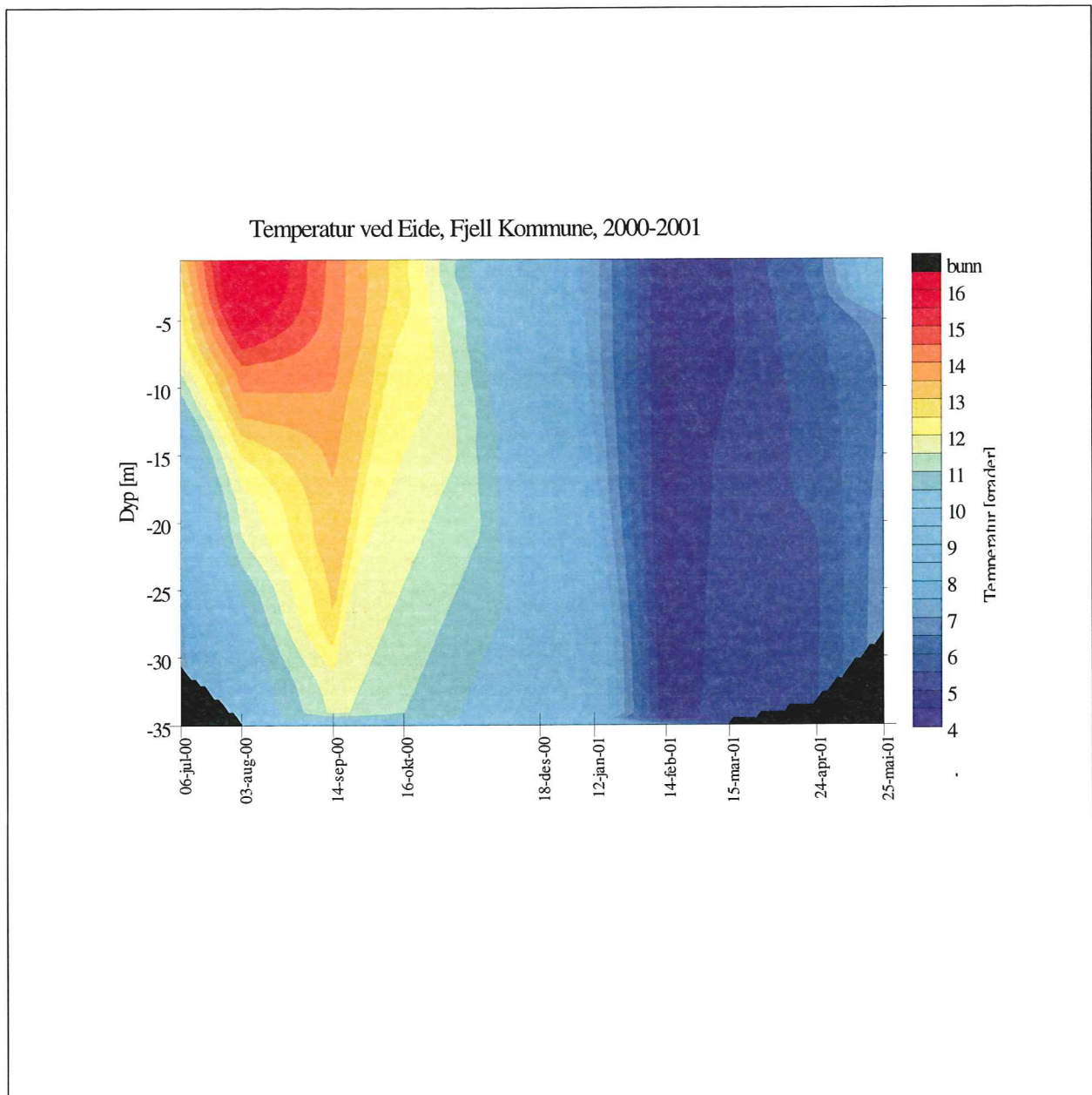


NIVA



RAPPORT LNR 4413-2001

Resipientundersøkelse ved Eide avfallsplass



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
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 Resipientundersøkelse ved Eide avfallsplass	Løpenr. (for bestilling) 4413-2001	Dato 27.11.2001
	Prosjektnr. Undernr. O-20139	Sider Pris
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen Evy Rigmor Lømsland Jarle Molvær Eivind Oug Arild Sundfjord	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fjell kommune	Oppdragsreferanse Elise Nilsen
-----------------------------------	-----------------------------------

Sammendrag

I forbindelse med resipientundersøkelse ved Eide avfallsplass viser størrmålinger en tidevannsdrevet strøm i nord-sør retning. Modellberegninger for innlagingsdyp av sigevann viser innlagingsdyp mellom 7-25 meter. Nær utslippsstedet for sigevann var sedimentet sterkt forurensset med PCB, markert forurensset med egentlige PAH'er og hadde høy forekomst av lette oljekomponenter. Bunndyrfaunaen var artsfattig og falt i tilstandsklasse V (dårlig tilstand). På stasjonene nord og sør for utslippspunktet var forholdene betydelig bedre, men også her ble det registrert forurensningspåvirkning. Markert forurensning med TBT ble registrert i sediment sør for utslippstedet for sigevann. Metallnivåene i sedimentene viste generelt en moderat økning sammenlignet med 1995. Forekomster av metaller og organiske miljøgifter i albusnegl og krabbe lå på et normalt bakgrunnsnivå.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljø Sjø Sigevann Eide 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environment Seawater Seepage water Eide
---	---


Evy Rigmor Lømsland
Prosjektleder


Kari Nygaard
Forskningsleder
ISBN 82-577-4055-1


Jens Skei
Forskningsjef

Resipientundersøkelse ved Eide avfallsplass

Forord

Rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag fra Fjell kommune. Rapporten inneholder en vurderingen miljøforholdene i sjøområdet utenfor utslippspunktet for sivevann fra Eide avfyllplass.

Ved prosjektoppstart var Line Sissel Lomheim kontaktperson hos Fjell kommune, men senere har Elise Nilsen vært kommunens prosjektansvarlige.

Til innsamling av fisk og krabber har Leif N. Eide vært engasjert.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert i prosjektet: *Arild Sundfjord* har gjennomført feltarbeid og hatt ansvaret for rapportering av hydrografi og strømmålinger. Modellberegninger og rapportering av disse har *Jarle Molvær* hatt ansvaret for. Utsortering av dyr fra sedimentet er utført av *Jarle Håvardstun*, mens identifisering er gjennomført av *Brage Rygg* og *Eivind Oug* og sistnevnte har også rapportert resultatene av bunndyrundersøkelsen. *Torbjørn M. Johnsen* har deltatt i feltarbeid og hatt ansvaret for rapportering om miljøgifter og sluttredigering av rapporten. *Evy R. Lømsland* har vært prosjektleder.

Analyser av næringsalter, miljøgifter i sediment og biologisk materiale og øvrige kjemiske analyser er utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo. Analyse av oksygen i vannmassene er gjennomført ved NIVA Vestlandsavdelingen.

Bergen 27. november 2001

Evy Rigmor Lømsland

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	8
2. Mål for undersøkelsen	9
3. Historikk	10
4. Feltarbeid, stasjoner	11
5. Hydrografi	14
5.1 Måleprogram og metodikk	14
5.2 Resultater	14
5.2.1 Salinitet, temperatur og tetthet	14
5.2.2 Oksygen og TOC	15
6. Strøm	19
7. Beregning av sigevannets innlagring, dets fortykning og virkning på vannkvaliteten omkring utslippet	22
7.1 Metodikk	22
7.2 Resultater	25
7.3 Oppsummering	33
8. Sediment og bunnfauna	34
8.1 Metodikk	34
8.1.1 Prøvetaking	34
8.1.2 Analyser av sedimenter	34
8.1.3 Grunnlag for vurdering av prøvene	35
8.2 Resultater	35
8.2.1 Bunnsediment	35
8.2.2 Fauna	36
8.3 Sammenlikning med tidligere prøvetaking	36
8.4 Vurdering av tilstanden på lokalitetene	37
9. Miljøgifter i sediment	41
9.1 Materiale og metoder	41
9.2 Resultater	41
9.2.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner – PAH i sediment	41
9.2.2 Polyklorerte bifenyler - PCB i sediment	44
9.2.3 Metaller i sediment	45
9.2.4 Tinnorganiske forbindelser	46
9.3 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i sediment	46

10. Miljøgifter i organismer	48
10.1 Materiale og metoder	48
10.2 Resultater - miljøgifter i organismer	48
10.2.1 Polyklorerte aromatiske hydrokarboner – PAH – i organismer	48
10.2.2 Polyklorerte bifenyler - PCB i organismer	48
10.2.3 Tinnorganiske forbindelser	48
10.2.4 Metaller	49
10.3 Oppsummering av miljøgifter i organismer	51
11. Referanser	52

Sammendrag

Resipientundersøkelsen kom i stand etter henvendelse fra Fjell kommune som ønsket en oppfølgende undersøkelse av miljøforholdene rundt utslippspunktet for sigevann fra Eide avfallsplass på Sotra.

Etter vurdering av tidligere undersøkelser foreslo NIVA et alternativt opplegg for denne undersøkelsen der kunnskap om innlagring og spredning av sigevannet ble vektlagt. Som bakgrunnsmateriale for dette er det gjort hydrografiske målinger (salinitet og temperatur) og kjemiske analyser av oksygen og totalt organisk karbon (TOC) i perioden juli 2000 til mai 2001, og det er målt strøm i en sammenhengende periode på 2 måneder. Med bakgrunn i analyseresultatene av sigevannet ble det også enighet om en sterk fokusering på miljøgifter i sediment og organismer. Det ble videre enighet om at to av de tidligere undersøkte bunndyrstasjonene skulle følges opp med hensyn på effekter av organisk utslipp.

Resultatene av modellberegningene viser at innlagringsdypet for sigevannet vil variere med sigevannsmengden, sjiktningen i vannet og strømstyrken. Innlagring vil kunne skje i dybdeintervallet 7-25 m dyp. Lav sigevannsmengde og sterk strøm gir dypest innlagring.

TOC verdiene i 20-30 m dyp var i flere tilfeller i overkant av det normale variasjonsområdet på 0,4–2 mg C/l, men var bare i september betydelig høyere enn det som betegnes som naturlig variasjon. I september ble det også analysert på næringssalter og resultatene viste konsentrasjoner av totalt nitrogen, ammonium, totalt fosfor og fosfat innenfor nivået til tilstandsklasse V – ”Meget dårlig”. Konsentrasjonene av næringssalter i vannsøylen kan således være betydelige nær utslippspunktet.

Modellberegninger viser at forekomstene av kopper i sigevannet krever en fortykning på 500 ganger for å nå tilstandsklasse II – ”Moderat forurenset”. I verste fall vil dette kunne skje først flere hundre meter fra utslippspunktet.

Strømmen ved avfallsplassen domineres av vekslende tidevann, og nord og sør er de dominerende strømretningene på grunn av de topografiske forholdene. Den sørlige tidevannsstrømmen (10 cm/s) er sterkere enn den nordlige. Gjennomsnittlig strømstyrke var relativt lik i hele vannsøylen og lå rundt 5 cm/s. Maksimalstrømmen varierte mellom 20-30 cm/s.

Det ble tatt prøver av bunnsedimenter ved sigevannsutslippet i Skjervik (35 m) (St.22), i dypbassenget i Eidesosen (185 m)(St.17) og i Høgøydypet (81 m) (St.21). I Skjervik var det tydelig påvirkning av sigevannsutslippet. Bunnsedimentet var sort, inneholdt oljerester og hadde lukt av hydrogensulfid. I Eidesosen og Høgøydypet var sedimentene normalt friske uten synlige påvirkninger. På alle lokalitetene var det høyt organisk innhold i bunnsedimentet, målt både som glødetap og ved analyse for organisk karbon (TOC). I Eidesosen og Høgøydypet var dette mest sannsynlig en naturlig tilstand. Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) indikerte at det organiske materialet i hovedsak stammer fra naturlig produksjon i sjøen. I Skjervik var C/N-forholdet høyt og indikerte at sedimentet var betydelig påvirket av tilførsler fra land.

Prøver av bunnfauna ble innsamlet samtidig med bunnsedimenter i Skjervik og i Eidesosen. I Skjervik var faunaen svært artsfattig og fullstendig dominert av børstemarken *Capitella capitata*. Dette er en art som har stor toleranse for forurensninger. Artsmangfoldet var svært lavt. Lokaliteten faller i tilstandsklasse V (dårlig tilstand) etter SFTs klassifikasjon og må betraktes som høyt organisk belastet. Det var ingen vesentlig forandringer i forhold til forrige undersøkelse i 1995.

I Eidesosen var det en artsrik og normalt individrik bunnfauna. Artsmangfoldet var noe nedsatt og lokaliteten faller i klasse III (mindre god tilstand) etter SFTs klassifikasjon. Faunaen var dominert av

arter som er vanlig forekommende i kystområder på Vestlandet, men som ofte stimuleres ved organiske tilførsler. Resultatene må tolkes som at Eidesosen er utsatt for en viss organisk påvirkning. Sammenlignet med tidligere undersøkelser var faunaen omtrent like artsrik og hadde nær samme artsmangfold som i 1990, mens faunaen var mer artsrik og hadde høyere artsmangfold enn i 1995. Resultatene indikerer at tilstanden var omtrent som i 1990, og bedre enn i 1995 da forholdene ble tolket som dårligere.

Analyser av metaller og organiske miljøgifter i albusnegl og krabbe viste ikke verdier over det som kan betraktes som normal variasjon.

Nivået av metaller i sedimentet viste generelt en moderat økning med unntak av tinn som hadde økt betydelig spesielt på stasjonene 17 og 21. Forekomstene av bly var imidlertid redusert.

Undersøkelsen viste at mengden PCB var svært høy på stasjon 22 like ved utslippspunktet og kvalifiserte til tilstandsklasse V – ”Meget sterkt forurenset”. Forekomstene var imidlertid lave nord (stasjon 17) og sør (stasjon 21) for utslippet.

Forekomstene av lette oljekomponenter var høy både på stasjon 22 og stasjon 17, men langt lavere på stasjon 21 sør for utslippspunktet. Konsentrasjonene av egentlige PAH'er (3-6 ringer) som inngår i SFT sine kriterier var høyest like ved utslippspunktet og forekomstene kvalifiserte til tilstandsklasse III – ”Markert forurenset”. På stasjonene nord og sør for utslippet var forekomstene lavere og innenfor tilstandsklasse II – ”Moderat forurenset”. Den potensielt kreftframkallende forbindelsen Benzo(a)pyren hadde konsentrasjoner på nivået for tilstandsklasse III ”Markert forurenset” på stasjonene 22 og 21. En noe lavere konsentrasjon på stasjon 17 kvalifiserte til tilstandsklasse II – ”Moderat forurenset”.

Konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) var betydelig og på nivået for tilstandsklasse III – ”Markert forurenset” på stasjon 21 sør for utslippspunktet. På de to andre stasjonene var interferens av høye konsentrasjoner av oljekomponenter helt ødeleggende for analysene av tinnorganiske forbindelser.

Oksygenforholdene nær bunnen var generelt meget gode.

1. Bakgrunn

Bakgrunnen for undersøkelsen var en forespørsel fra Fjell kommune om en resipientundersøkelse ved Eide avfallsplass. Fra avfallsplassen blir resipienten tilført sigevann på ca. 30 m dyp. På grunn av at sigevannet er ferskvann og derfor lettere enn sjøvann, vil det stige opp mot overflaten. Etter hvert som det stiger opp i vannsøylen, vil det blande seg med sjøvann og tettheten vil øke. Når sigevannet har samme tetthet som sjøvannet, vil oppstigningen stanse og sigevannet vil bli innlagret. Det blir så spredd i strømrørningen i innlagringsdypet utover i resipienten.

De kjemiske komponentene som er oppløst i sigevannet, vil bli spredd i innlagringsdypet, mens de partikulære komponentene i vannet vil synke til bunns. Hvor langt disse partiklene blir spredd før de når bunnen, vil være avhengig av strømførholdene. Dess sterkere strøm, dess større vil influensområdet bli. Lette komponenter som er uløselige i vann, slik som for eksempel olje, vil stige til overflaten og bli spredd der.

En resipientundersøkelse bør være tilpasset forholdene ved utslippsstedet. Kunnskap om innlagringsdyp for sigevannet og hvordan det blir spredd i resipienten, er viktig for å forstå dynamikken i utslippet og for å kunne ta prøver på de riktige stedene og av de riktige organismene.

2. Mål for undersøkelsen

- Undersøkelsen skal :
- 1) Kartlegge influensområdet for utslippet av sivevann.*
 - 2) Karakterisere miljøgiftforholdene nær utslippsstedet.*
 - 3) Påvise eventuelle utviklingstendenser i forhold til tidligere undersøkelser.*

3. Historikk

Eide fyllplass ble etablert som avfallsdeponi i 1982. Sotra Renovasjon AS eier og driver avfallsplassen under Fjell kommune sin kontroll og konsesjon. Avfallsplassen ligger på vestsiden av Sotra, 2 km fra åpent hav og er delvis skjernet fra havet av noen øyer.

I tillegg til deponering av industri- og husholdningsavfall blir det ved fyllplassen drevet dagbrudd for sprengsteinutvinning der det blant annet blir produsert pukk. Det blir også drevet et avdampingsanlegg for boreavfall fra oljeindustrien, et avvanningsanlegg for septikslam og et sentralkomposteringsanlegg for matavfall.

Ved utgangen av 1998 var det fylt ut ca. 305.400 tonn avfall. Av dette var 25 % husholdningsavfall, mens det resterende var industriavfall og grovavfall med trevirke.

Borreavfallet fra Nordsjøen blir termisk behandlet, og oljeinnholdet blir redusert til under 0,5 %. Renset borrekaks ble blir brukt som toppdekke og Fylkesmannen i Hordaland har gitt midlertidig tillatelse til å benytte 5.000 tonn rensed borekaks årlig til et slikt toppdekke.

I 1994 ble det deponert et større parti med limlær på avfallsplassen, og i 1984-1987 ble det deponert selvdød laks og dyrehuder fra Borge Kromlærfabrikk AS på til sammen 500 tonn.

