. i avløpsvann (mg/l)	57	14	14	0,8

resirkulasjonsanlegg utover fjerning av ammonium og nitritt er fremdeles på utviklingsstadiet, og må anses svært krevende hva angår installering av utstyr og oppfølging/optimalisering under drift.

I en undersøkelse av 10 resirkulerende åleanlegg i Danmark ble det observert "overraskende" lave nitratkonsentrasjoner (2-7 mg/l) i utslippsvannet (Mortensen, 1990). Teoretisk beregnet denitrifikasjon avtok med økende vannforbruk fra 98% ved 20-40 l/kg för til 66-68% ved 200-290 l/kg för. Dataene var godt tilpasset en rett linje (regresjonskoeffisient, $r^2 = 0.74$) som ved ekstrapolering ga skjæringspunkt med null denitrifikasjon ved vannforbruk 800 l/kg för. Herværende anlegg planlegger et vannforbruk på 1300 l/kg för. Det kan således ikke anses dokumentert at betydelig denitrifikasjon vil kunne oppnås i det planlagte anlegget.

Utover omdanning av ammonium til nitrat er erfaringsgrunnlaget for biologisk kontroll av vannkvaliteten i resirkulasjonsanlegg svært begrenset, men raskt økende som følge av myndigheters skjærpede krav til utslippsvannet (van Rijn, 1996). Nitrat kan akkumulere til høye konsentrasjoner uten toksiske effekter på fisken i anlegget og det kan vise seg enklere å redusere nitrogenutslippet ved å etablere et eget denitrifikasjonsanlegg nedstrøms anlegget der manipuleringer kan foretas uten hensyn til at vannet skal resirkuleres til fiskekarene. Det vil derfor ikke være riktig å utelukke at denitrifikasjon vil kunne bidra til reduksjon av nitrogenutslippet fra det planlagte anlegget på Slagentangen. I Tabell 1 er denitrifikasjon satt til å fjerne 50% av den nitrogenmengden som ellers ville gått til utslipp. Dette anslaget er svært usikkert og kan synes noe optimistisk på bakgrunn av de refererte arbeidene.

Estimatene i tabell 1 er gjort på grunnlag av

1. Oppdragsgivers opplysninger om vannforbruk og rens tiltak,
2. Oppdragsgivers opplysninger om årsproduksjon og förfaktor,
3. Oppdragsgivers beregning av total produksjon av N og P ("til avløp"),
4. Oppdragsgivers opplysninger om forventet utslipp av fosfor og suspendert stoff til resipient,
5. Renseeffekt for hjulfilter rapportert av Bergheim (1991),
6. Antagelse om at assimilasjon av nitrogen på biologisk filter begrenses av tilgang på orto-fosfat (PO₄),
7. Antatt halvering av nitrogenutslipp som følge av denitrifisering i mikroskikt i biologisk filter eller separat rensetrinn på utslippsvannet.

I tillegg til utslipp til resipient vil det produseres betydelige mengder slam. Bedriften har estimert en produksjon av tørrstoff på 836 kg/døgn. Miljømyndighetene krever vanligvis en plan for håndtering og bruk av dette slammet. Etter avvanning, avsalting og kalkstabilisering vil slam fra oppdrettsanlegg

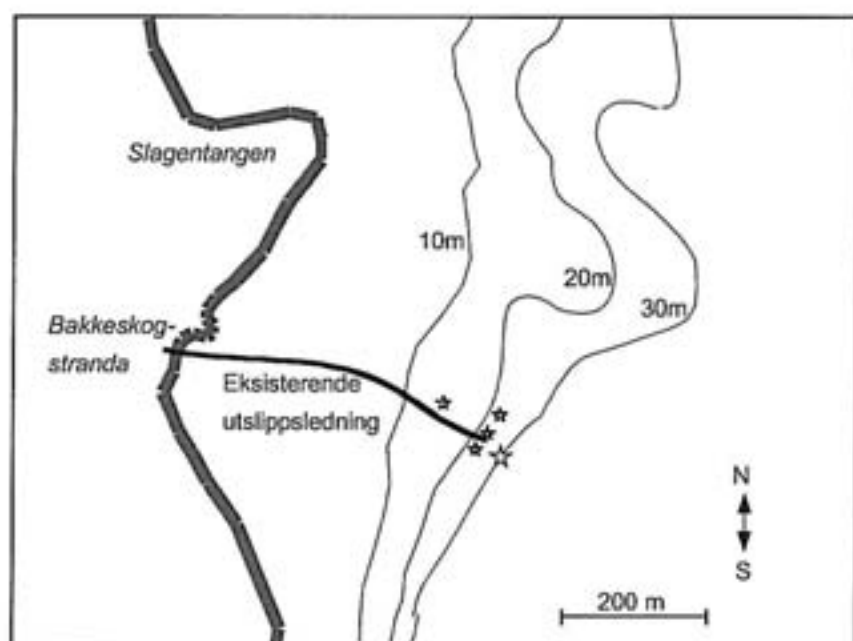
kunne være et egnet jordforbedringsmiddel. Eventuelle utslipp fra avvanningen vil komme i tillegg til utslippene estimert i Tabell 1.

