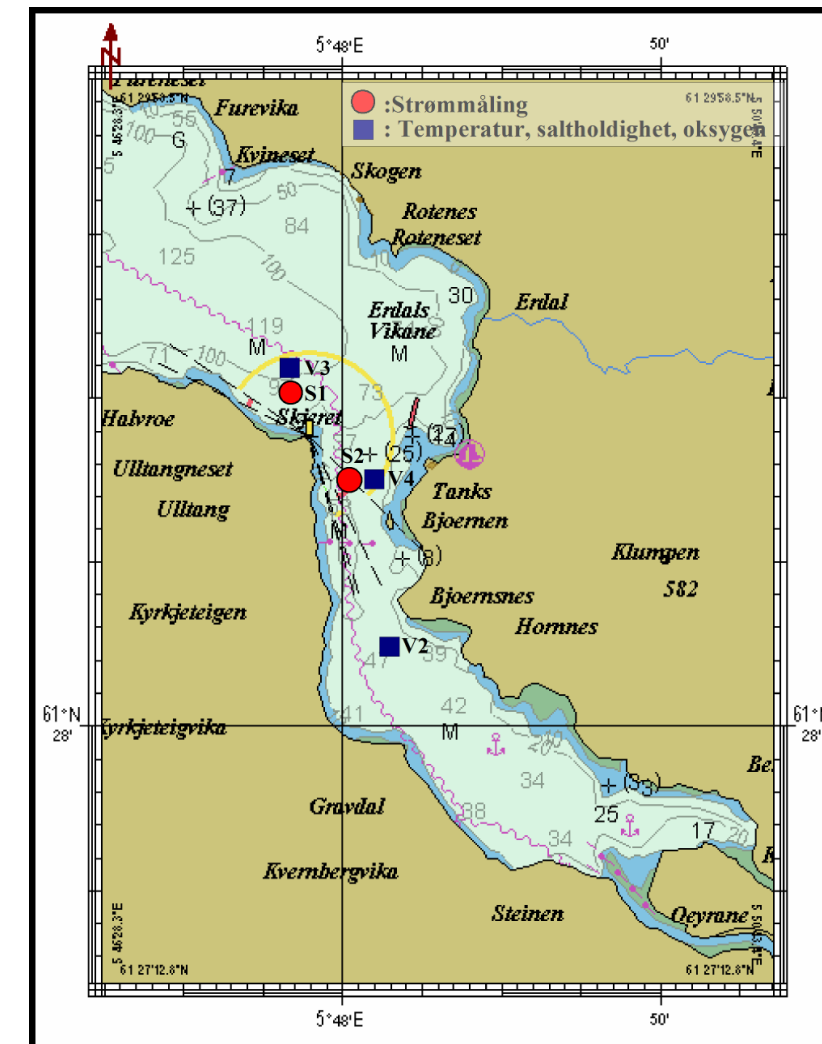




RAPPORT LNR 5159-2006

Utslipp av kommunalt avløpsvann til Førdefjorden

Undersøkelse av strømforhold,
lagdeling og vannkvalitet på begge
sider av fjordterskelen



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

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Utslipp av kommunalt avløpsvann til Førdefjorden. Undersøkelse av strømforhold, lagdeling og vannkvalitet på begge sider av fjordterskelen.	Løpenr. (for bestilling) 5159-2006	Dato 7.3 2006
	Prosjektnr. Udemnr. 24089	Sider Pris 43
Forfatter(e) Jarle Molvær	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Førde kommune, Postboks 101, 6801 Førde	Oppdragsreferanse Einvald Osland
---	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Beregninger av innlagingsdyp for utslipp i 35 m og 40 m dyp utenfor terskelen viser at det bør benyttes diffusor for å sikre tilstrekkelig dyp innlagring av avløpsvannet.</p> <p>Innenfor terskelen var oksygenforholdene gode ned til ca. 40 m dyp. Mellom 40 m og 53 m (ca. 5 % av volumet i fjorden innenfor terskelen) var oksygenforholdene periodevis dårlige – meget dårlige. Utenfor terskelen var oksygenkonsentrasjonen uventet lav og man anbefaler at årsaken undersøkes.</p> <p>Utslipp 700-800 m utenfor terskelen vil i stor grad redusere tilførselen av organisk stoff, fosfor og nitrogen til fjordbassenget, selv om en mindre del av avløpsvannet kan bli ført tilbake over terskelen med innstrømmende tidevann. Om mulig bør derfor avstanden mellom et utslipp og terskelen økes.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Førde 2. Kommunalt avløpsvann 3. Utslipp 4. Strømmåling 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Førde 2. Municipal waste water 3. Outfall 4. Current measurements
--	--



Jarle Molvær
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

O-24089

Utslipp av kommunalt avløpsvann til Førdefjorden

Undersøkelse av strømforhold, lagdeling og vannkvalitet på begge sider av fjordterskelen

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for Førde kommune i samsvar med bestilling datert 28.6.2004. Ved gjennomføringen av feltarbeidet har Førde kommune gjort en stor innsats, og Vidar Solhaug og Bjarne Heggheim takkes spesielt. Øyvind Ulltang takkes for bruk av båt og for god manøvrering.

Ved NIVA hadde Lars Golmen oppgava med utsetting av strømmåleren i september 2005. De hydrofysiske og hydrokjemiske dataene er punchet av Merete Schøyen. For øvrig har arbeidet blitt ledet av Jarle Molvær.

Oslo, 7.3 2006

Jarle Molvær

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
1.1 Bakgrunn og formål	6
1.2 Topografien innenfor terskelen	9
2. Metodikk og data	10
3. Resultater	14
3.1 Vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet	14
3.2 Målinger av oksygen	16
3.3 Beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet	19
3.4 Strømmålinger utenfor og innenfor terskelen høsten 2005	22
4. Vurdering av risikoen ved transport av avløpsvann til fjordbassenget	28
5. Samlet vurdering og anbefalinger	30
5.1 Utslipp utenfor terskelen	30
5.2 Sammenligning av utslipp utenfor bassenget og utslipp til fjordbassenget	31
6. Litteratur	32
Vedlegg A. Tidspunkt for målinger	33
Vedlegg B. Data	34

Sammendrag

Prosjektets hovedformål har vært å:

1. *Framskaffe opplysninger om strømforhold, temperatur, saltholdighet og oksygen med sikte på beregninger av avløpsvannets innlagring ved utslipp utenfor fjordterskelen, og vurdere risikoen for tilbaketransport til fjordbassenget innenfor.*
2. *Rapportere og vurdere resultat av oksygenmålinger.*

Utslippsdyp og utslippsarrangement:

For å sikre tilstrekkelig dyp innlagring av avløpsvannet bør det slippes ut gjennom en diffusor. Beregninger for utslipp gjennom en diffusor i 35 m dyp viser at man kan oppnå at avløpsvannet innlagres i 20-30 m dyp. Dette er gunstig både for å unngå at næringssaltene utnyttes til algevekst, i forhold til "elvemunningsproblematikk" og i forhold til vannkvaliteten i fjordens overflatelag

Den eksakte utformingen av diffusoren kan beregnes senere.

Oksygenforhold inne i fjordbassenget og utenfor:

Målinger av oksygenforholdene i fjordbassenget viste *Gode – Meget Gode* forhold ned til ca. 40 m dyp, dvs. til like under terskeldypet. I den aller dypeste delen - ca. 40-53 m dyp – opptrer perioder med *Dårlige – Meget Dårlige* oksygenforhold. Dette omfatter 5-6 % av vannvolumet eller bunnarealet innenfor terskelen.

Målinger av oksygenkonsentrasjon ned til 90 m dyp på stasjon V3 utenfor terskelen viste uventet lave verdier (periodevis vannkvalitetsklasse III: Mindre God). Det er lite sannsynlig at dette skyldes dagens utslipp fra Førde, men heller generelt mindre gode forhold i det store bassenget utenfor terskelen. Vi anbefaler at oksygenforholdene i hovedfjorden utenfor terskelen undersøkes nærmere.

Risikoen for at avløpsvann føres tilbake til fjordbassenget fra et utslipp utenfor terskelen:

Utslipp 700-800 m utenfor terskelen vil i stor grad redusere tilførselen av fosfor og nitrogen til fjordbassenget, selv om en mindre del av avløpsvannet kan bli ført tilbake over terskelen med innstrømmende tidevann. Beregningene tyder på at dette kan skje i om lag 20-25 % av tiden. I langt færre tilfeller (5-10 %) er strømhastigheten så høy at avløpsvannet blir ført tilbake til selve hovedbassenget.

Under dagens forhold bidrar kommunalt avløpsvann med i størrelsesorden 50-60 % av fosfor og 15-20 % av nitrogenet som tilføres fjorden fra land. Avløpsvannet innlagres oftest dypere enn 10 m, men blandes iblant inn i overflatelaget. Dette er en uheldig situasjon som totalt blir endret ved dyputslipp utenfor terskelen. Hvis det er teknisk mulig bør man overveie å redusere tilbakeføringen ved å øke avstanden mellom utslippspunktet og fjordterskelen.

Forutsettes at de organiske partiklene er fjernet fra avløpsvannet og at "skyen med fortynnet avløpsvann" i alt vesentlig befinner seg i 20-30 m dyp, vil konsekvensene for fjordbassenget være små ved periodevis tilbakeføring. Næringssaltene vil i liten grad kunne utnyttes til algevekst og oksygenforbruket i vannmassene og (særlig) sedimentasjonen av organisk stoff på bunnen av fjordbassenget blir langt mindre enn i dag. Dette vil avlaste en bunnfauna som nå er sterkt påvirket.

Munningen av Jølstra og fjordens overflatelag blir ikke berørt. I forhold til dagens situasjon er dette en vesentlig forbedring.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Førdefjorden er ca. 40 km lang, og er oppdelt i flere bassenger. Største dyp er 416 m. Dette prosjektet fokuserer på fjordens østre og innerste del. Kommunens hovedutslipp for kommunalt avløpsvann (ca. 10.000-15.000 pe) fra bosetning og næringsvirksomhet ligger i det innerste bassenget der terskelen mot hovedfjorden er 37-38 m dyp. Bassengets største dyp er ca. 53 m. Avløpsvannet blir maskinrenset på rist med spalteåpning 6 mm. Avløpsledningen munner ut i ca. 25 m dyp utenfor Øyrane (**Figur 1**).

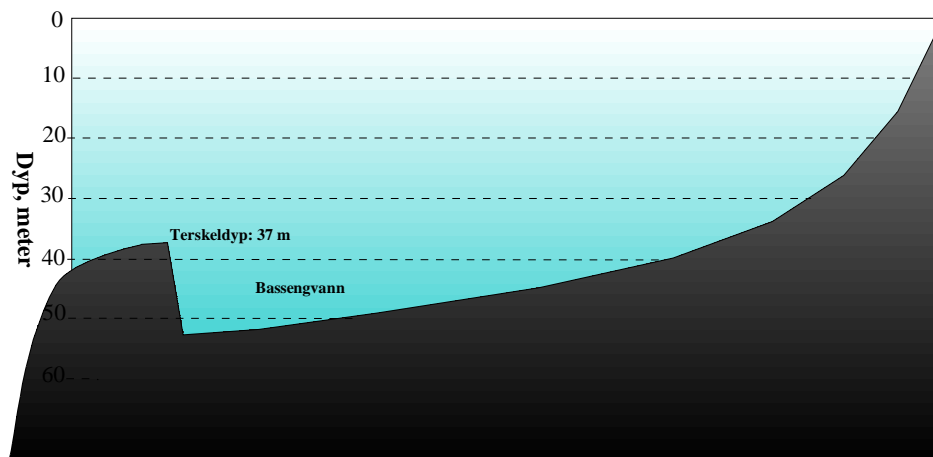
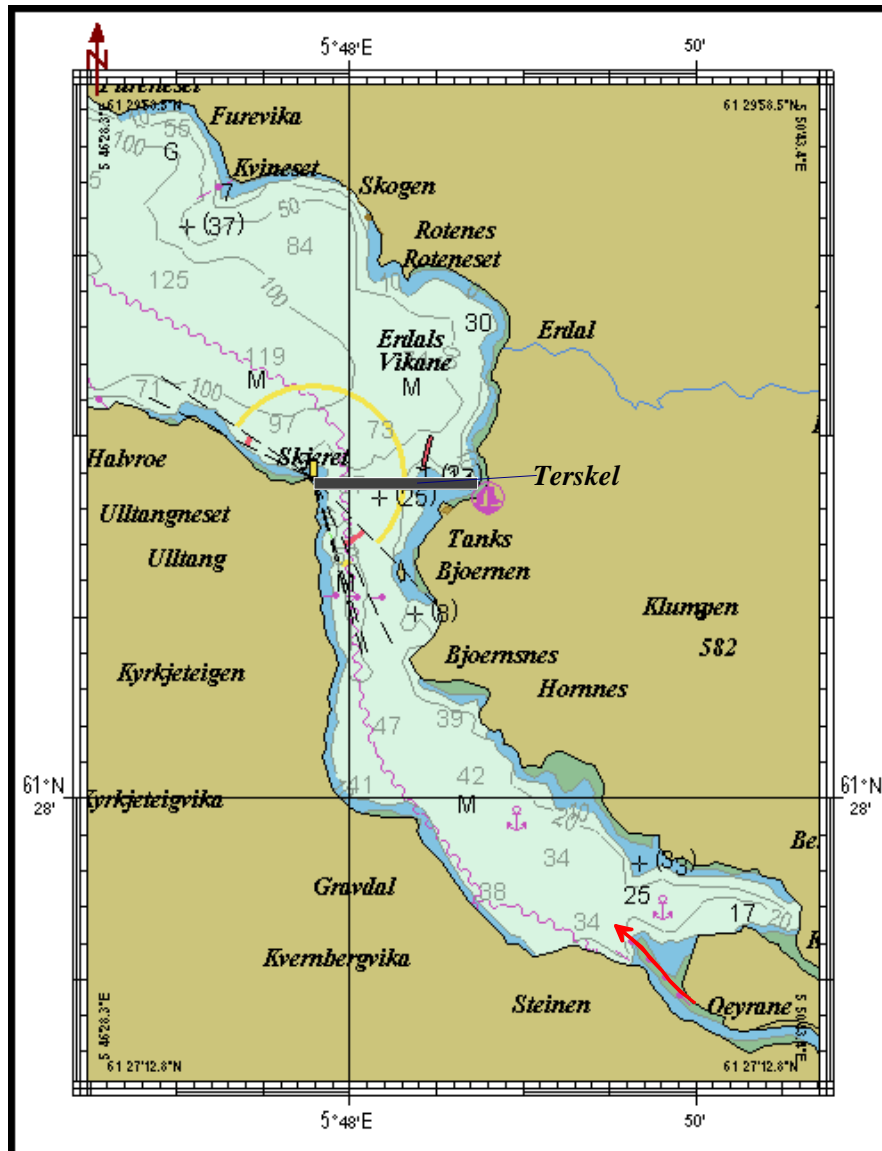
Der er utført flere resipientundersøkelser i fjordområdet (Østlandskonsult 1991, DNV 1992 og DNV 2001). En rapport som NIVA utarbeidet i 2004 (Molvær, 2004) viste stor nedslamming av partikulært organisk på bunnen utenfor dagens utslipp. Videre var det tydelig at utslippsdypet var for lite til at man kunne unngå påvirkning av overflatelaget i fjorden og av munningsområdet til Jølstra.