Fra 1998 ble det satt krav til at alt industriavfall som går til deponi på Eide, skal ha vært gjennom et sorteringsanlegg der gjenvinnbart avfall blir utskilt. Fra høsten 1997 har matavfall blitt sortert ut fra restavfallet og kompostert på sentralkomposteringsanlegget. Husholdningsavfallet som går til deponi, er derfor nå stort sett fritt for matavfall. I 1996 ble det innført henteordning for papir etter tre år med bringeordning. Mengden papir som går til deponi, er således sterkt redusert de siste årene. Siden 1993 har det også vært bringeordning for glass, og også mengden deponert glass er redusert de senere årene.

Sigevann fra fyllplassen føres ut på 31 m dyp i Skjervik i Eideosen gjennom en 550 mm sigevannsledning. Sigevannsledningen tilføres også rejeaktvann fra avvanningsanlegget for septikslam og prosessvann fra virksomheten med rensing av borekaks. Prosessvannet går gjennom et biologisk og kjemisk renselanlegg før det føres over i sigevannsledningen.

Nedslagsfeltet var tidligere 320.000 m², men dette er de senere årene redusert til 200.000 m² med en avskjærende grøft.

Overstående opplysninger er hentet fra årsrapporten for årsrapporten for Eide fyllplass for 1998.

Det har blitt foretatt resipientundersøkelser i Eideosen i 1990 (Johannessen et al 1991) og i 1995 (Tvedten et al. 1996). I undersøkelsen til Rådgivende biologer i 2000 inngikk en stasjon i Eideosen, men innsamling av sediment herfra var mislykket (Johnsen 2000).

4. Feltarbeid, stasjoner

Innsamling av felldata i forbindelse med resipientundersøkelsen ble utført i tidsrommet fra 6. juli 2000 til 25. mai 2001 (**Tabell 1**).

Det ble foretatt hydrografiske målinger (vertikalprofil av salinitet og temperatur) på totalt 10 tidspunkt mellom juli 2000 og mai 2001 (jfr. **Tabell 1**). Samtidig med disse målingene ble det med unntak av første innsamlingsdato tatt vannprøver for oksygenanalyse og TOC-innhold (organisk karbon). Vannprøvene ble tatt med vannhenter på 15, 20 og 30 m dyp. Målingene ble gjort like utenfor utslippspunktet for sigevann (**Figur 1**).

16. oktober 2000 ble en Nortek ADP 500 kHz strømmåler satt ut på ca. 47 m dyp like utenfor utslippspunktet for sigevannet (**Figur 1**). Opprinnelig var det planlagt å måle strøm i en måned, men på grunn av lengre perioder med storm i området ble instrumentet først hentet opp igjen 18.12.2000. For mer utfyllende opplysninger om strømmålingene henvises til i kapittel 6.

Grabbing for innhenting av sediment for kjemisk analyse og analyse av bunndyr ble gjennomført 16. oktober 2000 på 3 stasjoner (St.17, St. 21 og St. 22, **Figur 1**) ved bruk av en 0,1 m² van Veen grabb. Prøver for kjemisk analyse av sedimentet ble tatt ut som blandprøver av 3 grabbhugg fra hver av de tre stasjonene. For bunnfaunaanalyse ble det tatt 4 grabbhugg på 2 av stasjonene (St. 17 og St. 22). For en mer inngående beskrivelse av metodikk for behandling av fauna- og sedimentprøver henvises til kapittel 7 og 8.

18. desember 2001 ble det foretatt innsamling av albusnegl på 4 stasjoner (A1-A4 på **Figur 1**). Stasjon A1 ble lagt til bukten rett innenfor utslippsstedet for avløpsvann, stasjon A2 like nord for utslippsstedet, stasjon A3 nord i Tørkevika, mens stasjon A4 ble lagt sør for Reidarneset.

Teinefiske etter krabber foregikk i september 2000 like ved avløpsvannets utslippssted (St. 22).

Metodikk for behandling og opparbeidelse av biologiske prøver til kjemisk analyse er omtalt i kapittel 9.

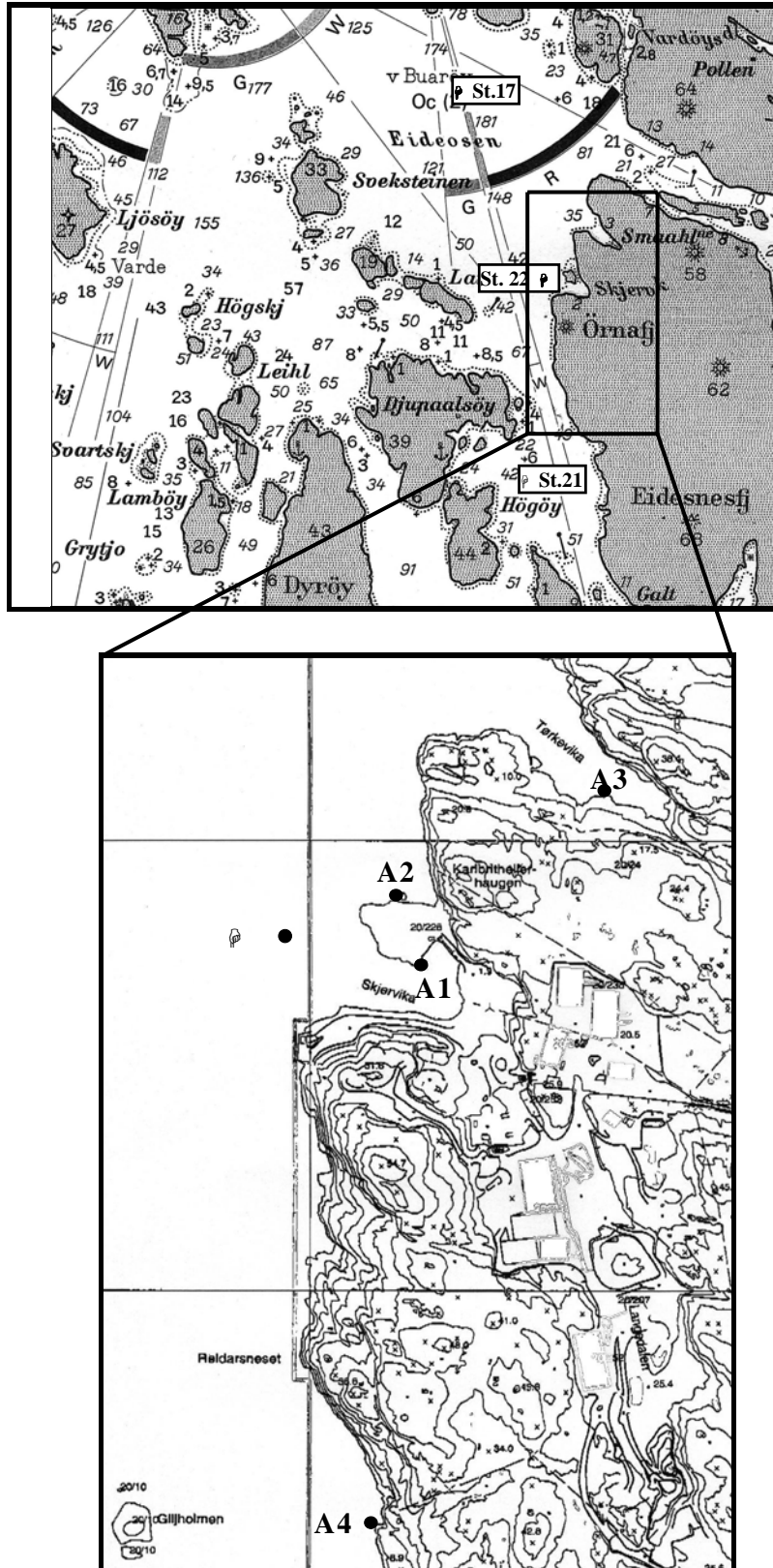
Tabell 1. Datoer for hydrografiske målinger, innsamling av vannprøver, grabbing og innsamling av albusnegl.

06.07.2000	12.01.2001
03.08.2000	14.02.2001
14.09.2000	15.03.2001
16.10.2000 ^{A) *)}	24.04.2001
18.12.2000 ^{B)}	25.05.2001

A) Grabbing

B) Innsamling av albusnegl

*) Ufullstendig hydrografisk måling pga. instrumensvikt.



Figur 1. Kart over sjøområdet utenfor Eide avfallsplass. Øvre kart: Prøvetakingsstasjoner for sediment/bunndyr (St. 17, St. 21 og St.22) er markert med H. Nedre kart: A1-A4 markerer innsamlingsstasjoner for albusnegl. Oppankringssted for strømrigg er markert med H og

utslippssted for avløpsvann fra avfallsplassen er markert med λ .

5. Hydrografi

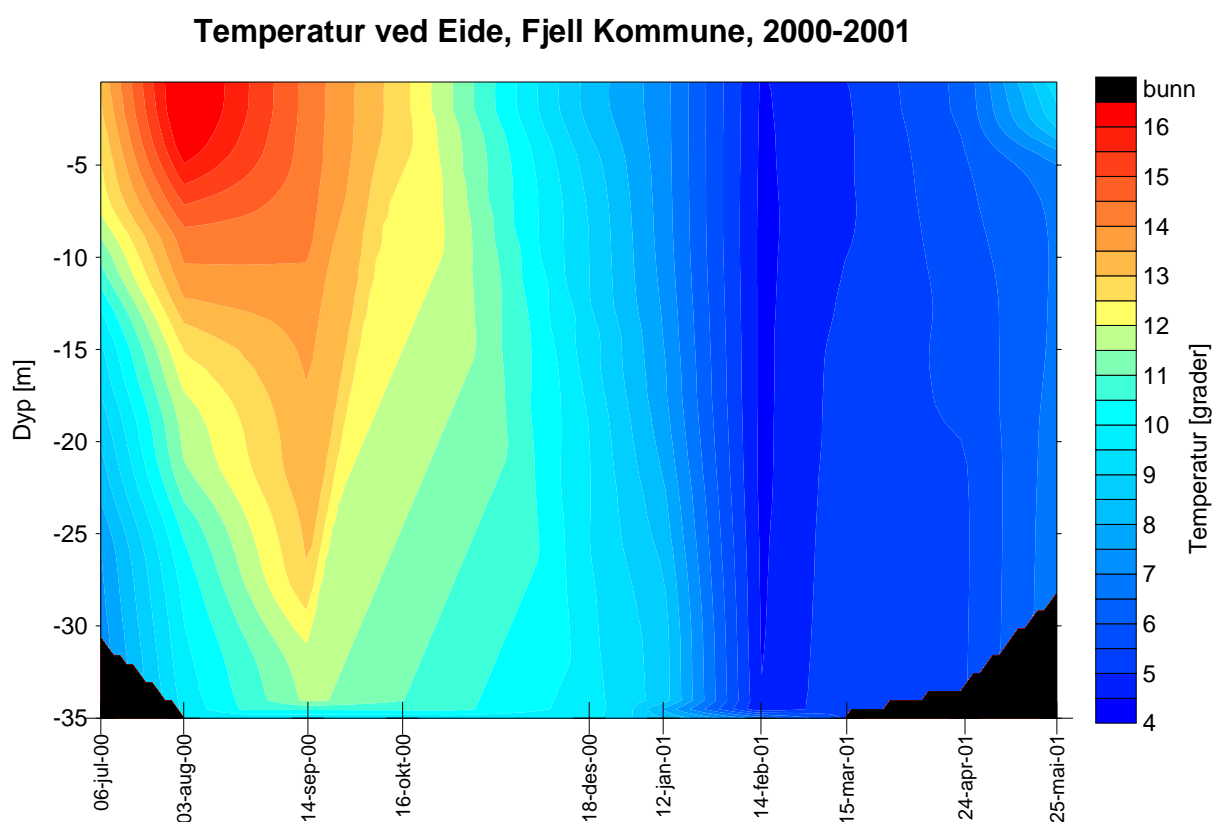
5.1 Måleprogram og metodikk

Hydrografiske profiler (salinitet og temperatur) ble målt like ved utslippspunktet på tilsammen 10 tidspunkt i perioden juli 2000 til mai 2001 (jfr. **Tabell 1**). Formålet med disse målingene var å kartlegge hvordan sjiktning og vertikal stabilitet i vannsøylen endres i løpet av en årssyklus, og dermed få et godt grunnlagsmateriale for utslippsmodelleringene. Til hydrografimålingene ble det benyttet en nedsenkbar sonde, SeaBird SBE19. Dette instrumentet logger temperatur og salinitet parallelt med omgivende trykk, etterhvert som det senkes nedover i vannsøylen. Datasettene er midlet til hver halve meter for plotting og for å standardisere inngangsverdiene til modellkjøringene.

5.2 Resultater

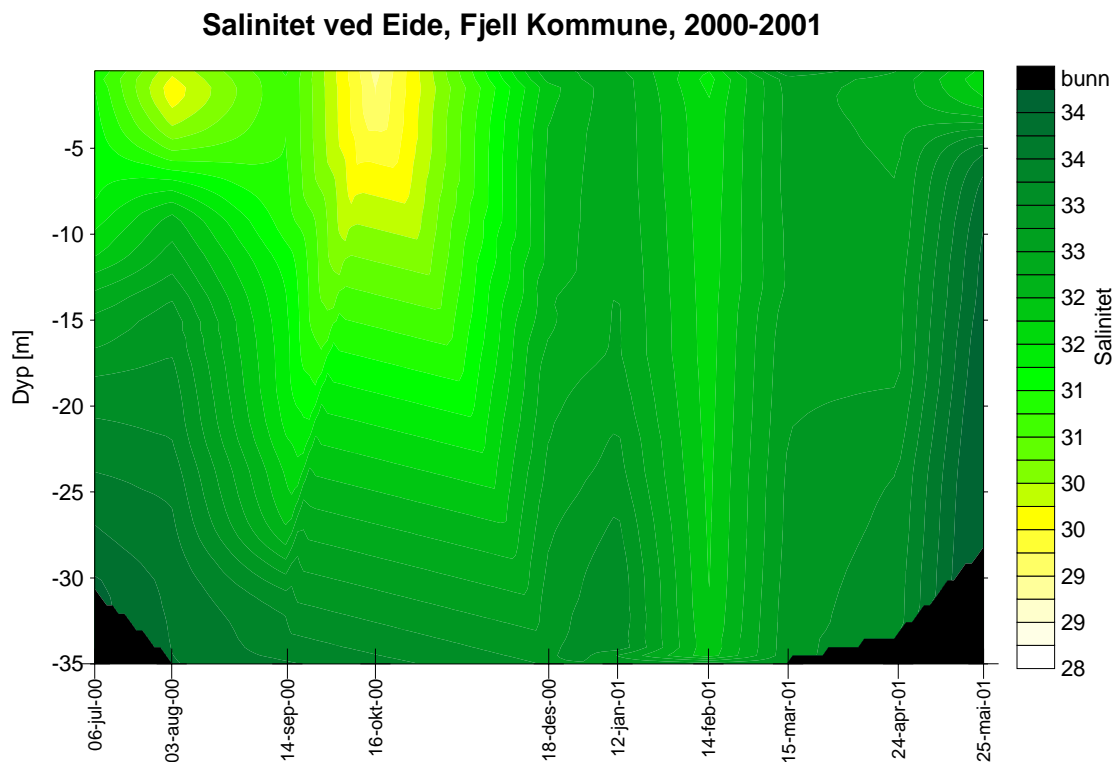
5.2.1 Salinitet, temperatur og tetthet

Hovedtrekkene fra hydrografimålingene er sammenfattet i figurene under. **Figur 2** viser forløpet for temperatur. Overflatelaget varmes kraftig opp om sommeren (juli-august). Oppvarmingen trenger ned mot større dyp utover i august-september. Utover høsten avtar overflatetemperaturen, og i perioden januar-mars er det homogen temperatur nedover i vannsøylen. Helt mot slutten av måleperioden begynner en ny oppvarming av overflatevannet.



Figur 2. Temperaturutviklingen ved Eide fyllplass i perioden 6. juli 2000 til 26. mai 2001.

Salinitetsmålingene er vist i **Figur 3**. Det var relativt høy salinitet i hele vannsøylen gjennom hele måleperioden. Spesielt i dyp større enn 25 m var saliniteten stabilt høy (ca. 32 til 34). I overflaten var det en viss endring i løpet av en årssyklus. Om sommeren avtok saltinnholdet ned mot 28, sannsynligvis på grunn av økt tilførsel av elvevann og nedbør fra indre kyststrøk. I vinterhalvåret var det høy salinitet også i overflatelaget - i denne perioden var det altså liten forskjell på overflaten og det dypere vannet.



Figur 3. Salinitetsutviklingen ved Eide fyllplass i perioden 6. juli 2000 til 26. mai 2001.

Salinitet og temperatur bestemmer tilsammen vannets tetthet. Om sommeren økte overflate-temperaturen, mens saliniteten avtok. Overflatevannet ble derfor lettere enn vannet nær utslippsdypet (30 m), dvs. det var stabilt sjiktning. Om vinteren var det langt mindre økning i tetthet fra overflaten og nedover i dypet, og den vertikale stabiliteten var da liten.

5.2.2 Oksygen og TOC

Vannprøver for analyse av oksygen og totalt organisk karbon (TOC) ble tatt ved bruk av vannhenter festet til en wire. Vannhenteren fires ned åpen slik at vannet kan strømme fritt gjennom. På ønsket dyp sendes et lodd ned langs wiren og når loddet treffer vannhenteren, lukkes denne.

Vannprøvene for analyse av oksygen ble tappet på glassflasker med slipte glasskorker og tilsatt kjemikalier som binder oksygenet i vannet. Innen 24 timer ble prøvene analysert i henhold til Winklers metode ved NIVA Vestlandsavdelingen.

Resultatene fra oksygenanalysene er vist i **Tabell 2**.

Tabell 2. Tabellen viser dato, djup, temperatur, salinitet, oksygen, oksygenmetningspunkt og oksygenmetning for prøvene frå Eide høsten 2000/våren 2001.