2.1.2 Andre regulære utslipp

Tidligere undersøkelser (Uotila, 1990, Schaanning, 1991, 1995, Cochrane *et al.*, 1995) har vist at sedimenter påvirket av avfall fra åpne merdanlegg i tillegg til karbon, nitrogen og fosfor kan akkumulere betydelige mengder sink og kobber. Utslippene av kobber vil være knyttet til bruk av kobber som begroingshindrende middel ved impregnering av nøter. Nøter brukes ikke i landbaserte anlegg og det er ikke gitt noen opplysninger om planlagt bruk av begroingshindrende midler i dette anlegget. Sink er tilsatt alle vanlige føremidler og forventes korrelert med utslippet av partikkelbundet fosfor. Sammenlignet med utslippene fra konvensjonelle oppdrettsanlegg i sjøen vil partikkelutslippene fra dette anlegget bli meget små og det synes ikke å være noen grunn til bekymring mht til utslipp av sink eller kobber.

2.2 Lokalisering

Oppdrettsanlegget er planlagt lokalisert på Slagentangen, Vestfold. Anlegget vil ta inn vann fra Oslofjorden tilsvarende $1800\text{m}^3/\text{døgn}$ som varmes til $23\text{--}25\text{ }^\circ\text{C}$ før det slippes ut via eksisterende spillvannsledning fra Esso raffineriet (Figur 1). Ledningen brukes idag kun til drenering av overflatevann. Munningen ble funnet på 21 m dyp på svakt skrånende sandbunn, ca 400m fra land. Vanninntaket kan med fordel plasseres i det noe brattere området mot nedre kartkant. Dette vil gi god horisontal avstand til inntaket og redusere risikoen for at utslippsvann skal kunne kontaminere vannet som tilføres anlegget.



Figur 1. Kartskisse som viser eksisterende utslippsledning og prøvetakingspunkter for sediment.

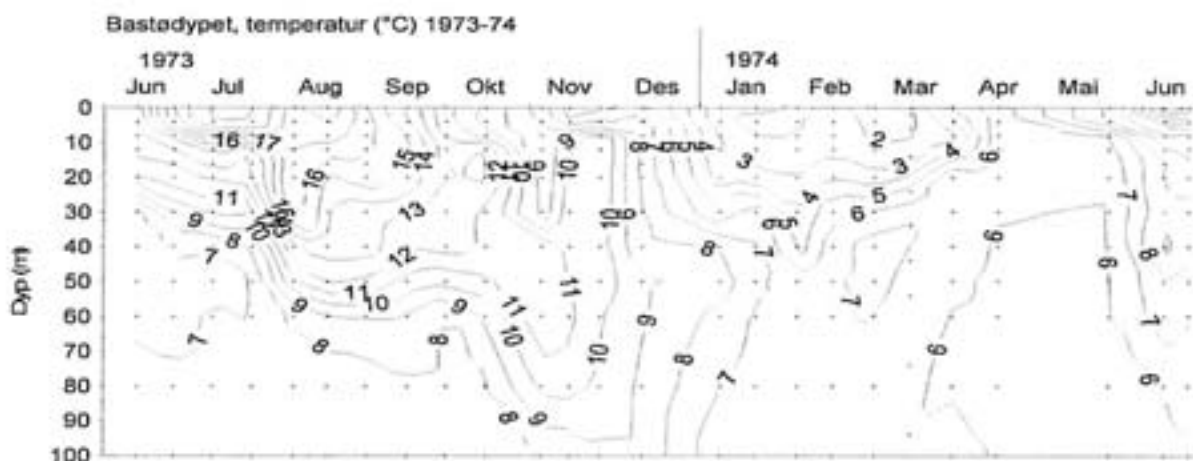
2.3 Prøvetaking og kjemiske analyser

Feltarbeidet ble utført 4.09.98. Dykkerne tok kjerneprøver av sedimentene (Figur 1, Tabell 2) ved å skyve et acryl-rør ned i sjøbunnen, sette kork i den åpne enden og deretter trekke røret med sedimentkjerne forsiktig opp igjen idet kork nr to settes inn i den andre enden av røret. Etter avsluttet dykking ble kjernen skjøvet opp i en snittekopp og de øverste 2 cm av kjernen ble skåret av ved å føre en tynn stålplate inn mellom prøverøret og snittekoppen. Prøven ble deretter overført fra snittekoppen til en standard prøvebeholder med tett lokk. Prøvene ble lagt i dypfryser om kvelden 4/9 og overlevert laboratoriet noen dager senere.

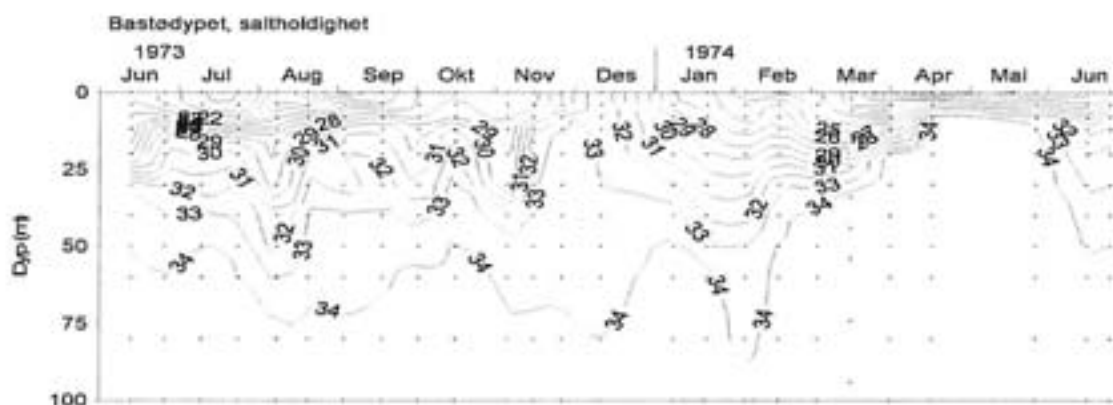
Karbon og nitrogen ble analysert på elementanalysator etter forbrenning av organisk materiale ved 1100 grader C. Fosfor, sink og kobber ble analysert på ICP-MS etter standard oppløsning i kongevann.

