

NIVA



RAPPORT LNR 4489-2002

Utslipp fra Pronova
Biocare as, Sandefjord.
Vurdering av
influensområde,
oksygenforbruk og
effekter i resipienten

Hovedkontor

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

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Utslipp fra Pronova Biocare as, Sandefjord. Vurdering av influensområde, oksygenforbruk og effekter i resipienten.	Løpenr. (for bestilling) 4489-2002	Dato 25. februar 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-21322	Sider 17
Forfatter(e) Frode Olsgard Jarle Molvær	Fagområde Marin eutrofi	Distribusjon
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Pronova Biocare as, Sandefjord	Oppdragsreferanse e-mail 16.01.02
--	--------------------------------------

Sammendrag Pronova Biocare produserer fiskeolje og fiskeoljekonsentrater og har utslipp av prosessvann på 15 m dyp i indre del av Sandefjordsfjorden. Utslipet inneholder fettstoffer (glyserider, fettsyrer og etylestere), etanol, glyserol, nitrogen og fosfor. Det er gjort beregninger av utslippets spredning og innlagring og vurdering av oksygenforbruk i resipienten. Varierende med sjiktning og strømforhold i fjorden vil avløpsvannet bli innlagret mellom overflata og ca. 12 m dyp, dypest i sommerhalvåret. Konservative beregninger basert på kjemisk oksygenforbruk (KOF) viser at utslippet ikke vil gi problematisk lave oksygenkonsentrasjoner i utslippsområdet, noe som heller ikke er observert ved overvåking av vannkvaliteten i fjorden. Bidraget fra nitrogen i utslippet vil stimulere marin produksjon og medføre et visst oksygenforbruk, men er meget lavt i forhold til andre nitrogenkilder som utslipp av kommunal kloakk. Avløpsvannet har svært lav pH. Effekter av lav pH kan ikke vurderes da syreinnholdet i utslippet ikke er kjent, men antas å ikke være omfattende.

Fire norske emneord 1. Sandefjordsfjorden 2. industriutslipp 3. oksygenforbruk 4. eutrofi	Fire engelske emneord 1. Sandefjordsfjord 2. industrial discharges 3. oxygen consumption 4. eutrophication
---	--

Frode Olsgard
Prosjektleder

Kari Nygaard
Forskningsleder
ISBN 82-577-4138-8

Jens Skei
Forskningsdirektør

4489-2002

**Utslipp fra Pronova Biocare as, Sandefjord.
Vurdering av influensområde, oksygenforbruk og
effekter i resipienten**

Forord

*Dette prosjektet er gjennomført på oppdrag fra Pronova Biocare as i Sandefjord.
Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Hjalmar Sääv.*

Oslo, 25.02. 2002

Frode Olsgard

Innhold

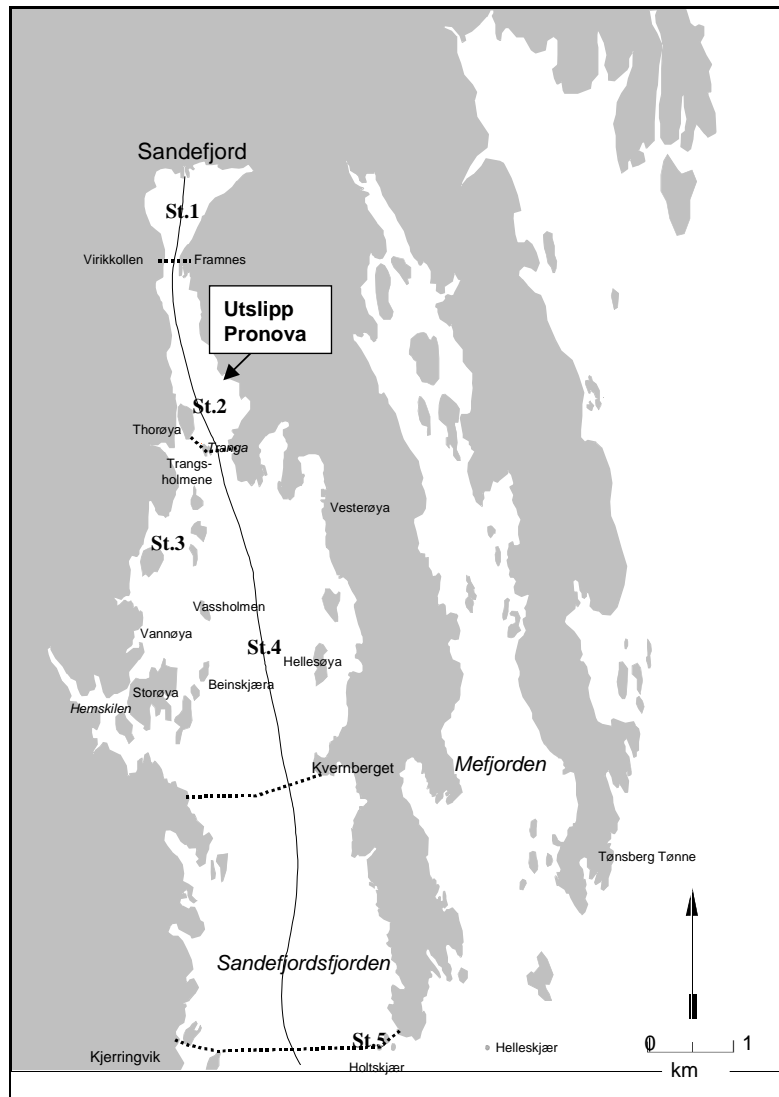
1. Innledning	5
2. Områdebeskrivelse	5
2.1 Hydrografi og eutrofiforhold	6
2.2 Sedimenter og biologi	7
3. Utslipp fra Pronova Biocare as	8
4. Metodikk og data	9
4.1 Utslippsberegninger	9
4.2 Data for beregning av innlagring og fortytning	10
5. Resultater	12
5.1 Innlagring og fortytning	12
5.2 Oksygenforbruk	14
6. Konklusjoner	15
7. Referanser	17

1. Innledning

Pronova Biocare as har utslipp av prosessvann til Sandefjordsfjorden og vil ha en vurdering av utslippet i forhold til størrelse på influensområdet, innlagring, oksygenforbruk og utslipp av næringsalter. Utslippene skal også sees i sammenheng med resipienten, Sandefjordsfjorden, og den generelle helsetilstanden i fjordområdet.