Dato	Djup (m)	Temperatur (°C)	Salinitet (ppt)	Oksygen (ml/l)	Metningspunkt (ml/l)	Metning (%)
03.08.00	15	12,5	32,9	7,04	6,06	116,2
	20	11,6	33,2	7,02	6,17	114,8
	30	10,0	33,7	6,93	6,37	108,8
14.09.00	15	13,6	31,3	5,70	5,99	95,2
	20	13,4	31,4	5,43	6,01	90,3
	30	12,3	32,8	5,04	6,10	82,6
16.10.00	15	-	-	5,66	-	-
	20	-	-	5,65	-	-
	30	-	-	5,60	-	-
18.12.00	15	9,3	32,2	6,00	6,54	91,7
	20	9,5	32,5	6,50	6,49	100,1
	30	9,6	32,8	5,90	6,46	91,3
12.01.01	15	7,5	32,5	6,18	6,79	91,0
	20	7,8	32,7	6,17	6,74	91,5
	30	8,7	33,2	6,10	6,57	92,8
14.02.01	15	4,4	31,6	7,02	7,36	95,4
	20	4,4	31,7	7,01	7,36	95,2
	30	4,4	31,7	6,98	7,34	95,1
15.03.01	15	5,2	32,6	6,88	7,16	96,1
	20	5,3	32,7	6,87	7,15	96,1
	30	5,4	32,9	6,74	7,12	94,7
24.04.01	15	5,6	32,7	7,35	7,09	103,7
	20	5,5	32,8	7,26	7,10	102,3
	30	5,4	33,1	2,86	7,10	40,3
25.05.01	15	6,6	34,2	6,10	6,86	88,9
	20	6,7	34,4	5,91	6,83	86,5
	30	6,8	34,5	5,82	6,81	85,5

Målsetningen med TOC målingene var å spore innlagringsdypet der en ville forvente en forhøyet TOC verdi. Med bare tre prøvedyp (15 m, 20 m, ved bunn 30-40 m) vil man bare unntaksvis kunne treffe sentrum av skyen av innlagret sivevann, som vil være begrenset til et sjikt med en tykkelse på bare 1-2 m (jfr kap. 6). Hensikten var å få en viss indikasjon på om sivevannet ble innlagret i det mest forventede dybdeintervallet.

Normal variasjon av TOC i sjøvann ligger i området 0,4-2 mg C/l (Parsons et al. 1977). Det foregår normalt en organisk produksjon i vannmassene ved at alger omdanner uorganisk karbon til organisk karbon. Algeproduksjonen er høyest i vekstsesongen (mars-oktober) og i den øvre delen av vannsøylen. Forekomstene av alger vil således kunne bidra til en viss usikkerhet i tolkningen av TOC-verdiene.

Dataene (**Tabell 3**) viser gjennomgående (5 av 9 innsamlinger) høyest TOC verdi på 20 m dyp. I tre tilfeller var verdiene høyest på 15 m dyp, mens i ett tilfelle var nivået høyest på 30 m dyp. Resultatene stemmer godt overens med innlagringsberegningene (jfr. kap. 6). I de tilfeller hvor innlagringsdypet synes å ligge i 20-30 m dyp, var TOC verdiene gjennomgående i overkant av det normale variasjonsområdet på 0,4 – 2 mg C/l. Bare i september var TOC-mengden betydelig høyere enn det som betegnes som naturlig variasjon.

På grunn av de høye TOC verdiene i september ble det også analysert på næringssalter (**Tabell 4**) denne dato for å få et inntrykk av konsentrasjonene i innlagringsdypet. Verdiene av både nitrogen og fosfor var svært høye og lå for alle forbindelsene med unntak av nitrat (NO₃-N) i den dårligste tilstandsklassen (tilstandsklasse V – ”Meget dårlig”). Dette viser at det i skyen av innlagret sivevann vil kunne være svært høye konsentrasjoner av næringssalter. Det ble også observert fett/olje flak i prøvene.

Tabell 3. Totalt organisk karbon (TOC) (mg/l) ved utslippspunktet i perioden august 2000-mai 2001.

Dato	Djup (m)	TOC (mg/l)	Dato	Djup (m)	TOC (mg/l)
03.08.00	15	1,5	14.02.00	15	1,3
	20	1,3		20	1,9
	30	1,1		30	2,3
15.09.00	15	1,8	15.03.00	15	1,9
	20	4,5		20	1,7
	30	2,5		30	1,4
16.10.00	15	2,1	24.04.00	15	1,7
	20	2,4		20	2,2
	30	1,9		30	1,5
18.12.00	15	1,7	25.05.00	15	2,0
	20	2,2		20	1,7
	30	1,4		30	1,5
12.01.00	15	1,9			
	20	2,5			
	30	1,3			

Tabell 4. Analyser av nitrogen og fosforforbindelser ved Eide september 2000. I parentes tilstandsklasser etter Molvær et al. 1997.

Dyp	Total-P (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)	Total-N (µg/l)	NH ₄ -N (µg/l)	NO ₃ -N (µg/l)
15 m	7 (I)	2 (I)	160 (I)	8 (I)	3 (I)
20 m	123 (V)	75 (V)	870 (V)	455 (V)	10 (I)
41 m	17 (III)	10 (III)	235 (I)	68 (III)	14 (II)

Nedbrytning av organisk materiale krever oksygen og en ville kunne forvente lavere oksygenverdier i sentrum av innlagringsskyen (jfr. kap 6). Det er vanskelig å se en direkte sammenheng mellom de enkelte TOC verdiene og oksygenkonsentrasjonen, men oksygenverdiene i september var svært lave for årstiden og kan være en indikasjon på at det innlagrete sigevannet forbruker oksygen. Den svært lave oksygenverdien nær bunnen i april ville, dersom forholdene hadde vært slik over tid, kvalifisert til tilstandsklasse III – ”Mindre god”. Imidlertid var dette en enkelt episode som det er vanskelig å finne en forklaring på ut fra de målte TOC verdiene, men en mulighet kan være et lokalt utslipp av H₂S gass fra sedimentet. Det ble registrert H₂S lukt av sedimentet i forbindelse med prøvetakningen av bunnsediment på stasjon 22. Generelt var oksygenforholdene ved bunnen på utslippsstedet meget gode.

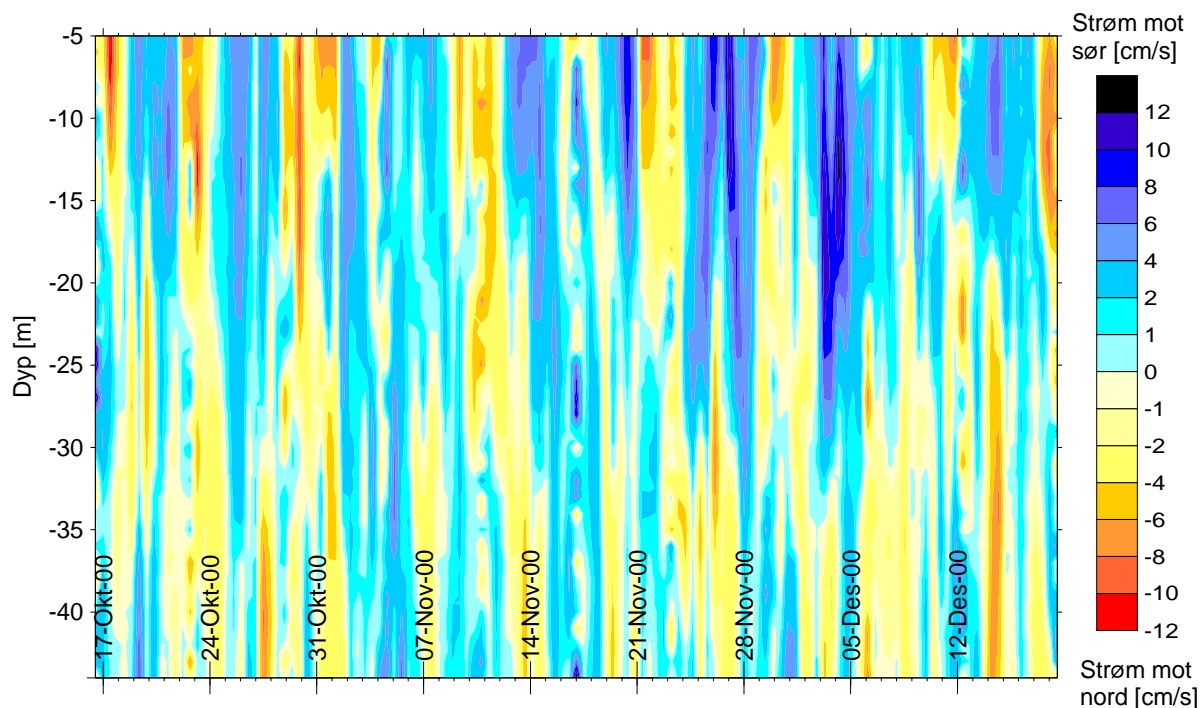
6. Strøm

Til strømmålingene ble det brukt en Nortek 500 kHz ADP. Dette er et akustisk Dopplerinstrument, som måler vannstrøm ved å sende ut lydsignaler og deretter fange opp reflekterte signaler fra partikler, gassbobler o.l. som beveger seg med vannet. Måleren var programmert til hvert tiende minutt å måle strøm i én meter tykke dybdeceller. De øvre ca. 10% av måleresultatene vil vanligvis inneholde mye støy på grunn av refleksjon fra vannoverflaten, og de øverste 5 m er derfor utelatt fra den videre presentasjonen. Mer informasjon om måleperiode, målerens posisjon etc. er gitt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Informasjon om strømmålingene.

Instrument	NORTEK ADP 500 kHz #1
Posisjon, bredde	60°23.282 N
Posisjon, lengde	04°57.806 E
Instrumentdyp	Ca. 47 m
Måledyp	44 – 5 m (celle 1 t.o.m. celle 40 – overflate: celle 45)
Celletykkelse	1,0 m
Programmert start av instrument	16.10.00 kl. 10:00 (alle tider i lokal tid)
Tid, første hele profil	16.10.00 kl. 11:20 – Profil # 9
Tid, siste hele profil	18.12.00 kl. 12:30 – Profil # 9088
Midlingsintervall	3 minutter
Profilintervall	10 minutter

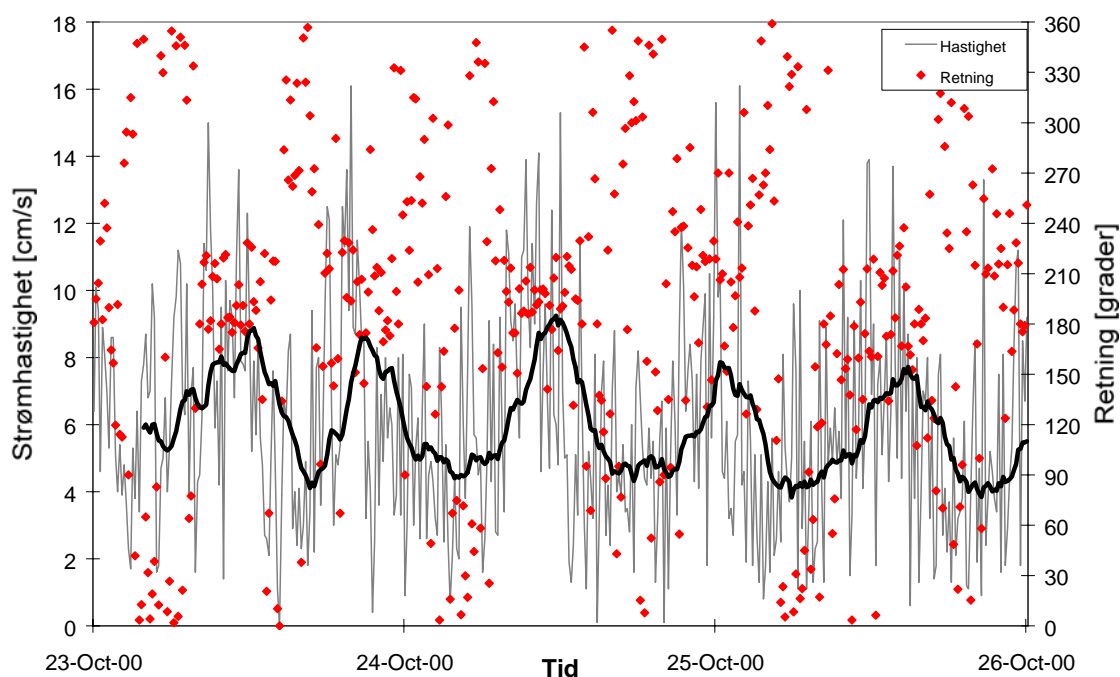
Strømmen domineres tydelig av vekslende tidevann. På grunn av topografien i området var nord og sør de dominerende strømrøtningene. **Figur 4** viser strømhastighetene i disse retningene. Strømmen



Figur 4. Strømhastigheter mot nord (negative verdier) og sør (positiv) i perioden 16.10-18.12.2000.

var sterkest i øvre del av vannsøylen (øvre ca. 15-20 m). Men også på større dyp var det betydelig strøm i det meste av måleperioden. Det var tidvis motsatt rettet strøm i øvre og nedre lag. I tillegg til det tydelige tidevannet var strømmen drevet av storm i flere perioder, spesielt i andre halvdel av måleperioden.

Som et eksempel på hvordan strømmen i et gitt dyp varierer over tid, er **Figur 5** vist under. Den sørlige tidevannsstrømmen to ganger per døgn var sterk (ca. 10 cm/s) og ganske retningsstabil (rundt 180°), mens det mot nord var noe svakere tidevannsstrøm, med mer variabel retning.

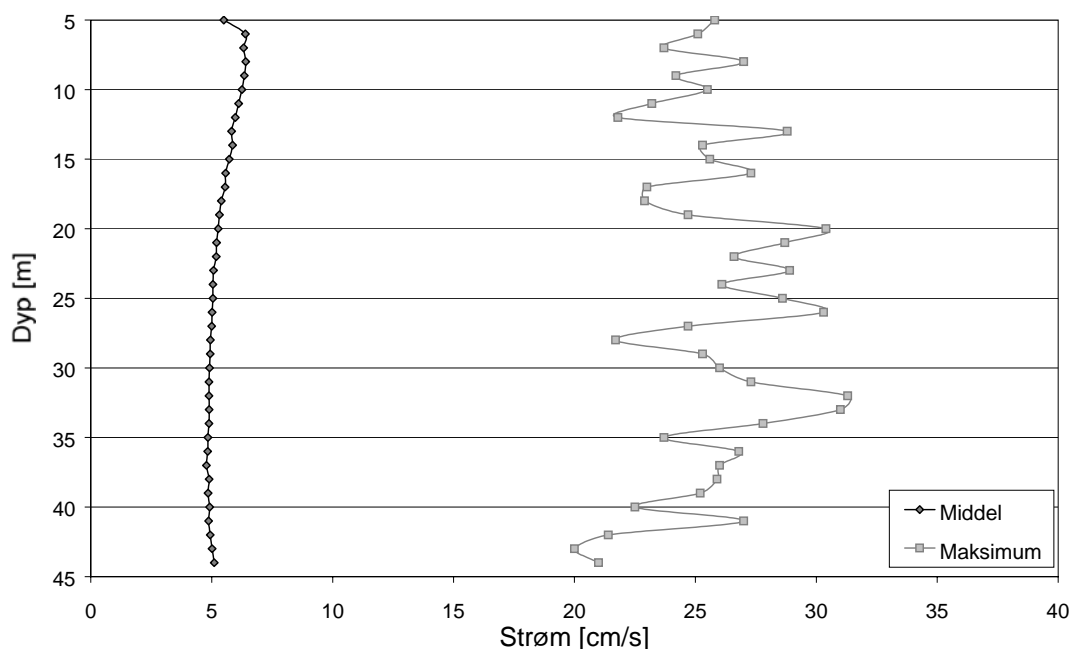


Figur 5. Strømfart (svart strek) og –retning (røde prikker) i 10 m dyp over en periode på 3 døgn. Glidende middel for strømhastighet (tykk blå strek) er også vist.

I modellberegningene brukes middelerverdier for strømhastighet. I **Figur 6** er middel- og maksimalhastighet nedover i vannsøylen vist. Det er relativt homogene hastigheter, ca. 5 cm/s i de fleste dyp, men med noe sterkere strøm i de øvre 15-20 m. Også maksimalhastighetene er høye (ca. 20-30 cm/s) i hele måledypet.

I **Tabell 6** er en del statistiske verdier for hver femte meter mellom 5 og 30 meter gitt. I tillegg til de skalare ("absolutte") størrelsene middel-, maksimal- og minimumshastighet er vektoriell hastighet (RMS-hastighet eller "netto" strømhastighet over hele måleperioden) og tilhørende vektoriell retning (netto retning) regnet ut. Som figuren over viste er midlere strømhastighet på omlag 5-6 cm/s i alle dyp. **Tabell 6** viser at nettohastigheten er mer moderat; 0,7 cm/s i 5 m, økende til 2,2 cm/s i 10 m og så gradvis avtagende igjen til under 1,0 i dyp større enn 25 m. Nettostrømretningen har en sørlig hovedkomponent i alle dyp (dreierende fra sørvest i 5 m via rett sør i 15-20 m og til sørøst i 25 m).

Stabilitetsfaktoren er vektoriell hastighet dividert på skalar hastighet. Denne parameteren viser hvor retningsstabil strømmen er, dvs. hvor stor del av tiden strømmen går i den dominerende retningen. De lave verdiene viser at strømretningen veksler mye, spesielt i 5, 25 og 30 m dyp. Det må her bemerkes at denne utregningen ikke tar hensyn til om strømmen veksler mye mellom nord og sør (som er der tidevannsstrømmen går). Stabilitetsfaktoren beregnes kun i forhold til netto retningen.



Figur 6. Middel- og makshastigheter i dybdeintervallet 5-45 meter.

Tabell 6. Statistiske verdier for strømmen for hver 5 meter mellom 5 og 30 meters dyp.