2.4 Utslipp og innlagring av avløpsvannet.

De hydrografiske forhold i området kan beskrives av observasjoner fra Bastødyppet tatt i 1973-74 og som dekker en årssyklus. Observasjonen ble tatt av NIVA og Vassdrags-og Havnelaboratoriet (VHL) og er i store trekk representative også for området ved Slagentangen ut fra foreliggende problemstilling. Observasjonene er presentert i Figur 2 - Figur 3.



Figur 2. Temperatur (°C) ved Bastødyppet 1973-74. Observasjonstidspunkter og dyp er markert med punkt. (Data fra NIVA og VHL).



Figur 3. Saltholdighet ved Bastødyppet 1973-74. Observasjonstidspunkter og dyp er markert med punkt. (Data fra NIVA og VHL).

For å beregne innlagringsdyp og fortytning på avløpsvannet fra anlegget er programmet JETMIX (Bjerkeng og Lesjø, 1973) blitt brukt. Bedriften oppgir en avløpsvannmengde på 1 800 m³/døgn som er vann som tas fra fjorden inn til anlegget. Dette sjøvann vil bli oppvarmet til 23-25 °C. Bedriften ønsker også å kunne bruke eksisterende rørledning som idag leder overvann ut i området, men kan ikke oppgi mengden ferskvann som idag slippes ut.

Observasjonene fra 1973-74 ble benyttet ved beregninger for 4 ulike scenarier (Tabell 4) mht dybder for vanninntak og utslipp og fortytning med overflatevann.

3. Resultater

3.1 Inspeksjon av det aktuelle utslippsområdet

Feltarbeidet ble utført fredag 4. september 1998 utenfor Bakkeskogstranda på Slagentangen (Figur 1). To dykkere inspiserte ledningen og tok prøver av bunnsedimentene på tre ulike dyp. Lettbåten fulgte dykkerne mens de svømte utover langs ledningen.

Begynnelsen på den gamle utløpsledningen ligger inne på raffineriets område og er synlig fra overflaten. I enkelte områder var ledningen helt eller delvis nedgravet, hvilket vanskeliggjorde inspeksjonen av den. På 21,2 m dyp stoppet ledningen og det strømmet vann ut av den. Munningen var ikke utstyrt med diffusor. Spredningen av utløpsvannet viste at dette hadde lavere tetthet enn vannet på 21 m dyp. Lavere tetthet skyldes først og fremst lavere saltholdighet. Indre diameter på røret ble målt til 215 mm, men siden munningen var delvis nedgravet var effektiv åpning redusert. Avstanden fra overkanten av røret til sedimentet var således ca. 180 mm. Det var nesten ikke groe i munningen av røret hvilket antas å skyldes et jevnt tilsig av ferskvann i røret. Den relativt kraftige ut- og oppstrømningen observert i åpningen av røret tyder ikke på lekkasjer av betydning lenger opp langs ledningen.

I bukten utenfor Bakkeskogstranda er det langgrunt og bunnen består for det meste av grov sand. Med økende dyp ble sedimentet noe finere, men det var vanskelig å ta prøver i det forholdsvis grove sedimentet. Ved hvert prøvetakingspunkt ble dybde og sedimenttype registrert. Parallelt ble også dyp og posisjon (GPS) notert av båtfører. Avstanden fra nåværende utslipp og ut til 30m dyp ble målt til ca. 150m. Vannet inne i bukten var betydelig grumsete ned til ca 10m dyp. Dette antas å skyldes periodevis resuspensjon av bunnsedimentene i den grunnere delen av bukten

Tabell 2. Stasjonsbeskrivelse og prøvetaking.

Dyp	Posisjon GPS (European datum)	Sedimenttype	Antall prøver innsamlet	Antall prøver til analyse
10m	N 59°18,856' Ø 10°31,925'	Sand/grus	0	0
15m	N 59°18,817' Ø 10°31,998'	Sand/grus	1	0
20m (v. utslipp)	N 59°18,781' Ø 10°32,013'	Sand	3	3
30m	N 59°18,764' Ø 10°32,088'	Fin sand/silt	2	1
40m*	N 59°18,607' Ø 10°31,998'	Ikke observert	0	0

* Planlagt inntaksdyp for sjøvann

3.2 Bakgrunnsverdier i sediment

Resultatene av de kjemiske analysene er gitt i Tabell 3 og i vedlegg. Tabellen viser at sedimentenes innhold av total karbon var meget lavt 4-6 mgC/gTS, og innholdet av nitrogen var under deteksjonsgrensen på 0.5 mgN/gTS i alle prøvene.

Innholdet av fosfor på 0.6 mgP/gTS var noe lavere enn middelverdien på 0.8 mgP/gTS funnet i sedimentprøver på ni referensestasjoner med lavt nitrogeninnhold (<1 mgN/gTS) i nærheten av oppdrettsanlegg i Midt- og Nord-Norge (Schaanning, 1994).

Innholdet av sink på 35 mgZn/kgTS og kobber på 6 mgCu/kgTS var også lavt sammenlignet med SFT's grenseverdier for tilstandsklasse 1 "ubetydelig-lite forurenset", men noe høyere enn innholdet på hhv <5 mgZn/kgTS og 4 mgCu/kgTS i de samme ni referenseprøvene fra Midt- og Nord-Norge.