2. Områdebeskrivelse

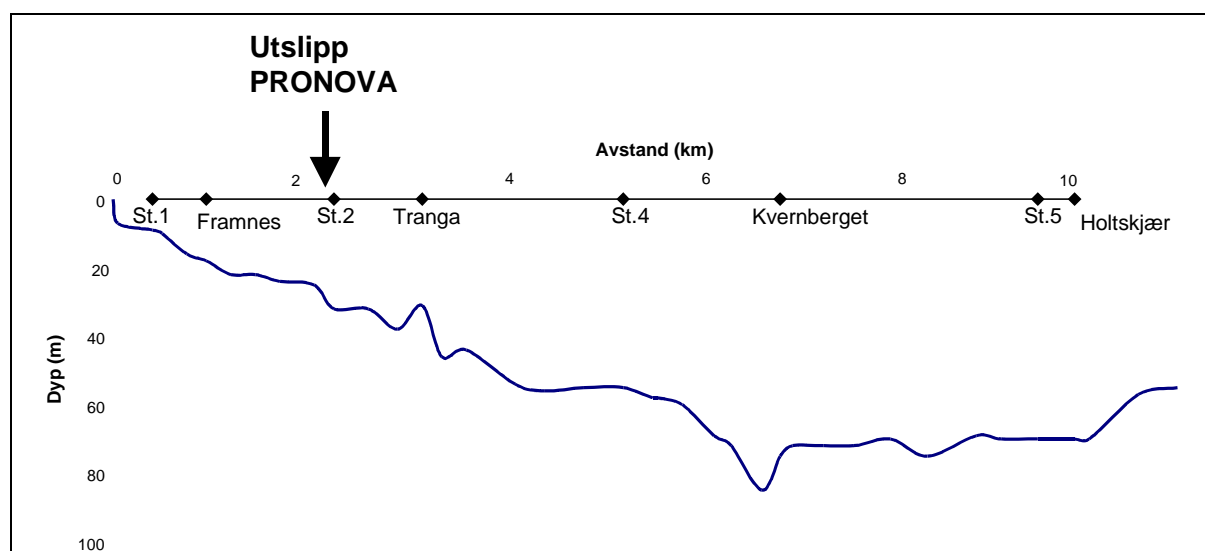
Sandefjordsfjorden er en langstrakt fjordarm, omkring 10 km lang. Den indre del av fjorden (innenfor Tranga) er ca. 3.5 km lang og 150-750 m bred, mens de ytre to tredjedeler er omtrent 2 km bred, se Figur 2.1.



Figur 2.1. Sandefjordsfjorden med trasé for lengdesnitt. Stasjoner (st.1-5) fra undersøkelser av vannkvalitet i 1997/98 (Nygaard et al. 1998).

Fjorden skråner forholdsvis jevnt utover mot Skagerrak og har ingen utpregede terskler, se Figur 2.2. Havneområdet innenfor snittet Virikkollen - Framnes er grunt, med midlere dyp ca. 5 m med maksimaldyp på 18 m ute ved Framnes. Videre sørover øker maksimalt dyp gradvis til 38 m rett innenfor Tranga. Her er det en markert innsnevring i tverrsnittet via Thorøya - Trangsholmene - Tranga, men det er ingen markert terskel (Figur 2.2). Terskeldypet forbi Tranga er ca. 31 m. Utslippet fra Pronova går ut i dette fjordområdet, ca. 500 m innenfor Tranga på fjordens østside, se Figur 2.1.

Utenfor Tranga vider fjorden seg ut til ca. 2 km bredde, og den dypeste rennen skråner jevnt nedover mot 50-60 m forbi Hellesøya. Mellom Hellesøya og Kvernberget er en stor del av tverrsnittet forholdsvis grunt. Det dypeste partiet i fjorden finnes ved Kvernberget, hvor største dyp er 85 m. Av sjøkartene kan det se ut til at det er en terskel på 55-60 m ut mot Skagerrak, se lengdesnitt i Figur 2.2.



Figur 2.2. Lengdesnitt av Sandefjordfjorden langs dypeste trasé. Lokalisering av utslipp fra Pronova Biocare as er angitt.

2.1 Hydrografi og eutroforhold

Hydrografiske data fra 1997/98 (Nygaard et al. 1998) viste at lagdelingen i Sandefjordsfjorden hovedsakelig følger variasjonen i kystvannet utenfor. Variasjonene i temperatur og saltholdighet er omtrent de samme på de indre (st. 1-4) som på den ytre stasjonen (st. 5) i fjorden. I midten av april var saltholdigheten i overflaten ca. 31 i hele fjordsystemet, og med nær homogene forhold i vannsøylen. I løpet av forsommeren ble saltholdigheten gradvis redusert til ca. 20 i overflatelaget, og det ble dannet et sprangsjikt omkring 15-20 m dyp. Ferskvannspåvirkningen i overflatelaget avtok i august – september, slik at saltholdighet og tetthet økte i mellomdypene (10-25 m). I perioden oktober til november var vannmassene igjen nær homogene.