Dyp (m)	5	10	15	20	25	30
Middelshastighet (cm/s)	5,50	6,25	5,73	5,27	5,05	4,91
Minimumshastighet (cm/s)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Maksimalshastighet (cm/s)	25,80	25,50	25,60	30,40	28,60	26,00
RMS-hastighet (cm/s)	0,70	2,21	1,72	1,26	0,83	0,22
RMS-retning (grader)	225,6	208,7	188,7	185,3	157,0	103,6
Stabilitetsfaktor	0,127	0,354	0,300	0,239	0,165	0,045

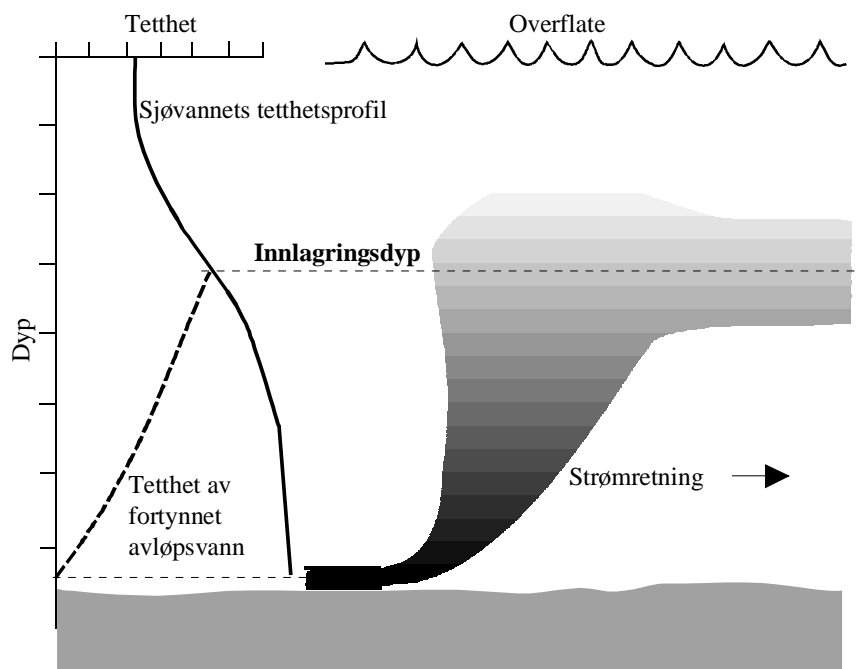
Sammenligning med tidligere målinger

I desember 1986 - januar 1987 ble det gjennomført målinger av strøm ved Haverøy i Fjell. Målingene ble gjort med roterende punktmålere i dyp 3, 22 og 60 m. I 3 m dyp var det stor variasjon både i strømstyrke og -retning med tydelig påvirkning av tidevann. I 20 m dyp var nettostrømmen mot sør, men i perioder vekslende mot nord. I 60 m dyp var strømmen betydelig svakere, og med netto transport mot sørvest for hele perioden under ett (Golmen 1987). Det er også gjort undersøkelser på østsiden av Langøy i april - mai 1989 (totalt 8 1/2 døgn) (Golmen 1989). I 13 m dyp var det også her en overveiende sørlig strøm. Det er en viss avstand og forskjell i topografi mellom de nevnte undersøkelsene og de som nå er utført ved Eide Fyllplass. Det er også benyttet ulik instrumentering. Til tross for dette er det en stor grad av samsvar mellom strømmålingene både i styrke og retning. Målingene fra oktober - desember 2000 kan derfor regnes å være representative for området, så lenge man har i mente at strømforholdene kan endres med blant annet årstid og vindforhold.

7. Beregning av sigevannets innlagring, dets fortynning og virkning på vannkvaliteten omkring utslippet

7.1 Metodikk

Sigevann har i praksis samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på ca. 30 m dyp ved Eidesosen vil derfor sigevannet 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 sigevannet når opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (sigevann+sjøvann) etterhvert blir lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet sigevann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at sigevannet innlagres. Dette er illustrert i **Figur 7**. Fortynningen når sigevannet innlagres, kaller vi **primærfortynning**. Den videre fortynningen kalles **sekundærfortynning**.



Figur 7. Illustrasjon av hvordan sigevann innlagres i en lagdelt vannmasse.

For å finne innlagringsdyptet samt bedømme den videre fortynningen med tilhørende konsentrasjoner har vi brukt dataprogrammet PLUMESV som er en ny utgave det beregningsprogrammet som amerikanske miljøverndirektoratet (EPA) anbefaler (se Baumgartner et al. (1994)). Programmet

beregner innlagringsdyp og primærfortynning samt videre fortynning og konsentrasjoner basert på opplysninger om:

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

Strømmålinger ved utslippsstedet viste varierende forhold med hastigheter opp til 30 cm/s (kap. 5). Vi legger en gjennomsnittshastighet på 6 cm/s og en maksimalhastighet på 25 cm/s til grunn for våre beregninger. Av mangel på konkrete data om størrelsen av den turbulente blandingen (diffusjonen) i området, anvender vi $0.0004 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$ som er noe mindre enn EPAs anbefalte koeffisient for kystfarvann ($0.000453 \text{ cm}^{2/3}/\text{s}$).

Data

Opplysninger om sigevannsmengden, konsentrasjoner av ulike stoff i sigevannet samt utslippsarrangementet er hentet fra årsrapporten for Eide fyllplass for 1998. **Tabell 7** oppsummerer dataene som utslippet er vurdert ut fra. Tilstandsklassene henviser til det norske systemet for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997).

Avløpsledningen har diameter 550 mm. Ved vannmengder under ca. 90 l/s vil sjøvann trenge inn i ledningen og fylle en del av ledningstverrsnittet. For beregningene bruker vi derfor størrelsen "effektiv rørdiameter" som er valgt slik at det såkalte Froude-tallet blir tilnærmet lik 1, et tall som indikerer at ved denne åpningen (diameteren) vil trykket fra avløpsvannet være tilstrekkelig til å holde sjøvannet ute. Dette blir en forenkling av virkeligheten fordi avløpsvannet i varierende grad blandes med sjøvann inne i røret, noe som fører til at litt større vannvolum med noe høyere egenvekt enn ferskvann strømmer ut gjennom åpningen – en åpning som heller ikke blir sirkulær.

Tabell 7. Utslippsdata, høyeste konsentrasjon i sjøvann tilstandsklasse I og II for utvalgte stoffer samt nødvendig fortynning med vann av tilstandsklasse I for å oppnå tilstandsklasse II i skyen med fortynnet avløpsvann.

Parametre	Avløpsvannet	Omkringliggende sjøvann	Fortynning for å oppnå klasse II
Vannmengde (liten, middels, stor - l/s)	3, 7, 16		
Effektiv rørdiameter (mm)	140, 200, 270		
Utslippsdyp (m)	31		
Organisk stoff (KOF), mg/l	1.700-4.000		
Kvikksølv, ng/l	2.000	1-5	500
Kadmium, ng/l	3.000	30-70	80
Kopper, ng/l	60.000	300-700	140

Fortynning på 500x kan derfor være et øvre mål for utslippet.

Vi har til rådighet vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet som beskriver den vertikale sjiktningen ved i alt 9 tidspunkt fordelt over 10-11 måneder. Datoene er vist i **Tabell 8**.

Tabell 8. Vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet

Profil nr.	Dato	Profil nr.	Dato	Profil nr.	Dato
1	6.7.00	4	18.12.00	7	15.3.01
2	3.8.00	5	12.1.01	8	24.4.01
3	14.9.00	6	14.2.01	9	25.5.01

7.2 Resultater

Innlagring og fortynning

Fig. 8-13 viser resultatene av beregningene av innlagringsdyp og fortynning for utslipp av 3 l/s, 7 l/s og 16 l/s og strømhastighet 6 cm/s og 25 cm/s for de 9 vertikale profilene. **Tabell 9** vil til slutt sammenfatte resultatene.

Ved en vannmengde på 3 l/s og strøm på 6 cm/s lå innlagringsdypet for avløpsvannet i ca. 20-25 m dyp (**Figur 8**). Fortynningen vil også variere, men sett i forhold til et mål på 500x (jfr. **Tabell 7**) var denne som gjennomsnitt for skyen med fortynnet avløpsvann oppnådd innenfor en avstand på 20-30 m fra utslippet (**Figur 8**).

Ved utslipp av samme vannmengde og med vesentlig sterkere strøm, 25 cm/s, vil innlagringen skje i dypere enn 25 m og målet om 500x fortynning var oppnådd innen en avstand på 30-40 m (**Figur 9**).

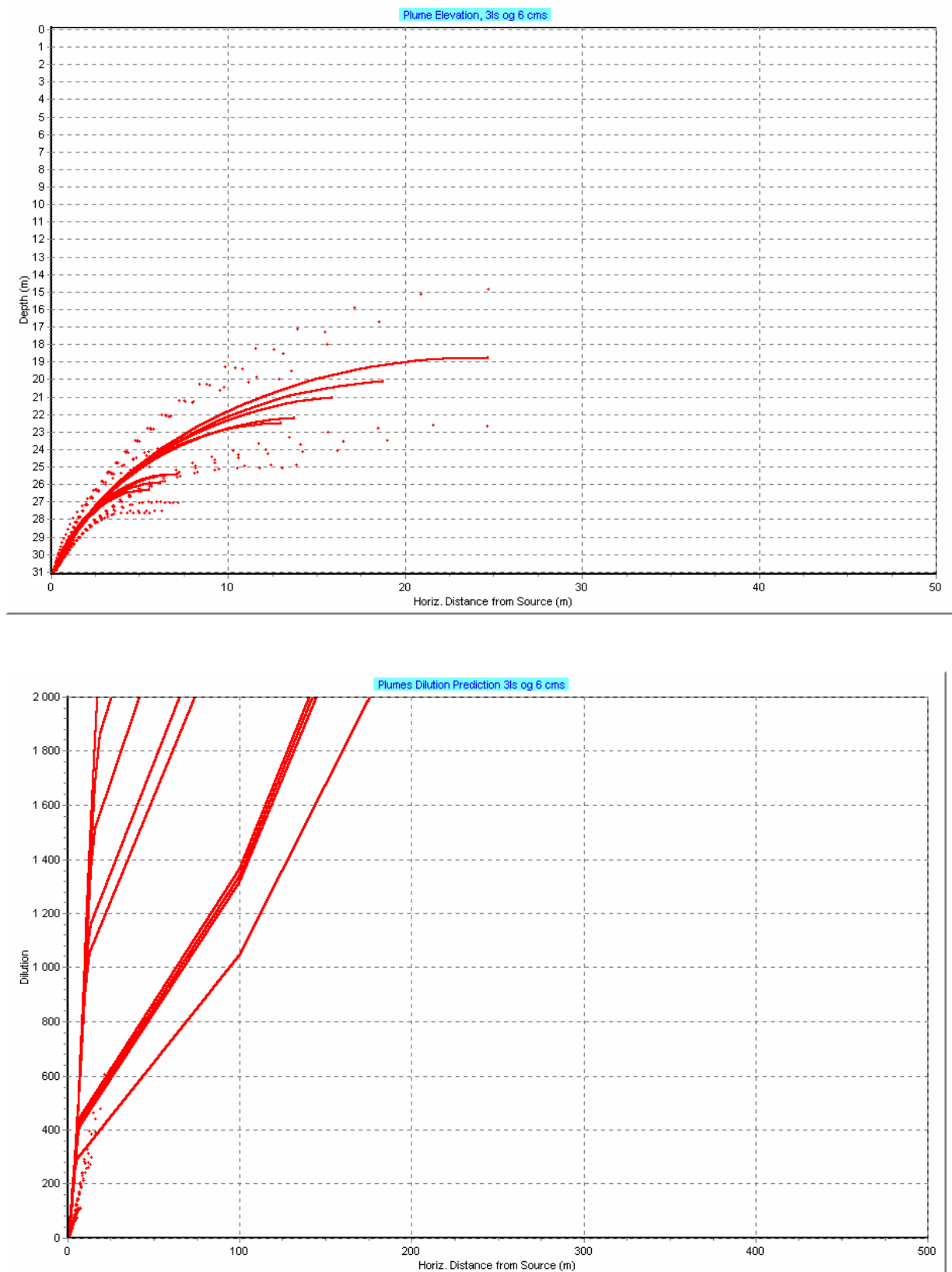
Ved en vannmengde på 7 l/s og strøm på 6 cm/s lå innlagringsdypet for avløpsvannet i ca. 13-25 m dyp (**Figur 10**). Fortynningen vil også variere, men sett i forhold til et mål på 500x (jfr. **Tabell 7**) var dette som gjennomsnitt for skyen med fortynnet avløpsvann oppnådd innenfor en avstand på ca. 80 m fra utslippet (**Figur 10**).

Ved utslipp av samme vannmengde og med vesentlig sterkere strøm, 25 cm/s, vil innlagringen skje i 23-28 m dyp og målet om 500x fortynning var oppnådd innen en avstand på 100 m (**Figur 11**).

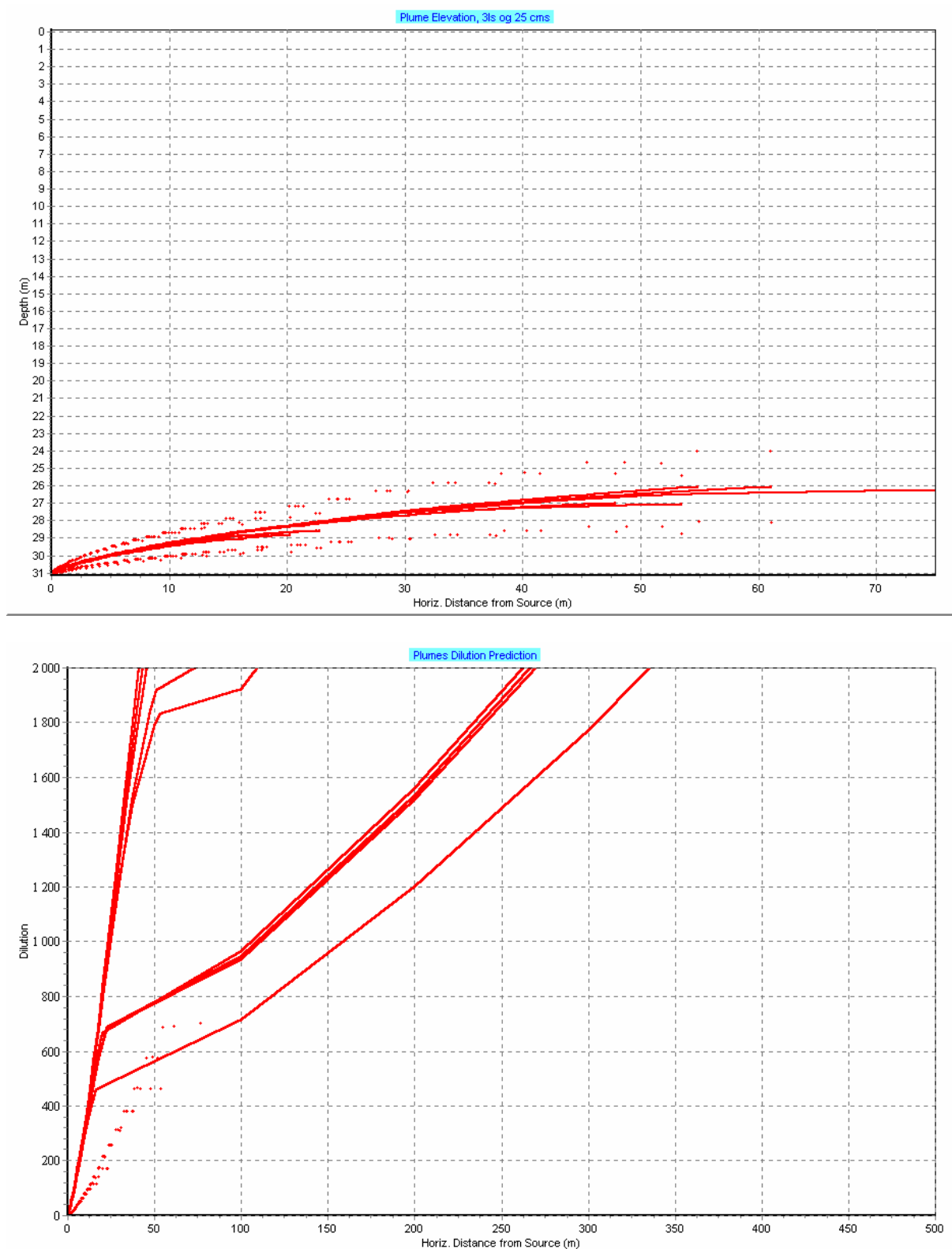
Beregningene viser at innlagringen for avløpsvannet (16 l/s) ved en strøm på 6 cm/s skjedde i ca. 7-22 m dyp (**Figur 12**). Fortynningen varierer og er størst ved de situasjonene da avløpsvannet kommer nærmest overflaten. Sett i forhold til et mål på 500x (jfr. **Tabell 7**) var dette som gjennomsnitt for skyen med fortynnet avløpsvann oppnådd innenfor en avstand på ca. 140 m fra utslippet (**Figur 12**).

Ved utslipp av samme vannmengde og med vesentlig sterkere strøm, 25 cm/s, vil innlagringen skje dypere enn 21 m, og målet om 500x fortynning var oppnådd innen en avstand på 200 m (**Figur 13**).

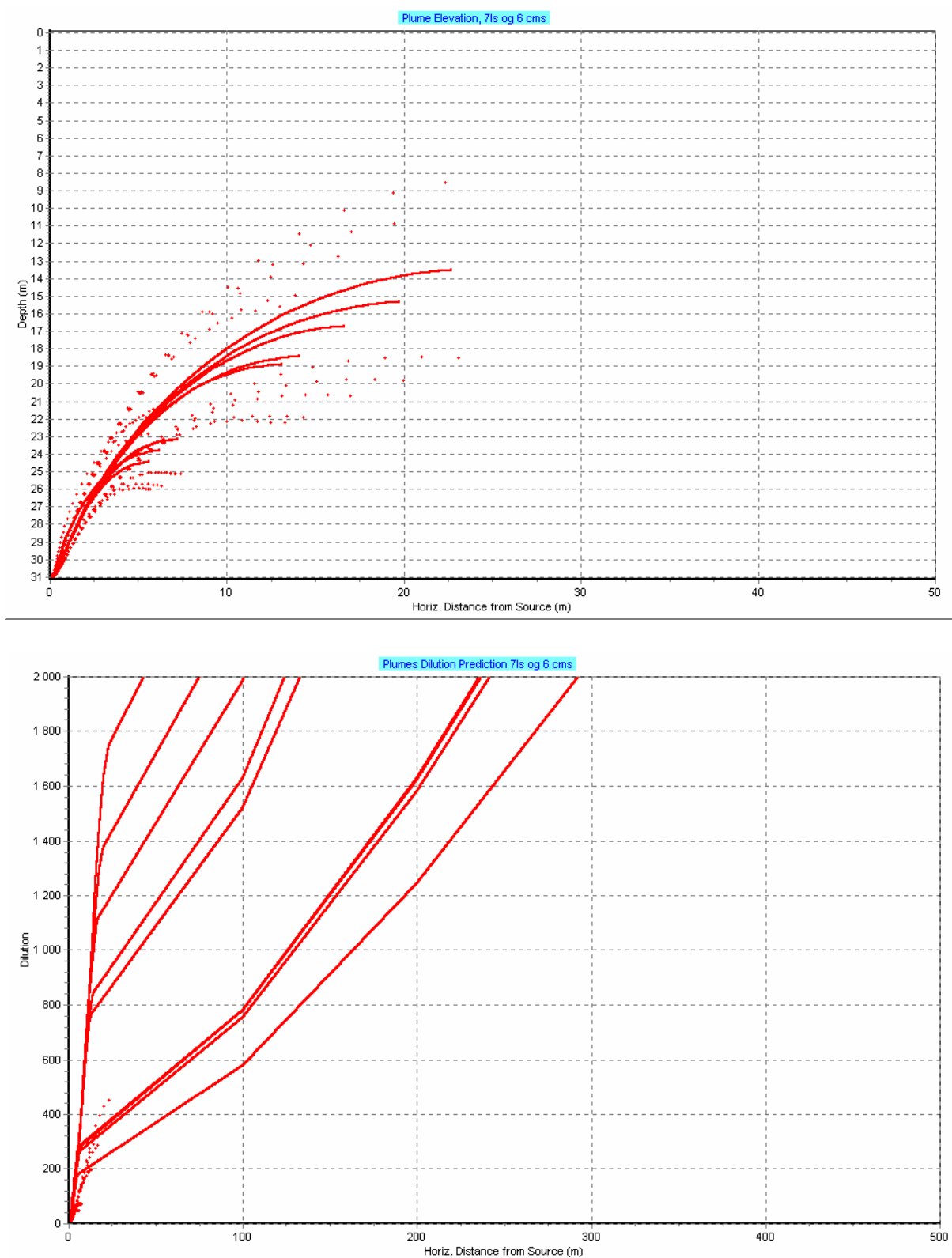
Resultatene for alle beregninger er sammenfattet i **Tabell 9**.