På lokaliteter påvirket av sedimentasjon av førsjill og fekalier fra oppdrettsanleggene var det ikke uvanlig å finne 50x høyere innhold av nitrogen (20-25mgN/kgTS) og 100x høyere innhold av P (30-60 mgP/kg) (Schaanning, 1994).

Tabell 3. Bakgrunnsverdier i 3 sedimentkjerner tatt på 21 m dyp ved munningen av eksisterende utslippsledning og i 1 prøve tatt på 30 m dyp. Grenseverdier for såkalt høyt bakgrunnsnivå (Rygg og Thelin, 1993) er vist i kolonnen lengst til høyre.

	21 m dyp		30 m dyp	Grenseverdi for tilstandsklasse 1
	Middel	Std. avvik	1 prøve	
Karbon (mg/gTS)	5,3	± 1,2	6	30*
Nitrogen (mg/gTS)	<0,5	-	<0,5	2,7
Fosfor (mg/gTS)	0,591	± 0,032	0,583	-
Sink (mg/kgTS)	35,4	± 3,2	35,7	150
Kobber (mg/kgTS)	6,3	± 0,8	5,8	35

*Ikke korrigert for finstoff

3.3 Beregning av innlagringsdyp og fortykning

De 4 scenariene (Tabell 4) bruker følgende inngangsdata:

- Utslippsrørets diameter er 21 cm (se kap. 3.1),
- vannmengden fra anlegget er 1 800 m³/s,
- utslippsvannets temperatur er 25 °C (unntatt for scenario 4),
- saltholdighet tilsvarer observert årssyklus i fjorden på gitte inntaksdyp for sjøvannet.

I de tre første scenarier er inntaksdyp for sjøvannet og utslippsdypet variert, mens det fjerde scenariet er lik det tredje, men med tillegg av en ferskvannstilførsel (overvann) like stor som avløpsvannet og med en antatt temperaturvariasjon tilsvarende overflatevannet i fjorden. For samtlige scenarier er innlagringsdyp og primærfortynning beregnet.

Tabell 4 viser en senterfortynning i innlagringsdyp fra 12 til 37 ganger, og et midlere innlagringsdyp mellom 17 og 34m. Gjennombrudd til overflatelaget ble bare unngått i scenario 3, der minste innlagringsdyp i fjorden ble beregnet til 22m, men som vist i kolonnen for nedre kvartil ga scenariene 2, 3 og 4 innlagringsdyp større eller lik 22 m i 75% av tilfellene. Som vist i Figur 4, var gjennombruddene avgrenset til en kortvarig periode midtvinters og en noe lengre periode om våren (april-juni). Som vist i Figur 5 er disse periodene sammenfallende med uvanlig høye tettheter i vannmassene over 20m dyp.

Fotosyntesesesonen dyp vil i området kunne nå ca. 20 meters dyp og næringssalter som i produksjonsesongen (februar – november) kommer opp i dette lag vil bidra til økt lokal

planteplanktonproduksjon. Ved innlagring dypere enn 20-25 meters dyp vil tilførselen av næringssalter til den produktive sonen bli lav og avløpsvannet vil bli innblandet i et relativt næringssrikt dypvann. Her vil avløpsvannet følge fjordens vannstransporter og spres over et større område under ytterligere fortykning.

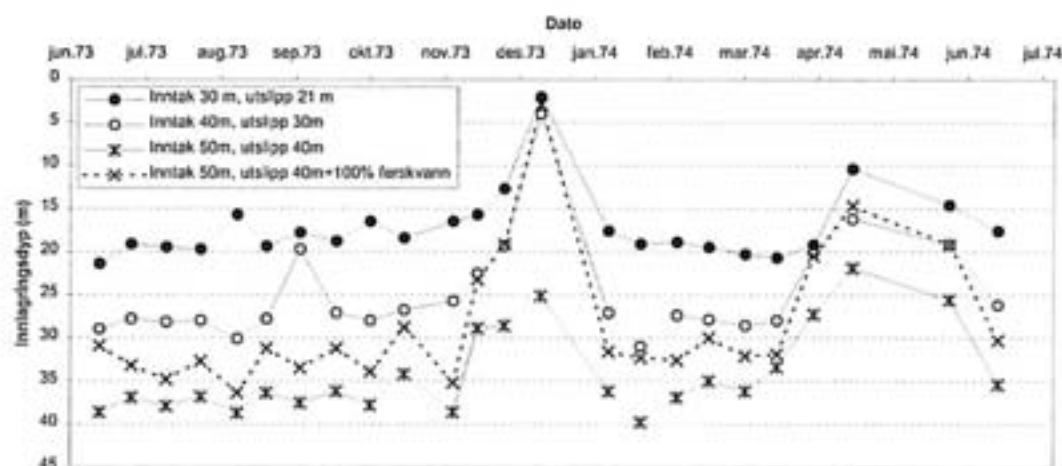
For å begrense tilførsel av næringssalter til fotosyntesesonen bør utslippet legges slik at fortynt avløpsvann i minst mulig utstrekning blandes inn i laget over 20m dyp. For å sikre inntaksvannet mot kontaminering med utslippsvann er det dessuten viktig å legge inntaket noe dypere og lengst mulig unna utslippet. Det scenario som best oppfyller disse betingelser er inntak på 50 meters dyp og utslipp på 40 meters dyp.

Tabell 4. Innlagringsdyp (m) og primærfortynning (ggr) av avløpsvannet beregnet på 4 ulike scenarier.