Beregninger basert på data for næringsalter og fortykning av disse i fjordsystemet gir estimater for oppholdstid av vannmassene fra 20 dager til 3 måneder (Nygaard et al. 1998).

Oksygenmålingene utført i 1997/1998 viste synkende oksygenmengder utover høsten for alle stasjoner innover fjorden, fra de ytre åpne områdene til indre del av fjorden. Avtagende oksygenverdier i dypere vannmasser er en normal utvikling for oksygen for fjorder langs kysten (Aure et al. 1996). Oksygensondemålinger i 1997/98 viste laveste oksygenverdier på høsten med 3.4 ml/l O₂ både på st. 2 innenfor Tranga og på st. 4 i midtre del av fjorden. På st.1 innerst i fjorden viste sondemålinger laveste verdi på 4.5 ml/l O₂. I bunnvannet ble det ved ett tilfelle i 1997 påvist oksygenfritt miljø på st.1. Denne prøven utgjør et unntak i forhold til måleserier i perioden 1974 – 1997 og kan ha vært tatt ved en spesiell situasjon hvor det har vært oppvirket sediment ved bunnen. Basert på minimumsverdier observert nær bunnen med sonde i 1997/98 kan stasjonene grupperes i følgende kategorier basert på SFTs klassifiseringssystem: st.1, 2, 3 og 4 klasse II-III ('God' til 'Mindre god') og st.5 i klasse II ('God'). I de få tilfeller resultatene viste klasse III lå verdiene tett opp til klasse II. Gjennomgående er oksygenforholdene i Sandefjordsfjorden gode og viser i tillegg tendenser til bedring gjennom 1990-årene (Bakke et al. 2001).

For innerste del av Sandefjordsfjorden var det i 1997/98 overkonsentrasjoner av næringsalter om vinteren og planteplankton om sommeren. Kvalitative og kvantitative undersøkelser av algeplankton ga indikasjoner på forhøyet næringssalttilførsel i indre del fjorden. Det ble tidvis observert blomstringer av giftige alger. Siktedyp er en god indikasjon på algeoppblomstringer i områder med liten ferskvannspåvirkning, som Sandefjordsfjorden. Det var en generell trend til dårligere siktedyp og høyere klorofyllinnhold (mer planteplankton) innerst i fjorden i forhold til ytre del av fjorden. Dette var mest utpreget for st. 1, men også påviselig på st. 2 innenfor Tranga og st. 3 syd for Tranga.

Hovedtilførsler av kommunal kloakk til Sandefjordsfjorden går via Sandefjord kommunale renseanlegg som ligger i midtre del av fjorden, ca. 200 m nord/nordøst for Beinskjæra ved st.4 (se Figur 2.1). Anlegget mottar avløpsvann fra ca. 42.000 p.e. (personequivallenter). Det totale utslippet omfatter utslipp fra renseanlegget, overløp og lekkasjer og ble for 1997 beregnet til å være 10 tonn fosfor (P), 190 tonn nitrogen (N) mens kjemisk oksygenforbruk (KOF) var 1060 tonn (Aquateam 1998). I tillegg er det flere overløp til fjorden.

Data fra 1974-1998 viste klare tegn på bedring av eutrofi forholdene i overflatelaget i den innerste delen av Sandefjordsfjorden, men siktedypet viste fortsatt dårlige forhold i havneområdet (Bakke et al. 2001). Dette skyldes dels høy produksjon av planteplankton, dels overløp og avrenning fra land samt og sannsynlig bidrag fra propelloppvirvling av bunnsedimenter. Den positive eutrofiutviklingen fra 1974 til 1998 gjør langt på vei at miljømålet om badevannskvalitet mhp eutrofi parametre i indre fjord er oppfylt. Ved Tranga var det tilsvarende trender mot gode og meget gode forhold for næringsalter og oksygen i dypvannet. Det har også vært en klar bedring i siktedypet i dette området (Bakke et al. 2001).

2.2 Sedimenter og biologi

Bunnsedimentene i indre Sandefjordsfjorden er markert til meget sterkt forurenset av både PCB, DDT, PAH, kvikksølv, bly, kobber og tributyl-tinn (TBT). Mest forurenset er de indre områder som Kilen, utenfor Framnes og til dels området utenfor Stubb og Gimle. Det er en markert forskjell i bunnsedimentenes innhold av miljøgifter i områdene innenfor Tranga og de

noe åpnere områdene utenfor. Sedimentprofiler har vist at det er en klart lavere tilførsel av miljøgifter til bunnsedimentene i fjorden i dag enn tidligere. Det er vanskelig å fastslå når forbedringen inntraff, men er trolig en gang etter 1965-1970 (Bakke et al. 2001).

Bløtbunnsfaunaen i Sandefjordsfjorden ble undersøkt 1997 (Det norske Veritas, 1998). Fem stasjoner fra havneområdet innerst i fjorden til Kvernberget i ytre fjord ble undersøkt. Faunaen i havnebassenget var artsfattig og individfattig i forhold til de øvrige stasjonene i fjorden og viste at dette området er påvirket av forstyrrelse. Forstyrrelsen ble satt i sammenheng med oppvirvling av sedimenter generert av propellstrømmer fra fergetrafikken (Det norske Veritas, 1998). Oppvirvling av fint sediment med høyt organisk innhold kan også føre til at H₂S løses ut fra bunnsedimentene og periodevis gi svært lave oksygenverdier i kontaktvannet ned mot bunnsedimentene.