I tillegg til å planlegge et nytt rensaneanlegg besluttet Førde kommune å utrede et alternativ med flytting av utslippet utenfor terskelen. I den sammenheng det nødvendig å undersøke om strømforholdene i det aktuelle utslippsområdet er slik at det er risiko for at noe av avløpsvannet kan bli ført tilbake til fjordbassenget (**Figur 2**). Samtidig ble det besluttet å gjennomføre målinger at temperatur og saltholdighet utenfor terskelen som grunnlag for å beregne innlagringsdypet for avløpsvannet, samt gjøre oksygenmålinger i dypvannet utenfor og innenfor terskelen.

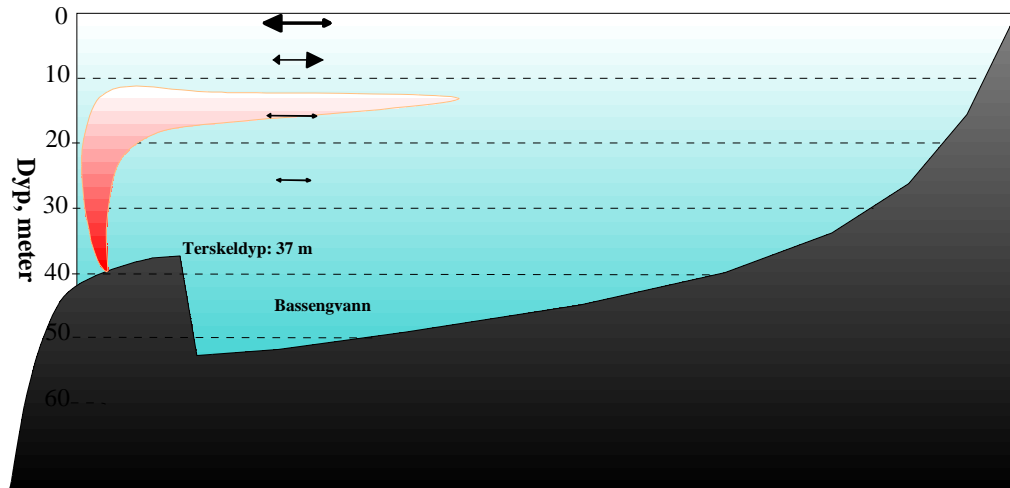
Prosjektets hovedformål er dermed:

3. *Framskaffe opplysninger om strømforhold, temperatur, saltholdighet og oksygen med sikte på beregninger av avløpsvannets innlagring ved utslipp utenfor fjordterskelen, og vurdere risikoen for tilbaketransport til fjordbassenget innenfor.*
4. *Rapportere og vurdere resultat av oksygenmålingene.*

Avslutningsvis inneholder rapporten en samlet vurdering av de to utslippsalternativene som har vært utredet.



Figur 1. Oversiktskart med indre del av Førdefjorden. I øvre figur er terskelen (37-38 m dyp) ved Ulltangneset markert med mørk strek og det nåværende utslipp utenfor Øyrane med rød pil. Nedre figur skisserer bunnprofilen fra Øyrane og forbi terskelen.



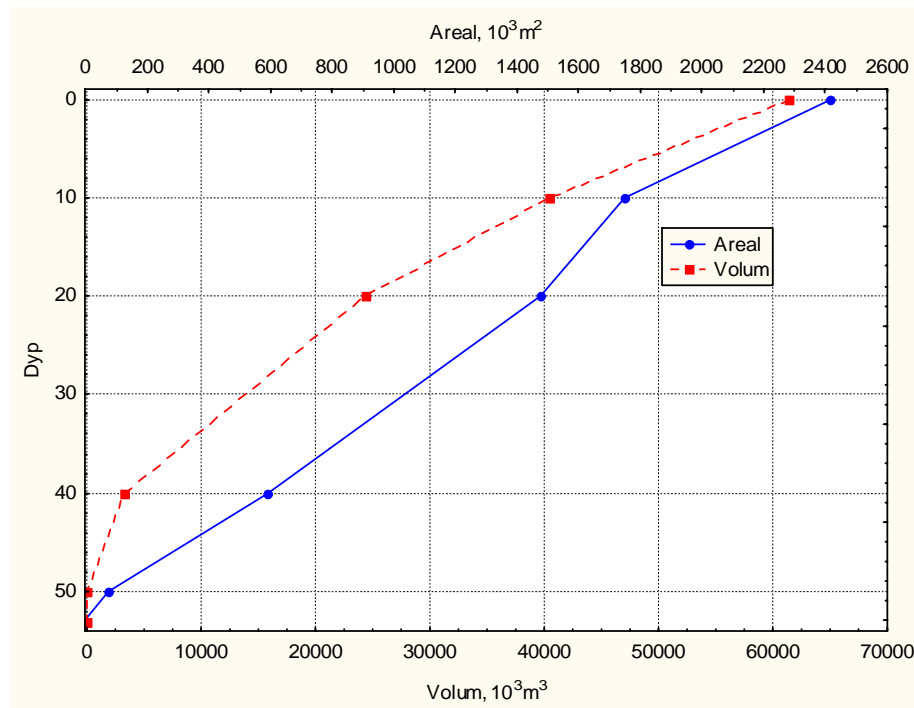
Figur 2. Skisse av langsgående bunnprofil. Utenfor terskelen er antydnet en situasjon da avløpsvannet fra et dyputslipp blir ført tilbake med innstrømmende tidevann. Man vil unngå at slike situasjoner skaper problemer i fjordbassenget innenfor terskelen, ved å plassere utslippet tilstrekkelig langt unna terskelen og ved å innlagre avløpsvannet i 20-30 m dyp.

1.2 Topografien innenfor terskelen

Arealer og volumer for bassenget innenfor fjordterskelen ved Ulltangneset er vist i **Tabell 1** og **Figur 3**. Fjordarealet er ca. $2,4 \text{ km}^2$ og det samlede volumet er ca. $61 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Vannmassen under terskeldypet utgjør ca. 10 % av den totale vannmassen innenfor terskelen. For vurderingene av konsekvensene av oksygenproblem i bassengvannet er det relevant å vurdere størrelsen av vannvolumer og arealer hvor problemer oppstår i forhold til det samlede vannvolum og bunnareal i fjordbassenget.

Tabell 1. Arealer og volumer innenfor Ulltangneset.

Overflateareal	$2,4 \text{ km}^2$
Volum	$61 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Største dyp	53 m
Terskeldyp	37 m
Volum over terskeldyp	$55 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Volum under terskeldyp	ca. $6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$



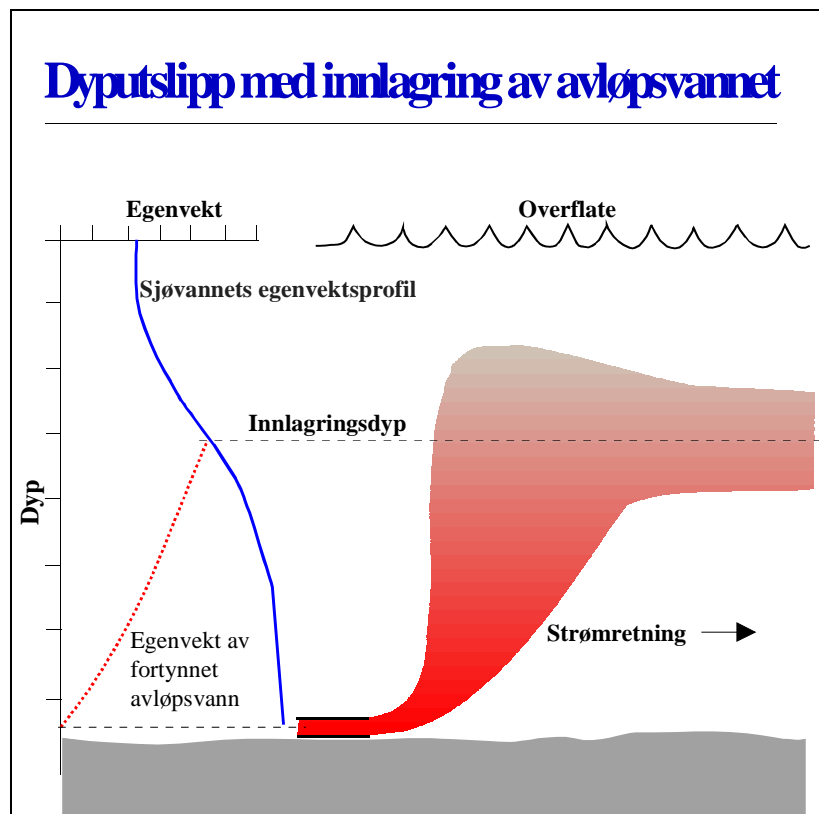
Figur 3. Fjordområdet innenfor Ulltangneset. Beskrivelse av arealer og volumer som funksjon av dypet. Merk at volumet henviser til vannvolumet under det aktuelle dypet.

2. Metodikk og data

Beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet

Kommunalt avløpsvann har i praksis samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Når avløpsvannet slippes ut gjennom en ledning på dypt vann vil det derfor begynne å stige opp mot overflata samtidig som det raskt blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Når sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se **Figur 4**). Blandingsvannmassen har ikke lenger noen "positiv oppdrift", men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

For beregning av innlagringsdyp og fortynning bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, utslippsdyp, diameter for utslippsrøret samt strømhastigheten i resipienten. Vannmengdene er sammenfattet i **Tabell 2**.



Figur 4. Prinsippskisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

Mengde avløpsvann.

Vannmengdene er oppgitt av Førde kommune og er vist i **Tabell 2**. I rapporten fra 2004 (Molvær, 2004) ble det også gjort beregninger for utslipp av 300 l/s. De siste par åra er det gjort store tiltak som reduserer mengden av innlekkingsvatn på avløpsnettet, og derfor er maksimal vannmengde redusert fra 300 l/s til 200 l/s. Ved store vannmengder dominerer innlekkingsvannet og det "egentlige" kommunale avløpsvannet utgjør en liten del av vannmengden. Selv 50 l/s er muligens i overkant av dagens "normalvannmengde", men kan passe med en framtidig vannmengde.

Avløpsledningen har en indre diameter på 400 mm.

Tabell 2. Typiske vannmengder fra renseanlegget, til bruk i beregningene av innlagringsdyp for avløpsvannet.

Vannmengde		
50 l/s	100 l/s	200 l/s

Temperatur og saltholdighet

For beregningene av innlagringsdypet for avløpsvannet trengs et representativt antall vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet (brukes til å beregne egenvekten i de forskjellige dyp i fjorden).

Fra undersøkelsene som DnV gjennomførte i 1999-2000 (DnV, 2001) finnes 12 vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet målt på stasjon V2 innenfor terskelen, men ingen målinger utenfor terskelen der det nye utslippet kan bli plassert. For å framskaffe slike data ble det i august 2005 satt i gang målinger på stasjonene V3 og V2 (**Figur 5**). Målingene på st. V2 hadde til hensikt å avklare om dataene fra 1999-2000 kunne brukes i forbindelse med beregninger av utslipp utenfor terskelen. Senere ble stasjon V4 inkludert fordi det her ble tatt vannprøver for analyse av oksygen. Målingene ble utført med en selvregistrerende sonde av typen SensorData 204 som var stilt til rådighet av NIVA. Sonden registrerte dyp (trykk), saltholdighet, temperatur, dato og klokkeslett med 1 sekunds intervall mens den langsomt ble senket fra overflate og ned til bunnen. Dataene ble lest ut av Førde kommune ved å koble sonden til en PC, og deretter sendt over Internett til NIVA. I tidsrommet 9.8.2004-28.1.2005 ble utført 5 målinger.

I tidsrommet 10.8-17.10.2005 ble det utført 3 målinger av temperatur og saltholdighet.

Målinger av oksygen

Det var sannsynlig at oksygenmålingene i 1999-2000 inneholdt betydelige feil (Molvær, 2004). Det ble derfor besluttet å utføre nye oksygenmålinger på stasjon V2 i 2004. For å kontrollere tilstanden utenfor terskelen ble det gjort målinger også der (stasjon V3). Senere ble stasjon V4 like innenfor terskelen inkludert. Dette ble gjennomført både i 2004 og i 2005. Oksygenprøvene ble tatt med en Ruttner vannhenter og konservert umiddelbart ved tilsetning av 1 ml manganklorid og 1 ml lut. Prøvene ble deretter analysert ved Sognlab i Sogndal (metode ISO 5813). Dataene er gjengitt i Vedlegg B.

Strømmålinger

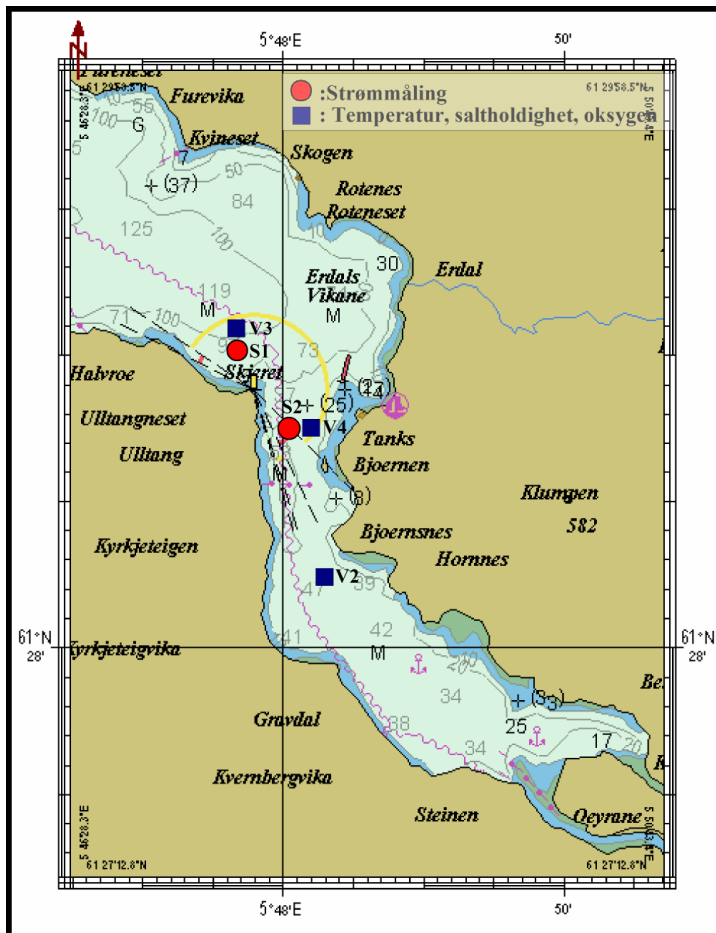
Langtidsregistreringer av strømrøtning og strømhastighet på stasjon S1 utenfor terskelen og stasjon S2 innenfor terskelen ble gjort for å kunne vurdere risikoen for at avløpsvann som slippes ut utenfor terskelen kan bli ført tilbake til bassenget med for eksempel innstrømmende tidevann. Hvis slik tilbakestrømming skjer i stort omfang kan det ha konsekvenser for miljøtilstanden innenfor terskelen.

Hvis avløpsvannet samtidig blir innlagret høyt oppe i vannmassen (for eksempel i 5-10 m dyp) er det i aktuelt å vurdere utslippet i forhold til Forurensningsforskriftens renskrav til utslipp som ligger i (påvirker) elvemunninger.

Målingene ble utført i to omganger og det ble brukt automatiske målere av typen Aanderaa RCM7, Aanderaa RCM9 og Aanderaa RDCP600. RCM7-måleren er en mekanisk måler med rotor og ror og måler strømhastighet og strømreretning i det dypet hvor den plasseres. RCM9-måleren er en akustisk måler uten bevegelige deler og måler strømreretning og hastighet i det dypet den plasseres. I tillegg var begge målerne utstyrt med sensorer som registrerte temperatur, saltholdighet og turbiditet (se **Tabell 3** og **Tabell 4**). Aanderaa RDCP600 er en akustisk måler som registrerer strømreretning og strømhastighet i et forutbestemt antall vannlag i hele vannsøylen mellom måleren og overflata.

Først ble en Aanderaa RCM7 og en Aanderaa RDCP 600 plassert ut i tidsrommet 9.8-11.9.2004, på hhv. stasjon S1 og S2 (se **Figur 5**). Måleren utenfor terskelen ble plassert på 18 m dyp i et område som er aktuelt for et framtidig utslipp, og registrerte hver 10 minutt. RDCP-måleren ble plassert i 40 m dyp innenfor terskelen og dekket i praksis hele vannsøylen ved å måle i vannlag på 1 m tykkelse fra 38 m dyp og opp til 2 m dyp. Målingene ble gjort hvert 20 minutt. I ettertid viste det seg imidlertid at måleren utenfor terskelen hadde sviktet pga. en teknisk feil. Førde kommune besluttet derfor å gjenta målingene sommer-høst 2005.

I tidsrommet 10.8-17.10.2005 ble derfor målingene gjentatt med en Aanderaa RCM9 i 30 m dyp på stasjon S1 utenfor terskelen, og en Aanderaa RDCP 600 i 38 m dyp på stasjon S2 i tidsrommet 11.9-17.10.2005. Innstillingene var som i 2004.



Figur 5. Plassering av stasjoner for strømmåling utenfor terskelen (S1) og innenfor terskelen (S2), og stasjoner for måling av temperatur, saltholdighet og oksygen (V2, V3 og V4). Merk at stasjon V3 ligger litt lenger nord – og på større dyp – enn stasjon S1. Stasjon V2 er den samme som ble brukt i undersøkelsene i 1999-2000.

Tabell 3. Spesifikasjoner for strømmålere av type Aanderaa RCM7 og RCM9 Mk II som ble brukt utenfor fjordterskelen (stasjon S1).

	RCM7	RCM9
Parameter	Nøyaktighet	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C	0,05 °C
Konduktivitet	0,05mS/cm	0,05mS/cm
Retning	$\pm 5^0$	$\pm 5^0$
Hastighet	± 1 % av avlest verdi	± 1 % av avlest verdi
Turbiditet	2 % av full skala	2 % av full skala

Tabell 4. Spesifikasjoner for strømmåler av type Aanderaa RDCP 600 som ble brukt innenfor fjordterskelen (stasjon S2).

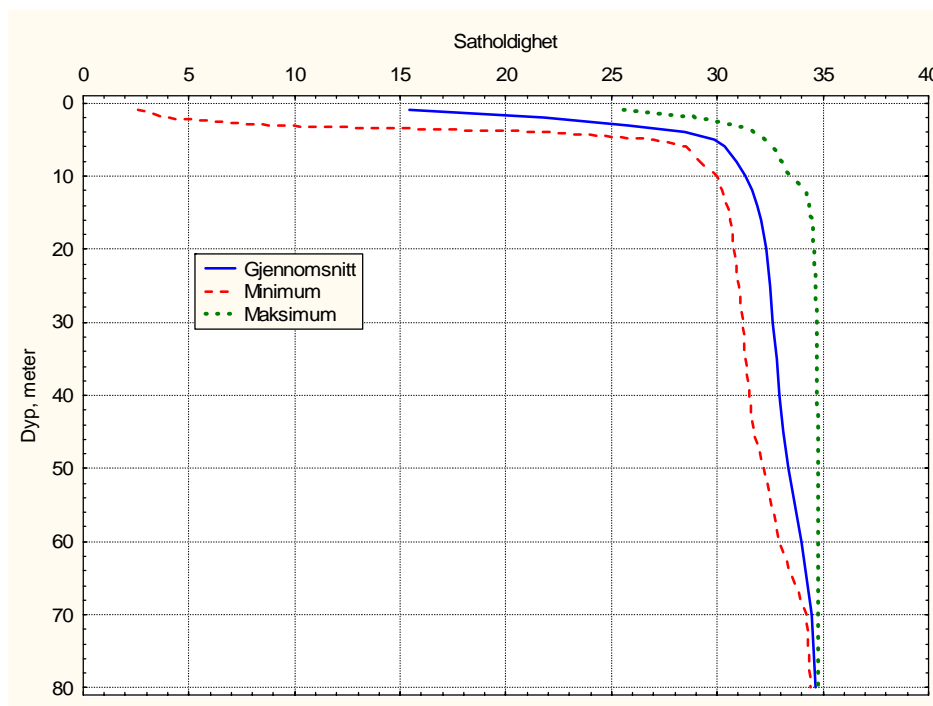
Parameter	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C
Retning	$\pm 4^0$
Hastighet	0,5 cm/s

3. Resultater

3.1 Vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet

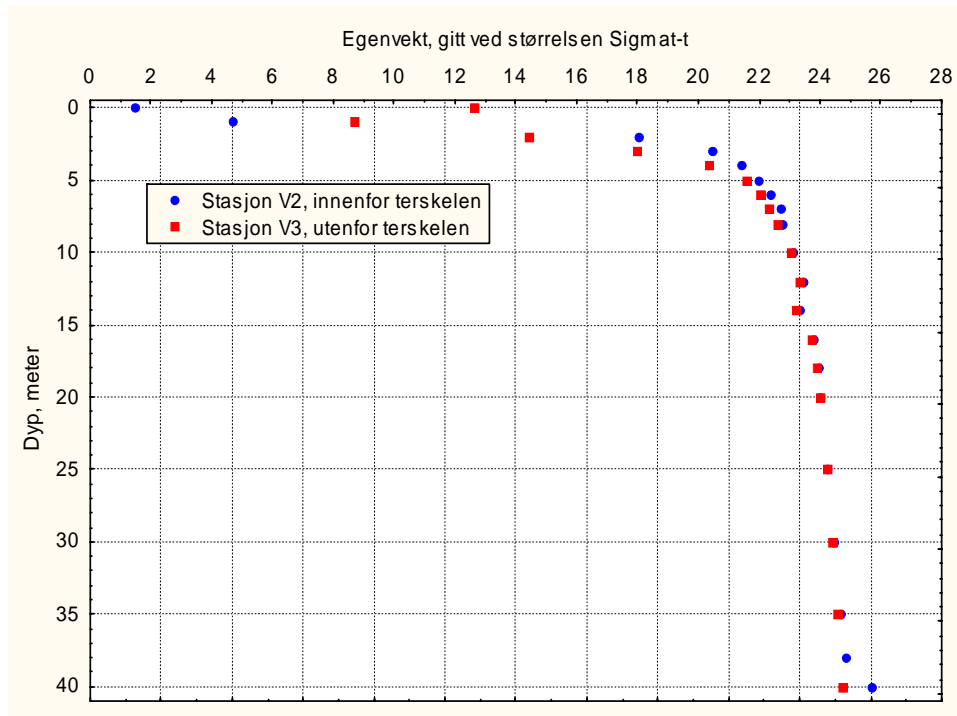
Hensikten med målingene av temperatur og saltholdighet var å gi et datagrunnlag for beregningene av innlagringsdyp for avløpsvannet. I den sammenhengen er vertikalprofilen for saltholdighet viktigst og resultatene fra stasjon V3 utenfor terskelen er sammenfattet i **Figur 6** (alle data finnes i Vedlegg B). Ferskvannstilførselen fra Jølstra fører til at det dannes et brakkvannslag med typisk tykkelse 1-2 m. Under brakkvannslaget ligger et overgangslag (sprangsjikt) der saltholdigheten øker raskt med dypet. Fra 5-10 m dyp er det vanligvis sjøvann med saltholdighet over 30. For en mer detaljert beskrivelse av variasjoner i saltholdighet og temperatur henvises til DnV (2001).

Som nevnt tidligere er en slik vertikal sjiktning forutsetning for at avløpsvann skal kunne innlagres.



Figur 6. Sammenfatning av målinger (n=8) av saltholdighet mellom 1 m dyp og 80 m dyp på stasjon V3 utenfor terskelen. "Maksimum" er kurven basert på høyest målte verdi i hvert dyp og "Minimum" er kurven trukket gjennom lavest målte verdi i hvert dyp.

Som nevnt foran var det ønskelig å undersøke om målingene av temperatur og saltholdighet som ble gjort på stasjon V2 innenfor terskelen i 1999-2000 kan brukes til beregninger for et utslipp utenfor terskelen. I denne sammenhengen er det den vertikale tetthetsprofilen som er viktigst og i **Figur 7** er middelverdiene for samme dyp på stasjonene V2 og V3 plottet mot hverandre. Avviket er ubetydelig. I alt er det dermed tilgjengelig $12+5+3=20$ målinger av temperatur og saltholdighet til beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet. Dette kan ansees som en god beskrivelse av temperatur og saltholdighet innenfor og utenfor fjordterskelen. Tidspunktene er gjengitt i Vedlegg A og dataene er gjengitt i Vedlegg B.



Figur 7. Gjennomsnittsprofil for vannets egenvekt gitt ved størrelsen $\sigma\text{-t}^1$, på stasjonene V2 og V3. Profilene er praktisk talt like ned til terskeldypet på 37-38 m.

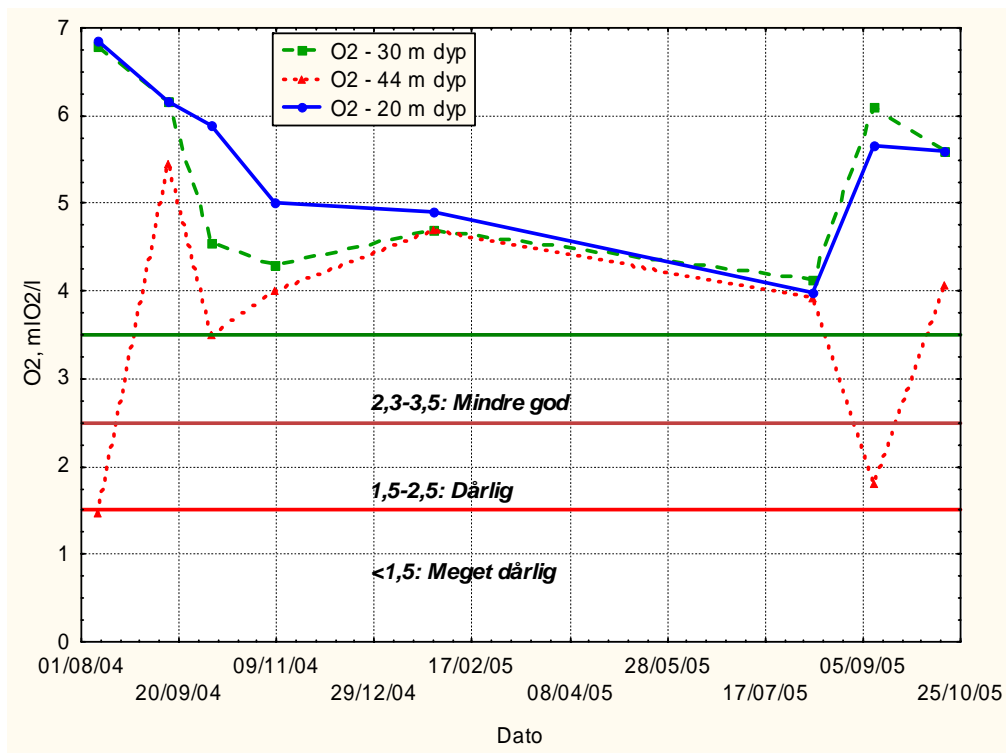
¹ $\sigma\text{-t} = (\text{egenvekten} - 1000) \text{ kg/m}^3 * 1000$. Eksempel: egenvekt $1025,2 \text{ kg/m}^3$ tilsvarer $\sigma\text{-t} = 25,2$

3.2 Målinger av oksygen

Tilstrekkelig høy konsentrasjon av oksygen er en forutsetning for alt høyerestående marint liv. Undersøkelsen i 1999-2000 viste høye oksygenkonsentrasjoner, men metodikken var tvilsom (DnV 2001, Molvær 2004). Det ble derfor besluttet å gjøre nye målinger høsten 2004 og høsten 2005.

Resultatene fra stasjon V2 er vist i **Figur 8**. Med unntak for målingene i 44 m dyp kan oksygenforholdene klassifiseres som *Gode* (3,5-4,5 mlO₂/l) eller *Meget Gode* (>4,5 mlO₂/l) i forhold til de norske miljøklassifiseringssystemet (Molvær et al., 1997).

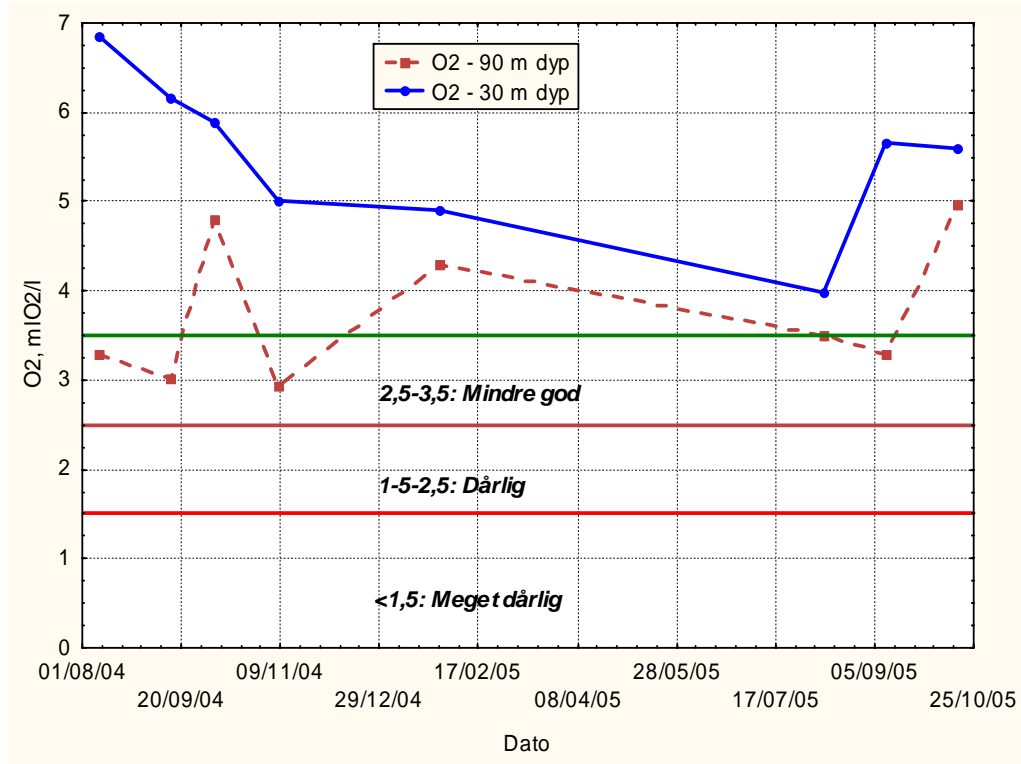
Målinger i 38 m dyp (se Vedlegg B) viste samme bildet som i 30 m dyp, og man kan konkludere at *Dårlige* eller *Meget Dårlige* oksygenforhold periodevis opptrer under ca. 40 m dyp. Dette omfatter 5-6 % av vannvolumet eller bunnarealet innenfor terskelen og har neppe noen betydning for de biologiske forholdene i fjorden.



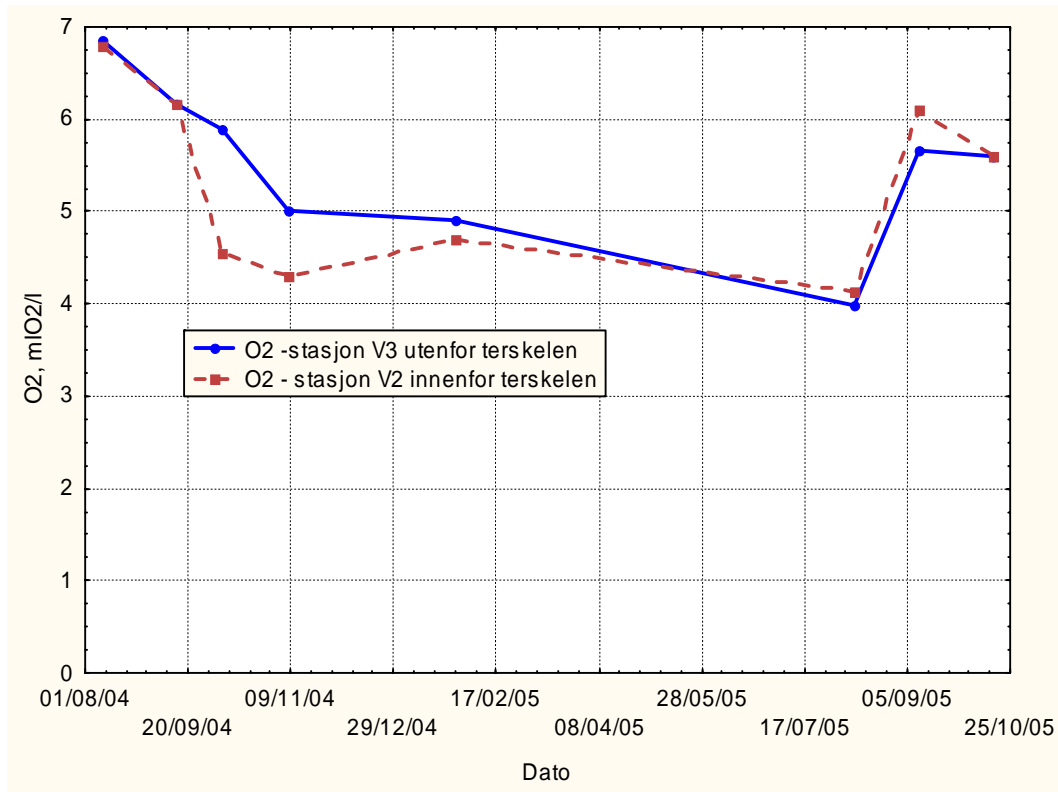
Figur 8. Oksygenkonsentrasjon i 20, 30 og 44 m dyp på stasjon V2 innenfor terskelen. De norske vannkvalitetskriteriene for klassene "Meget dårlig", "Dårlig" og "Mindre god" er vist med horisontale linjer. NB! Det skal ikke legges vekt på linjene mellom målinger i januar og august 2005.

Det ble også gjort målinger av oksygen på stasjon V3 utenfor terskelen. Tatt i betraktning størrelsen på Førdefjorden og de store vannmassene utenfor terskelen, var det ikke forventet å finne så lave oksygenkonsentrasjoner som omkring 3 mlO₂/l (**Figur 7**). Det er liten grunn til å tro at utslippet til den innerste delen av Førdefjorden medfører et så stort oksygenforbruk at dette er forklaringen. Sannsynligvis opptrer de relativt lave konsentrasjonene som resultat av en samlet belastning med organisk stoff på Førdefjorden. Vannutskiftningen mellom vannmassene utenfor terskelen og innenfor er god (gjelder fra overflata og ned til terskeldypet). Dermed er det sannsynlig at lave oksygenkonsentrasjoner i vannmassene utenfor fjordterskelen også bidrar til lave konsentrasjoner i tilsvarende dyp innenfor terskelen (**Figur 10**).

Man bør derfor vurdere å undersøke oksygenforholdene i selve hovedfjorden for å avklare om det periodevis opptrer mer alvorlige oksygenproblem enn det som vi her har sett, og hva som eventuelt er årsaken.



Figur 9. Oksygenkonsentrasjon i 30 og 90 m dyp på stasjon V3 utenfor terskelen. De norske vannkvalitetskriteriene for klassene ”Meget dårlig”, ”Dårlig” og ”Mindre god” er vist med horisontale linjer. Laveste konsentrasjon var ca. 3 mlO₂/l. NB! Det skal ikke legges vekt på de rette linjene mellom målinger i januar og august-september 2005.



Figur 10. Oksygenkonsentrasjon i 30 m dyp på stasjonene V2 (innenfor) og V3 (utenfor) terskelen. Vi ser at konsentrasjonen på stasjon V2 i stor grad varierer med konsentrasjonen på stasjon V3. NB! Det skal ikke legges vekt på de rette linjene mellom målinger i januar og august-september 2005.

3.3 Beregning av innlagringsdyp for avløpsvannet

Ved beregningene tas sikte på at

1. avløpsvannet skal ikke stige så høyt at det innblandes i brakkvannslaget
2. avløpsvannet skal ikke stige så høyt at det fanges opp av den inngående sjøvannsstrømmen under brakkvannslaget: antatt under 10-15 m dyp
3. avløpsvannet skal innlagres så dypt at nærings saltene i liten grad kan utnyttes av planktonalger: antatt under ca. 20 m dyp

For beregningene er lagt til grunn 3 vannmengder (**Tabell 2**), 20 vertikalprofiler og utslippsdyp 35 m og 40 m, dvs. 120 kombinasjoner.

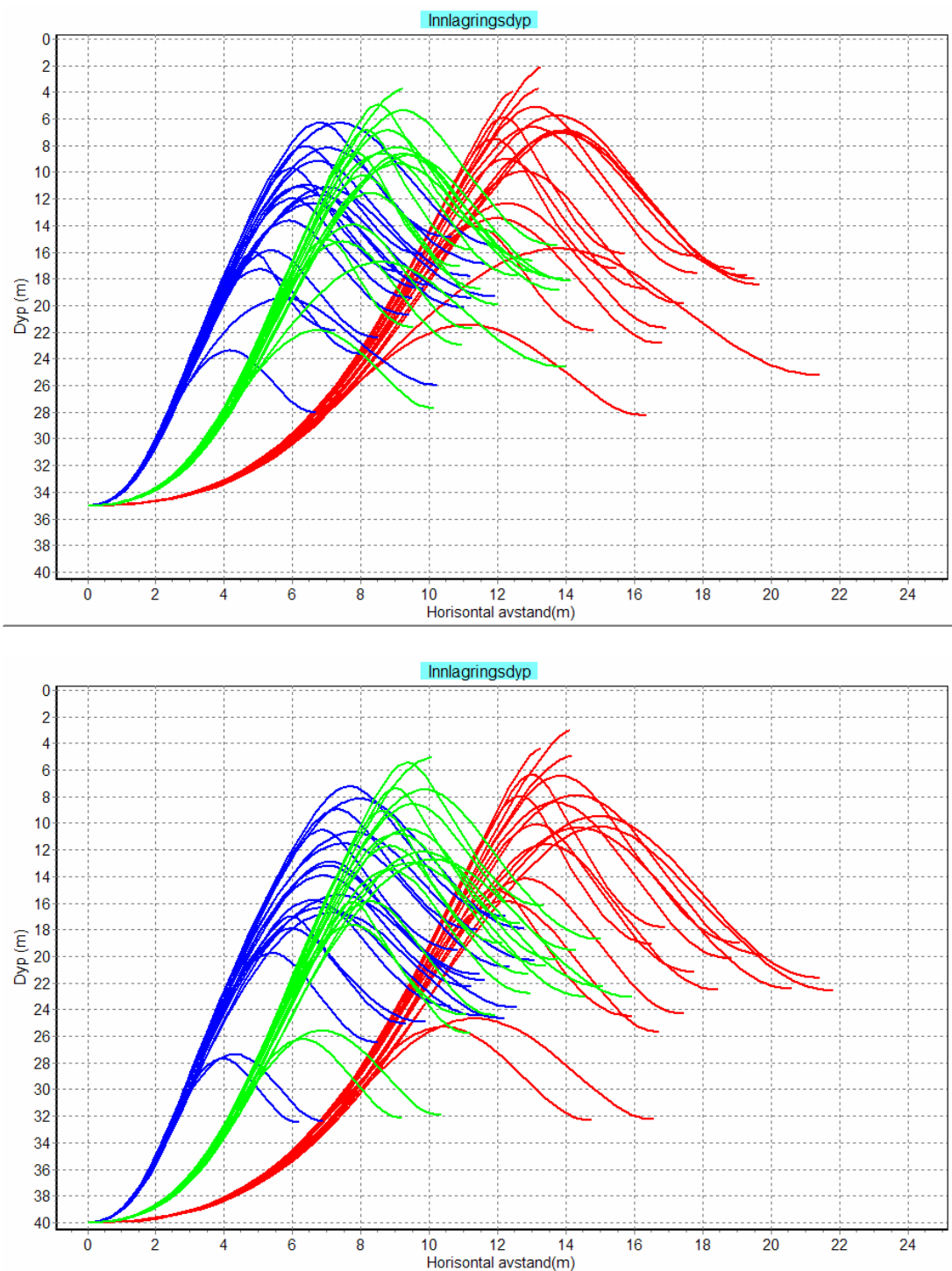
Det er først gjort beregninger med utslipp i hhv. 35 m dyp og 40 m dyp gjennom avløpsledning med indre diameter 400 mm og uten diffusor, for kombinasjoner av alle vertikalprofiler og alle vannmengder (**Figur 11**). Ved kombinasjoner av store vannmengder (0,1-0,2 m³/s) og svak vertikal sjiktning kan avløpsvann (sterkt fortynnet) bli innblandet i brakkvannslaget. Dette bryter med pkt. 1 ovenfor.

I virkeligheten vil imidlertid utslipp av store vannmengder falle sammen med stor ferskvannstilførsel til fjorden pga. nedbør eller snøsmelting. I slike situasjoner vil det være en sterkere sjiktning og man vil forvente dypere innlagring enn det som de første beregningene viser. For de 8 datoene i 2004 og 2005 har Førde kommune framskaffet tallmateriale som gir grunnlag for å beregne vannmengden i utslippet disse dagene (ca. 20-90 l/s), og det beregnede innlagringsdypet er vist i **Figur 12**. For alle datoene blir avløpsvannet innlagret dypere enn 15 m, selv med den største vannmengden. For de 12 datoene i 1999-2000 finnes det ikke opplysninger om vannmengden fra rensesanlegget.

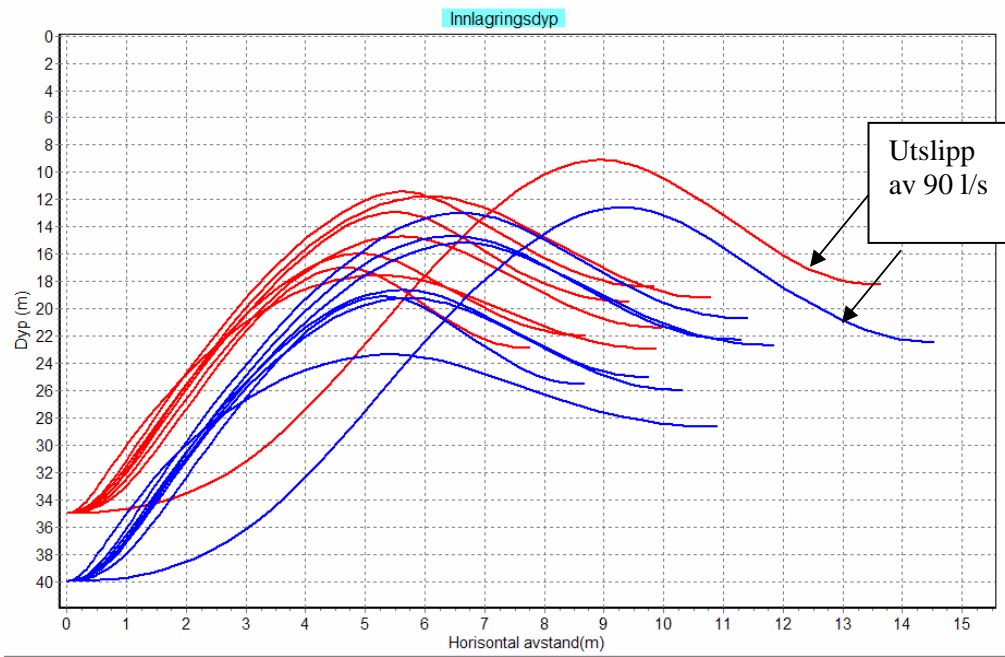
Figur 13 viser resultater for utslipp av samme vannmengder og vertikalprofiler som vist i **Figur 11**, men denne gang gjennom en diffusor som består av 10 hull med diameter 8 cm og med innbyrdes avstand 2,5 m. Utslippsdypet er 35 m. Beregningen gir tilfredsstillende innlagring ved alle kombinasjoner av vannmengder og vertikalprofiler.

Beregningene ovenfor viser dermed at:

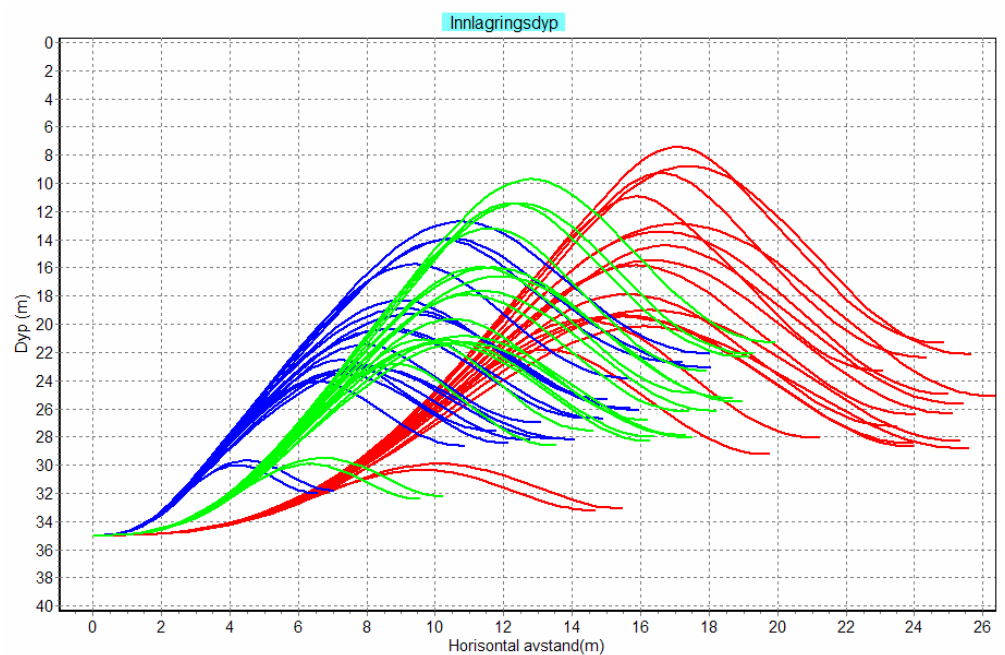
- utslipp i 35-40 m dyp – uten diffusor - gir sannsynligvis innlagring av avløpsvannet i 15-25 m dyp, men en kan ikke se bort fra at kan inntreffe kombinasjoner av svak sjiktning og stor vannmengde da avløpsvannet innblandes i brakkvannslaget (overflatelaget). I tilfelle det skjer er avløpsvannet fortynnet 50-100x og vil neppe kunne sees unntatt i helt stille vær. Vi minner om at det egentlige kommunale avløpsvannet i slike situasjoner bare utgjør en liten del av vannmengden som slippes ut.
- utslipp i 35 m dyp – med diffusor - gir innlagring av avløpsvannet i 20-30 m dyp. Dette innfrir de tre kravene som ble nevnt ovenfor.



Figur 11. Simulering av innlagring ved utslipp utenfor terskelen. Vannmengden er hhv. 50 l/s (blå), 100 l/s (grønn) og 200 l/s (rød) med utslipp i 35 m dyp (øverste figur) og i 40 m dyp (nederste figur). Utslipp gjennom en ledning med diameter 400 mm. For vannmengdene 100-200 l/s stiger avløpsvannet i noen situasjoner så høyt at det innblandes i brakkvannslaget. Oftest synker det tilbake og innlagres i 15-25 m dyp.



Figur 12. Simulering av innlagring ved utslipp i 35 m (rød) og 40 m dyp (blå) utenfor terskelen. Innlagringen er beregnet ved bruk av vertikale profilene som ble målt i 2004-2005 og tilhørende vannmengder fra renseanlegget. Dette er en realistisk situasjon og avløpsvannet innlagres ved alle tidspunkt. Ved utslipp av 90 l/s hindrer sterk sjiktning at avløpsvannet innblandes i brakkevannslaget.



Figur 13. Simulering av innlagring ved utslipp gjennom en diffusor i 35 m dyp utenfor terskelen. Vannmengden er hhv. 50 l/s (blå), 100 l/s (grønn) og 200 l/s (rød). Diffusoren har 10 hull med diameter 8 cm. For alle situasjoner innlagres avløpsvannet.

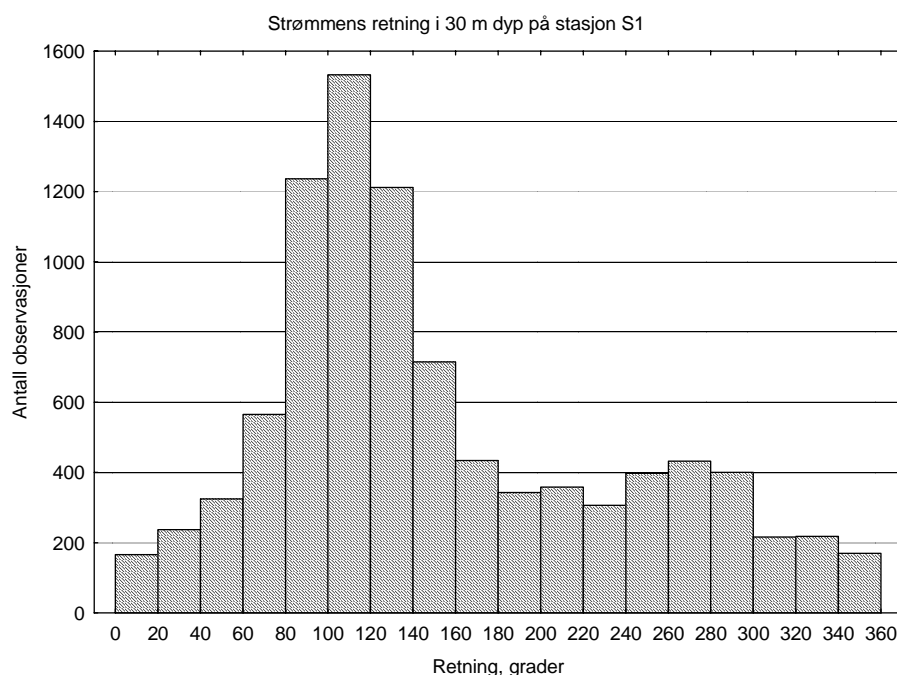
3.4 Strømmålinger utenfor og innenfor terskelen høsten 2005

Utenfor terskelen i 30 m dyp, stasjon S1

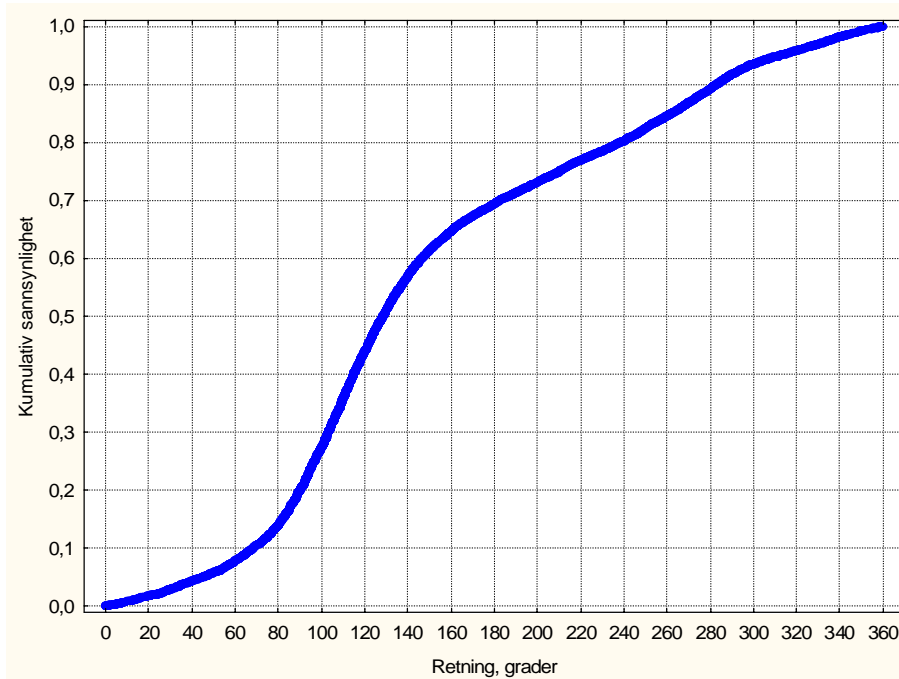
Strømmåleren var plassert i 30 m dyp og registrerte strømretning og strømhastighet hver 10 minutt. For strømretningen er resultatene oppsummert i **Figur 14** - **Figur 15**. Resultatene viser at ved ca. 35 % av tidspunktene beveget vannet seg i retning mot terskelen.

Den dominerende strømretningen var ca. 115 grader og **Figur 16** viser strømkomponenten langs aksene 115-295 grader. Strøm rettet 115 grader er gitt positivt fortegn. Variasjonene er store og en analyse av hvilke perioder som opptrer i tidsserien (spektralanalyse) bekrefter at i 30 m dyp er strømforholdene preget av det halvdaglige tidevannet (**Figur 17**).

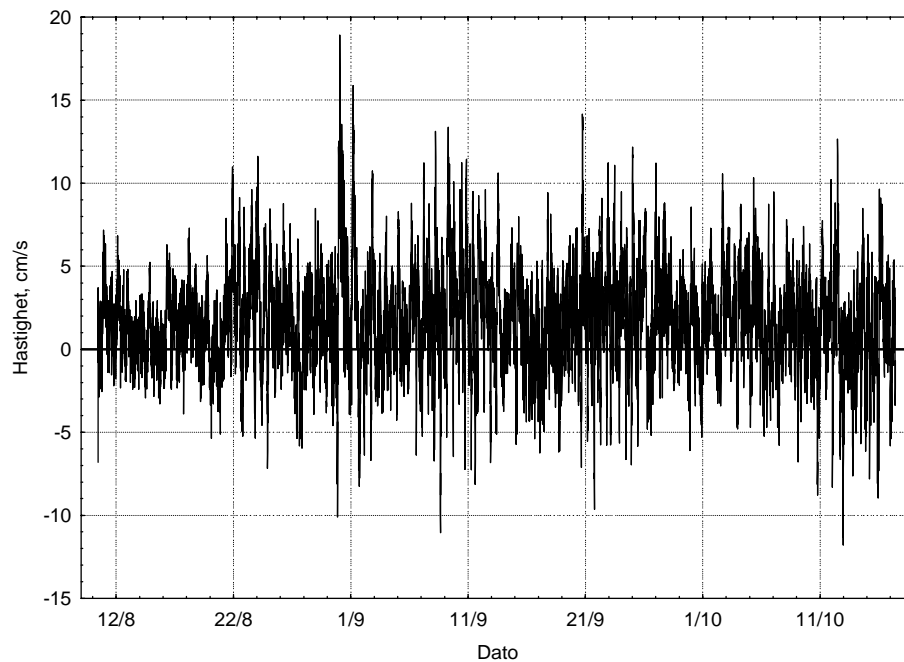
Figur 18 viser en kumulativ fordeling av hastighetskomponenten langs aksene 115-295 grader og en ser at medianen er ca. 3 cm/s og at ca. 90 % av registreringene viste hastighet mindre enn 6 cm/s. Vi minner om at beregningene av innlagingsdyp for avløpsvannet ble gjennomført med en strømhastighet på 3 cm/s.



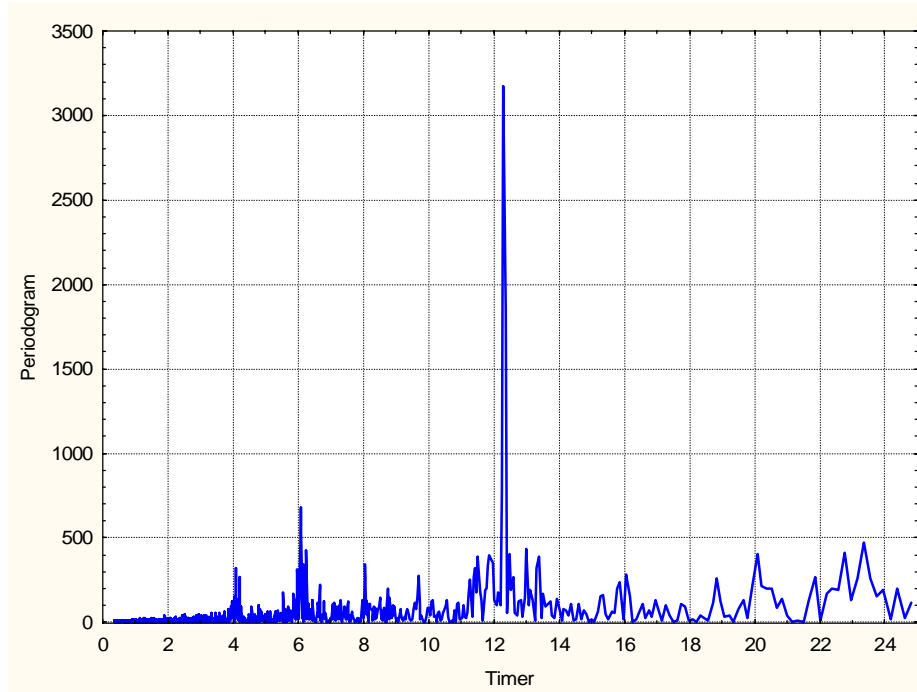
Figur 14. Observasjoner av strømretningen i 30 m dyp utenfor terskelen (stasjon S1). Dataene er fordelt på 20 graders sektorer. En betydelig andel av retningene ligger i retningen 100-150 grader, dvs. østover mot terskelen.



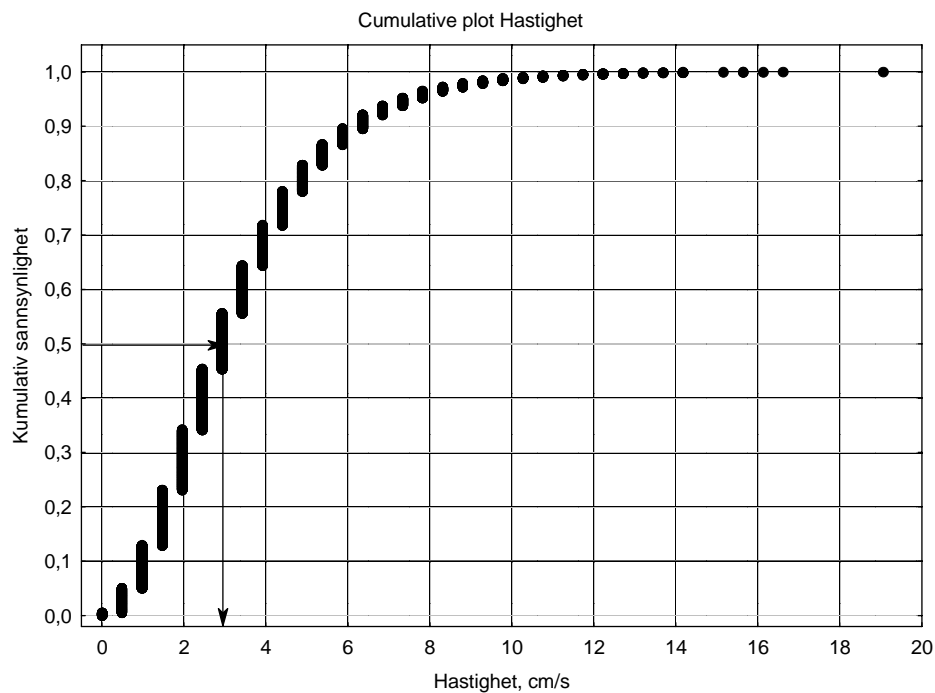
Figur 15. Kumulativ fordeling av strømretningen i 30 m dyp utenfor terskelen (stasjon S1). Om lag 35 % av observasjonene ligger i sektoren 100-150 grader, dvs. i sørøstlig retning mot fjordterskelen.



Figur 16. Strømshastigheten i 30 m dyp utenfor terskelen (stasjon S1), dekomponert i retning 115 (+) -295 (-) grader.



Figur 17. Strømhastigheten i 30 m dyp utenfor terskelen (stasjon S1). Resultat av en spektralanalyse som viser at det halvdaglige tidevannet (periode ca. 12,4 timer) dominerte strømhastighet og strømretning.



Figur 18. Kumulativ fordeling av strømhastigheten langs aksen 115-295 grader, i 30 m dyp utenfor terskelen (stasjon S1). Medianen er ca. 3 cm/s og 90 % av registreringene viser hastighet under 6 cm/s.

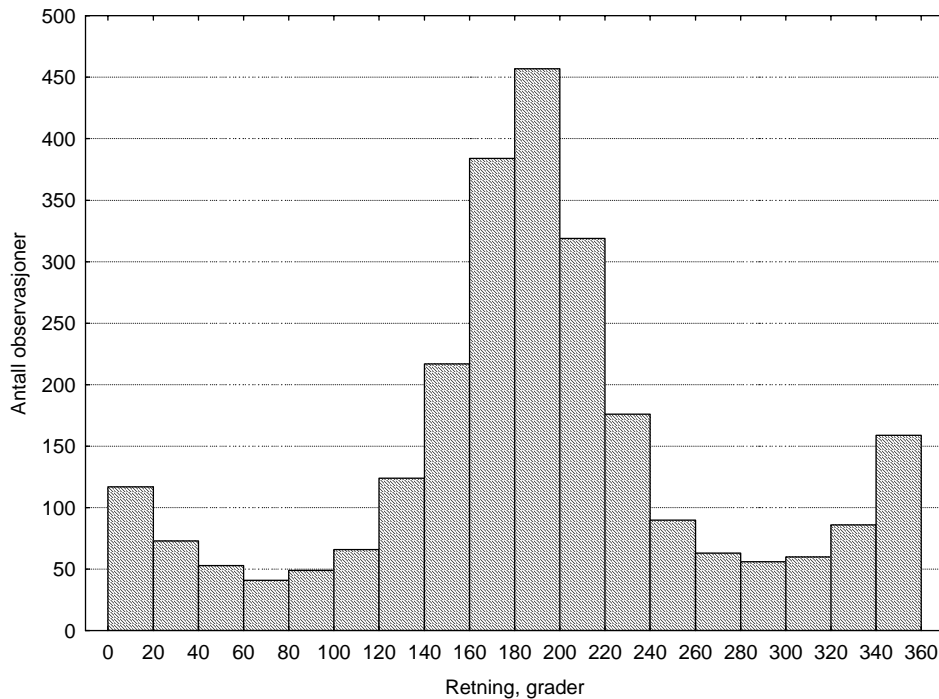
Innenfor terskelen, stasjon S2

Den akustiske måleren innenfor terskelen registrerte strømmens retning og hastighet i vannlag på 2 m tykkelse fra bunnen og til overflata, hvert 20 minutt. Fra beregningene av innlagingsdypet ser vi at avløpsvannet oftest vil kunne innlagres i 25-30 m dyp. Derfor velger vi å se på strømforholdene i 28-30 m dyp innenfor terskelen.

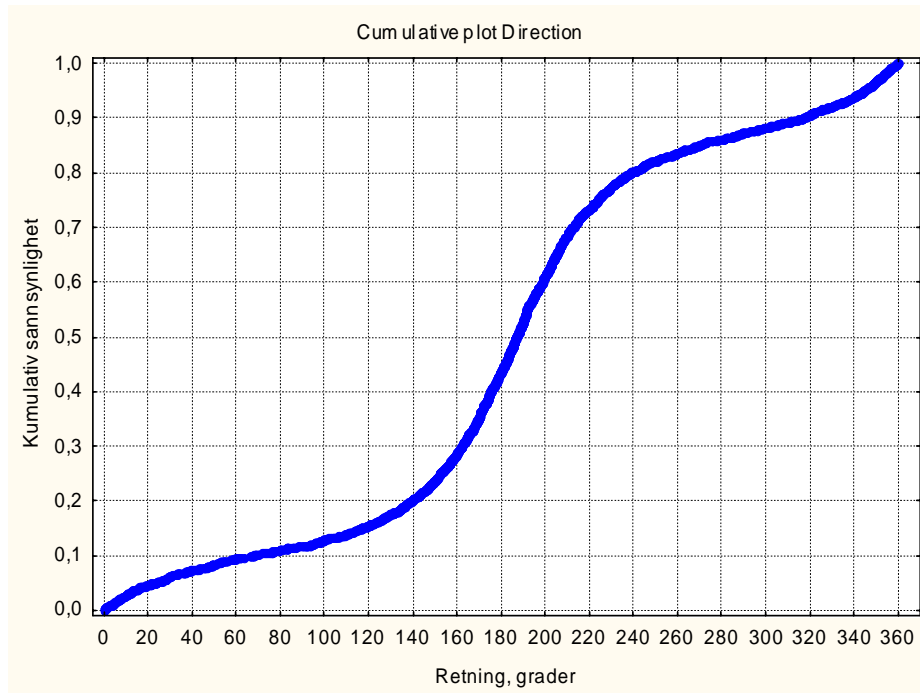
For strømrretningen i dette dypet er resultatene oppsummert i **Figur 19** og **Figur 20**. Resultatene tyder på at for omkring 60 % av observasjonene beveget vannet seg innover fjorden.

Den dominerende strømrretningen var ca. 190 grader og **Figur 21** viser strømkomponenten langs aksene 10-190 grader. Strøm rettet 190 grader er gitt positivt fortegn. Variasjonene er store og en analyse av hvilke perioder som opptrer i tidsserien (spektralanalyse) bekrefter at også i 30 m dyp innenfor terskelen er strømforholdene preget av det halvdaglige tidevannet.

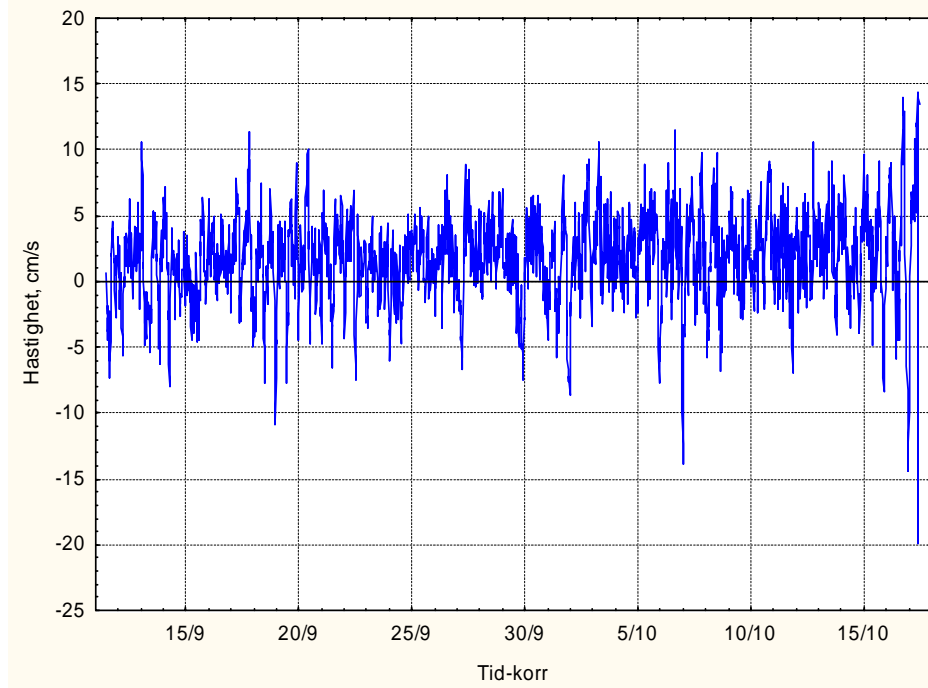
Figur 18 viser en kumulativ fordeling av hastighetskomponenten langs aksene 115-295 grader og en ser at medianen er ca. 3 cm/s og at ca. 90 % av registreringene viste hastighet mindre enn 6 cm/s.



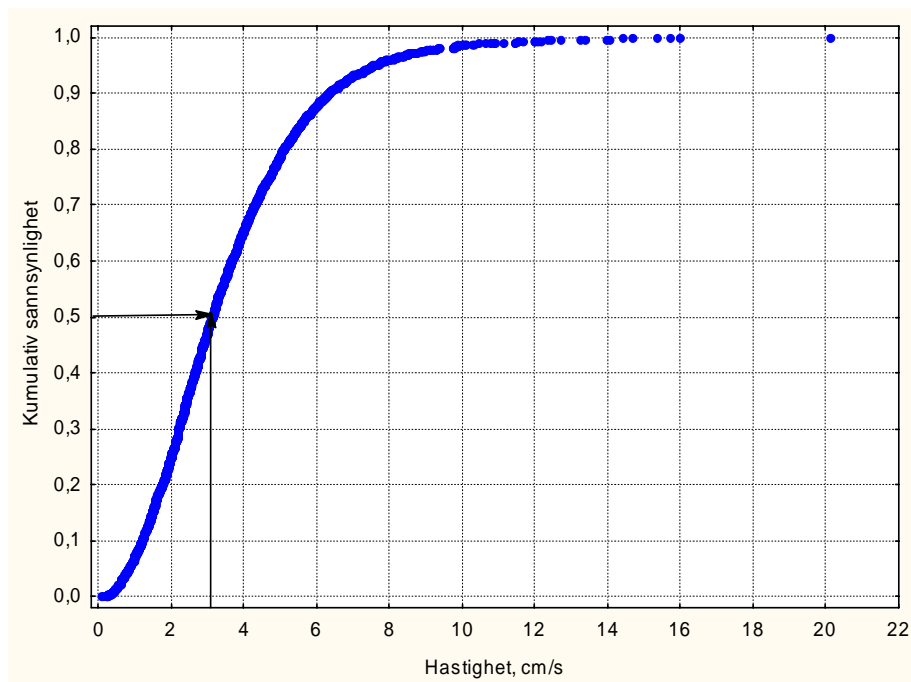
Figur 19. Observasjoner av strømrretningen i 28-30 m dyp innenfor terskelen (stasjon S1). Dataene er fordelt på 20 graders sektorer. En betydelig andel av retningene ligger i retningen 140-240 grader, dvs. innover i fjorden.



Figur 20. S2 Kumulativ fordeling av strømretning i 28-30 m dyp innenfor terskelen (stasjon S1). Om lag 60 % av observasjonene ligger i sektoren 140-240 grader, dvs. rettet innover i fjorden.



Figur 21. Strømhastigheten i 28-30 m dyp innenfor terskelen (stasjon S1), dekomponert i retning 190 (+) - 10 (-) grader.



Figur 22. Kumulativ fordeling av strømshastigheten i 28-30 m dyp innenfor terskelen (stasjon S1), langs akse 10-190 grader. Medianen er ca. 3 cm/s og 90 % av registreringene viser hastighet under 6 cm/s.

4. Vurdering av risikoen ved transport av avløpsvann til fjordbassenget

Vi tar utgangspunkt i et tenkt utslipp ved stasjon S1, dvs. i en avstand på 700-800 m fra terskelen ved innløpet til fjordbassenget utenfor Førde. Beregninger viser at avløpsvannet kan innlagres i 20-30 m dyp.

Målinger av strømhastighet og strømretning i innlagingsdypet utenfor og innenfor terskelen viser at:

- Strømretning og strømhastighet varierer i hovedsak med tidevannet, dvs. med periode på ca. 12,4 timer.
- Målingene utenfor terskelen viste at i ca. 35 % av tiden var strømretningen slik at avløpsvann kan bli ført mot terskelen. Medianen (middeltallet) for strømhastigheten var litt under 3 cm/s. Strømhastigheten med retning mot terskelen var gjennomgående litt større (3,2 cm/s) enn med retning motsatt vei, og vi bruker 3,5 cm/s som middelhastigheten for innstrømmende tidevann.
- I gjennomsnitt kan dermed avløpsvann som innlagres i 20-30 m dyp forflytte seg 700-800 m i løpet av 6 timer med innstrømmende tidevann, dvs. fram til fjordterskelen.

Samlet sett viser resultatene at når strømretningen er mot fjordterskelen (ca. 35 % av tiden) kan strømhastigheten for omkring halvparten av disse tilfellene være tilstrekkelig stor til at avløpsvannet blir ført fram til terskelen. Dette tyder dermed på at for omkring 17-20 % av tiden kan kombinasjonen av strømretning og tilstrekkelig høy strømhastighet være slik at avløpsvann blir ført tilbake over fjordterskelen, som antydnet i **Figur 23**. I langt færre tilfelle (kanskje 5-10 %) vil strømhastigheten være så høy at avløpsvannet blir ført innover i selve hovedbassenget.

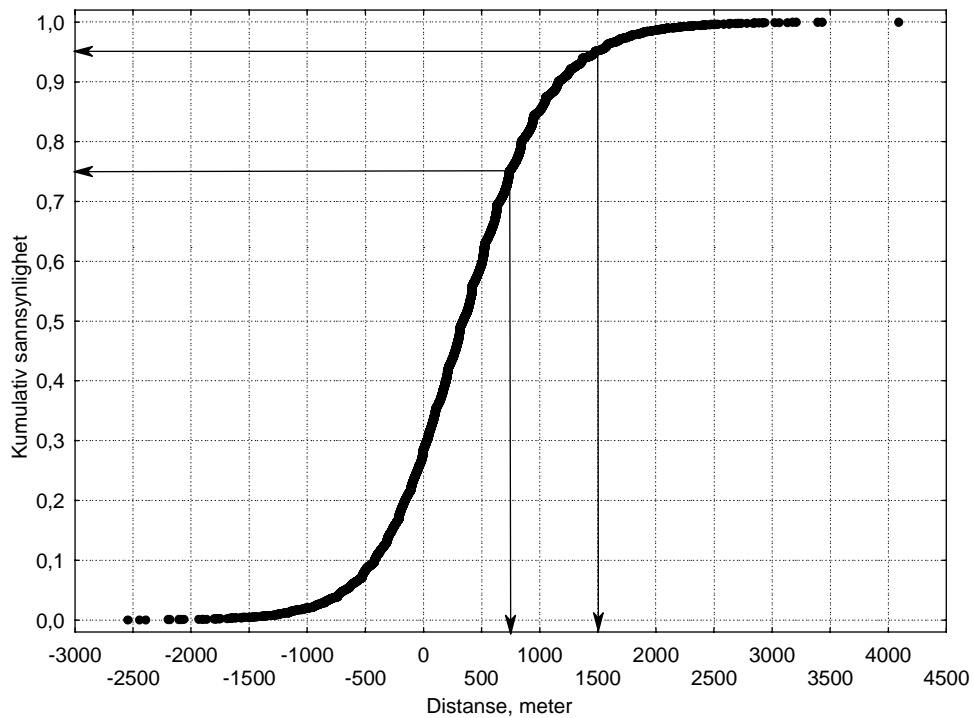
Sett under ett tyder dette på at man ved å plassere utslippet utenfor fjordterskelen i det valgte området

- fjerner 80-90 % av avløpsvannet fra fjordbassenget
- fjerner det helt fra de øverste 15-20 m av vannsøylen.

Under dagens forhold bidrar kommunalt avløpsvann med i størrelsesorden 50-60 % av fosfor og 15-20 % av nitrogenet som tilføres fjorden fra land (Molvær, 2004). Med utslipp utenfor Øyrane blir avløpsvannet oftest innlagret dypere enn 10 m, men blandes iblant inn i overflatelaget. Dette er en uheldig situasjon som totalt blir endret ved dyputslipp utenfor terskelen.

Forutsettes at de organiske partiklene er fjernet fra avløpsvannet, for eksempel ved bruk av finsil, og at "skyen med fortynnet avløpsvann" i alt vesentlig befinner seg i 20-30 m dyp, vil konsekvensene for fjordbassenget være små ved periodevis tilbakeføring. Næringssaltene vil i liten grad kunne utnyttes til algevekst og oksygenforbruket i vannmassene og (særlig) sedimentasjonen av organisk stoff på bunnen av fjordbassenget blir langt mindre enn i dag. Dette vil avlaste en bunnfauna som nå er sterkt påvirket. Munningen av Jølstra og fjordens overflatelag blir ikke berørt. I forhold til dagens situasjon er dette vesentlige forbedringer.

En kan redusere tilbakeføringen over terskelen ved å øke avstanden mellom utslippspunktet og terskelen. Hvis det er teknisk mulig bør man derfor overveie å plassere utslippspunktet 1000-1500 m fra terskelen.



Figur 23. Illustrasjon av hvor stor del av tiden (ca. 25 %) som en kombinasjon av strømretning mot terskelen og hastighet over 3-4 cm/s vil medføre at avløpsvann bringes inn over terskelen (distanse 700-800 m fra plassering av strømmåleren). Avstanden inn til hoveddelen er fjordbassenget er ca. 1500 m, og dataene tyder på at avløpsvannet kan nå dit i 5-10 % av tilfellene.

5. Samlet vurdering og anbefalinger

5.1 Utslipp utenfor terskelen

Det som er beskrevet foran i rapporten kan sammenfattes slik:

Utslippsdyp og utslippsarrangement:

For å sikre tilstrekkelig dyp innlagring av avløpsvannet bør det slippes ut gjennom en diffusor. Beregninger for utslipp gjennom en diffusor i 35 m dyp viser at man kan oppnå at avløpsvannet innlagres i 20-30 m dyp. Dette er gunstig både for å unngå at næringssaltene utnyttes til algevekst, i forhold til "elvemunningsproblematikk" og i forhold til vannkvaliteten i fjordens overflatelag

Den eksakte utformingen av diffusoren kan beregnes senere.

Oksygenforhold i fjordbassenget og utenfor:

Målinger av oksygenforholdene i fjordbassenget viste *Gode – Meget Gode* forhold ned til ca. 40 m dyp, dvs. til like under terskeldypet. I den aller dypeste delen - ca. 40-53 m dyp – opptrer perioder med *Dårlige – Meget Dårlige* oksygenforhold. Dette omfatter imidlertid bare 5-6 % av vannvolumet eller bunnareal innenfor terskelen, og har neppe større betydning for de biologiske forholdene i fjorden.

Målinger av oksygenkonsentrasjon ned til 90 m dyp utenfor terskelen viste uventet lave verdier (periodevis vannkvalitetsklasse III: Mindre God). Det er lite sannsynlig at dette skyldes dagens utslipp fra Førde, men heller generelt mindre gode forhold i det store bassenget utenfor terskelen. Lave oksygenkonsentrasjoner i vannmassene utenfor terskelen vil også medføre lave konsentrasjoner i fjordbassenget innenfor. Vi anbefaler at oksygenforholdene i hovedfjorden utenfor terskelen undersøkes nærmere.

Risikoen for at avløpsvann føres tilbake til fjordbassenget fra et utslipp utenfor terskelen:

Under dagens forhold bidrar kommunalt avløpsvann med i størrelsesorden 50-60 % av fosfor og 15-20 % av nitrogenet som tilføres fjorden fra land. Utslipp 700-800 m utenfor terskelen vil i stor grad redusere tilførselen av fosfor og nitrogen til fjordbassenget, selv om en mindre del av avløpsvannet kan bli ført tilbake over terskelen med innstrømmende tidevann. Beregningene tyder på at dette kan skje i om lag 20-25 % av tiden. I langt færre tilfeller (5-10 %) er strømhastigheten så høy at avløpsvannet blir ført tilbake til selve hovedbassenget. Hvis det er teknisk mulig kan man likevel overveie å redusere tilbakeføringen ved å øke avstanden mellom utslippspunktet og fjordterskelen.

Med dagens utslipp innlagres avløpsvannet oftest dypere enn 10 m, men blandes iblant inn i overflatelaget. Dette er en uheldig situasjon som opphører ved dyputslipp utenfor terskelen.

Forutsettes at de organiske partiklene er fjernet fra avløpsvannet og at "skyen med fortynnet avløpsvann" i alt vesentlig befinner seg i 20-30 m dyp, vil konsekvensene for fjordbassenget være små ved periodevis tilbakeføring. Næringssaltene vil i liten grad kunne utnyttes til algevekst og oksygenforbruket i vannmassene og (særlig) sedimentasjonen av organisk stoff på bunnen av fjordbassenget blir mindre enn i dag. Dette vil avlaste en bunnfauna som nå er sterkt påvirket. Munningen av Jølstra og fjordens overflatelag blir ikke berørt. I forhold til dagens situasjon er dette en vesentlig forbedring.

5.2 Sammenligning av utslipp utenfor bassenget og utslipp til fjordbassenget

Dagens utslipp til fjordbassenget utenfor Øyrane fungerer dårlig. For å unngå

- påvirkning av overflatelaget i fjorden
- påvirkning av munningsområdet til Jølstra
- økt algevekst i dypere vannlag ved innlagring i for eksempel 10-15 m
- nedslamming av bunnen med partikulært organisk stoff, og tilhørende negativ virkning på bunnfaunaen

er det nødvendig både å flytte utslippet til større dyp og forbedre renseprosessen.

Forutsatt samme rensegrad i begge alternativene – for eksempel sil med lysåpning mindre enn 1mm - er utslipp utenfor terskelen å foretrekke. Grunnen er at den gir den klart største reduksjonen i fjordbassengets tilførsel av næringssalter, organisk stoff og bakterier/virus. I den sammenhengen har en tilbakeføring på 5-10 % liten betydning.

Man kan også tenke seg en sammenligning av utslipp med ulik rensegrad: til eksempel sekundærrensing av utslipp til bassenget innenfor terskelen, og utslipp etter primærrensing (sil) utenfor terskelen. Sekundærrensing fjerner langt mer av suspendert stoff, organisk stoff, fosfor mm. enn primærrensing gjør, men resipienten for restutslippet blir fjordbassenget som er langt mer sårbart enn fjorden utenfor terskelen.

Selv om en tar i betraktning at en mindre del av utslippet utenfor terskelen blir ført tilbake til fjordbassenget, er det vår vurdering at et utslipp i dette området miljømessig sett vil være et noe bedre alternativ enn utslipp til fjordbassenget.

6. Litteratur

DnV, 1992. Resipientundersøkelse av Førdefjorden. Prosjektnr. 92504440

DnV, 2001. Miljøovervåking av indre basseng i Førdefjorden 1999/2000. Sluttrapport. Rapport nr. 2001-0125. 33 sider +vedlegg.

Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Molvær, J., 2004. Vurdering av rensing eller flytting av kommunalt utslipp til indre del av Førdefjorden. NIVA-rapport 4844-2004. 30 sider.

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet in fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03. TA-1467/1997. 36 sider.

Molvær, J., Velvin, R., Berg, I., Finnesand, T. og Bratli. J.L., 2002. EUs Avløpsdirektiv - Veileder i planlegging, gjennomføring og rapportering av resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. SFT-rapport. TA-nr.1890/2002. 47 sider.

Østlandskonsult, 1991. Resipientgransking av Førdefjorden. Sandsli, 2.5.91. O.nr. 0.302.

Vedlegg A. Tidspunkt for målinger

Tabell A1. Tidspunkt for målinger av temperatur og saltholdighet ved undersøkelsene i 1999-2000 og 2004-2005

14.12.99	13.6.00	9.8.2004	11.9.2005
12.1.00	23.6.00	14.9.2004	17.10.2005
19.1.00	3.7.00	7.10.2004	
18.2.00	10.7.00	8.11.2004	
28.2.00	14.8.00	28.1.2005	
7.3.00	28.8.00	10.8.2005	

Vedlegg B. Data

Stasjon	Dato	Dyp meter	Siktedyp meter	Saltholdighet	Temperatur grader C	O2 mlO2/l
V2	28.01.2005	0	12			
V2	28.01.2005	1		11,46	3,636	
V2	28.01.2005	2		29,84	7,917	
V2	28.01.2005	3		30,98	9,893	
V2	28.01.2005	4		31,92	10,408	
V2	28.01.2005	5		32,27	10,617	
V2	28.01.2005	6		32,72	10,85	
V2	28.01.2005	8		33,13	10,821	
V2	28.01.2005	10		33,3	10,678	
V2	28.01.2005	12		33,5	10,458	
V2	28.01.2005	14		33,59	10,313	
V2	28.01.2005	16		33,69	10,161	
V2	28.01.2005	18		33,78	9,96	
V2	28.01.2005	20		33,84	9,821	4,7
V2	28.01.2005	25		33,95	9,625	
V2	28.01.2005	30		33,99	9,503	4,7
V2	28.01.2005	35		34,04	9,418	
V2	28.01.2005	38		34,06	9,385	4,7
V2	28.01.2005	40		34,07	9,349	
V2	28.01.2005	44				4,7
V4	28.01.2005	0	12			
V4	28.01.2005	1		16,45	4,162	
V4	28.01.2005	2		26,35	6,863	
V4	28.01.2005	3		31,4	9,732	
V4	28.01.2005	4		31,86	10,336	
V4	28.01.2005	5		32,25	10,581	
V4	28.01.2005	6		32,46	10,713	
V4	28.01.2005	8		33,44	10,739	
V4	28.01.2005	10		33,4	10,601	
V4	28.01.2005	12		33,57	10,4	
V4	28.01.2005	14		33,65	10,266	
V4	28.01.2005	16		33,72	10,149	
V4	28.01.2005	18		33,8	10,002	
V4	28.01.2005	20		33,88	9,832	
V4	28.01.2005	25		34	9,583	
V4	28.01.2005	30		34,04	9,48	
V4	28.01.2005	35		34,07	9,374	
V4	28.01.2005	38		34,11	9,362	4,8
V4	28.01.2005	40		34,11	9,343	
V4	28.01.2005	50				4,7
V3	28.01.2005	0	12			
V3	28.01.2005	1		16,89	4,244	
V3	28.01.2005	2		27,65	7,442	
V3	28.01.2005	3		30,98	9,39	
V3	28.01.2005	4		31,75	10,161	
V3	28.01.2005	5		32,26	10,544	
V3	28.01.2005	6		32,61	10,786	

V3	28.01.2005	8		33,08	10,832	
V3	28.01.2005	10		33,38	10,604	
V3	28.01.2005	12		33,56	10,412	
V3	28.01.2005	14		33,65	10,269	
V3	28.01.2005	16		33,7	10,178	
V3	28.01.2005	18		33,79	10,024	
V3	28.01.2005	20		33,88	9,835	
V3	28.01.2005	25		34,01	9,596	
V3	28.01.2005	30		34,05	9,445	4,9
V3	28.01.2005	35		34,15	9,283	
V3	28.01.2005	40		34,19	9,204	
V3	28.01.2005	45		34,22	9,154	
V3	28.01.2005	50		34,24	9,073	
V3	28.01.2005	60		34,32	8,93	4,6
V3	28.01.2005	70		34,37	8,834	
V3	28.01.2005	80		34,4	8,729	
V3	28.01.2005	90				4,3
V2	08.11.2004	0	10,5			
V2	08.11.2004	1		21,18	8,883	
V2	08.11.2004	2		29,02	10,008	
V2	08.11.2004	3		29,97	10,574	
V2	08.11.2004	4		31,02	11,208	
V2	08.11.2004	5		31,19	11,344	
V2	08.11.2004	6		31,44	11,528	
V2	08.11.2004	8		31,75	11,625	
V2	08.11.2004	10		31,89	11,892	
V2	08.11.2004	12		32,01	11,974	
V2	08.11.2004	14		32,17	12,05	
V2	08.11.2004	16		32,34	11,993	
V2	08.11.2004	18		32,43	11,796	
V2	08.11.2004	20		32,53	11,7	4,6
V2	08.11.2004	25		32,67	11,548	
V2	08.11.2004	30		32,72	11,437	4,3
V2	08.11.2004	35		32,86	11,251	
V2	08.11.2004	38		32,89	11,199	4,34
V2	08.11.2004	40		32,86	11,165	
V2	08.11.2004	44				4
V4	08.11.2004	0	10			
V4	08.11.2004	1		19,97	8,736	
V4	08.11.2004	2		28,93	9,952	
V4	08.11.2004	3		29,21	10,12	
V4	08.11.2004	4		30,17	10,613	
V4	08.11.2004	5		30,56	10,88	
V4	08.11.2004	6		31,04	11,123	
V4	08.11.2004	8		31,56	11,409	
V4	08.11.2004	10		31,82	11,806	
V4	08.11.2004	12		32	11,857	
V4	08.11.2004	14		32,14	12,028	
V4	08.11.2004	16		32,3	12,024	
V4	08.11.2004	18		32,49	11,776	
V4	08.11.2004	20		32,58	11,717	
V4	08.11.2004	25		32,67	11,639	

V4	08.11.2004	30		32,79	11,366	
V4	08.11.2004	35		32,87	11,193	
V4	08.11.2004	38		32,91	11,047	4,7
V4	08.11.2004	40		32,94	10,97	
V4	08.11.2004	45		33,02	10,607	
V4	08.11.2004	50				3
V3	08.11.2004	0	10			
V3	08.11.2004	1		25,56	9,024	
V3	08.11.2004	2		27,94	9,552	
V3	08.11.2004	3		28,31	9,871	
V3	08.11.2004	4		29,71	10,329	
V3	08.11.2004	5		30,85	10,983	
V3	08.11.2004	6		31,06	11,112	
V3	08.11.2004	8		31,42	11,38	
V3	08.11.2004	10		31,6	11,369	
V3	08.11.2004	12		31,71	11,498	
V3	08.11.2004	14		32,06	11,841	
V3	08.11.2004	16		32,37	11,938	
V3	08.11.2004	18		32,44	11,899	
V3	08.11.2004	20		32,53	11,838	
V3	08.11.2004	25		32,66	11,711	
V3	08.11.2004	30		32,75	11,573	5
V3	08.11.2004	35		32,86	11,396	
V3	08.11.2004	40		32,96	11,232	
V3	08.11.2004	45		33,05	10,926	
V3	08.11.2004	50		33,18	10,616	
V3	08.11.2004	60		33,57	9,641	4,3
V3	08.11.2004	70		34,24	8,572	
V3	08.11.2004	80		34,56	8,124	
V3	08.11.2004	90				2,94
V2	07.10.2004	0	4,5			
V2	07.10.2004	1		9,92	10,471	
V2	07.10.2004	2		25,35	12,687	
V2	07.10.2004	3		27,46	13,339	
V2	07.10.2004	4		28,13	13,567	
V2	07.10.2004	5		29,22	13,856	
V2	07.10.2004	6		30,32	14,067	
V2	07.10.2004	8		30,59	14,102	
V2	07.10.2004	10		30,8	14,059	
V2	07.10.2004	12		30,92	13,968	
V2	07.10.2004	14		31,05	13,846	
V2	07.10.2004	16		31,19	13,683	
V2	07.10.2004	18		31,27	13,553	
V2	07.10.2004	20		31,37	13,479	4,48
V2	07.10.2004	25		31,58	12,968	
V2	07.10.2004	30		31,88	12,31	4,55
V2	07.10.2004	35		32,29	11,469	
V2	07.10.2004	38		32,74	10,637	4,48
V2	07.10.2004	40		33,02	10,209	
V2	07.10.2004	44				3,5
V4	07.10.2004	0	7			
V4	07.10.2004	1		15,94	11,082	

V4	07.10.2004	2		22,65	12,554	
V4	07.10.2004	3		26,32	13,031	
V4	07.10.2004	4		28,27	13,525	
V4	07.10.2004	5		29,28	13,838	
V4	07.10.2004	6		29,72	13,954	
V4	07.10.2004	8		30,62	14,127	
V4	07.10.2004	10		30,87	14,038	
V4	07.10.2004	12		31,1	13,831	
V4	07.10.2004	14		31,17	13,807	
V4	07.10.2004	16		31,21	13,752	
V4	07.10.2004	18		31,27	13,668	
V4	07.10.2004	20		31,36	13,566	
V4	07.10.2004	25		31,58	13,082	
V4	07.10.2004	30		31,89	12,555	
V4	07.10.2004	35		32,36	11,438	
V4	07.10.2004	38		32,82	10,587	5,39
V4	07.10.2004	40		33,03	10,267	
V4	07.10.2004	45		33,37	9,71	
V4	07.10.2004	50				3,36
V3	07.10.2004	0	7			
V3	07.10.2004	1		15,82	10,854	
V3	07.10.2004	2		23,28	12,166	
V3	07.10.2004	3		25,93	12,868	
V3	07.10.2004	4		27,72	13,311	
V3	07.10.2004	5		29,07	13,675	
V3	07.10.2004	6		29,8	13,947	
V3	07.10.2004	8		30,54	14,086	
V3	07.10.2004	10		30,81	14,082	
V3	07.10.2004	12		31,07	13,901	
V3	07.10.2004	14		31,2	13,771	
V3	07.10.2004	16		31,27	13,693	
V3	07.10.2004	18		31,33	13,592	
V3	07.10.2004	20		31,4	13,482	
V3	07.10.2004	25		31,6	13,084	
V3	07.10.2004	30		31,74	12,946	5,88
V3	07.10.2004	35		31,98	12,239	
V3	07.10.2004	40		32,37	11,49	
V3	07.10.2004	45		32,79	10,697	
V3	07.10.2004	50		33,31	9,876	
V3	07.10.2004	60		34,02	8,806	4,9
V3	07.10.2004	70		34,38	8,359	
V3	07.10.2004	80		34,55	8,131	
V3	07.10.2004	90				4,8
V2	14.09.2004	0	3			
V2	14.09.2004	1		4,31	12,122	
V2	14.09.2004	2		20,12	14,214	
V2	14.09.2004	3		25,64	14,871	
V2	14.09.2004	4		27,96	14,837	
V2	14.09.2004	5		29,27	14,606	
V2	14.09.2004	6		29,49	14,509	
V2	14.09.2004	8		29,99	14,3	
V2	14.09.2004	10		30,33	14,275	

V2	14.09.2004	12		30,48	14,234	
V2	14.09.2004	14		30,59	14,182	
V2	14.09.2004	16		30,71	14,17	
V2	14.09.2004	18		30,77	14,084	
V2	14.09.2004	20		30,84	14,024	5,67
V2	14.09.2004	25		31,07	13,732	
V2	14.09.2004	30		31,21	13,459	6,16
V2	14.09.2004	35		31,53	12,752	
V2	14.09.2004	38		31,93	11,551	5,74
V2	14.09.2004	44				5,46
V4	14.09.2004	0	3			
V4	14.09.2004	1		5,52	12,355	
V4	14.09.2004	2		20,27	14,144	
V4	14.09.2004	3		24,64	14,586	
V4	14.09.2004	4		26,84	14,851	
V4	14.09.2004	5		28,68	14,774	
V4	14.09.2004	6		29,32	14,599	
V4	14.09.2004	8		29,85	14,377	
V4	14.09.2004	10		30,22	14,288	
V4	14.09.2004	12		30,44	14,325	
V4	14.09.2004	14		30,55	14,255	
V4	14.09.2004	16		30,69	14,23	
V4	14.09.2004	18		30,76	14,163	
V4	14.09.2004	20		30,86	14,092	
V4	14.09.2004	25		31,08	13,873	
V4	14.09.2004	30		31,3	13,66	
V4	14.09.2004	35		31,52	13,079	
V4	14.09.2004	38		31,95	11,673	2,66
V4	14.09.2004	40		33,09	9,888	
V4	14.09.2004	45		33,86	8,891	
V4	14.09.2004	50				6,02
V3	14.09.2004	0	3			
V3	14.09.2004	1		14,8	13,451	
V3	14.09.2004	2		21,5	14,221	
V3	14.09.2004	3		25,31	14,5	
V3	14.09.2004	4		27,09	14,726	
V3	14.09.2004	5		28,93	14,751	
V3	14.09.2004	6		29,31	14,609	
V3	14.09.2004	8		29,82	14,419	
V3	14.09.2004	10		30,2	14,325	
V3	14.09.2004	12		30,26	14,286	
V3	14.09.2004	14		30,47	14,27	
V3	14.09.2004	16		30,63	14,25	
V3	14.09.2004	18		30,72	14,197	
V3	14.09.2004	20		30,8	14,139	
V3	14.09.2004	25		31,02	13,976	
V3	14.09.2004	30		31,2	13,758	6,16
V3	14.09.2004	35		31,37	13,601	
V3	14.09.2004	40		31,52	13,331	
V3	14.09.2004	45		31,69	12,642	
V3	14.09.2004	50		32,2	11,459	
V3	14.09.2004	60		33,41	9,542	5,67

V3	14.09.2004	70		34,22	8,395	
V3	14.09.2004	80		34,62	7,962	
V3	14.09.2004	90				3,01
V2	09.08.2004	0	6			
V2	09.08.2004	1		15,35	17,689	
V2	09.08.2004	2		29,77	14,882	
V2	09.08.2004	3		30,39	14,024	
V2	09.08.2004	4		30,66	13,548	
V2	09.08.2004	5		30,84	13,221	
V2	09.08.2004	6		31	12,891	
V2	09.08.2004	8		31,2	12,632	
V2	09.08.2004	10		31,25	12,139	
V2	09.08.2004	12		31,49	12,139	
V2	09.08.2004	14		31,71	12,172	
V2	09.08.2004	16		31,84	12,054	
V2	09.08.2004	18		31,95	11,79	
V2	09.08.2004	20		31,9	11,393	6,65
V2	09.08.2004	25		32,25	11,169	
V2	09.08.2004	30		32,52	10,616	6,8
V2	09.08.2004	35		32,73	10,066	
V2	09.08.2004	38		33,21	9,246	
V2	09.08.2004	40		34,35	8,271	
V2	09.08.2004	44		34,66	7,935	1,47
V3	09.08.2004	0	7,5			
V3	09.08.2004	1		24,03	16,808	
V3	09.08.2004	2		29,2	15,198	
V3	09.08.2004	3		30,33	14,521	
V3	09.08.2004	4		30,56	14,097	
V3	09.08.2004	5		30,79	13,735	
V3	09.08.2004	6		30,96	13,443	
V3	09.08.2004	8		31,21	12,973	
V3	09.08.2004	10		31,4	12,888	
V3	09.08.2004	12		31,57	12,74	
V3	09.08.2004	14		31,68	12,53	
V3	09.08.2004	16		31,81	12,462	
V3	09.08.2004	18		31,92	12,33	
V3	09.08.2004	20		32,03	12,183	
V3	09.08.2004	25		32,17	11,484	
V3	09.08.2004	30		32,36	11,165	6,86
V3	09.08.2004	35		32,56	11,033	
V3	09.08.2004	40		32,72	10,449	
V3	09.08.2004	45		33,03	9,632	
V3	09.08.2004	50		33,51	8,754	
V3	09.08.2004	60		34,39	8,22	4,62
V3	09.08.2004	70		34,67	7,893	
V3	09.08.2004	80		34,74	7,819	
V3	09.08.2004	90				3,29
V2	10.08.2005	0	9			
V2	10.08.2005	1		1,91	15,486	
V2	10.08.2005	2		24,21	14,357	
V2	10.08.2005	3		29,97	12,348	
V2	10.08.2005	4		30,79	11,369	

V2	10.08.2005	5		31,48	10,005	
V2	10.08.2005	6		31,76	9,704	
V2	10.08.2005	7		32,01	9,18	
V2	10.08.2005	8		32,28	8,89	
V2	10.08.2005	10		33,3	8,648	
V2	10.08.2005	12		34,24	8,668	
V2	10.08.2005	16		34,49	8,506	
V2	10.08.2005	18		34,52	8,399	
V2	10.08.2005	20		34,6	8,286	3,92
V2	10.08.2005	25		34,64	8,202	
V2	10.08.2005	30		34,67	8,129	4,13
V2	10.08.2005	38				3,92
V2	10.08.2005	40		34,71	8,112	
V2	10.08.2005	44				3,92
V2	10.08.2005	45		34,73	8,091	
V3	10.08.2005	0	7			
V3	10.08.2005	1		3,6	16,307	
V3	10.08.2005	2		15,99	15,113	
V3	10.08.2005	3		28,41	12,867	
V3	10.08.2005	4		30,36	11,757	
V3	10.08.2005	5		30,98	10,794	
V3	10.08.2005	6		31,38	10,148	
V3	10.08.2005	7		31,73	9,572	
V3	10.08.2005	8		32,15	9,125	
V3	10.08.2005	10		33,41	8,685	
V3	10.08.2005	12		34,23	8,691	
V3	10.08.2005	16		34,47	8,53	
V3	10.08.2005	18		34,54	8,42	
V3	10.08.2005	20		34,61	8,285	
V3	10.08.2005	25		34,69	8,125	
V3	10.08.2005	30		34,72	8,091	3,99
V3	10.08.2005	35		34,73	8,06	
V3	10.08.2005	40		34,74	8,035	
V3	10.08.2005	45		34,76	8,019	
V3	10.08.2005	50		34,78	8,004	
V3	10.08.2005	60		34,8	7,983	3,78
V3	10.08.2005	70		34,81	7,979	
V3	10.08.2005	80		34,81	7,982	
V3	10.08.2005	90				3,5
V2	11.09.2005	0	6			
V2	11.09.2005	1		0,82	10,606	
V2	11.09.2005	2		20,92	11,893	
V2	11.09.2005	3		25,81	12,221	
V2	11.09.2005	4		27,95	12,267	
V2	11.09.2005	5		28,46	12,255	
V2	11.09.2005	6		28,91	12,22	
V2	11.09.2005	7		29,37	12,19	
V2	11.09.2005	8		29,54	12,138	
V2	11.09.2005	10		30	12,061	
V2	11.09.2005	12		30,45	11,967	
V2	11.09.2005	16		31,22	11,574	
V2	11.09.2005	18		31,44	11,438	

V2	11.09.2005	20		31,67	11,416	5,81
V2	11.09.2005	25		32,04	10,995	
V2	11.09.2005	30		32,29	10,83	6,09
V2	11.09.2005	35		32,41	10,65	
V2	11.09.2005	38				5,25
V2	11.09.2005	40		34,54	8,35	
V2	11.09.2005	44				1,8
V3	11.09.2005	0	5			
V3	11.09.2005	1		2,57	10,994	
V3	11.09.2005	2		3,88	11,078	
V3	11.09.2005	3		8,89	11,486	
V3	11.09.2005	4		21,94	12,066	
V3	11.09.2005	5		27	12,252	
V3	11.09.2005	6		28,49	12,315	
V3	11.09.2005	7		28,88	12,314	
V3	11.09.2005	8		29,21	12,276	
V3	11.09.2005	10		29,96	12,143	
V3	11.09.2005	12		30,33	12,084	
V3	11.09.2005	16		31,06	11,839	
V3	11.09.2005	18		31,41	11,644	
V3	11.09.2005	20		31,72	11,598	
V3	11.09.2005	25		32,18	11,073	
V3	11.09.2005	30		32,39	11,13	5,67
V3	11.09.2005	35		32,48	10,911	
V3	11.09.2005	40		32,64	10,691	
V3	11.09.2005	45		32,83	10,319	
V3	11.09.2005	50		33,35	9,623	
V3	11.09.2005	60		34,53	8,424	4,97
V3	11.09.2005	70		34,79	8,032	
V3	11.09.2005	80		34,81	7,99	
V3	11.09.2005	90				3,3
V4	11.09.2005	0	6			
V4	11.09.2005	1		0,69	10,564	
V4	11.09.2005	2		2,54	10,771	
V4	11.09.2005	3		22,46	12,105	
V4	11.09.2005	4		27,13	12,26	
V4	11.09.2005	5		27,92	12,279	
V4	11.09.2005	6		28,65	12,267	
V4	11.09.2005	7		29,21	12,229	
V4	11.09.2005	8		29,48	12,176	
V4	11.09.2005	10		30,02	12,106	
V4	11.09.2005	12		30,38	12,041	
V4	11.09.2005	16		31,15	11,804	
V4	11.09.2005	18		31,52	11,587	
V4	11.09.2005	20		31,69	11,584	
V4	11.09.2005	25		32,07	11,122	
V4	11.09.2005	30		32,28	10,943	
V4	11.09.2005	35		32,5	10,803	
V4	11.09.2005	38				6,09
V4	11.09.2005	40		34,7	8,246	
V4	11.09.2005	45		34,79	8,104	
V4	11.09.2005	50				2,52

V2	17.10.2005	0	7	7	9	
V2	17.10.2005	1		22,6	11	
V2	17.10.2005	2		28	12,3	
V2	17.10.2005	3		28,6	12,4	
V2	17.10.2005	4		29	12,4	
V2	17.10.2005	5		29,2	12,3	
V2	17.10.2005	6		29,46	12,3	
V2	17.10.2005	7				
V2	17.10.2005	8		29,87	12,2	
V2	17.10.2005	10		30,52	12,1	
V2	17.10.2005	12		30,9	11,9	
V2	17.10.2005	16		31,55	11,7	
V2	17.10.2005	18		31,65	11,6	
V2	17.10.2005	20		31,69	11,6	5,53
V2	17.10.2005	25		31,81	11,6	
V2	17.10.2005	30		31,97	11,5	5,6
V2	17.10.2005	35		32,1	11,3	
V2	17.10.2005	38				4,97
V2	17.10.2005	40		32,6	11,6	
V2	17.10.2005	44				4,06
V3	17.10.2005	0	8	19,5	10,5	
V3	17.10.2005	1		20,1	10,6	
V3	17.10.2005	2		25	11,2	
V3	17.10.2005	3		28,46	12,3	
V3	17.10.2005	4		28,6	12,4	
V3	17.10.2005	5		28,8	12,4	
V3	17.10.2005	6		29,1	12,4	
V3	17.10.2005	7				
V3	17.10.2005	8		29,64	12,3	
V3	17.10.2005	10		30,1	12,2	
V3	17.10.2005	12		30,6	12,1	
V3	17.10.2005	16		31,2	11,9	
V3	17.10.2005	18		31,45	11,8	
V3	17.10.2005	20		31,57	11,7	
V3	17.10.2005	25		31,89	11,5	
V3	17.10.2005	30		32,04	11,6	5,6
V3	17.10.2005	35		32,18	11,4	
V3	17.10.2005	40		32,26	11,3	
V3	17.10.2005	45		32,34	11,1	
V3	17.10.2005	50		32,47	11	
V3	17.10.2005	60		32,93	10,2	5,39
V3	17.10.2005	70		34,4	8,6	
V3	17.10.2005	80		34,78	8,04	
V3	17.10.2005	90		34,74	8,02	4,97
V4	17.10.2005	0	8	15	10	
V4	17.10.2005	1		17	10,4	
V4	17.10.2005	2		25	11,8	
V4	17.10.2005	3		27,3	12,2	
V4	17.10.2005	4		28,8	12,4	
V4	17.10.2005	5		29,1	12,4	
V4	17.10.2005	6		29,2	12,3	
V4	17.10.2005	7				

V4	17.10.2005	8		29,6	12,2	
V4	17.10.2005	10		30,4	12,1	
V4	17.10.2005	12		30,96	12	
V4	17.10.2005	16		31,4	11,8	
V4	17.10.2005	18		31,55	11,7	
V4	17.10.2005	20		31,68	11,7	
V4	17.10.2005	25		31,86	11,6	
V4	17.10.2005	30		31,96	11,5	
V4	17.10.2005	35		32,12	11,4	
V4	17.10.2005	38				0,84
V4	17.10.2005	40		32,7	10,4	
V4	17.10.2005	45		34,45	8,6	
V4	17.10.2005	50		34,7	8,3	4,69
#se neddenfor						
V2	17.10.2005	14		31,36	11,8	
V2	17.10.2005	45		34,58	8,4	
V3	17.10.2005	14		30,95	12	
V4	17.10.2005	14		31,15	11,9	
V2	10.08.2005	35		34,69	8,118	
V4	10.08.2005	0	9			
V4	10.08.2005	38				3,92
V4	10.08.2005	50				3,64