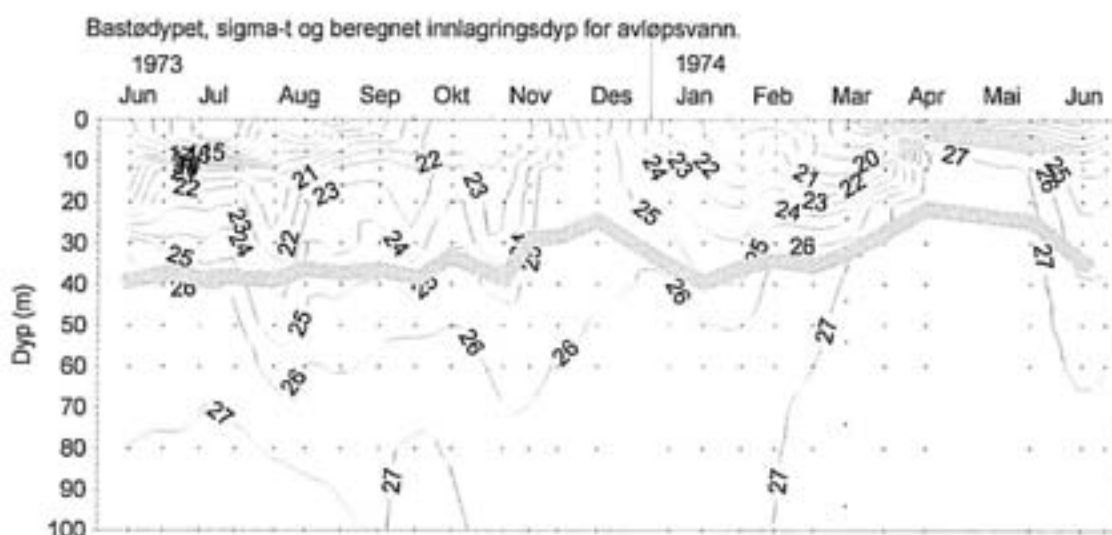
Scenario nr.	Inntaksdyp i fjorden m	Utslippsdyp i fjorden m	Utslippsvolum m ³ /døgn	Senterfortynning på innlagringsdyp middelverdi ggr	Innlagringsdyp i fjorden m				
					maks	øvre kvartil	middel	min	nedre kvartil
1	30	21	1.800	12	21	19	17	2	16
2	40	30	1.800	16	31	28	24	4	22
3	50	40	1.800	17	40	37	34	22	32
4	50	40	3.600*	37**	36	33	28	3	27

* avløpsvannet innblandet med like mye ferskvann (overvann).

** fortyningen er beregnet for det sammenlagde utslippet av avløpsvann og overvann.



Figur 4. Innlagring av fortynt avløpsvann beregnet på observasjoner fra 1973-74.



Figur 5. Tettheten (σ_t =tettheten $- 1 \cdot 1000$), samt beregnet innlagringsdyp på avløpsvann fra anlegget med inntak av sjøvann på 50 meters dyp og utslipp av 25°C sjøvann på 40 meters dyp.

3.4 Mulige effekter av utslipp

Effekten av utslippet kan vurderes på flere måter avhengig av hvilken oppfatning man har av utslippets skjebne i miljøet. I dette avsnittet vurderes ulike situasjoner i utslippsområdet. I vurderingene antas følgende data for vannmassene i området ved utslippspunktet (saltholdighet = 30, $t = 15^\circ\text{C}$, $\text{O}_2 = 7 \text{ mg/l}$, $\text{PO}_4 = 15 \text{ } \mu\text{g/l}$ og $\text{NO}_3 + \text{NH}_4 = 70 \text{ } \mu\text{g/l}$). Verdiene tilsvarer middelverdier for 20-50m dyp i Ytre Oslofjord i August 1988 (Magnusson *et al.*, 1990).

3.4.1 Effekter i vannmassen

Hvis utslippet lagres under fotosynteselaget vil næringssaltene fortynnes uten lokal økning av primærproduksjonen. Det organiske materialet vil fortynnes i innlagringsområdet som vist i Tabell 4. For scenarie 2 vil avløpsvannets innhold av organisk karbon på 14 mgC/l (Tabell 1) gi et tilskudd på $0,9 \text{ mgC/l}$ etter fortynning i innlagringsområdet. Dersom dette mineraliseres fullstendig til CO_2 vil oksygenforbruket gi et oksygenforbruk tilsvarende $2,4 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Normalt vil ikke mer enn 50-70% av karbonet være labilt (lett tilgjengelig for nedbrytning). Oksygenforbruket i innlagringsområdet kan således anslås til $1,2\text{-}1,7 \text{ mgO}_2/\text{l}$ eller $\leq 25\%$ av oksygeninnhold i omgivende vannmasser. Ved scenarie 5 vil effekten bli halvparten så stor, men berøre et dobbelt så stort vannvolum. Strømf forholdene er relativt gode i området og et oksygenforbruk i denne størrelsesorden anses ikke problematisk. Med anbefalt anordning av utslippet vil lokale effekter i vannmassen være ubetydelige.