Like nord og syd for Tranga (st.2 og 3) og i midtre del av fjorden (st.4) var det et til dels høyt antall arter og faunasammensetningen viste ikke klare tegn på forurensningspåvirkning. Det ble påvist noe økning i artsantall fra Tranga og midtre deler av fjorden (st. 2, 3 og 4) til ytre del (st. 5).

Faunaundersøkelsene viste at arter som normalt indikerer eutrofe forhold var til stede, men de var ikke dominerende. Samlet ga bløtbunnsfaunaen inntrykk av liten til moderat eutrofipåvirkning, og fra st. 2 nord for Tranga og ut fjorden var det ingen klare tegn på effekter av forurensning eller annen forstyrrelse.

3. Utslipp fra Pronova Biocare as

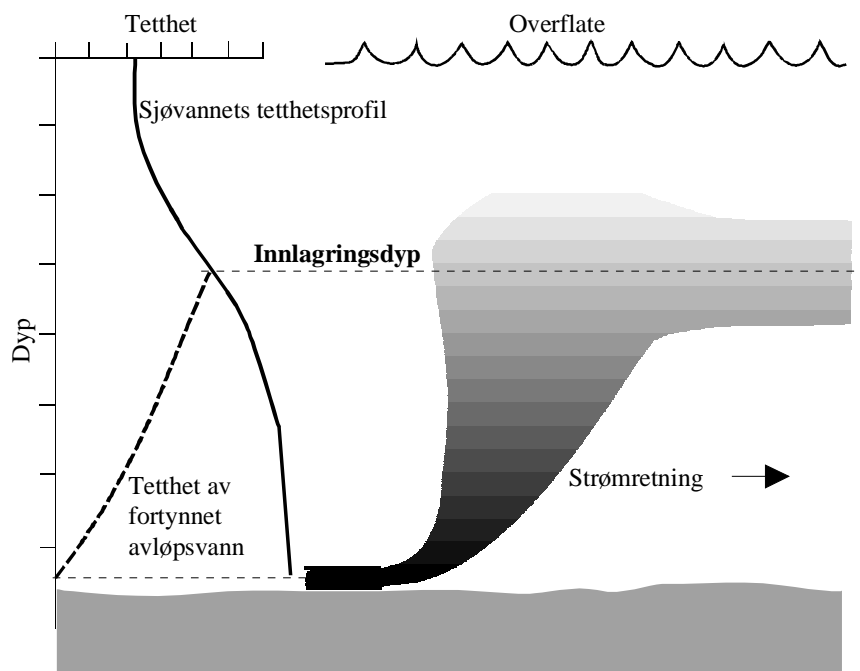
Pronova Biocare produserer Omega-3-fettsyrer fra fiskeolje og er ledende innen produksjon av Omega-3-fettsyrer til anvendelse som legemiddel og kosttilskudd. Bedriften har utslipp av prosessvann til Sandefjordsfjorden som går gjennom utslippsledning på ca. 15 m dyp, omtrent 75 m fra land. Diameter på utslippsledningen er 30 cm. Prosessavløpet er på 6.6 m³/t. Utslippet er ferskvann og inneholder fettstoffer (glyserider, fettsyrer og etylester), etanol, glyserol, nitrogen og fosfor.

I henhold til Egenrapportering av utslippstall fra bedrifter med utslippstillatelse fra Pronova til SFT (fra Pronova v/H. Sääv) har gjennomsnittlig årlig utslipp til Sandefjordsfjorden for perioden 1998-2000 vært på 4 tonn fett, 11.9 tonn metanol (ikke utslipp av metanol etter 2001), 2.3 tonn tot. N, 17 kg tot. P, 160 tonn KOF og pH i avløpsvann på 2.0. Basert på disse utslippsdata vil de viktigste effektene fra Pronovas utslipp til Sandefjordsfjorden være relatert til nedbrytning av organisk materiale og forbruk av oksygen og muligens også pH. Oksygenforbruk vil være i form av et direkteforbruk (KOF) og et indirekte forbruk av oksygen i form av tilførte næringsalter som kan øke produksjon av planktonalger i fjorden som forbruker oksygen ved nedbrytning. Hvorvidt lav pH medfører negative miljøvirkninger av betydning har vi ikke grunnlag for å vurdere da vi ikke kjenner syreinnholdet i utslippet. Mange marine organismer er imidlertid sensitive ovenfor små endringer i pH.

4. Metodikk og data

4.1 Utslippsberegninger

For å kunne vurdere størrelsen av oksygenforbruket fra Pronovas utslipp til Sandfjordsfjorden er det nødvendig først å beregne avløpsvannets innlagringsdyp, fortynning og spredning i resipienten. Avløpsvannet har i praksis samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på ca. 15 m dyp vil derfor avløpsvannet straks begynne å stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" som beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis sjøvannet er sjiktet, dvs. at egenvekten avtar mot overflata, kan denne sjiktningen hindre at det fortynnede avløpsvannet når opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at det **innlagres**. Dette er illustrert i Figur 4.1. Fortynningen når avløpsvannet innlagres kaller vi **primærfortynning**.



Figur 4.1. Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en lagdelt vannmasse.

Den videre fortynningen kalles **sekundærfortynning**. Beregning av innlagring og primærfortynning er utført med et EDB-program, NIVA*JET.MIX utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Programmet beregner fortynning og innlagringsdyp for en enkelt stråle utslippsvann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der det

fortynnede utslippsvannets egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Utslippsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I praksis er det til vanlig liten forskjell mellom innlagringsdypet og likevektsdypet, og i det følgende vil innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

Dataprogrammet beregner den teoretisk høyeste opptrengning på to måter:

- ved fortsatt fortynning etter at likevektsdypet er "passert" (EQS).
- uten blanding eller friksjon etter likevektsdypet er "passert" (GRAV).

Det første metoden (EQS) antas å gi mest realistisk resultat.

For å bedømme den videre fortynningen med tilhørende konsentrasjoner har vi brukt dataprogrammet PLUMESV som er en ny utgave det beregningsprogrammet som miljøverndirektoratet i USA (EPA) anbefaler (Baumgartner et al. 1994). Programmet beregner innlagringsdyp og primærfortynning samt videre fortynning og konsentrasjoner basert på opplysninger om

- utslippsdyp, rørdiameter, vannmengde,
- konsentrasjoner i avløpsvann og sjøvann,
- vertikal sjiktning i sjøvannmassen, samt strømhastighet og turbulent blanding.

Strømforholdene ved utslippet er ikke kjent, men både retning og hastighet varierer utvilsomt mye pga. virkningen av vind og tidevann. Vi har lagt en gjennomsnittshastighet på 5 cm/s og en maksimalhastighet på 20 cm/s til grunn for våre beregninger. Av mangel på konkrete data om størrelsen av den turbulente blandingen (diffusjonen) i et såpass innelukket område som Sandefjordsfjorden, anvender vi $0.0003 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$ som er noe mindre enn EPAs anbefalte koeffisient for kystfarvann ($0.000453 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$).

4.2 Data for beregning av innlagring og fortynning

Opplysninger om avløpsvannsmengden, konsentrasjoner av ulike stoff i avløpsvannet samt utslippsarrangementet er gitt av Pronova Biocare v/H. Sääv. Tabell 4.1 oppsummerer dataene som utslippet er vurdert ut fra.

Tabell 4.1. Utslippsdata for Pronova Biocare.

Parametre	Avløpet
Vannmengde (l/s)	16
Rørdiameter (cm)	30
Utslippsdyp (m)	15
Organisk stoff (KOF), mg/l	356

Vi har til rådighet vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet som beskriver den vertikale sjiktningen ved st. 2 nær utslippet (se Figur 2.1) ved 13 tidspunkt fordelt over 12 måneder (Nygaard et al. 1998). Vi vil tro at målingene gir en rimelig representativ beskrivelse av variasjonene gjennom året. Data er vist i Tabell 4.2.

Tabell 4.2. Vertikalprofiler benyttet for beregning av utslippets innlagring og primærfortynning. Data for St. 2 fra Nygaard et al. (1998).

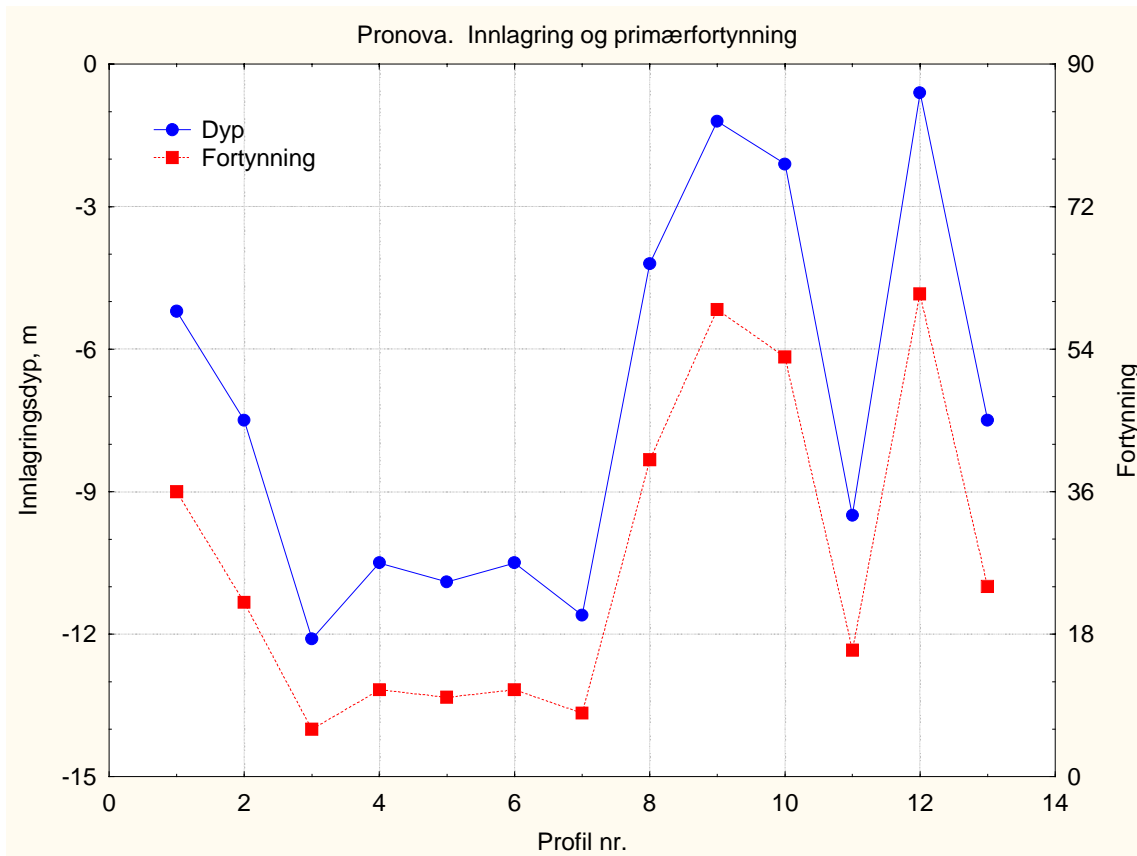
Profilnummer	Dato	Antall målinger
1	14.04.1997	12
2	28.05.1997	13
3	11.06.1997	11
4	25.06.1997	11
5	09.07.1997	11
6	23.07.1997	12
7	22.08.1997	11
8	18.09.1997	8
9	20.10.1997	7
10	19.11.1997	8
11	15.01.1998	8
12	25.02.1998	8
13	17.03.1998	7

5. Resultater

5.1 Innlagring og fortynning

Resultatene for beregningene av innlagring og primærfortynning for de 13 tidspunktene som er vist i Tabell 4.2 er framstilt i Figur 5.1. Noen ganger vil sentrum av skyen med fortynnet avløpsvann ligge på 10-12 m dyp og andre ganger vil avløpsvannet trenge gjennom helt til overflata. Årsaken til dette er naturlige variasjoner i den vertikale sjiktningen for vannmassen mellom overflata og 15 m dyp. Er sjiktningen svak vil avløpsvannet stige høyt opp før det innlagres (eller trenger helt opp til overflata).

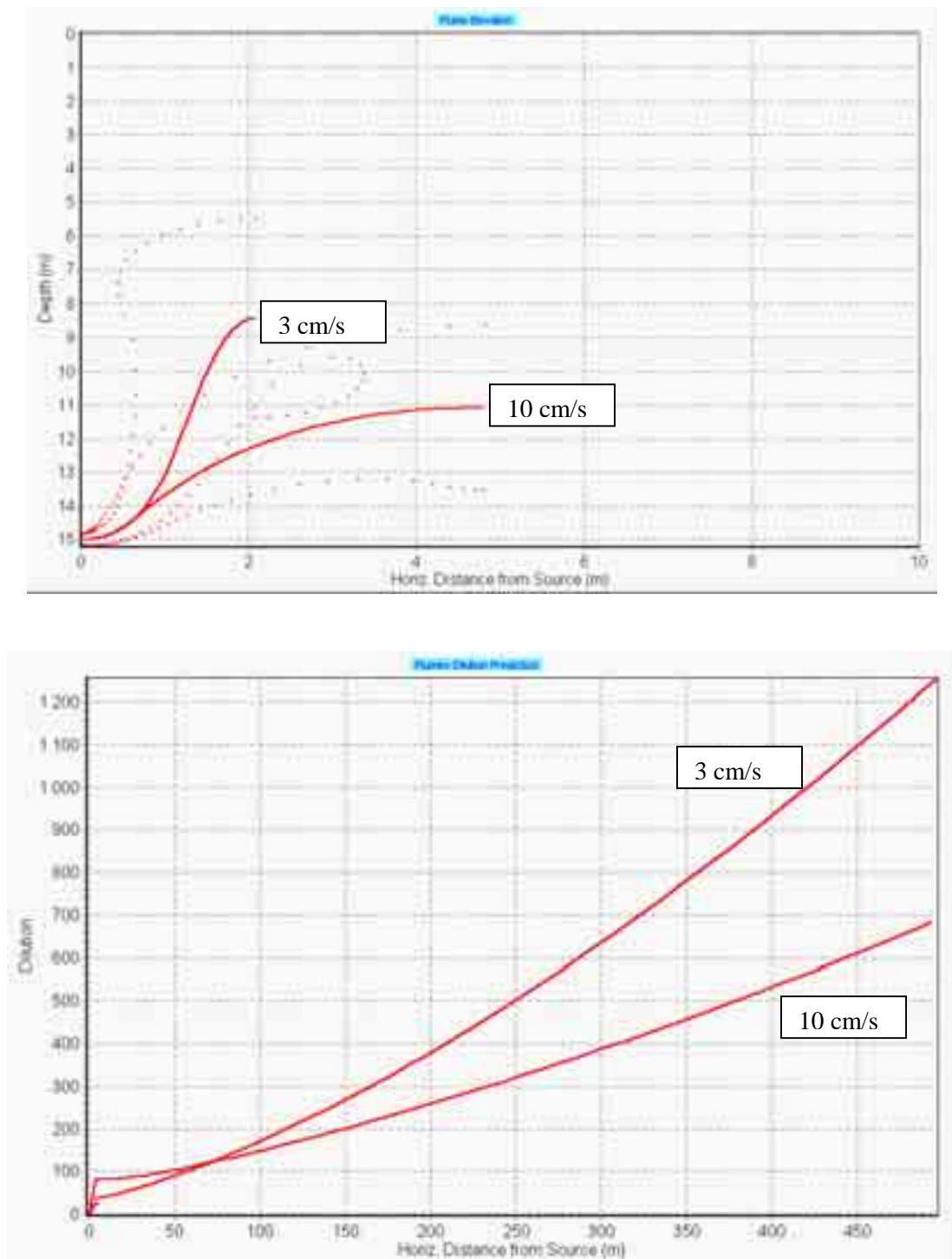
På den annen side følger fortynningen det "motsatte" forløp: ved dyp innlagring blir fortynningen liten (6-10x) og ved opptrengning til overflata blir fortynningen meget stor (ca. 60x).



Figur 5.1. Beregning av innlagringsdyp og primærfortynning for utslipp i 15 m dyp. Profil nr. på den horisontal aksene refererer til de ulike datoer (se Tabell 4.2).

Deretter er modellen PLUMESV brukt for å beregne fortynningen etter innlagring for den mest ugunstige situasjonen, dvs. lavest fortynning, representert ved profil nr. 3 (Figur 5.2). Beregningene er gjort for en strømhastighet på 3 cm/s og 10 cm/s fordi fortynningen i en gitt avstand vil avhenge av strømhastigheten i området. Resultatene skal i det følgende brukes for

å bedømme hvor mye nedbrytningen av organisk stoff i Pronovas avløpsvann kan redusere oksygenkonsentrasjonen i vannmassen der det fortynnede avløpsvannet innlagres.



Figur 5.2. Beregninger av innlagring og fortynning for profil nr. 3 (11.6.97) ved bruk av modellen PLUMESV, for en strømhastighet på 3 cm/s og 10 cm/s. Øverste figur viser innlagringsdypet. Fortynningen i nedre figur gjelder gjennomsnittlig fortynning i skyen med avløpsvann.

5.2 Oksygenforbruk

I betraktning av effekter fra utslippet i resipienten er det, basert på oppgitte data for avløpsvannet, mest relevant å vurdere KOF (kjemisk oksygenforbruk) som den parameter som indikerer størst innvirkning på det lokale marine miljø. Andre komponenter i utslippet med antatt effekt i resipienten er nitrogen og fosfor samt avløpsvannets surhetsgrad (pH).

Som gjennomsnitt utgjør Pronovas avløpsvann 16 l/s med et innhold av organisk materiale tilsvarende KOF 356 mgO₂/l. Dette avløpsvannet ledes sammen med avløpsvann (6 l/s) fra nabobedriften Oleon. Dette vannet inneholder organisk materiale tilsvarende KOF 900 mgO₂/l. Blandet sammen regner vi med at dette utgjør utslipp av 22 l/s med KOF 500 mgO₂/l.

Vi vet ikke hvor raskt dette organiske materialet nedbrytes, dvs. hvor raskt det oppstår et oksygenforbruk på 500 mgO₂/l. Mest sannsynlig dreier det seg om mange timer - kanskje flere døgn. Vi vil imidlertid anta 1 time, som neppe er for lavt regnet. Derimot kjenner vi oksygenkonsentrasjonen i sjøvannet i 10-15 m dyp den aktuelle dagen: 10 mgO₂/l. Under disse forutsetningene kan oksygenkonsentrasjonen i skyen av fortynnet avløpsvann beregnes for den 11.6.97 (den mest ugunstige situasjonen):

- Ved strømhastighet på hhv. 3 cm/s og 10 cm/s vil avløpsvannet etter 1 time ha forflyttet seg hhv. ca. 110 m og 360 m.
- Av Figur 5.2 sees at den tilsvarende gjennomsnittlige fortynning i denne avstanden blir ca. 200x og ca. 470x, som betyr at 1 liter avløpsvann blandes med 200 liter sjøvann med et innhold av 2000 mg oksygen - alternativt 470 l med 4700 mg oksygen. Reduseres oksygenmengden i denne blandingsvannmassen med 500 mg gjenstår hhv. 1500 mg oksygen og 4200 mg oksygen, som tilsvarer en konsentrasjon på 7.5 mgO₂/l og 8.9 mgO₂/l. Dette tilsvarer vannkvalitetsklasse I (Meget god) i de norske miljøkvalitetskriteriene for sjøvann.

Beregningen ovenfor gjaldt gjennomsnittlige forhold i skyen med fortynnet avløpsvann. I sentrum av skyen vil fortynningen være betydelig mindre enn gjennomsnittet – trolig mellom en tredjedel og en halvpart. For våre to alternativer kan dette bli fortynning i intervallet 80-180 i skyens sentrum. Regner vi på samme måte som ovenfor blir oksygenkonsentrasjonen i skyens sentrum i hhv. 110 m og 360 m avstand 3.8 mgO₂/l og 7.2 mgO₂/l, der den laveste konsentrasjonen tilsvarer 2.6 mgO₂/l, som tilsvarer vannkvalitetsklasse III (Mindre god) og den høyeste klasse I (Meget God).

Med våre forutsetninger vil en kombinasjon av:

1. Svært raskt og stort oksygenforbruk
2. Dyp innlagring med tilsvarende liten fortynning (sommerhalvåret)
3. Svak strøm

kunne ha en langstrakt vannmasse på 1-2 m tykkelse og lengde på noen titalls meter der oksygenkonsentrasjonen vil være redusert med 3-6 mgO₂/l. Vannmassen vil befinne seg i 10-12 m dyp og her kan tilstanden bli Dårlig- Mindre god. Utover dette vil oksygenforholdene raskt bli Gode – Meget gode, eller avvike lite fra den generelle tilstanden i området.

Sammenligner vi disse beregningene med målingene av oksygen i 8-12 m dyp på st. 2 (perioden juli 1997 til mars 1998) finner vi ikke så lave oksygenkonsentrasjoner. Det kan selvfølgelig skyldes at man ikke har ”funnet” denne begrensede vannmassen med reduserte konsentrasjoner, men en mer sannsynlig forklaring er at oksygenforbruket ikke er så stort og skjer så raskt som vi forutsatte ovenfor. Under alle omstendigheter vil et eventuelt oksygenproblem omfatte en liten vannmasse – og da bare for tidspunkt med dyp innlagring av avløpsvannet.

Effekter av utslipp av nitrogen og fosfor fra Pronova må sees i sammenheng med de øvrige tilførsler av næringsalter til Sandefjordsfjorden og parametre som vannutveksling, oksygenforhold og mulige effekter av eutrofi. Mengden fosfor i avløpsvannet (<20kg/år) utgjør et minimalt, ikke-merkbar bidrag i resipienten. Nitrogen utgjør 2.3 tonn/år. Til sammenlikning utgjør samlet utslipp fra det kommunale kloakkutslippet i midtre del av fjorden (nær st. 4) 190 tonn nitrogen/år. Utslipp fra Pronova tilsvarer altså 1.2 % av det nitrogenet som tilføres resipienten fra kommunal kloakk.

Som gjennomsnitt for årene 1998-2000 hadde Pronovas avløpsvann en pH på 2.0 (1.9-2.1). Dette er meget lavt. Syreinnholdet i avløpsvannet er imidlertid ikke kjent og heller ikke kjenner vi pH i avløpsvannet som dannes ved at Pronovas avløp er blandet med et annet industriavløp. Mulige effekter i resipienten på f.eks. planteplankton (alger) og dyreplankton kan derfor ikke vurderes.

6. Konklusjoner

Utslipet fra Pronova inneholder såvidt kjent ikke miljøgifter, slik at forurensingsbidraget vil i det vesentlige være i form av kjemisk oksygenforbruk (direkte og indirekte). Undersøkelser av hydrografi gjennom de siste 20-30 år har vist at Sandefjordsfjorden har relativt god vannutveksling og tilfredstillende nivåer av oksygen.

Pronovas avløpsvann (16 l/s) slippes ut i 15 m dyp sammen med avløpsvann (6 l/s) fra nabobedriften Olean. Utslippsberegninger utført i dette notatet tyder på at dette (felles) avløpsvannet oftest innlagres under overflaten. Innlagringsdypet varierer med årstiden. Det vil være grunnest i vinterhalvåret når vannmassene er mest homogene (kan nå opp til overflata) og dypest i sommerhalvåret når vannmassene er mer lagdelt. Ved strømhastighet på hhv. 3 cm/s og 10 cm/s vil det innlagrede avløpsvannet etter 1 time ha forflyttet seg hhv. ca. 110 m og 360 m fra utslippspunktet. Under ugunstige innlagrings- og fortynningsforhold er den gjennomsnittlige fortynningen der beregnet til ca. 200x og ca. 470x. Beregning av oksygenforbruk tilsier at disse vannmassene maksimalt får en gjennomsnittlig reduksjon i oksygeninnhold fra 10 mgO₂/l til hhv. 7.5 mgO₂/l og 8.9 mgO₂/l. Dette tilsvarer fortsatt vannkvalitetsklasse I (Meget god) i de norske miljøkvalitetskriteriene for sjøvann (Molvær et al. 1997).

I sentrum av skyen med fortynnet avløpsvann vil oksygenkonsentrasjonen være lavere. I utslippsområdet til Pronova er det ikke imidlertid påvist spesielt lave verdier av oksygen i noen deler av vannsøylen og klassifiseringen har med få unntak vært i vannkvalitetsklasse I eller II (Meget God eller God).

Utslipet fra Pronova har lav pH, gjennomsnittlig pH er 2.0. Syreinnholdet i avløpsvannet er ikke kjent og vurdering av mulige miljøeffekter kan derfor ikke gjøres. Marine organismer er sensitive for endringer i pH. Samtidig har sjøvann en høy buffringkapasitet slik at størrelsen på området med negative effekter trolig er begrenset.

Det er påvist klart forhøyede verdier av miljøgifter i bunnsedimentene i en rekke områder av Sandefjordsfjorden, også i området hvor Pronova har sitt utslipp. Undersøkelser av bløtbunnsfauna i dette området (st. BS 2 i rapport fra DNV i 1998) viste imidlertid en artsrik fauna og få tegn på negative effekter, hverken av miljøgifter eller mulig eutrofiering.

En samlet vurdering av Pronovas utslipp tilsier at effekter i det marine miljø vil være knyttet til utslipp av oksygenforbrukende materiale. Basert på fortykning og spredningsberegninger og oppgitt KOF i avløpsvannet viser beregningene at oksygenivået i resipienten begrenset grad påvirkes av utslippet. Målinger av oksygen i fjorden gjennom de siste 20-30 år har heller ikke vist at denne delen av Sandefjordsfjorden har problemer med lavt oksygeninnhold i vannmassene. Mulige effekter av utslippets lave pH kan ikke vurderes da syreinnholdet i utslippet ikke er kjent, men antas å ikke være omfattende.

7. Referanser

Akvateam 1998. Årsrapport for Sandefjord renseanlegg i Sandefjord kommune 1997.

Aure J, Danielssen D og Sætre, R 1996. Assessment of eutrophication in Skagerrak coastal waters using oxygen consumption in fjordic basins. ICES Journal of Marine Science 53: 589-595.

Bakke T, Nordal O, Mohn H og Schaanning M. 2001. Forurensingstilstand i indre Sandefjordsfjorden og kartlegging av forurensningskilder. NIVA-rapport L 4344-2001. 49 s.

Baumgartner DJ, Frick WE og Roberts PJW. 1994 Dilution models for effluent discharges. (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia, USA. 189 s.

Bjerkeng B og Lesjø A. 1973. Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo.

Det norske Veritas. 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 5. Bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn. Statlig program for forurensingsovervåking 747/98. 40 s. + Vedlegg.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J og Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning 97:03. 34 s.

Nygaard K, Bjerkeng B og Lømsland E. 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 1. Hydrografi, hydrokjemi og planteplankton. NIVA-rapport L 3932-1998. Statlig program for forurensingsovervåking 743/98. 38 s. + Vedlegg.