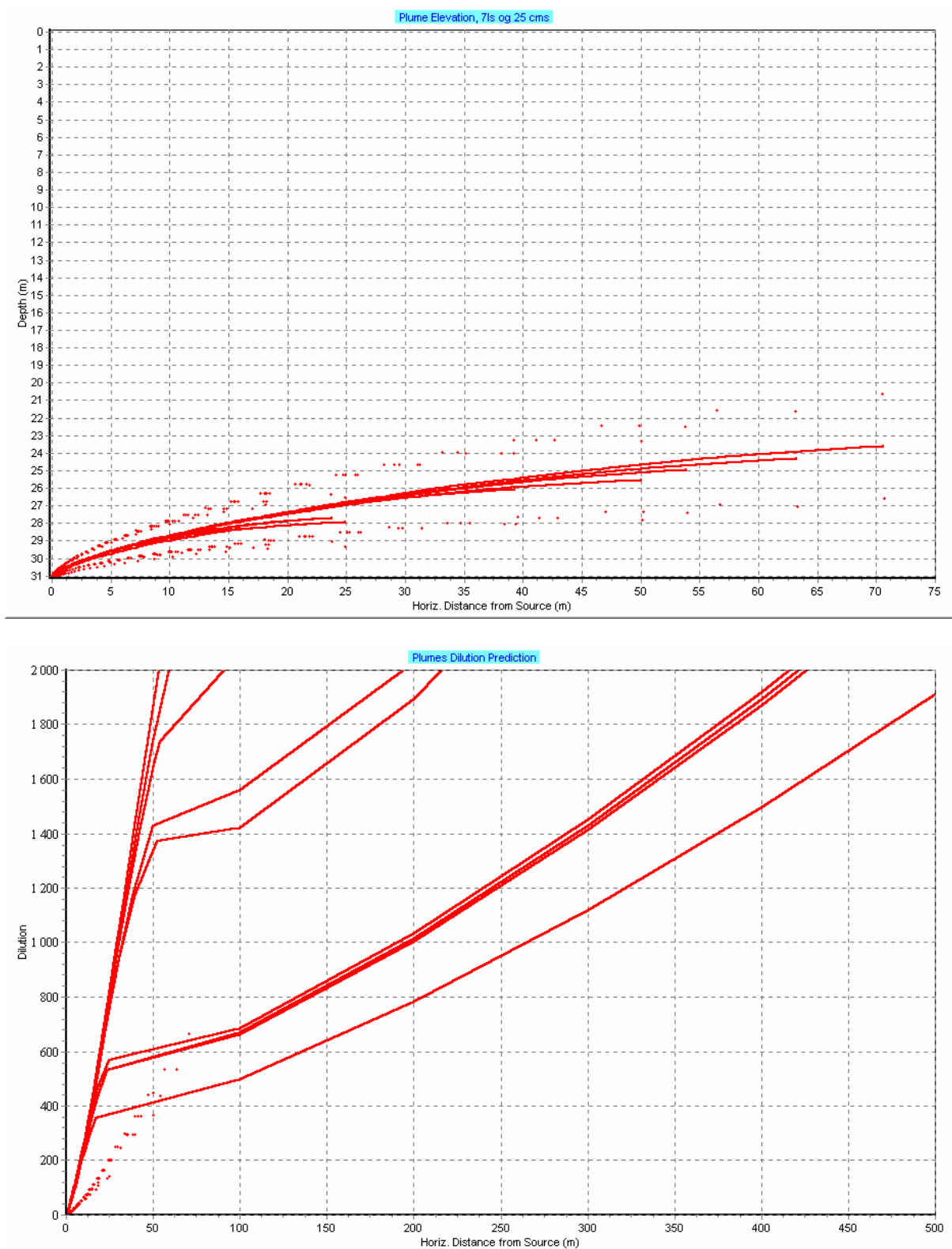
Figur 8. Utslipp av 3 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 6 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyp (øverst) og fortykning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.



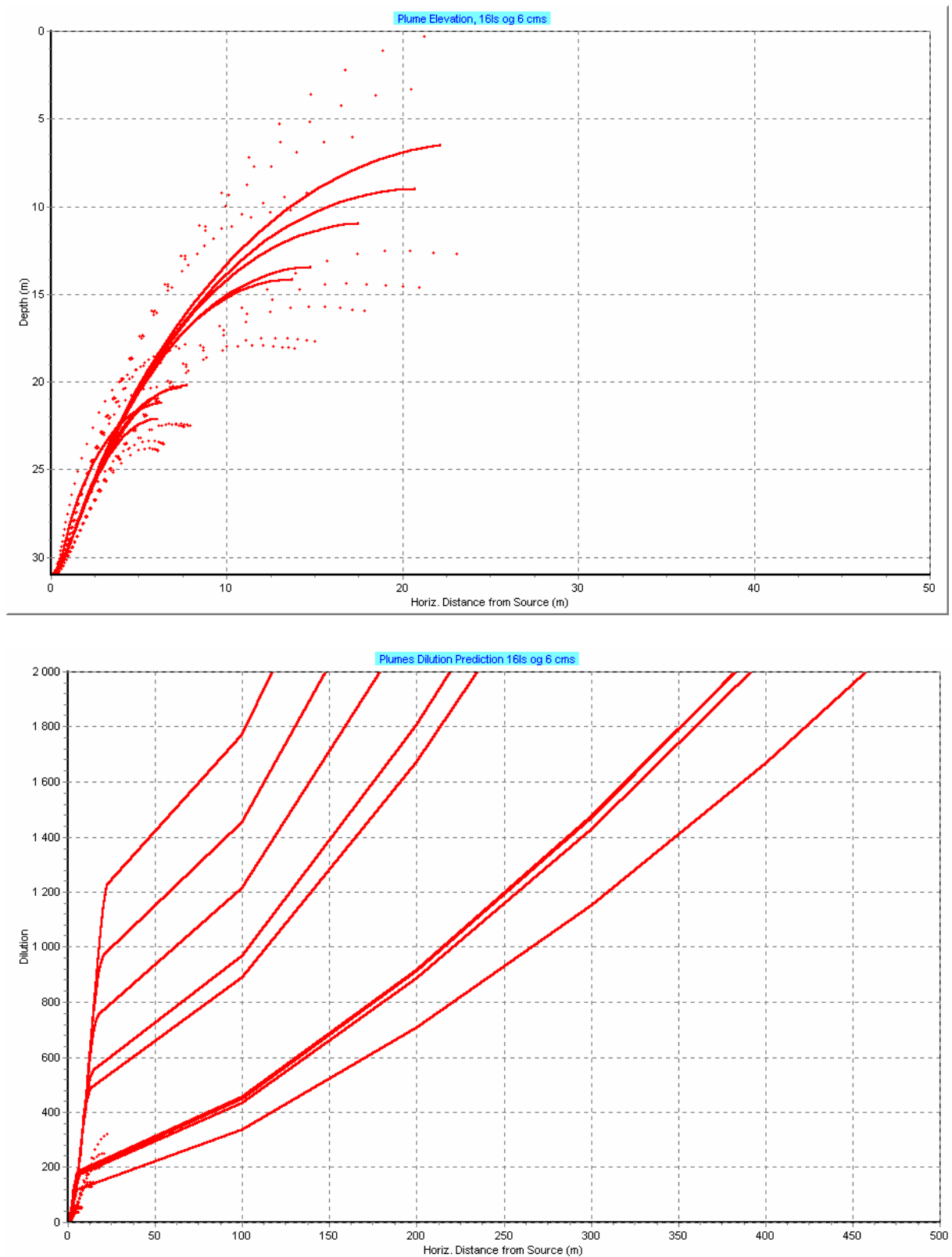
Figur 9. Utslipp av 3 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 25 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyp (øverst) og fortykning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.



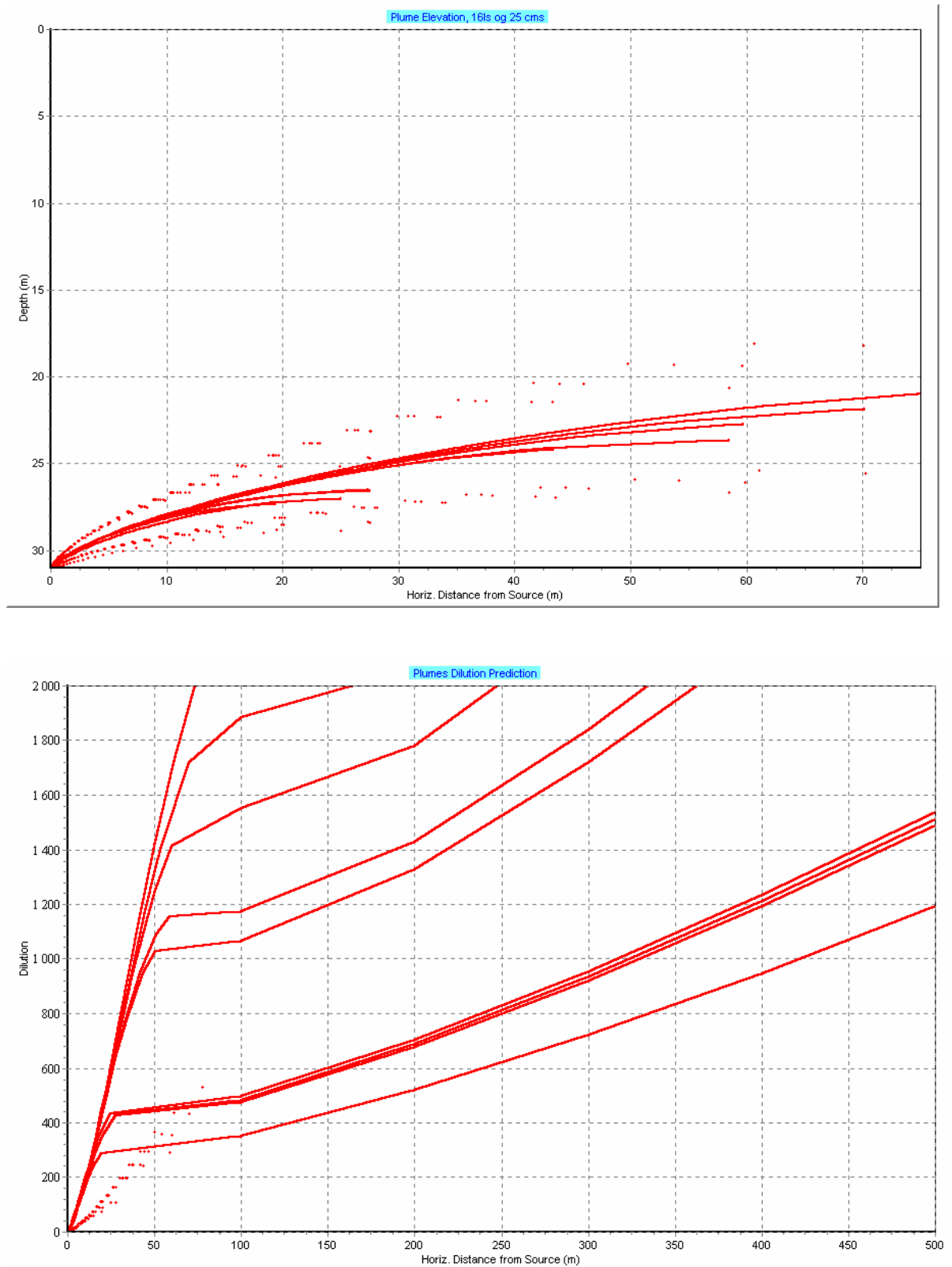
Figur 10. Utslipp av 7 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 6 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyp (øverst) og fortykning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.



Figur 11. Utslipp av 7 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 25 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyb (øverst) og fortyning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.



Figur 12. Utslipp av 16 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 6 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyp (øverst) og fortyning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.



Figur 13. Utslipp av 16 l/s. Beregninger for alle 9 situasjoner som vertikalprofilene beskriver og ved strømhastighet 25 cm/s. Figuren viser beregning av innlagringsdyp (øverst) og fortykning (nederst) der horisontal akse viser avstand i meter fra utslippet.

Tabell 9. Sammenfatning av beregningene av innlagringsdyp og fortynning. Mht. fortynning vises den avstanden der gjennomsnittlig fortynning i skyen med fortynnet avløpsvann er 500x (jfr. **Tabell 7**).

Vannmengde	Parameter	Ved strømhastighet 6 cm/s	Ved strømhastighet 25 cm/s
3 l/s	Innlagringsdyp: Fortynning 500x, som gjennomsnitt for skyen:	20-25 m ≤30 m avstand	≥25 m ≤40 m
7 l/s	Innlagringsdyp: Fortynning 500x, som gjennomsnitt:	13-25 m ≤80 m avstand	23-28 m ≤100 m
16 l/s	Innlagringsdyp: Fortynning 500x, som gjennomsnitt:	7-22 m ≤140 m avstand	21-27 m ≤200 m avstand

Virkningen på **oksygenkonsentrasjonen** i innlagringsdypet kan bedømmes i forhold til avløpsvannets oksygenforbruk og tilførselen av oksygen ved innblanding av oksygenrikt sjøvann. Vi antar at størst oksygenforbruk risikeres ved utslipp av store mengder sigevann – selv om det er tenkbart at sigevannet da er fortynnet og dermed har relativt lav KOF. Utslipp av 16 l sigevann pr. sekund kan dermed antas å medføre et kjemisk oksygenforbruk av ca. 27.000-64.000 mgO₂ (**Tabell 7**). I gjennomsnitt fortynnes dette vannet minst 350-500x ganger med sjøvann innenfor en avstand på 100 m fra utslippet (**Figur 12-13**). Sjøvannets oksygeninnhold er ikke målt, men en rimelig antakelse er 6-8 mgO₂/l. Det betyr at ved utslipp av 16 l sigevann vil fortynningsvannet i løpet av 20-30 minutter bringe med seg minst ca. 6-8 mgO₂/l*16 l*350= ca.21.000–28.000 mgO₂. Sigevannets totale oksygenbehov (som KOF) gjelder et tidsrom på timer-døgn. Og i løpet av 2-3 timer vil fortynningen – og tilførselen av oksygenrikt sjøvann – øke ytterligere til 700-1500x, der 700x tilsvarer en oksygentilførsel på 66.000-91.000 mgO₂.

Disse beregningene gjelder for en "worst case" der flere ugunstige forhold må inntreffe samtidig:

- stor mengde avløpsvann
- høyt og relativt raskt oksygenforbruk
- ugunstig sjiktning som medfører liten fortynning.

I sentrum av skyen med fortynnet avløpsvann kan det ved slike sjeldne situasjoner opptre merkbart lavere oksygenkonsentrasjoner ut til en avstand på flere hundre meter. Med sentrum av skyen menes et vannlag på 1-2 m tykkelse.

Vi har ikke noe godt grunnlag for å bedømme hvor lave oksygenkonsentrasjoner det kan da dreie seg om, men vil anslå det til intervallet 3-4 mlO₂/l. I SFTs klassifiseringssystem tilsvarer det tilstanden "God"- "Mindre God". Sees dette i sammenheng med vannmassens tykkelse og horisontal utstrekning samt opptreden en sjelden gang (mht. fortynning 1 av 9 vertikale profiler og langt sjeldnere i kombinasjon med de andre ugunstige forhold), vil konsekvensene for biologiske samfunn i området være ytterst små.

Ved en mer vanlig situasjon mht. vannmengde (7 l/s) og strømhastighet (6 cm/s) vil en i 100 m avstand vente å oppnå en fortykning på 600-800x (**Figur 10**). Ved de forholdene vil ikke oksygenforbruket medføre negative effekter for biologiske samfunn i området. Heller ikke ved utslipp av 3 l/s vil det oppstå negative effekter.

7.3 Oppsummering

De forangående beregningene og vurderingene kan oppsummeres som følger:

- innlagringsdypet for avløpsvannet vil variere med mengden avløpsvann og med varierende vertikal sjiktning i utslippsområdet. Innlagringen vil foregå i intervallet 7-25 m dyp. Våre data beskriver ikke situasjoner der fortyknet avløpsvann når overflata.
- Vannmengden er gjennomgående liten, men varierer mye. Kombinert med varierende sjiktning og strømhastighet gir det varierende fortykning. Legger vi til grunn et behov for å fortykke vannet til vannkvalitetsklasse II, vil det for kvikksølv kreve en fortykning på opptil ca. 500x. I midten av skyen med fortyknet avløpsvann kan slik fortykning – ved utslipp av en stor vannmengde, med høyt kvikksølvinnhold og ved ugunstige fortykningsforhold- trolig først oppnås i en avstand på flere hundre meter fra utslippet. For andre metaller er fortykningskravet langt lettere å innfri.
- Avløpsvannet kan ha et høyt innhold av organisk stoff. På tilsvarende måte som for kvikksølv vil en sjelden kombinasjon av ugunstige forhold kunne skape en situasjon med merkbart redusert oksygenkonsentrasjon i sentrum av skyen med fortyknet avløpsvann (1-2 m tykt vannlag). Konsekvensene for biologiske samfunn i området kan imidlertid antas å bli ytterst små.

8. Sediment og bunnfauna

8.1 Metodikk

8.1.1 Prøvetaking

Stasjoner og prøvetaking

Det ble innsamlet bunnprøver på tre stasjoner, en ved sigevannsutslippet i Skjervik (St. 22), en i Eidesosen (St. 17) og en i Høggøydypet (St. 21) i innløpet mot Sekkingstadosen (**Figur 1**). Stasjonene er de samme som ved tidligere undersøkelser (Johannessen et al. 1991, Tvedten et al. 1996), og de samme stasjonsbetegnelsene er benyttet. Alle prøvene ble tatt med en 0,1 m² van Veen bunngrabb. Denne grabbtypen arbeider godt i mudderholdige og sandige sedimenter og tar også tilfredsstillende prøver på skjellsand.

I Skjervik (St. 22) og i Eidesosen (St. 17) ble det tatt prøver for analyse av bunnfauna (4 grabbhugg pr. stasjon) og sedimenter, mens det i Høggøydypet (St. 21) bare ble tatt prøver for analyse av sediment. For prøvene av bunnfauna ble sedimentfanget i hvert grabbhugg siktet på 5 mm og 1 mm sikter for fjerning av finmateriale. Sikteresten ble konserverert i 4-6 % nøytralisert formaldehydløsning og brakt til laboratoriet for videre analyse. På hver stasjon ble det tatt fire parallelle prøver.

Til sedimentanalysene ble det tatt en liten delprøve av overflatesedimentet fra tre av grabbhuggene på hver stasjon. Delprøvene ble tatt gjennom en inspeksjonsluke på toppen av grabben. Før analyse ble delprøvene slått sammen til en blandprøve for hver stasjon. Under prøvetakingen ble det på hver stasjon gjort en visuell beskrivelse av bunnsedimentet.

8.1.2 Analyser av sedimenter

Sedimentene ble analysert for kornstørrelse og innhold av organisk materiale. Kornstørrelse ble bestemt som prosent finmateriale (partikler <0,063 mm) og ble utført ved våtsikting. Innhold av organisk materiale ble bestemt som glødetap og ved analyse for totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Glødetapsanalysen ble utført ved tørking ved 105° C og deretter gløding ved 550 °C. TOC og TN ble analysert ved en elementanalysator. TOC ble bestemt etter at uorganiske karbonater var fjernet med saltsyre.

Prøvene av bunnfauna ble håndsortert under 4-6 x forstørrelse og alle dyr plukket ut fra siktematerialet. Alle dyr ble identifisert og telt, og overført til 70% etanol for oppbevaring. Identifiseringen ble i hovedsak utført til artsnivå. Samtidig med sorteringen ble det foretatt visuell beskrivelse av siktematerialet.

Bunnfaunaen karakteriseres ved totalt antall arter, totalt antall individer for artene, artsmangfold (=diversitet) og artssammensetning. Artsmangfoldet kan uttrykkes matematisk ved indekser som beregnes på grunnlag av antall arter og de enkelte artenes individtall i prøvene. I denne undersøkelsen er *Shannon-Wiener indeks* (H') og *Hurlbert indeks* $E(S_{100})$ benyttet. Det ble også beregnet en indeks (AI) som uttrykker innslaget av forurensningsømfintlige arter i bunnfaunaen.

8.1.3 Grunnlag for vurdering av prøvene

Prøvene vurderes med hensyn på visuelle observasjoner i felt, organisk innhold i sedimentene og faunaens sammensetning. Sedimentanalysene vil kunne avsløre direkte påvirkninger av utslipp, mens bunnfaunaen mer reflekterer hvilken betydning dette har for miljøtilstanden. Under normale og gode miljøforhold vil mange arter med ulike livsstrategier finne livsbetingelser og være representert i prøvene. Ved forurensning eller andre miljøforstyrrelser avtar artsrikheten, men de artene som kan dra nytte av forholdene, kan finnes i store mengder. Disse forholdene gjenspeiles i artssammensetningen og indeksene for artsmangfold.

Ved vurderingen av miljøtilstanden er SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann lagt til grunn (Molvær et al. 1997). Dette systemet opererer med fem tilstandsklasser fra klasse I 'meget god tilstand' til klasse V 'meget dårlig tilstand'. Måleparametrene som benyttes er TOC for sedimenter og indeksene for artsmangfold for bunnfaunaen. Verdiområdet for parametrene og grenseverdiene for klassene er vist i **Tabell 10**.

For sedimentene er det beregnet forholdstall mellom karbon (TOC) og nitrogen (TN). Dette forholdstallet (C/N) vil avhenge av det organiske materialets art og indikere hvilken opprinnelse materialet har. I organisk materiale som er naturlig produsert i sjøen vil det være 6-8 ganger så mye karbon som nitrogen, mens det i materiale tilført fra land er forholdsvis mer karbon. I bunnsedimenter som hovedsakelig inneholder marint organisk materiale, vil derfor C/N-forholdet være 6-8, mens det vil være høyere for sedimenter som får tilskudd fra land. Avvik fra antatt normalt forholdstall gir derfor grunnlag for å karakterisere mulige påvirkninger fra tilført organisk materiale.

Artsindeksen AI gir et tallmessig uttrykk for innslag av tolerante og ømfintlige arter i prøvene. Det er ikke utarbeidet noen klassifikasjon for indeksen, men verdier <5 viser dominans av forurensnings-tolerante arter, mens verdier >ca. 6 viser innslag av forurensningsømfintlige arter.

Tabell 10. SFTs klassifisering av tilstand for organisk innhold i sedimenter (TOC) og bunnfauna. For organisk karbon normeres verdiene til 100% finstoff i sedimentet (Molvær et al. 1997).

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sediment	Organisk karbon (mg/g)	<20	20-27	27-34	34-41	>41
Artsmangfold for	Hurlberts indeks ($ES_{n=100}$)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
Bløtbunnsfauna	Shannon-Wiener indeks (H)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

8.2 Resultater

8.2.1 Bunnsediment

På stasjon 17 i Eidesosen var det grågrønt friskt bunnsediment med større arter av bunnfauna tilstede (**Tabell 11**). Det var litt lukt av hydrogensulfid i dypere sedimentlag. I sikteresten (materiale > 1 mm) var det vesentlig rester av bunndyr og rør av bunndyr. Sedimentanalysene viste at organisk innhold var forholdsvis høyt, målt både som glødetap og som organisk karbon (TOC) (**Tabell 12**). Dette fører til at lokaliteten etter SFTs kriterier faller i dårligste tilstandsklasse (klasse V).

Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) var nær 9, som er vanlig for fjord-sedimenter. Dette tyder på at det organiske materialet i hovedsak stammer fra naturlig produksjon i sjøen, men at det også kommer bidrag fra landkilder.

På stasjon 21 i Høgøydypet, hvor det bare ble tatt prøver for sedimenter, var tilstanden nokså lik til Eidesosen (**Tabell 11**). Glødetap og C/N-forhold hadde ganske like verdier og de visuelle observasjonene av sedimentfarge og fauna tydet på nokså lik tilstand. Organisk innhold målt som TOC var imidlertid endel høyere enn på stasjon 17. Også stasjon 21 faller i dårligste tilstandsklasse etter SFTs kriterier (**Tabell 12**).

På stasjon 22 nær sigevannsutslippet i Skjervik var sedimentet mørkt og hadde oljefilm (**Tabell 11**). Sikteresten besto i stor grad av grov skjellsand, men det var også endel nedbrutt plantemateriale tilstede. Organisk innhold, målt som TOC, var svært høyt. Også C/N-forholdet var høyt og tyder på betydelige tilførsler av organisk materiale fra land. Stasjon 22 faller også etter SFTs kriterier i dårligste tilstandsklasse (klasse V).

8.2.2 Fauna

På stasjon 17 i Eideosen var det en artsrik og normalt individrik bunnfauna (**Tabell 13**). Artsmangfoldet var imidlertid noe nedsatt og stasjonen faller i klasse III (mindre god tilstand) i SFTs system. På den annen side indikerte artsindeksen (AI) at det var et tydelig innslag av forurensningsømfintlige arter på lokaliteten. Faunaen var dominert av de to små børstemarkene *Heteromastus filiformis* og *Pseudopolydora paucibranchiata* (**Tabell 14**). Lokaliteten var også preget av børstemarken *Spirochaetopterus typicus* som lever i stive og forholdsvis kraftige pergamentaktige rør. Alle disse artene stimuleres ved organiske tilførsler, men er vanlig forekommende i kystområder på Vestlandet. Resultatene må tolkes som at det er rimelig god tilstand på lokaliteten, men at den nok er utsatt for en viss organisk påvirkning.

På stasjon 22 ved sigevannsutslippet i Skjervik var faunaen totalt dominert av børstemarken *Capitella capitata*. Dette er en art med svært høy toleranse for organiske tilførsler og som over hele verden opptrer ved organisk overbelastning. Artsmangfoldet var lavt og stasjonen faller i klasse V (dårlig tilstand) etter SFTs system (**Tabell 13**). Også flere av de andre artene opptrer ved høy organisk belastning, f.eks. rundmark (Nematoda) og børstemarken *Malacoceros fuliginosus*. Lokaliteten må betraktes som høyt organisk belastet.

Fullstendige resultater for bunnfaunaprøvene er gitt i **Vedleggstabell A**.

8.3 Sammenlikning med tidligere prøvetaking

På alle stasjonene ble det registrert grovere (mer sandholdige) sedimenter ved denne undersøkelsen enn i 1990 og 1995 (**Tabell 12**). Forskjellen var spesielt stor på st. 22 i Skjervik hvor finfraksjonen var redusert fra 73 til 30 %. Det var også en bemerkelsesverdig reduksjon i dybbassenget i Eidesosen (st. 17) fra 99 til 77 %. Disse forskjellene kan vanskelig forklares ved naturlige variasjoner. Mest trolig har dette sammenheng med ulike prøvetakingsmetodikk eller analyseteknikk mellom undersøkelsene. Dersom verdiene er riktige, må det ha funnet sted en tilførsel av grovsediment i Eidesosen, for eksempel ved dumping av sediment eller lignende. Dumping av sediment i det aktuelle området er imidlertid ikke kjent fra kommunens side (meddelelse fra Fjell kommune).

Innhold av organisk materiale i sedimentene, målt ved glødetap, var nokså likt ved alle undersøkelsene (**Tabell 12**). Verdiene økte noe på st. 17 og 21, og var noe redusert på stasjon 22, men forskjellene

(3-5 %) ligger innenfor det som må betraktes som feilmarginer for analysene. Muligens kan forskjellene antyde noen trender i organisk materiale.

I Eidesosen (St. 17) var faunaen omtrent like artsrik og hadde nær samme artsmangfold som ved undersøkelsen i 1990 (**Tabell 13**). I 1995 ble det funnet en mer artsfattig fauna som hadde lavere artsmangfold. Forandringene fra 1990 til 1995 ble ved undersøkelsene i 1995 tolket som at forholdene var blitt dårligere (Tvedten et al 1996). Denne undersøkelsen synes å indikere at tilstanden igjen er blitt bedre og var tilbake på samme nivå som for ti år siden. I alle tre undersøkelsene var børstemarken *Heteromastus filiformis* den mest dominerende, mens flere av de øvrige dominante artene ble funnet i to eller alle tre undersøkelsene (**Tabell 14**). Imidlertid var noen arter som er karakteristiske for uforurensete dype fjordbunner redusert, som muslingen *Yoldiella* og krepsdyret *Eriopisa elongata*. Begge disse avtok fra 1990 til 1995 (Tvedten et al. 1996).

Det vil alltid finne sted naturlige variasjoner i faunaen. Muligens er forandringene i Eidesosen innenfor variabiliteten i fjordsystemet. I alle fall tyder resultatene fra 2000 ikke på noen utvikling mot dårligere tilstand.

I Skjervik (St. 22) var det ingen vesentlige forandringer i faunaen (**Tabell 13, Tabell 14**). Det ble funnet noe færre arter, noe lavere individtetthet og litt økt artsmangfold i forhold til 1995, men disse endringene kan være innenfor tilfeldige variasjoner. Børstemarkene *Capitella capitata* og *Malacoceros fuliginosus* og rundmark dominerte også i 1995, mens det bare ble funnet få og tilfeldige individer av andre arter. Muligens kan redusert tetthet av *Capitella* og noe økt artsmangfold tolkes som tegn til bedre tilstand, men dette er usikkert.

8.4 Vurdering av tilstanden på lokalitetene

Stasjon 17 i Eidesosen må karakteriseres som noe organisk påvirket. Stasjonen fikk karakteristikken mindre god for fauna i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier, mens den fikk dårlig karakteristik med hensyn på sedimenter. Det er imidlertid vanlig å finne forhøyd organisk innhold i sedimentene i indre kystområder. I en sammenstilling av data viste Moy et al. (1996) at bassenger og fjorder med lokal beskyttelse på Vestlandet ofte har høyt organisk innhold. Generelt kan det derfor se ut til at sedimentene blir karakterisert som dårligere enn det de egentlig er. I undersøkelser fra andre områder har det gjentatte ganger blitt funnet at karakteristikken for sedimentene er dårligere enn for fauna (se f.eks. Kroglund et al. 1998). I realiteten er nok kvalitetskriteriene med hensyn på TOC mer et uttrykk for mengden av organiske komponenter i miljøet, enn en generell miljøtilstand. Til sammenligning representerer faunaen et bedre mål for miljøtilstand i og med at artene må være tilpasset miljøet der de lever. Artsmangfoldet er en grunnleggende parameter, men for sikker karakteristik må også artssammensetning og innslag av karakterarter tas i betraktning.

Stasjon 21 i Høgøyosen må også karakteriseres som noe organisk påvirket. Stasjonen fikk dårlig karakteristik etter SFTs sedimentkriterier, i likhet med st. 17 i Eidesosen. Trolig var forholdene nokså like på disse lokalitetene. Undersøkelsene i 1995 viste at faunaen hadde høyt artsmangfold og at tilstanden var tilfredsstillende (Tvedten et al. 1996).

På stasjon 22 nær sivevannsutslippet i Skjervik viste prøvene både av sedimenter og fauna at lokaliteten var høyt belastet av organiske tilførsler.

Tabell 11. Prøvetaking av bunnfauna i Eide 16. oktober 2000. Lokalteter, dyp, antall prøver og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter.

Stasjon	Dyp m	Antall prøver	Visuelle observasjoner	Sikterest (materiale > 1 mm)
St. 17	185	4	Grågrønt friskt finkornet sediment. Sjømus og rørlevende børstemark. Litt lukt av hydrogensulfid (H ₂ S) i dypere lag. Fulle grabbprøver.	Volum 1 dl pr prøve. Rester og fragmenter av tynnskallede muslinger (<i>Thyasira</i> , <i>Abra</i> , <i>Yoldiella</i>). Rester av rør av børstemarken <i>Spiochaetopterus</i> . Noen få plantefragmenter. Litt mineralgrus.
St. 21	35	3	Grågrønt friskt finkornet sediment. Sjømus og mye rørlevende børstemark. Litt skjellfragmenter. Fulle grabbprøver.	(ikke siktet)
St 22	81	4	Mørkt til sort finkornet sediment . Oljelukt og oljefilm på toppen av sedimentet. Litt lukt av hydrogensulfid (H ₂ S). Litt plast, rør av børstemark. Varierende fylningsgrad i grabben: 1/4-1/1.	Volum 0.5-2 liter pr prøve. Grov, endel forvitret skjellsand med fragmenter av rur, kalkrørsmark og småsnegl. Litt blåskjell og tykkskallede muslinger. Endel finfordelt plantemateriale (fibre, stengler) og litt algerester. Litt sagflis.

Tabell 12. Analyse av bunnsedimenter: kornstørrelser (% finfraksjon), tørrstoff (TTS), glødetap, totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Normert TOC viser TOC-verdiene omregnet til teoretisk 100% finstoff i sedimentet. Tilstandsklasse i henholdt til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist. Resultater fra undersøkelsene i 1990 og 1995 (Johannessen et al. 1991, Tvedten et al. 1996) er vist for sammenligning.

Stasjon	År	Korn (<0.063 mm) %	TTS mg/g	Gløde- tap %	TOC. mg/g	TN mg/g	C/N	Norm TOC mg/g	Klasse
17	2000	77	299	19	44,4	5,0	8,9	49	V
	1995	99		16					
	1990	99		16					
21	2000	58	285	20	57,3	6,9	8,3	65	V
	1995	75		15					
22	2000	30	336	16	89,5	6,1	14,7	102	V
	1995	73		19					

Tabell 13. Sammenfattende data for faunaen på stasjonene i Eide 16. oktober 2000. Indekser for artsmangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). AI = artsindeks for følsomhet for forurensning. Tilstandsklasser i henholdt til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist. Resultater fra undersøkelsene i 1990 og 1995 (Johannessen et al. 1991, Tvedten et al. 1996) er vist for sammenligning.

Stasjon	År	Areal	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	$E(S_{100})$	AI	Klasse
St. 17	2000 ¹⁾	0.4	60	1657	4143	2.6	15.9	6.9	III
	repl I		40	443					
	repl II		28	418					
	repl III		30	446					
	repl IV		27	350					
	1995	1.0	32	967	967	1.7	IV ³⁾		
	1990	1.0	53	2652	2652	3.0	III ³⁾		
St. 22	2000 ²⁾	0.4	10	1843	4608	0.4	3.6	5.1	V
	repl I		5	381					
	repl II		4	336					
	repl III		4	298					
	repl IV		5	828					
	1995	0.6	21	11400	19000	0.1	V		

1) I prøvene fantes det noen individer av planktoniske hoppekreps og krill. Disse er ikke regnet med i artstallene

2) Nematoda (rundmark) fanges ikke kvantitativt og er ikke tatt med i de statistiske analysene

3) Vurdering i hht kriteriesystemet i Molvær et al. (1997).

Tabell 14. Dominerende arter på stasjonene i Eide 16. oktober 2000. Gruppe: b = børstemark, bm = båndmark, k = krepsdyr, m = muslinger, r = rundormer, p = pigghuder. Resultater for de samme artene fra 1990 og 1995 (Johannessen et al. 1991, Tvedten et al. 1996) er vist for sammenligning.

	Gruppe	Ind/m ²		
		2000	1990	1995
St. 17 Eidesosen				
<i>Heteromastus filiformis</i> ¹⁾	b	1748	1290	745
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i> ²⁾	b	1448	363	3
<i>Thyasira equalis</i>	m	183	188	44
<i>Prionospio cirrifera</i>	b	98	65	1
Nemertinea indet	bm	93	15	9
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	88	47	2
<i>Spiochaetopterus typicus</i>	b	25	21	5
<i>Prionospio multibranchiata</i>	b	23	-	-
<i>Conchoecia elegans</i>	k	23	-	-
<i>Chaetozone setosa</i>	b	20	13	45
St. 22 Skjervik				
<i>Capitella capitata</i>	b	4413	(ikke prøve)	11312
Nematoda indet	r	365	(ikke prøve)	ca. 250
<i>Malacoceros fuliginosus</i>	b	105	-	30
<i>Protodorvillea kefersteini</i>	b	30	-	2
<i>Asterias</i> sp., juv.	p	23	-	-
<i>Microphthalmus</i> sp.	b	10	-	-
<i>Nebalia</i> sp.	k	8	-	10
Dorvilleidae indet	b	5	-	2
<i>Pholoe baltica</i>	b	5	-	-
<i>Idotea viridis</i>	k	5	-	10

1) Rapportert som *Mediomastus fragilis* i 1990, korrigert i 1995 (Tvedten et al. 1996)

2) Angitt som *Polydora* sp. i 1990 og 1995

9. Miljøgifter i sediment

9.1 Materiale og metoder

På stasjonene St. 17, St. 21 og St. 22 ble det tatt prøver for analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og metallene kvikksølv (Hg), Kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu), sink (Zn), krom (Cr), tinn (Sn) og jern (Fe). I tillegg er det analysert på tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPhT) med nedbrytningsprodukter. Prøvene ble tatt som blandprøver av overflatesedimentet (0-2 cm) fra de samme grabbhoggene hvor uttak av prøver for kjemisk analyse ble foretatt (jfr. kap. 7.1.1).

Prøver for analyse av PAH og PCB tilsettes indre standarder og ekstraheres med organisk løsemiddel. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktene ved bruk av gasskromatograf utstyrt med masseselektiv detektor (GC/MSD) og elektroninnfangingsdektor (GC/ECD) for bestemmelse av henholdsvis PAH og PCB. De polyaromatiske hydrokarbonene identifiseres med GC/MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. De klor-organiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standarder.

Bortsett fra analysene av kvikksølv og tinn som er analysert med salpeteroppslutning, er metallanalysene utført med flussyreoppslutning.

Prøver for analyse av tinnorganiske forbindelser tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler, og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjonsdeteksjon (GC-AED). De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.

9.2 Resultater

9.2.1 Polysykliske aromatiske hydrokarboner – PAH i sediment

Den totale forekomsten av sykliske aromatiske hydrokarboner (Σ PAH-Total) var høy både på St. 22 like ved utslippet og på St. 17 nord for utslippet (**Tabell 15**). Det var imidlertid oljerelaterte hydrokarboner (NPD (naftalener, fenantrener)) som dominerte på begge stasjonene. Naftalenene inngår ikke i SFT sitt klassifiseringssystem der Σ PAH er summen av tri- til hexasykliske forbindelser. Sett i forholdt til SFT sitt klassifiseringssystem kvalifiserer forekomsten av Σ PAH til tilstandsklasse II – ”Moderat forurenset” – på St. 17 og St. 21 og tilstandsklasse III – ”Markert forurenset” – på St. 22 like ved utslippet.

Mengden av den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benzo(a)pyren som i SFT sine kriterier er valgt ut som en modellforbindelse for de potensielt kreftfremkallende PAH-komponentene, kvalifiserte på St. 21 og St. 22 til tilstandsklasse III ”Markert forurenset” med en forekomst på 52 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Forekomsten på St. 17 lå innenfor tilstandsklasse II ”Moderat forurenset”.

Det er ikke tidligere foretatt en fullstendig PAH-analyse av sediment ved Eide. Det ble i 1995 analysert på lette oljehydrokarboner på en del stasjoner – deriblant St. 22 og St. 17. Forekomstene var svært varierende på St. 22 og vanskelig å forholde seg til, men dersom en ser på gjennomsnittsverdien, var nivået høyere i 1995. Det må gjøres oppmerksom på at tallene ikke kan sammenlignes direkte ettersom verdiene fra 1995 var basert på våtvekt.

På St. 17 var imidlertid nivået lavt i 1995. Denne undersøkelsen viser følgelig en betydelig økning i forekomsten av oljerelaterte hydrokarboner (NPD) på St. 17.

Betydelig lavere forekomster på St. 21 kan tyde på at utslippet av oljekomponenter i hovedsak har spredt seg i nordlig retning.

Forekomstene av egentlige PAH'er var imidlertid relativt like på St. 17 og St. 21. Årsaken til dette kan være at de lette oljekomponentene er adsorbent eller absorbert av partikulært materiale som er for tungt til å innlagres i vannsøylen. De tunge partiklene vil sedimentere nær utslippet, men topografien tilsier at dette sedimentet over tid vil renne nordover mot St. 17. Komponenter som er assosiert med det innlagrede sigevannet, vil kunne spres både mot sør og nord ettersom strømmålingene viser at strømmen er tidevannsdrevet.

Kromatogrammene fra analysene for PAH på St. 22 viste en karakteristisk hump istedenfor tydelige topper i området C12-C27 – noe som tyder på nedbrutt olje. Kromatogram med denne form framkommer når n-alkanene i oljen fjernes. I olje lagret i et deponi vil normalt n-alkanene forsvinne ved mikrobiologisk aktivitet. De gjenværende elementene fra oljen vil være forgrenete eller sykliske hydrokarboner som er betydelig vanskeligere å bryte ned enn n-alkanene. Gasskromatogram av slik nedbrutt olje gir kun en hump i det aktuelle kokepunktområdet. Disse forekomstene kan tenkes å stamme fra mellomlagret borekaks som blir lagret i store slamhaller på området, fra toppdekke av faststoff fra termisk behandlet borekaks, fra utslipp i forbindelse med prosesseringen av boreslam eller gammel olje lagret i deponiet.

Tabell 15. Polysykliske aromatiske hydrokarboner PAH i sediment. I parentes SFTs tilstandsklasse.

* markerer karakteristiske komponenter i olje (NPD).

** markerer potensielt kreftframkallende stoff (KPAH).

I følge SFT sine kriterier omfatter Σ PAH summen av forbindelser med 3-6 ringer.

PAH-komponenter	St. 22 Sediment <i>µg/kg tørrvekt</i>	St. 21 Sediment <i>µg/kg tørrvekt</i>	St. 17 Sediment <i>µg/kg tørrvekt</i>
Naftalen *	8,1	0,44	0,35
2-Metylnaftalen *	44	118	66
1-Metylnaftalen *	176	45	150
Bifenyl	217	118	172
2,6-Dimetylnaftalen *	670	78	1075
1,6-Dimetylnaftalen *	420	72	353
1,5-Dimetylnaftalen *	177	24	353
Acenaftylen	11	5	22
Acenaften	62	11	59
2,3,6-Trimetylnaftalen *	1090	72	2205
2,3,5-Trimetylnaftalen *	984	75	1048
1,2,4-Trimetylnaftalen *	161	38	806
Fluoren	220	15	134
Fenantren *	975	53	131
Antracen	312	9	22
2-Metylfeantren *	1308	14	34
1-Metylfeantren *	1392	9	29
Fluoranten	295	70	75
Pyren	621	52	54
Benz(a)antracen **	142	36	40
Chrysen+trifenylen	318	50	49
Benzo(b+j,k) fluoranten **	126	254	272
Benzo(e)pyren	82	102	101
Benzo(a)pyren **	52 (III)	52 (III)	42 (II)
Perylen	35	19	19
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	34	225	249
Dibenz(a,c/a,h)antracener **	13	49	56
Benzo(ghi)perylen	73	230	241
Σ PAH - Total	10127	1937	8337
Σ PAH (3-6 ringar)	3254 (III)	1111 (II)	1446 (II)
Σ NPD	7514	640	6730
% NPD	74,2	33,0	80,7
KPAH	367	616	659
% KPAH	3,6	31,8	7,9

9.2.2 Polyklorerte bifenyler - PCB i sediment

Forekomsten av ΣPCB_7 i sedimentet på St. 22 like ved utslippspunktet for sigevannets avløpsledning var høy – 335,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (**Tabell 16**). I 1995 ble det på samme stasjon funnet 7,0 μg $\Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$ tørrvekt (Tvedten et al. 1996), dvs. at i løpet av 5 år har det skjedd en økning i konsentrasjonen av ΣPCB_7 på nesten 50x, og det medfører en endring i forurensningsgrad fra tilstandsklasse II ”Moderat forurenset” til tilstandsklasse V ”Meget sterkt forurenset”. Resoil/Franzefoss lagrer boreslam i nedslagsfeltet til Eide avfallsplass. Borekaksen blir termisk behandlet i reaktorer med olje, vann og tørrstoff som sluttprodukt. I forbindelse med et pilotprosjekt i 1997-98 med bruk av tørrstoffet fra den behandlede borekaksen som toppdekke på fylling, ble det tatt en prøve av sigevannet fra forsøksfyllingen hvor det ble målt ca. 50x høyere PCB-konsentrasjoner (15,5 $\mu\text{g}/\text{l}$) enn i sigevannet fra hovedfyllingen (Måge 1998). Forsøksfyllingen ble etablert etter forrige resipientundersøkelse som ble gjennomført i 1995, og en mulighet er derfor at den store økningen i PCB₇-konsentrasjonen på St. 22 iallfall delvis skyldes tilførsler fra denne fyllingen. En annen mulighet er at det i den senere tiden har startet en utlekking av PCB fra tidligere lagret PCB-holdig materiale (”gamle synder”) i hovedfyllingen.

På St. 17 og St. 21 var konsentrasjonene av ΣPCB_7 henholdsvis 2,54 og 1,78 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt som begge er innenfor tilstandsklasse I – ”Ubetydelig – lite forurenset”.

Tabell 16. Klororganiske komponenter inkludert polyklorerte bifenyler - PCB i sediment. SFTs tilstandsklasse står i parentes.
i = Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

Klororganiske komponentar	St. 22 Sediment <i>$\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt</i>	St. 21 Sediment <i>$\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt</i>	St. 17 Sediment <i>$\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt</i>
QCB – Penta-klorbenzen	i	i	i
HCB – Hexa-klorbenzen	0,91	<0,15	0,52
HCHA – Alfa-hexakl.cyclohex.	0,24	<0,25	<0,25
HCHG-Gamma-hexakl.cyclohex.	<0,25	<0,25	<0,25
CB28 – Polyklorert bifenyl 28	3,6	<0,25	0,77
CB52 – Polyklorert bifenyl 52	7,9	<0,25	0,30
OCS – Oktaklorstyren	<0,15	<0,15	<0,15
CB101 – Polyklorert bifenyl 101	19	<0,25	0,26
DDEPP - 4,4-DDE	4,5	0,48	0,39
TDEPP – 4,4-DDD	8,1	0,44	0,35
CB118- Polyklorert bifenyl 118	52	0,34	0,26
CB153 – Polyklorert bifenyl 153	92	0,55	0,45
CB105 – Polyklorert bifenyl 105	16	<0,25	<0,25
CB138 – Polyklorert bifenyl 138	76	0,61	0,50
CB156 – Polyklorert bifenyl 156	7,6	<0,25	<0,25
CB180 – Polyklorert bifenyl 180	85	0,28	<0,25
CB209 – Polyklorert bifenyl 209	<0,15	<0,25	<0,25
Sum PCB	359,1	1,78	2,54
	335,5 (V)	1,78 (I)	2,54 (I)

ΣPCB ₇			
-------------------	--	--	--

9.2.3 Metaller i sediment

Analysene av metallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), kopper (Cu), sink (Zn), krom (Cr) og jern (Fe) viste generelt en svak økning på alle stasjonene fra 1995 til 2000 (**Tabell 17**). Forekomstene av tinn (Sn) synes imidlertid å ha økt betydelig i denne perioden. Unntaket fra denne økende tendensen er bly (Pb) hvor det er en reduksjon på alle de tre undersøkte stasjonene.

På St. 22 lå konsentrasjonene av kadmium og kobber innenfor tilstandsklasse III "Markert forurenset", kvikksølv innenfor tilstandsklasse II "Moderat forurenset" og krom og bly innenfor tilstandsklasse I "Ubetydelig-Lite forurenset".

For St. 21 var metallkonsentrasjonene lavere, men både bly, kadmium og kobber lå innenfor tilstandsklasse II.

Metallkonsentrasjonene var generelt lavest på St. 17 og her var det kun bly hvor konsentrasjonen lå innenfor tilstandsklasse II.

Tabell 17. Oversikt over metallinnhold i sedimentet i 1995 og 1998. I parentes SFTs tilstandsklasse. Resultatene er et gjennomsnitt av prøver fra tre grabbhugg.

Metall	St. 22		St. 21		St. 17	
	2000	1995	2000	1995	2000	1995
Totalt tørrstoff (g/kg)	336		285		299	
Kvikksølv-Hg (mg/kg tørrstoff)	0,57	0,37	0,089	0,09	0,072	0,12
Kadmium-Cd (mg/kg tørrstoff)	1,20	0,83	0,51	0,31	0,20	0,17
Bly-Pb (mg/kg tørrstoff)	24,3	77,5	49,6	53,4	53,5	67,9
Kopper-Cu (mg/kg tørrstoff)	171	123	37,3	26,5	34,1	29,7
Sink-Zn (mg/kg tørrstoff)	580	584	131	102	117	113
Krom-Cr-total (mg/kg tørrstoff)	48,7		41,0		54,0	
Tinn-Sn (mg/kg tørrstoff)	60	30,4	21	2,15	22	1,80
Jern Fe (mg/g tørrstoff)	49,8	44,0	21,8	14,3	27,8	22,8

9.2.4 Tinnorganiske forbindelser

Tabell 18 viser forekomstene av tinnorganiske forbindelser. På St. 21 var konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) på 8,0 µg Sn/kg tørrvekt sediment som gir tilstandsklasse III – ”Markert forurenset”.

Interferens skapte problemer under analysene på sedimentprøvene fra St. 22 og St. 17, men ut fra analyseresultatene for St. 17 kan det slås fast at sedimentet på stasjonen iallfall ikke var sterkt forurenset av tinnorganiske forbindelser.

Tabell 18. Tinnorganiske forbindelser i sedimentet på stasjonene Fj17, Fj21 og Fj22.

Tinnorganiske forbindelser	St. 22 Sediment µg/kg tørrvekt	St. 21 Sediment µg/kg tørrvekt	St. 17 Sediment µg/kg tørrvekt
MBT – Monobutyltinn	i	3,6	<10*)
DBT – Dibutyltinn	i	3,7	<10*)
TBT – Tributyltinn	i	8,0	<10*)
MPhT – Monophenyltinn	i	<3,0	<10*)
DPhT – Diphenyltinn	i	<3,0	<10*)
TPhT – Triphenyltinn	i	<3,0	<10*)

i) Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

*) Høy deteksjonsgrense pga. interferens

9.3 Vurdering og oppsummering av miljøgifter i sediment

Hvis avløpsvannet fra avfallsplassen inneholder forurensende stoffer, skulle det forventes at konsentrasjonene av disse stoffene var høyest like ved utslippsstedet og avtok utover fra dette punktet. Resultatene viser at konsentrasjonene av NPD, PAH, PCB og metallene kvikksølv, kadmium, kopper, sink og jern var høyest ved utslippsstedet (St. 22). Unntaket er bly hvor konsentrasjon var høyest på stasjonene lenger ute i fjordområdet.

Sedimentet på stasjonen like ved utslippsstedet for sigevann (St. 22) var sterkt forurenset av PCB (Tilstandsklasse V – ”Meget sterkt forurenset”), mens de to andre stasjonene var ubetydelig/lite forurenset.

Metallforurensningen på St. 22 var moderat til markert for de fleste metallene. Sedimentet på St. 21 inneholdt lavere konsentrasjoner av metaller enn på St. 22, mens de laveste konsentrasjonene ble funnet på St. 17. For bly var situasjonen akkurat motsatt, og dette tyder på en reduksjon i blybelastning de senere årene.

På St. 17 og St. 22 ble det registrert høye konsentrasjoner av oljerelaterte hydrokarboner (NPD). Alle de tre stasjonene var påvirket av PAH med stasjonen like ved utslippsstedet (St. 22) for sigevann som den mest forurensete med konsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse III ”Markert forurenset” i henhold til SFTs sine forurensningskriterier. En nærmere analyse av PAH-forekomsten ved St. 22 viste at denne forekomsten i all vesentlig grad besto av nedbrutt olje som kan stamme fra mellomlagret borekaks, toppdekke av termisk behandlet borekaks, utslipp fra prosesseringen av borekaks eller fra gammel olje lagret i fyllingen.

På St. 21 sør for fyllplassen ble det konstatert markert forurensning av TBT i sedimentet. På de to andre stasjonene skapte interferens problemer under analysene. Ved en eventuell senere anledning bør sedimentet på St. 22 analyseres på nytt for innhold av tinnorganiske stoffer.

10. Miljøgifter i organismer

10.1 Materiale og metoder

Fra området ved utslippspunktet for sigevann ble det samlet inn 20 taskekrabber (*Cancer pagurus*). Krabbesmøret fra disse krabbene, som hadde en skallbredde mellom 11 og 17 cm, ble tatt ut for analyse av PCB, tinnorganiske forbindelser og metallene kadmium (Cd), krom (Cr), kopper (Cu), jern (Fe), kvikksølv (Hg), bly (Pb), tinn (Sn) og sink (Zn). (Krabbesmør er fordøyelseskjertelen og denne utgjør vanligvis omkring halvparten av hele skallinnholdet). Analyse av disse parametrene ble gjennomført for å se på eventuelle effekter av sigevannet på bunnlevende organismer.

Planlagt innsamling av blåskjell (*Mytilus edulis*) måtte gis opp på grunn av mangel på skjell på de aktuelle innsamlingsstedene. Istedet ble albusnegl (*Patella vulgata*) samlet inn på 3 stasjoner – en stasjon like innenfor utslippsstedet (St.A1) og to stasjoner henholdsvis nord (St. A2) og sør (St. A3) for utslippet (jfr. **Figur 1**). Fra hver stasjon ble innmaten fra 20 skjell med skallengder mellom 4 og 6 cm opparbeidet for analyse av PAH, PCB, tinnorganiske forbindelser og metaller (de samme som for krabbe). Disse analysene ble utført for å finne eventuelle effekter av lette oljekomponenter som stiger til overflaten fra sigevannsutslippet, og eventuell påvirkning fra sig fra avfallsplassen.

Forsøk på fangst av torsk (*Gadus morhua*) rundt utslippsstedet ble gitt opp da det etter lengre tids fiske ikke ble oppnådd fangst.

10.2 Resultater - miljøgifter i organismer

10.2.1 Polyklorerte aromatiske hydrokarboner – PAH – i organismer

Det ble kun registrert lave forekomster av oljerelaterte sykliske aromatiske hydrokarboner i albusnegl (**Tabell 15**). Mulige potensielt karsinogene PAH-forbindelser (KPAH) ble ikke registrert i det innsamlede materialet.

10.2.2 Polyklorerte bifenyler - PCB i organismer

Forekomsten av Σ PCB i albusnegl og krabbesmør (**Tabell 20**) var lave og lå innenfor det som må regnes å være et lavt bakgrunnsnivå. I betraktning av den sterke forurensning i sediment fra samme område (jfr. **Tabell 16**) var PCB-innholdet i krabbe bemerkelsesverdig lavt. Hverken albusnegl eller krabbesmør inngår så langt som indikatorer i SFTs klassifiseringssystem, men for krabbe har en på antatte referansestasjoner (bare diffus belastning langt fra punktkilder) tidligere registrert 24-74 μg Σ PCB₇/kg våtvekt (Knutzen et al. 1999) som er klart høyere enn på krabbene fra Skjervika.

10.2.3 Tinnorganiske forbindelser

Forekomsten av tinnorganiske forbindelser var lave i både i krabbesmør og albusnegl (**Tabell 20**). For krabbe lå konsentrasjonene av TBT (tributyltinn) lavere enn 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, mens konsentrasjonen av TPhT (trifenyltinn) var 2,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I albusnegl ble det funnet konsentrasjoner av både TBT og TPhT lavere enn 1-2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. TBT har vist seg å gi tydelige skader ved lave konsentrasjoner først og fremst på formeringsorganene hos hunnsnegl (imposex, Walday et al. 1997), men også ved redusert vekst hos muslinger. Få data foreligger om tinnorganiske forbindelser i ulike dyregrupper, men sammenlignes resultatene fra denne undersøkelsen med andre undersøkelser, må TBT- og TPhT-nivåene i krabbe og albusnegl fra Eide betraktes som lave (Følsvik et al. 1998, Berge & Knutzen 1999, Knutzen 2001).

10.2.4 Metaller

Metallnivået i albusnegl og krabbe (**Tabell 21**) lå generelt sett innenfor det som er normalverdier i områder upåvirket av større punktkilder.

Tabell 19. PAH i albusnegl. Romertallene i parentes etter konsentrasjonene av Σ PAH gir tilstands klasse i henhold til SFT sine kriterier.

* markerer karakteristiske komponenter i olje (NPD).

** markerer potensielt kreftframkallende stoff (KPAH).

I følge SFT sine kriterier omfatter Σ PAH summen av forbindelser med 3-6 ringer.

PAH-komponenter/stasjon <i>µg/kg våtvekt</i>	St. A1 Albusnegl	St. A2 Albusnegl	St. A3 Albusnegl	St. A4 Albusnegl
Naftalen *	1,1	1,3	1,2	1,2
2-M-naftalen *	<1	<1	<1	<1
1-M-naftalen *	<1	<1	<1	<1
Bifenyl	<1	<1	<1	<1
2,6-Dimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
1,6-Dimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
1,5-Dimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
Acenaftalen	<1	<1	<1	<1
Acenaften	<1	<1	<1	<1
2,3,6-Trimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
2,3,5-Trimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
1,2,4-Trimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
Fluoren	<1	<1	<1	<1
1,2,3-Trimetylnaftalen *	<1	<1	<1	<1
Dibnezotiofen	<1	<1	<1	<1
Fenantren *	2,6	2,0	1,7	1,2
Antracen	<1	<1	<1	<1
2-Metylfenantren *	<1	<1	<1	<1
1-Metylfenantren *	<1	<1	<1	<1
3,6-Dimetylfenantren	<1	<1	<1	<1
Fluoranten	<1	<1	<1	<1
9,10-Dimetylfenantren	<1	<1	<1	<1
Pyren	<1	<1	<1	<1
Benz(a)antracen **	<1	<1	<1	<1
Chrysen+trifenylen	<1	<1	<1	<1
Benzo(b+j,k) fluoranten **	<1	<1	<1	<1
Benzo(e)pyren	<1	<1	<1	<1
Benzo(a)pyren **	<1	<1	<1	<1
Perylen	<1	<1	<1	<1
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	<1	<1	<1	<1
Dibenz(a,c/a,h)antracener **	<1	<1	<1	<1
Benzo(ghi)perylene	<1	<1	<1	<1
Σ PAH - Total	3,7	3,3	2,9	2,4
Σ PAH - (3-6 ringar)	2,6 (I)	2,0 (I)	1,7 (I)	1,2 (I)
KPAH	0	0	0	0
Σ NPD	3,7	3,3	2,9	2,4

Tabell 20. Klororganiske stoffer inkludert polyklorerte bifenyler - PCB i albusnegl og krabbe.

Klororganiske komponenter <i>µg/kg våtvekt</i>	St. A1 Albusnegl	St. A2 Albusnegl	St. A3 Albusnegl	St. A4 Albusnegl	St. 22 Krabbe
% fett	1,0	1,7	1,6	0,85	7,1
QCB – Penta-klorbenzen	<0,07	<0,05	<0,07	<0,07	<0,15
HCB – Hexa-klorbenzen	<0,07	0,07	<0,07	<0,07	0,76
HCHA – Alfa-hexakl.cyclohex.	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	0,37
HCHG-Gamma-hexakl.cyclohex.	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	<0,30
CB28 – Polykloretert bifenyl 28	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	0,49
CB52 – Polykloretert bifenyl 52	<0,12	<0,12	0,23	<0,14	<0,30
OCS – Oktaklorstyren	<0,09	<0,08	<0,09	<0,010	<0,30
CB101 – Polykloretert bifenyl 101	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	<0,30
DDEPP - 4,4-DDE	<0,12	<0,09	<0,10	<0,14	4,1
CB118- Polykloretert bifenyl 118	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	3,6
CB153 – Polykloretert bifenyl 153	0,25	0,18	0,13	<0,14	8,0
TDEPP – 4,4-DDD	<0,18	<0,14	<0,16	<0,25	<0,40
CB105 – Polykloretert bifenyl 105	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	1,2
CB138 – Polykloretert bifenyl 138	0,17	0,12	<0,13	<0,14	5,9
CB156 – Polykloretert bifenyl 156	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	0,61
CB180 – Polykloretert bifenyl 180	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	2,0
CB209 – Polykloretert bifenyl 209	<0,12	<0,12	<0,13	<0,14	<0,30
ΣPCB	0,42	0,30	0,36	0,00	21,80
ΣPCB ₇	0,42	0,30	0,36	0,00	19,99

Tabell 20. Tinnorganiske forbindelser i krabbe og albusnegl.

Tinnorganiske forbindelser	Krabbe <i>µg/kg våtvekt</i>	Albusnegl St.A1 <i>µg/kg våtvekt</i>	Albusnegl St.A2 <i>µg/kg våtvekt</i>	Albusnegl St.A3 <i>µg/kg våtvekt</i>	Albusnegl St.A3 <i>µg/kg våtvekt</i>
MBT – Monobutyltinn	2,1	5,4	5,2	3,2	<2,0
DBT – Dibutyltinn	2,0	3,1	3,0	3,1	<2,0
TBT – Tributyltinn	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0
MPhT – Monophenyltinn	<1,0	3,6	4,3	3,3	<2,0
DPhT – Diphenyltinn	<1,0	3,9	3,4	3,0	<2,0
TPhT – Triphenyltinn	2,9	<1,0	<1,0	<1,0	<2,0

Tabell 21. Metaller i organismer.

Metall	St. A1 Albusnegl (mg/kg tørrvekt)	St. A2 Albusnegl (mg/kg tørrvekt)	St. A3 Albusnegl (mg/kg tørrvekt)	St. A4 Albusnegl (mg/kg tørrvekt)	St. 22 Krabbe (mg/kg våtvekt)
Kvikksølv-Hg	0,07	0,08	0,06	0,08	0,029
Kadmium-Cd	6,63	11,70	14,61	12,80	1,58
Bly-Pb	1,22	1,08	0,39	1,58	0,04
Kopper-Cu	10,0	8,77	6,70	6,33	16,5
Sink-Zn	98,8	84,0	86,9	82,9	30,1
Krom-Cr-total	2,38	1,51	1,89	5,70	0,53
Tinn-Sn	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Jern Fe	1390	991	273	1044	83,8

10.3 Oppsummering av miljøgifter i organismer

Det ble påvist lave konsentrasjoner av miljøgifter i albusnegl. Dette er i overensstemmelse med modellberegningene som viser at sigevannet vil innlagres relativt dypt uten å nå opp til overflaten. Dersom vannløslige komponenter i sigevannet skulle forurense organismer i strandsonen, måtte sigevannsutslippet komme opp til overflatelaget.

Imidlertid forekommer en del olje i sigevannet - noe de høye verdiene av lette oljerelevante aromatiske forbindelser i sedimentet viser. Olje er lettere enn vann og vil stige opp til overflaten uansett innlagringsdyb. Konsentrasjonen av de lette oljehydrokarbonene var imidlertid lav i de undersøkte sneglene. Årsaken til dette kan være at de høye konsentrasjonene av lette oljekomponenter i sedimentet i hovedsak er knyttet til partikulært materiale i form av absorpsjon eller adsorpsjon og derfor bare i liten grad kommer til overflaten. Videre kan utslippsstedets utsatte lokalisering bidra til at den oljen som kommer til overflaten fortynnes raskt.

Den lave konsentrasjonen av miljøgifter i albusneglene tyder heller ikke på at et eventuelt direkte sig fra avfallsplassen til overflatelaget har betydning.

Resultatet fra de undersøkte krabbene som ble fanget på stasjon 22, som var betydelig forurenset av PCB, viste liten grad av PCB inkorporering i krabbene.

11. Referanser

- Baumgartner, D.J, Frick, W.E. and Roberts, P.J.W, 1994: Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia, USA. 189 s.
- Berge, J.A. & J. Knutzen. 1999. TBT (tributyltinn) og andre tinnorganiske stoffer – effekter og nivåer. Vann nr. 3b:673-687.
- Følsvik, N., E.M. Brevik, J.A. Berge & M. Dam. 1998. Organotin and Imposex in the Littorale Zone in the Faroe Island. *Froðskaparrit* 46:67-80.
- Golmen, Lars G, 1987: Målinger av bølger, vind og strøm ved Haverøy i Fjell Kommune. Desember 1986 - januar 1987. NIVA-rapport 1969. 85 sider.
- Golmen, Lars G, 1989: Resipientgransking ved Langøy, Sotra. NIVA-notat O-89066. 22 sider.
- Johannessen, P.J., Ø. Tvedten & H.B. Botnen. 1991. Resipientundersøkelse ved Eide boss plass i Fjell kommune. Universitetet i Bergen, Inst. for fiskeri- og marinbiologi. Rapport nr. 22, 1991. 34 s.
- Johnsen, G.H. 2000. Undersøkelser av fem marine resipienter i Fjell kommune 2000. Rådgivende Biologer as. Rapport nr. 431. 23 sider.
- Knutzen, J., G. Becher, L. Berglind, E.M. Brevik, M. Schlabach & J. Skåre. 1999. Organiske miljøgifter i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra norske referanselokaliteter 1996. Undersøkelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), andre persistente klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Rapport 773/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4068-99. 110 s.
- Knutzen, J. 2001. Kostholdsrad for sjømat også på grunn av tinnorganiske forbindelser. Norsk Institutt for Vannforskning, Årbok 2000, s.29-31.
- Kroglund, T., E. Dahl & E. Oug 1998. Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna. NIVA rapport nr. 3908. 58 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. Oslo. 36 s.
- Moy, F.E., S. Fredriksen, J. Gjøsæter, S. Hjohlman, T. Jacobsen, T. Johannessen, T.E. Lein, E. Oug & Ø.F. Tvedten 1996. Utredning om benthos-samfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stad. NIVA rapport, nr. 3551. 84 s.
- Måge, A. 1998. Vurdering av sigevatn frå borekaksdeponi; Eide, Fjell kommune. ASA-rapport 2/98. 6 s.
- Parsons, T.R., M. Takahashi & B. Hargrave. 1977. Biological Oceanographic Processes. 2nd Edition. Pergamon Press. 332 s.

Tvedten, Ø.F., O. Grahl-Nielsen, H.B. Botnen & P.J. Johannessen. 1996. Miljøundersøkelse ved Eide avfallsplass, Fjell kommune. Universitetet i Bergen, Inst. for fiskeri- og marinbiologi. Rapport nr.14, 1996. Bergen. 60 s.

Walday, M., J.A. Berge & N. Følsvik. 1997. Imposex og nivåer hos populasjoner av purpursnegl (*Nucella lapillus*) i Norge. Rapport 694/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3665-99. 28 s.

Vedleggstabell A. Fullstendige resultater for bunnfaunaprøvene fra Eide på Sotra 16. oktober 2000.

		Stasjon	St. 17				St. 22			
		Replikat	I	II	III	IV	I	II	III	IV
NEMERTINEA	Nemertinea indet		12	9	14	2	-	-	-	-
NEMATODA	Nematoda indet		-	-	-	-	36	32	14	64
POLYCHAETA	Tomopteris helgolandica		-	-	4	-	-	-	-	-
	Paramphinome jeffreysii		3	11	19	2	-	-	-	-
	Microphthalmus sp		-	-	-	-	4	-	-	-
	Synelmis klatti		1	-	4	1	-	-	-	-
	Exogone verugera		-	-	5	-	-	-	-	-
	Ceratocephale loveni		-	1	1	3	-	-	-	-
	Nephtys hystericis		1	-	-	-	-	-	-	-
	Augenaria sp		1	-	-	-	-	-	-	-
	Lumbrineris aniara		-	-	1	-	-	-	-	-
	Lumbrineris sp		-	1	-	-	-	-	-	-
	Dorvilleidae indet		-	-	-	-	-	-	2	-
	Protodorvillea kefersteini		-	-	-	-	8	-	-	4
	Orbiniidae indet		-	1	-	-	-	-	-	-
	Phylo norvegica		1	-	1	-	-	-	-	-
	Apistobranchnus tullbergi		-	-	1	-	-	-	-	-
	Aricidea catherinae		2	-	2	-	-	-	-	-
	Levinsenia gracilis		1	3	2	1	-	-	-	-
	Malacoceros fuliginosus		-	-	-	-	10	4	-	28
	Prionospio cirrifera		21	4	12	2	-	-	-	-
	Prionospio fallax		2	-	-	-	-	-	-	-
	Prionospio multibranchiata		-	-	9	-	-	-	-	-
	Pseudopolydora paucibranchiata		195	99	72	213	-	-	-	-
	Spiophanes kroeyeri		1	2	-	-	-	-	-	-
	Spiochaetopterus typicus		4	1	4	1	-	-	-	-
	Chaetozone setosa		2	-	4	2	-	-	-	-
	Cirratulidae indet		1	3	-	-	-	-	-	-
	Cossura longocirrata		2	-	-	-	-	-	-	-
	Ophelina minima		2	-	-	-	-	-	-	-
	Ophelina modesta		4	3	-	-	-	-	-	-
	Ophelina norvegica		-	4	-	1	-	-	-	-
	Capitella capitata		1	-	-	-	358	328	288	791
	Heteromastus filiformis		124	225	264	86	-	-	-	-
	Rhodine loveni		1	1	1	2	-	-	-	-
	Myriochele oculata		5	2	-	-	-	-	-	-
	Harmothoe sarsi		2	1	-	-	-	-	-	-
	Harmothoe sp		4	1	1	1	-	-	-	-
	Pectinaria sp		-	-	-	1	-	-	-	-
	Melinna cristata		1	-	1	-	-	-	-	-
	Terebellidae indet		-	-	-	1	-	-	-	-
	Terebellides stroemi		3	-	-	4	-	-	-	-
	Trichobranchnus roseus		1	-	-	-	-	-	-	-
	Jasmineira oculata		1	-	-	-	-	-	-	-
	Pholoe baltica		-	-	-	-	-	-	2	-
OLIGOCHAETA	Oligochaeta indet		1	-	1	-	-	-	-	-

Vedleggstabell fauna, fortst.

		Stasjon	St. 17				St. 22			
		Replikat	I	II	III	IV	I	II	III	IV
CAUDOFOVEATA	Caudofoveata indet		4	1	1	2	-	-	-	-
BIVALVIA	Nucula sulcata		1	-	-	-	-	-	-	-
	Nucula tumidula		-	-	1	-	-	-	-	-
	Thyasira equalis		23	27	12	11	-	-	-	-
	Thyasira sarsi		1	-	-	-	-	-	-	-
	Nuculana pernula		-	1	-	-	-	-	-	-
	Yoldiella tomlini		-	3	-	-	-	-	-	-
	Abra nitida		1	3	-	1	-	-	-	-
	Conchoecia elegans		5	2	2	-	-	-	-	-
NEBALIACEA	Nebalia sp		-	-	-	-	-	-	-	3
CUMACEA	Eudorella emarginata		-	1	-	1	-	-	-	-
	Eudorella sp		1	-	-	-	-	-	-	-
	Eudorella truncatula		-	-	-	1	-	-	-	-
	Leucon nasica		-	-	1	1	-	-	-	-
ISOPODA	Idotea viridis		-	-	-	-	2	-	-	-
AMPHIPODA	Themisto abyssorum		2	1	3	6	-	-	-	-
	Eriopisa elongata		-	4	1	1	-	-	-	-
	Pardalisca tenuipes		-	-	-	1	-	-	-	-
	Zoealarve		1	-	1	-	-	2	-	-
DECAPODA	Calocaris macandreae		2	-	-	-	-	-	-	-
SIPUNCULIDA	Golfingia cf.minuta		-	-	-	1	-	-	-	-
ASTEROIDEA	Asterias sp		2	3	1	1	1	-	6	2