Hvis det antas at utslippet innlagres over nedre voksegrense for alger og at algeveksten begrenses av tilgang på fosfor blir regnestykket noe annerledes. For scenarie 2 vil avløpsvannets innhold av fosfor på $0,8 \text{ mg/l}$ i gjennomsnitt gi et tilskudd på $0,05 \text{ mgP/l}$ etter fortynning i innlagringsområdet. Dersom dette bindes i alger etter mol-forholdet $\text{C:N:P} = 106:16:1$ (Redfield *et al.*, 1963) fås et karbontilskudd på $2,1 \text{ mgC/l}$ i tillegg til avløpsvannets innhold på $0,9 \text{ mgC/l}$. Dersom 50-70% antas lett nedbrytbart tilsvarer denne karbonmengden et oksygenforbruk på $4,0\text{-}5,6 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Det verst tenkelige tilfellet vil være innlagring over nedre voksegrense for alger og at nitrogeninnholdet fra oppdrettsanlegget assimileres fullstendig i ny biomasse. Tas igjen utgangspunkt i scenarie 2, vil avløpsvannet gi et nitrogentilskudd på $0,9 \text{ mgN/l}$. Ved å benytte Redfield-forholdet gitt over kan karbontilskuddet

beregnes til 5,1 mgC/l i tillegg til direkte-utslippet på 0.9 mgC/l. Den labile karbonmengden tilsvarer et oksygenforbruk på 8-11 mgO₂/l.

I praksis vil produksjon og nedbryting av alger være en tidkrevende prosess slik at horisontal spredning såvel som utsynking av plankton fra innlagringsområdet vil medføre ytterligere fortykning og spredning før nedbrytning. Antas 50% labilt organisk karbon og en omsetningshastighet på 90 døg (assimilasjon og nedbrytning) blir tilførselen $6 \text{ gC/m}^3 \cdot 0.5 \cdot 18\,000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 90\text{d} = 4\,900 \text{ kgC}$ som tilsvarer et oksygenforbruk på 14 700 kgO₂. Antas ingen fortykning utover en senterfortynning på ca 20x (Tabell 4) må dette oksygenet tas fra et volum på $18\,000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 90\text{d} \cdot 20 = 32\,400\,000 \text{ m}^3$. Sammenlignet med det opprinnelige oksygeninnholdet på $32.4 \cdot 10^6 \text{ mgO}_2/\text{l} = 226\,800 \text{ kgO}_2$ vil utslippet medføre en reduksjon av oksygeninnholdet i størrelsesorden 0,5 mgO₂/l eller 6% av opprinnelig innhold. I realiteten vil utslippet i løpet av tre måneder være fortyknet vesentlig utover senterfortynningen. I tillegg vil fosfatmangel kunne begrense algeveksten og det er heller ikke tatt hensyn til det oksygenet som produseres under assimilasjon av næringssaltene. Det er derfor lite trolig at utslippet vil kunne medføre noen målbar reduksjon av oksygeninnholdet i frie vannmasser, selv i verst tenkelige tilfelle med innlagring over nedre voksegrense for alger.

3.4.2 Effekter i sediment

Som vist i foregående avsnitt forventes ikke lokalt målbare effekter på oksygeninnholdet i vannmassene, først og fremst som følge av stor spredning og fortykning. Redusert spredning vil først og fremst kunne skje som følge av assimilasjon av næringssaltene i festsittende alger eller plankton som sedimenterer i utslippsområdet eller på nærliggende akkumulasjonsbunn. Isåfall vil oksygenforbruket først og fremst kunne representere et problem i sedimentmiljøet. I tillegg vil økt primærproduksjon i overflatelaget kunne gi uønskete effekter i form av redusert siktedyp, øket begroing og større innslag av grønnalger i fjæresonen. Antas at maksimal karbonmengde på 6 mgC/l vil sedimentere fullstendig innenfor et område på 1 km², ville utslippet gi en karbon-fluks på 63 gC/m² år til dette området. Dette er i samme størrelsesorden som gjennomsnittstall for primærproduksjon og naturlige flukser av karbon til sedimentene.

Antas 50-70% labilt karbon vil den økte sedimentasjonen medføre en økning av oksygenforbruket på 10-14 mgO₂/m²t. I et forsøk med ubehandlede sedimenter fra Oslofjorden ble det observert et naturlig oksygenforbruk på 8-19 mgO₂/m²t (gjennomsnitt 11.2 mgO₂/m²t) i løpet av en seks måneders periode med lite tilførsel av nytt organisk materiale (Schaanning *et al.*, 1996). I samme forsøk ga sedimenter belastet med organisk materiale et gjennomsnittlig øket oksygenforbruk på 15 mgO₂/m²t, som er sammenlignbart med vårt beregnede "worst-case" (10-14 mgO₂/m²t). Forsøket viste at dette belastningsnivået hadde klare effekter i form av senket redokspotensial (E_h) fra 300 mV i kontrollsediment til 90 mV i det organisk anrikete sedimentet og redusert arts mangfold fra 3.0-3.7 (Shannon-Wiener diversitetsindeks) tilsvarende miljøklasse II "god" (Molvær *et al.*, 1997) i kontrollsedimentet til 2.2-2.3 (miljøklasse III "mindre god") i det organisk belastede sedimentet.

Beregningene bygger på en rekke, tildels usikre forutsetninger og antagelser. Beregningene viser likevel at utslippet under de mest ugunstige forhold vil kunne gi eutrofi-effekter i form av øket oksygenforbruk og redusert arts mangfold i sedimenter i utslippsområdet. Målbare effekter vil imidlertid være begrenset til relativt små områder (størrelsesorden 1 km² og mindre).

Ovenstående forsøk på tallfesting av mulige effekter er usikre. Beregningene indikerer dog at utslipp over nedre voksegrense for alger vil kunne gi uønskete effekter i form av øket algevekst i overflatelaget og belastningseffekter på sedimenter i nærliggende akkumulasjonsområder. Det må også bemerkes at nitrogenutslippet kan bli høyere enn antatt dersom forutsetningene gjort i kap.2.1 m.h.t. denitrifikasjon eller avvanning og håndtering av slam viser seg ikke holdbare.

Slike lokale effekter kan unngås dersom utslippet anordnes slik at innlagring skjer på dyp større enn 20m.

4. Konklusjoner og anbefalinger

Utslippene av organisk karbon, nitrogen og fosfor er estimert til hhv 26 kgC/d, 26 kgN/d og 1,5 kgP/d under normal drift av anlegget. Beregningene er omtrentlige og basert på opplysninger om planlagt årsproduksjon på 500 tonn fisk, förfaktor 1,2, vannforbruk 1800m³/d, resirkulasjonsgrad 95% og fjerning av partikler, næringssalter og løst organisk materiale ved bruk av hjulfilter og aerobe bakteriefilter. Denitrifikasjon ble antatt å redusere utslippet av nitrogen med 50% og det ble forutsatt at det ikke forekommer utslipp av næringssalter tilknyttet avvanning og håndtering av slamm.

Det lave innholdet av organisk materiale i sandige sedimenter ved utslippsledningens munning indikerer relativt gode strømforhold og liten fare for akkumulasjon av partikulært materiale som unnslipper filtrere i anlegget.

Faren for effekter i resipienten vil først og fremst være knyttet til liten fortykning og assimilasjon av nitrogeninnholdet i utslippsvannet i fastsittende alger eller planktonisk materiale som sedimenterer på akkumulasjonsbunn i nærheten av utslippsområdet.

Utslippsledningens munning ligger idag over nedre voksegrense for alger og stimulert primærproduksjon vil under ugunstige forhold kunne gi oksygenmangel i vannmassene og effekter på bunndyr i nærheten av utslippsstedet. For å unngå slike effekter anbefales konfigurering av inntak og utslipp tilsvarende ulike skisserte scenarier.

Scenarie 2 (ev. 3) forutsetter legging av ny utløpsledning med munning på 30m (ev. 40m) dyp og at all innblanding av dreneringsvann unngås. Innblanding av dreneringsvann innebærer en betydelig usikkerhet fordi mengden av denne strømmen er ukjent. Scenarie 4 medfører forlengelse av eksisterende utslippsledning slik at munningen blir liggende på 40m dyp. Forutsatt maksimalt 2x fortykning med ferskvann fra drenering viste beregningene at innlagringsdypet vil bli akseptabelt i forhold til nedre voksegrense for alger. Innblanding med ferskvann gir økt spredning og fortykning og vil bidra til å redusere faren for effekter i nærmiljøet i den grad redusert tetthet ikke medfører innblanding av avløpsvann til dyp over nedre voksegrense for alger.

Tiltakene skissert her er å betrakte som minimumstiltak. Videre senkning av utslippsdyp og eventuell montering av diffusor på utslippsledningens munning vil gi ytterligere redusert risiko for effekter på nærmiljøet.

Både oppvarming og eventuell fortykning med dreneringsvann vil medføre at avløpsvannet vil stige noe oppover etter utslipp. For å sikre mot inntak av vann kontaminert fra eget utslipp anbefales at inntaksledningen legges i god avstand og 10m dypere enn utslippet.

5. Referanser

- Abeysinghe, D.H., A.Shanableh and B.Rigden, 1996. Biofilters for water reuse in aquaculture. *Wat. Sci. Tech.* 34(11): 253-260.
- Ackefors H. and M.Enell, 1991. Discharge of nutrients from Swedish fish farming to adjacent sea areas. *Ambio*, 19:28-35.
- Arbiv,R. og J. van Rijn, 1995. Performance of a Treatment System for Inorganic Nitrogen Removal in Intensive Aquaculture Systems. *Aquacultural Engineering* 14: 189-203.
- Bergheim, A., 1987. Resirkulasjon av vann i fiskeoppdrett. Forelesningsnotat. *Rogalandsforskning* 31.03.1987.
- Bergheim, A., 1991. Stoffbelastning og renseeffekt – avløpsvann fra landbaserte matfiskanlegg. *Rogalandsforskning rapport RF-209/91*. 38s + vedlegg.
- Bjerkeng, B. og A. Lesjø, 1973. Mixing of a jet into stratified environment. (User's Manual). NIVA og Computas A/S. Computas-rapport nr. 73-3, *NIVA-rapport O-126/72*. Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann, PRA 5.7.
- Cochrane, S., M. Schaanning, J. Costelloe and G. Bahr, 1994. Evaluation of methods and development of procedures for environmental monitoring of fish farms. *Akvaplan-NIVA report APN 631.93.320*.
- Enell, M. och H. Ackefors, 1991. Belastning av fosfor och kväve, från fiskodlingar i Norden, på omgivande havsområden. I E.Hoffmann, R.Persson, E.Gaard og G.S.Jonsson eds. Havbrug og miljø. Nordisk Ministerråd, *Nord* 1991:10, pp83-101.
- Magnusson, J., J.Skei og K.Sørensen, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Delprosjekt 3.6a. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner i Ytre Oslofjord juni og august 1988. *NIVA-rapport SNR 2513*. 112s inkl. vedlegg.
- Metcalf and Eddy, 1979. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. 2nd. edition. McGraw-Hill Book Company.
- Molvær, J., J.Knutzen, J.Magnusson, B.Rygg, J.Skei og J.Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. *SFT Veiledning* 97:03. TA-1467/1997, 36ss.
- Mortensen, H. 1990. Sammenligning af 10 recirculerende åleanlæg. Rapport udarbejdet av Dansk Akvakulturcenter for Dansk Åleproducentforening. 35s + bilag.
- Nordeidet, B., E.Norgaard, K.Mørkved og G.F.Aasgaard, 1996. Biologisk fosfor- og nitrogenfjerning; prosessutforming og styring. Delrapport I. *NIVA-rapport SNR 3455-96*. 94 s.
- Otte, G. and H. Rosenthal, 1979. Management of a closed brackish water system for high-density fish culture by biological and chemical water treatment. *Aquaculture*, 18: 169-181.
- Redfield, A., B.Ketchum and F.Richards, 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In *The Sea Vol.2*, M.N.Hill, Ed., Wiley-Interscience, New York, pp.26-77.
- Rygg, B. og I. Thelin, 1993. Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version. *SFT-Veiledning* nr. 93:02. ISBN-82-7655-102-5. 20pp.
- Rogers,G.L. and S.L. Klemetson, 1985. Ammonia Removal in Selected Aquaculture Water Reuse Biofilters. *Aquacultural Engineering* 4: 135-154.
- Schaanning, M., 1991. Effekter av fiskeoppdrett på marine sedimenter. *Jordforsk-rapport* 212.409-1, 44pp. ISBN 82-7467-024-8.
- Schaanning, M., 1994. Distribution of Sediment Properties in Coastal Areas Adjacent to Fish Farms and Evaluation of Five Locations Surveyed in October 1993. *NIVA-report SNR-3102*. 29pp+app.
- Schaanning, M., K.Hylland, R.Lichtenthaler, B.Rygg, 1996. Biodegradation of Anco Green and Novaplus Drilling Muds on Cuttings Deposited in Benthic Chambers. *NIVA-rapport SNR 3475-96*. 77pp + appendix.
- Uotila, J., 1990. Fiskodlingsedimentets metallhalter och spridning i sydvestra Finlands skärgård. I E.Hoffmann, R.Persson, E.Gaard og G.S.Jonsson eds. Havbrug og miljø. Nordisk Ministerråd, *Nord* 1991:10, pp67-73.

- Wallin, M. og L. Håkansson, 1990. Belastningsmodeller for nærsalter for bedømmning av fiskodlingars miljøpåverkan i marin miljø. I E.Hoffmann, R.Persson, E.Gaard og G.S.Jonsson eds. Havbrug og miljø. Nordisk Ministerråd, *Nord* 1991:10, pp136-155.
- Wheaton, F.W., J.N.Hochheimer, G.E.Kaiser, R.F.Malone, M.J.Krones, G.S.Libey and C.C.Easter, 1994. Nitrification filter design methods, pp127-171 in *Developements in Aquaculture and Fisheries Science*, 27: Aquaculture water reuse systems: Engineering design and management. M.B. Timmons and T.M.Losordo (Eds.). 333p, Elsevier, 1994.

Vedlegg A. Analyserapport



JORDFORSK
Landbrukets analysesenter
Adresse: 1432 AS
Telefon: 64948118 Telefax: 64948120

NIVA
Morten Schaanning
Boks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Side: 1 (3)

Telefon: 22185100 Telefax: 22185200

Rapportnr: 6-02067

Analyserapport

Prøvetype: Sediment

Antall prøver: 4

Oppdragsgiver: NIVA, Morten Schaanning

Ankomstdato: 15.09.98

Utsendelsesdato: 22.09.98

Prøven(e) er godkjent: 22.09.98 Sign: JAM

Ansvarshavendes signatur:

Fon Malcomsen Ivar Dahl

Oppdragsgiver:
NIVA
Morten Schaanning



JORDFORSK
Landbrukets analysesenter
Adresse: 1432 ÅS
Telefon: 64948118 Telefax: 64948120

Analyserapport
Rapportnr: 6-02067

Prøvetype: Sediment

Side: 2 (3)

Prøvenummer				1998-02067-1	1998-02067-2	1998-02067-3	1998-02067-4		
Merking				4/9-98 Slagent 21m 1	4/9-98 Slagent 21m 2	4/9-98 Slagent 21m 3	4/9-98 Slagent 30M 4		
Parameter	Metode #	Enhet	Dato						
Karbon	*C-CHN	g/100g TS	170998	0.6	0.6	0.4	0.6		
Nitrogen	*N-CHN	g/100g TS	170998	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05		
● for	P-ICP-J	mg/kg	210998	612	607	554	583		
Sink	ZN-ICP-J	mg/kg	210998	36.8	37.6	31.7	35.7		
Kobber	CU-ICP-J	mg/kg	210998	6.7	6.8	5.3	5.8		

- # Se siste side for nærmere beskrivelse av metode
- * Bestemmelsen er ikke akkreditert
- Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

Rapportnr: 6-02067

Side: 3 (3)

Usikkerheten i tabellen under er angitt som relativt standardavvik av en kontrollprøve målt over flere dager

Metode			Nedre best. grense	Beskrivelse
• C-CHN			0.10 g/100g TS	Totalt karbon målt på CHN-analysator
• N-CHN			0.05 g/100g TS	Totalt nitrogen målt på CHN-analysator
P-ICP-J	(AJ1)	4 % RSD	8 mg/kg	Fosfor i jord oppsluttet i kongevann (ICP-AES)
ZN-ICP-J	(AJ1)	3 % RSD	1 mg/kg	Sink i jord oppsluttet i kongevann (ICP-AES)
CU-ICP-J	(AJ1)	7 % RSD	0.3 mg/kg	Kobber i jord oppsluttet i kongevann (ICP-AES)

- Bestemmelsen er ikke akkreditert
- Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør