

Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp til Frierfjorden fra Frier Tråk



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp til Frierfjorden fra Frier Tråk	Løpenummer 7677-2021	Dato 30.11.2021
Forfatter(e) Henrik Jonsson, Asle Økelsrud, André Staalstrøm	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Frierfjorden	Sider 30 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Asplan-viak	Kontaktperson hos oppdragsgiver Bjørge Wethal
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210253

NIVA gir her en miljøkonsekvensvurdering knyttet til mulige, fremtidige utslipp av kjølevann fra Frier Tråk til Frierfjorden. To alternative rørtraséer, hhv. trasé nord og trasé sør, er vurdert. For utslippsdyp ≤ 10 -20m er trasé sør signifikant kortere og gir derfor lavere sedimentoppvirvling i anleggsfasen. Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden. Med utgangspunkt i utslippsdyp -50m og maks forventet sedimentoppvirvling pr lodd tilsvarer forventet oppvirvling 4-5 timers skipstrafikk samlet for Herøya og Rafnes. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser lav biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene ($<<1\%$). Mekaniske, spredningsreducerende tiltak (siltgardin, boblegardin, siltpose eller en kombinasjon av disse) anses ikke nødvendig i anleggsfasen. Generelt gir resultatene en forventning om overtemperaturer $<1^{\circ}\text{C}$ på avstand 100 meter fra utslippet. Det konkluderes derfor at alle simulerte scenarier er miljømessig akseptable med hensyn til forventet overtemperatur i resipienten. I simuleringene er det tatt utgangspunkt i kontinuerlig overtemperatur 20°C i utslippet, og utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen. Simuleringer viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten, med økende utslippsdyp. For utslippsdyp $>10\text{m}$ er det minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten gjennom året. Med valgt utslippsvinkel 45° er det også minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten mellom et sjøvannbasert og et ferskvannbasert kjølesystem. Utslippsrate $10\text{ m}^3/\text{s}$ forventes gi omtrent en dobling av resipientens overtemperatur etter primærfortynning sammenlignet med utslippsrate $3\text{ m}^3/\text{s}$. Gitt uttak av kjølevann fra Frierfjorden anbefales tilstrekkelig inntaksdyp for å unngå signifikante tap av dyreplankton inkludert fiskeegg og larver. Inntaksvann hentet fra stort dyp vil være en fordel både for vannmiljøet og fra et teknisk ståsted. Temperaturen på -50m i Frierfjorden er $7-8^{\circ}\text{C}$ gjennom hele året, noe som gir mer effektiv kjøling og derfor lavere overtemperatur i utslippet. Risiko for tiltetting, begroing av inntaksrør og derfor også behov for bruk av begroingshemmende kjemikalier vil avta med økende inntaksdyp. For et kjølesystem basert på Norsjøvann vil tap av biota, begroing og behov for begroingshemmende kjemikalier være nær null. Totalt sett vil derfor den miljømessige belastning være lavere for et ferskvannbasert kjølesystem. Det er også viktig å merke seg, at kjølevann importert til Frier Tråk fra Norsjø uansett ville rinne ut i Frierfjorden via Skienselva og at det derfor ikke handler om et netto tilskudd av ferskvann til Frierfjorden.

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> Kjølevannsutslipp Fortynningsmodellering Frierfjorden Forurenset sjøbunn 	<ol style="list-style-type: none"> Cooling water discharge Dilution modelling Frierfjord Contaminated sediments

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Henrik Jonsson
Prosjektleder/Hovedforfatter

Morten Jartun
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7413-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

**Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp
til Frierfjorden fra Frier Tråk**

Forord

Denne rapporten gir en vurdering av miljøpåvirkning fra et tenkt, fremtidig kjølevannsutslipp fra Frier Tråk til Frierfjorden, inkludert effekter fra etablering av en ny utslippsledning på sjøbunnen.

Studien er en delutredning i samlet konsekvensutredning. NIVA har fungert som underleverandør for Asplan-viak, som er hovedansvarlig for ferdigstilling av samlet konsekvensutredning for Frier Vest Holding AS.

Kontaktperson i Asplan-viak har vært Bjørg Wethal. Petter Ellefsen i Frier Vest Holding AS har bidratt med relevante utslippsscenarioer.

Henrik Jonsson har vært NIVAs prosjektleder og hovedressurs, Asle Økelsrud og André Staalstrøm har gitt viktige bidrag til prosjektet.

Oslo, november 2021

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	5
Summary	6
1 Bakgrunn	8
1.1 Introduksjon.....	8
1.2 Utslippet.....	8
1.3 Resipienten	9
2 Anleggsfase - miljøgifter på sjøbunnen	11
2.1 Forurensingsnivåer Frierfjorden	11
2.2 Oppvirvling av sedimenter fra forurenset sjøbunn	11
2.3 Sammenligning med oppvirvling fra skipstrafikk.....	15
2.4 Avbøtende tiltak	15
2.4.1 Siltgardin.....	15
2.4.2 Boblegardin	16
2.4.3 Siltpose	16
2.4.4 Anbefalinger	16
2.5 Sammendrag anleggsfase	17
3 Driftsfase - simuleringer av kjølevannsutslipp	18
3.1 Introduksjon til gjennomførte simuleringer	18
3.2 Effekt av utslippsvinkel	19
3.3 Effekt av utslippsdyp og sesong.....	21
3.4 Effekt av ferskvannsbasert kjølevann	21
3.5 Effekt av økt utslippsrate	23
3.6 Sammendrag simuleringer.....	24
4 Driftsfase - uttak av kjølevann fra Frierfjorden	25
5 Konklusjoner	27
6 Referanser	28
Vedlegg A - Modelleringsresultater	30

Sammendrag

NIVA er engasjert til å utarbeide miljøkonsekvensvurdering knyttet til mulige, fremtidige utslipp av kjølevann fra Frier Tråk til Frierfjorden. Vurderingen er delt inn i miljøkonsekvenser henholdsvis i anleggsfase og driftsfase.

Anleggsfase:

I vurderingen har vi tatt utgangspunkt i at ny utslippsledning settes sammen av 8m PE-enheter med betonglodd i skjøtene. Nedspyling av ny utslippsledning i sjøbunnen anses ikke relevant fordi det ville føre til oppvirvling av store mengder forurensede sedimenter.

To alternative rørtraséer fra kai og ut i Frierfjorden, hhv. trasé nord og trasé sør, er vurdert. For utslippsdyp $\leq 10\text{-}20\text{m}$ er trasé sør signifikant kortere og gir derfor lavere sedimentoppvirvling i anleggsfasen sammenlignet med trasé nord.

Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden. Med utgangspunkt i utslippsdyp -50m og maks forventet sedimentoppvirvling pr lodd tilsvarer oppvirvling fra ny utslippsledning oppvirvling fra 4-5 timers skipstrafikk samlet for Herøya og Rafnes. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser lav biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene ($\ll 1\%$).

Basert på begrenset sedimentoppvirvling og på tekniske utfordringer knyttet til anleggsarbeid på vandyp $>5\text{-}10\text{m}$ anses ikke bruk av mekaniske, spredningsreducerende tiltak (siltgardin, boblegardin, siltpose eller en kombinasjon av disse) nødvendig i anleggsfasen.

Driftsfase:

Generelt indikerer resultatene forventede overtemperaturer $<1^\circ\text{C}$ i en avstand på 100 meter fra utslippet. Det konkluderes derfor at alle simulerte scenarier er miljømessig akseptable med hensyn til forventet overtemperatur i resipienten. I simuleringene er det tatt utgangspunkt i kontinuerlig overtemperatur på 20°C i utslippet. For å unngå oppvirvling av (forurensede) sedimenter med de utslippshastigheter som er aktuelle ($3,9\text{-}6,0\text{ m/s}$ er simulert) er det i driftsfasen for alle scenarier tatt utgangspunkt i utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen.

Simuleringer viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten, med økende utslippsdyp. For utslippsdyp $>10\text{m}$ er det minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten gjennom året. Med valgt utslippsvinkel 45° er det også minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten mellom et sjøvannsbasert og et ferskvannsbasert kjølesystem. Utslippsrate $10\text{ m}^3/\text{s}$ forventes gi omtrent en dobling av resipientens overtemperatur etter primærfortynning sammenlignet med utslippsrate $3\text{ m}^3/\text{s}$.

Gitt uttak av kjølevann fra Frierfjorden anbefales tilstrekkelig inntaksdyp for å unngå signifikante tap av dyreplankton inkludert fiskeegg og larver. Inntaksvann hentet fra stort dyp vil være en fordel både for vannmiljøet og fra et teknisk ståsted. Temperaturen på -50m i Frierfjorden er $7\text{-}8^\circ\text{C}$ gjennom hele året, noe som gir mer effektiv kjøling og derfor lavere overtemperatur i utslippet. Risiko for tiltetting, begroing av inntaksrør og derfor også behov for bruk av begroingshemmende kjemikalier vil avta med økende inntaksdyp.

For et kjølesystem basert på Norsjøvann vil tap av biota, begroing og behov for begroingshemmende kjemikalier være nær null. Totalt sett vil derfor den miljømessige belastning være lavere for et ferskvannsbasert kjølesystem. Det er også viktig å merke seg, at kjølevann importert til Frier Tråk fra Norsjø uansett ville rinne ut i Frierfjorden via Skienselva og at det derfor ikke handler om et netto tilskudd av ferskvann til Frierfjorden.

Summary

Title: Environmental Impact Assessment of cooling water discharge to the Frierfjord from Frier Tråk
Year: 2021
Author(s): Henrik Jonsson, Asle Økelsrud, André Staalstrøm
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7413-4

NIVA delivers an environmental impact assessment related to possible, future discharges of cooling water from Frier Tråk to Frierfjorden. The assessment is divided into expected impacts during the construction phase and the operational phase, respectively.

Construction phase:

The starting point of our assessment has been that a new pipeline is assembled from 8m PE units with concrete weights in the joints. Flushing of a new pipeline into the seabed is not considered a relevant option because it would lead to significant resuspension of contaminated sediments.

Two alternative pipe routes from the quay at Frier Tråk to the Frierfjord, resp. "route north" and "route south", have been assessed. For discharge depths $\leq 10\text{-}20\text{m}$, the southern route is significantly shorter and therefore results in lower sediment resuspension during the construction.

Calculations show limited sediment resuspension from a new pipeline. Based on -50m discharge depth and maximum expected sediment resuspension, a new pipeline from Frier Tråk corresponds to sediment resuspension from 4-5 hours of ship traffic combined for the ports at Herøya and Rafnes. Resuspended sediments are expected to redeposit very locally, with only a small fraction ($\ll 1\%$) of environmental contaminants contained in the sediments being bioavailable.

Based on limited sediment resuspension, as well as on technical challenges related to construction work at water depths $> 5\text{-}10\text{ m}$, the use of mechanical, mitigating measures (silt curtain, bubble curtain, silt bag or a combination of these) is not considered necessary in the construction phase.

Operating phase:

In general, simulations indicate an expected overtemperature $< 1^\circ\text{C}$ at 100 meters from the discharge, rendering all simulated scenarios acceptable in terms of the continuous overtemperature expected in Frierfjorden. All simulations were based on continuous overtemperature 20°C in the discharge. Also, at such high discharge velocities ($3.9\text{-}6.0\text{ m/s}$ were simulated), an emission angle of 45° was used in all scenarios to avoid resuspension of (contaminated) sediments from the seafloor during the operating phase.

Simulations show more efficient mixing, and thus lower expected overtemperatures in the receiving water, with increasing discharge depth. For discharge depths $> 10\text{m}$, there are minimal differences in expected overtemperatures throughout the year. Furthermore, by applying a discharge angle of 45° in all simulated scenarios, there are also minimal differences between a seawater- and a freshwater-based cooling system. A discharge rate of $10\text{ m}^3/\text{s}$, however, is expected to result in overtemperatures twice as high compared with a discharge rate of $3\text{ m}^3/\text{s}$.

Given that cooling water is extracted from the Frierfjord sufficient intake depth is recommended to avoid significant losses of zooplankton, including fish eggs and larvae. A large intake depth would be beneficial also from a technical point of view. The water temperature at -50m in the Frierfjord is $7\text{-}8^\circ\text{C}$ throughout the year, which provides more efficient cooling and hence a lower overtemperature

in the discharged water. The risk of clogging, biofouling and therefore also the use of antifouling substances will decrease with increasing intake depth.

For a cooling system based on freshwater, loss of biota, biofouling and the need for antifouling chemicals will be equal to or close to zero. Overall, therefore, the environmental impact will always be lower for a freshwater-based cooling system. In this regard, cooling water imported to Frier Tråk from Norsjø would in any case flow into the Frierfjord via the Skienselva and thus would not represent a net addition of fresh water to the Frierfjord.

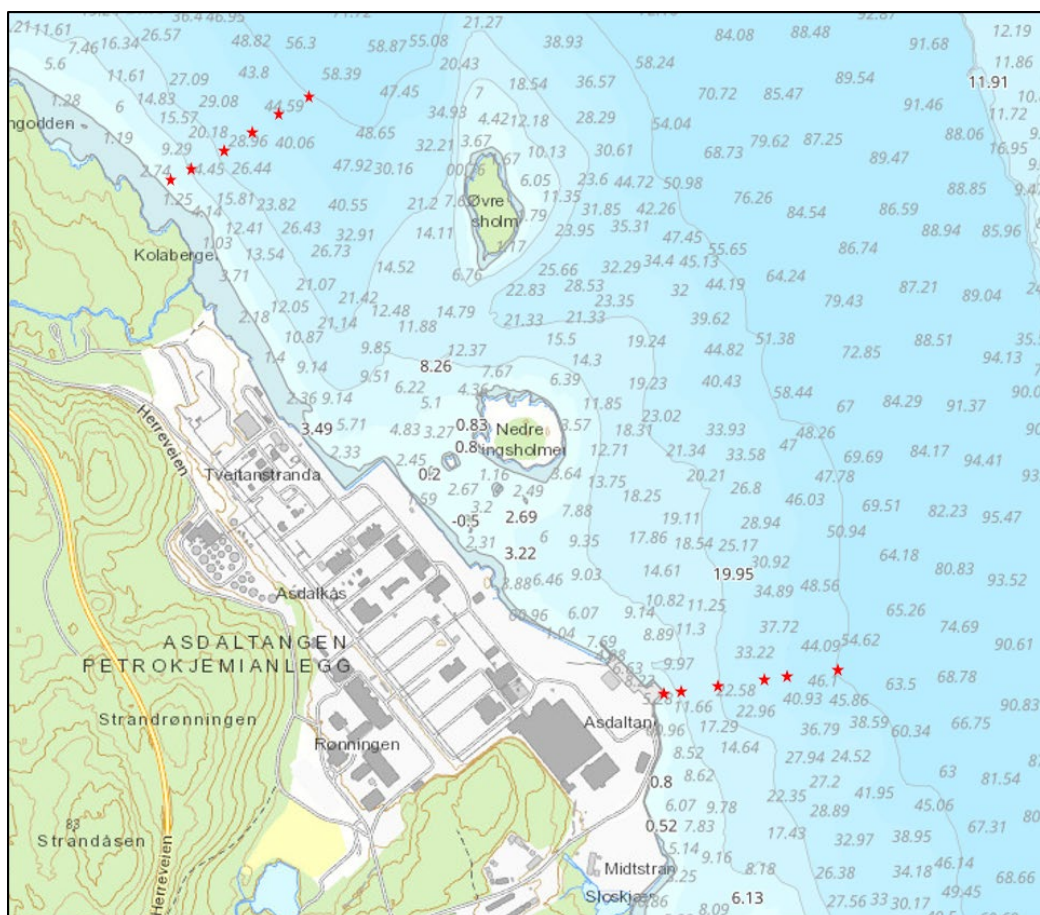
1 Bakgrunn

1.1 Introduksjon

Frier Vest Holding AS varslet oppstart av reguleringsplan for Frier-Tråk 30.03.2021. Hensikten med planen er å legge til rette for etableringer som utnytter den industrielle kompetansen og kapasiteten i regionen og som vil styrke den eksisterende infrastrukturen og virksomhetene. Planprogrammet ble fastsatt i formannskapet i Bamble 02.09.2021. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er engasjert til å utarbeide miljøkonsekvensvurdering knyttet til fremtidige, mulige utslipp av store mengder kjølevann til Frierfjorden, inkludert miljøeffekter fra etablering av ny utslippsledning på sjøbunnen av Frierfjorden.

1.2 Utslippet

Kjølevann fra hele fabrikkområdet på Tråk føres i felles, ny utslippsledning til sjø. Kulvert F5 ender opp under pir på kaiområdet. I vurderingen har vi sett på innblanding av et kjølevannsutslipp fra Tråk med utslippsdyp 5-50 meter (**Figur 1**) langs to alternative traséer hhv. nord og sør for Ringsholmene, heretter kalt hhv. «trasé nord» og «trasé sør». Avstand fra land for utslippsdyp 5-50 meter varierer fra 30 til 315 meter for trasé nord, og fra 0 til 315 meter for trasé sør (**Tabell 1**).



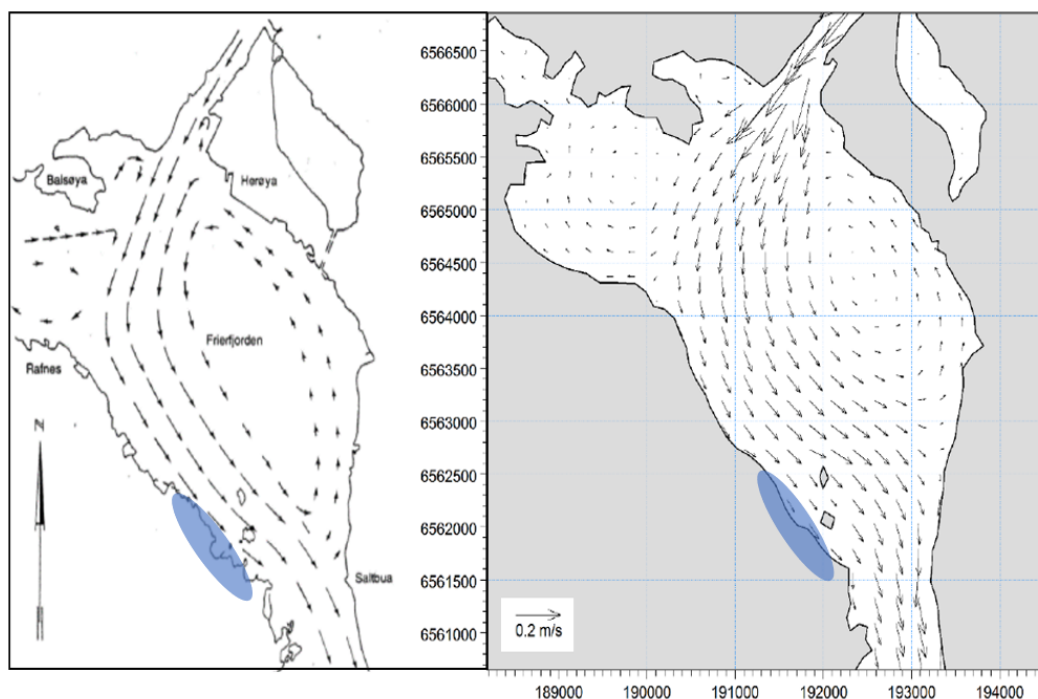
Figur 1. Dybdekart over industriområdet på Frier Tråk. Tenkte utslippspunkter for kjølevann til Frierfjorden langs to alternative traséer er markert med røde stjerner (utslippsdyp -5m/-10m/-20m/-30m/-40m/-50m). Omarbeidet fra Vannmiljø.

Tabell 1. Avstand fra land for et kjølevannsutslipp fra Frier Tråk for to alternative traséer, hhv. «trasé nord» og «trasé sør». Se også **Figur 1**.

Utslippsdyp (m)	Avstand fra land (m)	
	Trasé nord	Trasé sør
-5	30	0
-10	70	20
-20	125	100
-30	190	175
-40	245	225
-50	315	315

1.3 Resipienten

Frierfjorden deles inn i tre vannlag. Overflatelaget når ca. 10 meter ned i vannsøylen hvor et sprangsjikt markerer overgangen til det intermediære vannlag. Frierfjordens intermediære vannlag går ned til ca. 25 meters dyp, tilsvarende største terskeldyp ved Brevikssundet i sør. Dyplaget begynner derfor på ca. 25 meters dyp og strekker seg ned til sjøbunnen som i sentralbassenget av Frierfjorden når et vanddyb av ca. 100 meter. Saltholdighet er >26 psu i Frierfjordens intermediære vannlag, og >30 psu i dypvannslaget under 25 meter (**Figur 4**).



Figur 2. Strømmønster i overflaten av Frierfjorden med aktuelt industriutviklingsområde på Frier Tråk skygget med blå farge. Omarbeidet fra hhv. NIVA 1991 (venstre) og DHI 2019 (høyre).

I overflatelaget domineres strømmønsteret i Frierfjorden av Skienselva, som gir en raskt utgående brakkvannstrøm i fjordens midtre og sørlige del, og en langsommere inngående strøm på fjordens østside (**Figur 2**). Brakkvannslaget fra Skienselva har typisk tykkelse 3-6 meter, med størst tykkelse april-juni (NIVA 1975). DHI (2019) har simulert strøm i Grenlandsfjordene med en høyoppløst, hydrodynamisk havmodell (MIKE 3). Midlet over et helt år gir modellen en forventning om en overflatestrøm på ca. 10 cm per sekund i området utenfor Frier Tråk (**Figur 2**). Strømhastighet i

sjøoverflaten vil variere med sesong, tidevann og vindforhold og kan til tider være >20 cm pr sekund. Strømretning utenfor Tråk er derimot stabil og følger i prinsippet strandlinjen i retning sørøst mot Breviksundet.

Strømmålinger gjennomført på 1970-tallet har vist at strømmen i vannmasser under sprangsjiktet har samme retning som i overflatelaget, men at strømhastigheten avtar på større dyp (NIVA 1975). Strømmålinger på 20 m dyp i fjordens nordvestre hjørne opp mot Volls fjorden er rapportert til å være ca. 2 cm/s (NIVA 1991).

Til fortynningsmodelleringer av kjølevannutslipp fra Frier Tråk er det valgt å bruke en strøm på 10 cm/s i overflatelaget (0-10 meter), 4 cm/s i det intermedieære vannlag (10-25 meter), og 2 cm/s i dypvannet (>25 meter). Strømretning brukt i modellen er sørøstlig (135°) (**Figur 2**).

2 Anleggsfase - miljøgifter på sjøbunnen

2.1 Forurensingsnivåer Frierfjorden

Industriområdet på Herøya ble etablert av Norsk Hydro i 1928, som et produksjonssted for gjødsel. Etter andre verdenskrig kom klor-alkaliefabrikken i produksjon fra 1947, og magnesiumfabrikken fra 1951. Utslipp fra industrien på Herøya var deretter i prinsippet uregulert gjennom flere titalls år, noe som gjenspeiles på sjøbunnen av Frierfjorden hvor mange stoffer fortsatt måles i konsentrasjoner langt over definerte giftighetsgrenser i sediment (EQS-/PNEC-verdier). Stoffer i giftige konsentrasjoner på sjøbunnen inkluderer en rekke PAH- og dioksin-forbindelser, heksaklorbenzen (HCB), tributyltinn (TBT) og flere tungmetaller. Frierfjorden har siden 1970-tallet vært formål for en lang rekke miljøundersøkelser, som alle viser fortsatt høye forurensingsnivåer i sedimentene (se for eksempel NIVA, 2016). Modelleringer viser at det ikke forventes en signifikant forbedring i forholdene på sjøbunnen av Frierfjorden frem til 2027 (DHI 2020).

2.2 Oppvirvling av sedimenter fra forurenset sjøbunn

Etablering av ny utslippsledning vil resultere i oppvirvling av forurensete sedimenter. Vi presenterer her en semikvantitativ vurdering av mengder som kan forventes å virvle opp fra sjøbunnen ifm. rørlegging i Frierfjorden.

I vurderingen er det antatt \varnothing 100 cm PE-rør med 8m lengde og med betonglodd i hvert skjøt, dvs. hver 8.meter langs sjøbunnen. Betongloddene omslutter hele røret og hviler derfor på sjøbunnen, mens selve utslippsrøret stikker opp et lite stykke fra sjøbunnen (**Figur 3**). I vurderingen er derfor oppvirvling av sedimenter ifm. rørlegging begrenset til det sjøbunnsareal som blir truffet av selve loddet.



Figur 3. Tenkt utslippsledning fra Frier Tråk med 8m PE røreneheter og med betonglodd i skjøtene. Bilde fra Sørffjorden.

Inngangsdata brukt i vurderingen er vist i **Tabell 2**. Det er antatt at sjøbunnen dekkes av siltige sedimenter med tetthet 2000 kg TS pr kubikkmeter¹. Forventet vanninnhold i sedimenter fra Frierfjorden er 29,3 % basert på analyser i Torsbergrenna (Multiconsult 2016). Sedimentoppvirvling fra enkeltlodd er basert på 0,38 m² påvirket sjøbunnsareal (loddbredde 0,3 meter multiplisert med 25% av loddets omkrets 5 meter), og en forventning om at loddet synker fra 5 cm («bestefall») 20 cm («versteffall») ned i sedimentene.

Tabell 3 viser beregnet sedimentoppvirvling for 6 utslippsdyp og 2 alternative rørtraséer i Frierfjorden, hhv. trasé nord og trasé sør (**Figur 1**). Vi ser at etablering av nye rør langs trasé sør gir mindre sedimentoppvirvling enn trasé nord særlig for vanddyp ≤10 meter. For sørlig trasé kan utslippsdyp 5 meter like under kai, dvs. uten å legge rør på sjøbunnen.

Til videre beregning av stoffmengder er det valgt å gå videre med sedimentoppvirvling beregnet for trasé sør.

Tabell 2. Inngangsdata til semikvantitativ vurdering av sedimentoppvirvling i forbindelse med etablering av ny utslippsledning i anleggsfase.

Rørdiameter	1,0 meter
Tykkelse betonglodd	0,3 meter
Omkrets betonglodd	5,0 meter
Bredde betonglodd	0,3 meter
Sjøbunnsareal truffet av enkeltlodd	0,38 m ²
Sedimentvolum oppvirvlet av enkeltlodd	0,019 m ³ (min), 0,038 m ³ (median), 0,075 m ³ (maks)
Tetthet sedimenter	2000 kg TS/m ³
Vanninnhold sedimenter	29,3% (medianverdi av 17 målinger)
Sedimentmasse oppvirvlet av hvert lodd	22,8 kg TS (min), 45,7 kg TS (median), 91,3 kg TS (maks)
Avstand mellom betonglodd på sjøbunnen	8 meter

Tabell 3. Beregnet sedimentoppvirvling for etablering av ny utslippsledning fra Frier Tråk til Frierfjorden for to alternative traséer og iht. inngangsdata presentert i **Tabell 2**. Sedimentmengder uttrykt som tørrstoff (TS).

TRASÉ NORD					
Utslippsdyp (m)	Avstand fra land (m)	Antall lodd	Oppvirvlet sediment (kg TS)		
			Min	Median	Maks
-5	30	4	85,6	171	343
-10	70	9	200	400	799
-20	125	16	357	714	1427
-30	190	24	542	1085	2169
-40	245	31	699	1399	2797
-50	315	39	899	1798	3596
TRASÉ SØR					
Utslippsdyp (m)	Avstand fra land (m)	Antall lodd	Oppvirvlet sediment (kg TS)		
			Min	Median	Maks
-5	0	0	0	0	0
-10	20	3	57,1	114	228
-20	100	13	285	571	1142
-30	175	22	500	999	1998
-40	225	28	642	1284	2569
-50	315	39	899	1798	3596

¹ https://gpg.geosci.xyz/content/physical_properties/tables/density_sedimentary_rocks.html

Basert på målte sedimentkonsentrasjoner i Frierfjorden har vi beregnet oppvirvlet stoffmengde for tre miljøgifter som kjennetegner forurensningssituasjonen i Frierfjorden, hhv. heksaklorbenzen (HCB), antracen (ANT) og dioksinforbindelsen 2,3,7,8-tetraklorodibenzodioksin (TCDD). Til vurderingen er det brukt målt mediankonsentrasjon i overflatesedimenter av Frierfjorden fra år 2000 og fremover i tid (**Tabell 4**).

Tabell 4. Miljøgiftkonsentrasjoner brukt til utslippsberegninger i forbindelse med etablering av ny utslippsledning i anleggsfasen.

Stoff	CAS	Sedimentkonsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$) ^a	Antall datapunkter
HCB	118-74-1	700	23
ANT	120-12-7	93	46
TCDD	1746-01-6	0,07	37

^a Målt mediankonsentrasjon i Frierfjorden (målinger fra år 2000 og fremover i tid).

Tabell 5. Beregnede mengder miljøgifter (mg) oppvirvlet fra etablering av ny utslippsledning fra Frier Tråk (trasé sør) til Frierfjorden. HCB – heksaklorbenzen; ANT - antracen; TCDD - 2,3,7,8-tetrakloro-dibenzodioksin. I beregningene er det antatt et betonglodd hver 8.meter langs ny rørledning.

HCB virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	0	0	0	0
-10	3	40	80	560
-20	13	200	400	1000
-30	22	350	700	1520
-40	28	450	900	1960
-50	39	630	1260	2520
ANT virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	0	0	0	0
-10	3	5	11	21
-20	13	27	53	106
-30	22	47	93	186
-40	28	60	119	239
-50	39	84	167	334
TCDD virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	0	0	0	0
-10	3	0,004	0,008	0,02
-20	13	0,02	0,04	0,08
-30	22	0,04	0,07	0,14
-40	28	0,05	0,09	0,18
-50	39	0,06	0,13	0,25

Gitt et utslipp fra -50 meter viser **Tabell 5** at oppvirvlet mengde HCB varierer ca. 630-2520 mg avhengig av hvor dypt enkeltlodd penetrerer sedimentene. For antracen og TCDD forventes oppvirvlet stoffmengde opptil hhv. 334 mg og 0,25 mg, gitt et utslipp fra -50 meter.

Giftighet av dioksinforbindelser uttrykkes med toksisitetsekvivalenter (TE), hvor den mest giftige dioksinforbindelsen TCDD har TE = 1.0 (EU 2011). Beregnet oppvirvlet mengde TCDD er derfor identisk med oppvirvlet mengde TE.

Fra stoffenes fysiske-kjemiske egenskaper er det beregnet fordeling av biotilgjengelig (vannløselig) og ikke-biotilgjengelig (sedimentbundet) fraksjon. Utgangspunkt for beregningene er stoff-spesifikke Kow-verdier publisert i PubChem². Fordeling til organisk karbon (Koc) er beregnet ved å multiplisere Kow med sjablongverdien 0,62 (Karickhoff *et al.* 1979). Vannløselig og dermed biotilgjengelig fraksjon er beregnet fra stoffenes fordeling til partikler (Kd). Kd er beregnet fra Koc ved å multiplisere med fraksjonen organisk karbon (f_{oc}) i sedimenter fra Frierfjorden. Forventet (median) f_{oc} i sedimenter fra Frierfjorden er 0,0261, basert på 58 datapunkter fra analyser gjennomført etter år 2000 (NIVA 2021).

Tabell 6 viser at biotilgjengelig fraksjon varierer fra 0,001% for TCDD, til 0,22% for antracen. **Tabell 7** viser beregnede biotilgjengelige stoffmengder for HCB, antracen og TCDD. Gitt et utslipp fra -50 meter er biotilgjengelig, oppvirvlet stoffmengde beregnet til $\leq 0,29 \mu\text{g}$ HCB, $\leq 0,73 \mu\text{g}$ antracen, og $< 0,000003 \mu\text{g}$ TE (TCDD).

Tabell 6. Stoffegenskaper og beregnet biotilgjengelig (vannløselig) fraksjon.

Stoff	Log Kow (l/kg)	Log Koc (l/kg)	Log Kd (l/kg)	Biotilgjengelig fraksjon
HCB	5,73	5,52	3,94	0,01%
ANT	4,45	4,24	2,66	0,22%
TCDD	6,80	6,59	5,01	0,001%

Tabell 7. Beregnede biotilgjengelige stoffmengder (μg) basert på beregnet oppvirvling miljøgifter presentert i **Tabell 5**, og stoffegenskaper presentert i **Tabell 6**.

HCB – biotilgjengelig mengde (μg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	0	0	0
-10	0,005	0,01	0,06
-20	0,02	0,05	0,12
-30	0,04	0,08	0,18
-40	0,05	0,10	0,23
-50	0,07	0,15	0,29
ANT – biotilgjengelig mengde (μg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	0	0	0
-10	0,01	0,02	0,05
-20	0,06	0,12	0,23
-30	0,10	0,20	0,41
-40	0,13	0,26	0,52
-50	0,18	0,37	0,73
TCDD – biotilgjengelig mengde (μg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	0	0	0
-10	$4 \cdot 10^{-8}$	$8 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$
-20	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-7}$
-30	$3 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$
-40	$4 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$
-50	$6 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6}$

² <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

2.3 Sammenligning med oppvirvling fra skipstrafikk

Tabell 3 viser at, gitt et utslipp fra -50m, etablering av ny utslippsledning fra Frier Tråk til Frierfjorden forventes resultere i oppvirvling av opptil 3,6 tonn sediment (tørrstoff), tilsvarende ca. 5,1 tonn sediment våtvekt.

NIVA har tidligere kvantifisert forventet mengde sediment oppvirvlet fra skipstrafikk ved Rafnes industriområde (NIVA 2010), og ved Herøya industripark (NIVA 2012). Resultatene gir en forventning om oppvirvling av 1000-4400 tonn sedimenter pr år utenfor Ineos ved Rafnes. Ved Herøya er beregnet mengde oppvirvlet sediment 100–14 749 kg pr. skipsanløp, og total årlig mengde oppvirvlet sediment hhv. 7538 tonn til Skienselva, og 157 tonn til Frierfjorden. Spesifikt for oppvirvling av dioksinforbindelser ble det beregnet hhv. 1,6 gram TE pr år ved Rafnes, og 0,51 gram TE pr år ved Herøya.

Samlet sedimentoppvirvling fra ny utslippsledning med utslippsdyp 50 meter, og høyest beregnet sedimentoppvirvling per lodd (91,3 kg TS) tilsvarer oppvirvling fra 4-5 timers skipstrafikk, eller 0,04-0,06% av samlet oppvirvling fra skipstrafikk til Herøya og Rafnes i løpet av et år. I det store bildet vil derfor rørløp i Frierfjorden utenfor Frier Tråk gi begrenset økning i oppvirvling av forurensede sedimenter, og i en tidsbegrenset periode sett i forhold til eksisterende skipstrafikk.

2.4 Avbøtende tiltak

For å minimere spredning av forurensede sedimenter under anleggsfasen kan det være aktuelt å iverksette avbøtende tiltak. Dette gjøres vanligvis i form av installasjoner som begrenser partikkelspredning fra anleggsområdet. Tre mekaniske, spredningshindrende tiltak er vurdert:

- Bruk av siltgardin
- Bruk av boblegardin
- Bruk av siltpose

Til sist gis anbefalinger for planlagt tiltak utenfor Frier tråk.

2.4.1 Siltgardin

Siltgardin er mest vanlig spredningshindrende tiltak i forbindelse med mudringsprosjekter i havner, og generelt for anleggsarbeid nær strandlinjen. En siltgardin er en duk av geotekstil som plasseres vertikalt i vannet med flyteelementer på toppen og lodd i bunnen. Fiberduken er en vevd duk med åpninger hvor hensikten er at vannet kan passere men ikke partikler. I realiteten har duken en åpning som også gjør det mulig for fine partikler å passere. Erfaringsmessig vil en siltgardin ikke kunne stå i vann som strømmer vinkelrett på duken samtidig som den skal stoppe partikkeltransport (DNV 2008).

En typisk siltgardin har porestørrelse 0,1-0,2 mm som tilsvarer kornstørrelsen til fin sand. Miljøgifter assosieres derimot i første omgang til leir- og siltpartikler (<0,06 mm). Siltgardin med porestørrelse 0,045 mm, dvs. at den i hvert fall fanger opp siltpartiklene, finnes på markedet. Finere porestørrelse gir tilsvarende økt trekk i gardinen, som derfor må forankres stødigere og hyppigere til sjøbunnen enn en standard siltgardin.

Forankring av siltgarden til sjøbunnen fører altså i seg selv til sedimentoppvirvling og bruk av siltgardin er derfor mest relevant i prosjekter som (over tid) virvler opp store sedimentvolumer. Etablering av ny rørløp i Frierfjorden vil derimot være en dynamisk prosess hvor en siltgardin må flyttes i samme hastighet som rør og lodd senkes ned fra et supplyskip.

Tekniske utfordringer med bruk av siltgardin inkluderer også tidevannsstrømmer med skiftende strømreretning. Slike forhold stiller krav på en siltgardin som omslutter hele anleggsområdet og forhindrer spredning i alle retninger. I tillegg gir havneområder som Frier Vest potensielt utfordringer for bruk av siltgardin fordi skipstrafikk må opprettholdes under arbeidene.

For planlagt tiltak i Frierfjorden er den største utfordringen knyttet til arbeider på store vanddyp og store avstander fra land. Det konkluderes at siltgardin kun er et egnet tiltak hvis den nye rørledningen blir etablert nære land og på vanddyp <5-10 meter. For anleggsarbeid på større vanddyp er ikke siltgardin et egnet tiltak.

2.4.2 Boblegardin

En boblegardin skapes av små luftbobler som strømmer opp fra en slange som er lagt ut på sjøbunnen i tilknytning til anleggsområdet. Mengden og hastigheten på luftboblene avgjør boblegardinens effekt, men generelt er boblegardin mest effektiv for de minste partiklene (leir og fin silt), mens større partikler avsettes på innsiden av boblegardin (Statens Vegvesen 2013). En teknisk fordel med boblegardin er at den ikke gir de samme utfordringer med skipstrafikk i anleggsperioden. Tilsvarende som for bruk av siltgardin bør boblegardin legges i en sirkel på sjøbunnen rundt anleggsområdet for å gi best effekt.

Hensikten med en boblegardin er å få partiklene opp i overflaten. En boblegardin må derfor kombineres med andre tiltak, typisk siltgardin som hindrer spredning av partikler langs sjøoverflaten. Her må derimot ikke siltgardin nå helt ned til sjøbunnen og forankres, med et optimalisert system som sørger for at finstoffet forblir innestengt i boblegardin helt opp til overflaten vil en siltgardin som når et par meter ned i vannsøylen være tilstrekkelig.

Beregnet sedimentoppvirvling i denne studien står etter NIVAs mening ikke i proporsjon med det arbeid som må legges ned for å optimalisere et kombinert tiltak med boblegardin og siltgardin.

2.4.3 Siltpose

Siltposer, også kalt geotekstilposer, er vanligvis i størrelsen 10–50 m³, og benyttes bl.a. som et rensetrinn for ulike typer anleggsvann. De benyttes også som et ekstra rensetrinn etter vannbehandling i renseanlegg (Statens Vegvesen 2013). Posene har en filteråpning som gjør det mulig for vannet å passere samtidig som (de fleste) partiklene holdes tilbake. Siltposer benyttes i saneringsprosjekter med påfølgende rensing av drensvannet fra siltposene i et renseanlegg før det går ut i resipienten. Siltposer benyttes også til avvanning av muddermasser før deponering (DNV 2008).

Siden siltposer benyttes til avvanning av forurensede masser, rensing av forurenset avløpsvann, anleggsvann e.l., er dette ikke en relevant løsning for det planlagte tiltaket i Frierfjorden.

2.4.4 Anbefalinger

Som det fremgår i tidligere delkapitler er mekaniske tiltak for å hindre spredning av oppvirvlet sediment enten ikke teknisk gjennomførbare på vanddyp >5-10m, eller arbeidsinnsatsen står etter NIVAs mening ikke i proporsjon med den mengde sediment som forventes oppvirvlet som resultat av tiltaket.

Krav om avbøtende tiltak følger vanligvis av tillatelse til tiltak. Mest vanlig krav i forbindelse med anleggsarbeid på sjøbunnen er kontinuerlige turbiditetsmålinger i vannsøylen i direkte tilknytning til aktuelt anleggsområde, og i upåvirkede referanseområder. Turbiditetsmålinger gir informasjon om uakseptable forhøyede partikkelkonsentrasjoner i vannsøylen og praksis er at arbeidet stoppes til nivåene er akseptable (NIVA 2020).

Beregninger gjennomført i denne studien indikerer at mest effektivt avbøtende tiltak sannsynligvis vil være kontrollert nedsenking av rørledning og lodd. Kontrollert nedsenking forventes å gi ca. 75% redusert mengde oppvirvlet sediment, sammenlignet med om loddene mer eller mindre ukontrollert slippes ned på sjøbunnen. For et utslippsrør som ender på 50 meters dyp utenfor Tråk innebærer det en forskjell på totalt ca. 2,7 tonn sediment (målt som tørrstoff).

Som nevnt tidligere anses det ikke å være aktuelt med nedspyling av ny rørledning i Frierfjorden, hvor sedimentene mange steder er svært forurenset med persistente industristoffer som f.eks. HCB og dioksin-forbindelser fra gamle dagers utslipp. Samme problemstilling dukker imidlertid også opp i driftsfasen, når store mengder vann (opptil 10 m³/s) spruter ut gjennom røret. Dette blir nærmere diskutert i kapittel 3.

2.5 Sammendrag anleggsfase

Det er beregnet forventet sedimentoppvirvling fra etablering av en ny utslippsledning fra kai i området Frier Tråk til Frierfjorden iht. inngangsdata presentert i **Tabell 2**. Lengde på ny utslippsledning varierer fra 0 til 315 meter for de to alternative traséer som er vurdert (**Figur 1**). For utslippsdyp <10-20 meter er sørlig trasé identifisert som miljømessig gunstigere for etablering av ny rørledning. For utslippsdyp >20m er det lite eller ingen forskjell mellom de to traséene med hensyn til rørlengde og mengde oppvirvlet sediment i anleggsfasen.

Det er gjort eksempelberegninger for tre miljøgifter som kjennetegner lokal forurensningssituasjon, hhv. heksaklorbenzen (HCB), PAH-forbindelsen antracen, og dioksinforbindelsen 2,3,7,8-tetraklorodibenzodioksin (TCDD). Gitt at ny utslippsledning ender på vanddyp 50 meter er beregnet, oppvirvlet stoffmengde ≤2,5 gram HCB, ≤ 334 milligram antracen, og ≤0,25 milligram TCDD (**Tabell 5**). Biotilgjengelig fraksjon er begrenset til 0,01% oppvirvlet HCB, 0,22% oppvirvlet antracen, og 0,001% oppvirvlet TCDD (**Tabell 7**).

Forsiktig nedsenking av rørledning og lodd er identifisert som mest effektivt tiltak for å unngå sedimentoppvirvling i anleggsfasen. Sammenlignet med en situasjon hvor loddene mer eller mindre ukontrollert slippes ned på sjøbunnen forventes forsiktig nedsenking å redusere sedimentoppvirvling med ca. 75%. For et utslipp fra -50m innebærer det opptil 2,7 tonn redusert sedimentoppvirvling (målt som tørrstoff).

Mekaniske tiltak for å hindre spredning av oppvirvlet sediment (siltgardin, boblegardin, siltgardin) anses enten ikke å være teknisk gjennomførbare på vanddyp >5-10m, eller at arbeidsinnsatsen etter NIVAs forståelse ikke står i proporsjon med den begrensede mengden sediment som forventes oppvirvlet som resultat av tiltaket. Samlet sedimentoppvirvling fra ny utslippsledning med utslippsdyp 50 meter, og høyest beregnet sedimentoppvirvling per lodd tilsvarer oppvirvling fra 4-5 timers normal skipstrafikk samlet for Herøya og Rafnes.

Etablering av ny rørledning vil trolig gi krav om kontinuerlige turbiditetsmålinger i vannsøylen, både i tilknytning til aktuelt anleggsområde og på minst én upåvirket referansestasjon.

3 Driftsfase - simuleringer av kjølevannsutslipp

3.1 Introduksjon til gjennomførte simuleringer

Potensielt kjølevannsutslipp fra Frier Tråk er simulert med Visual Plumes (VP). VP er en Windows-basert modelleringsplattform utviklet av USEPA for beregning av innblandingssoner. VP har flere ulike bruksområder, men er i dette prosjektet brukt til å tallfeste utbredelse av innblandingssone, innlagringsdyp for utslippsplumen, og fortynningsfaktor for utslippsplumen i utkant av innblandingssonen (primærfortynning). For ytterligere informasjon om modellverktøyet VP vises til EPAs internettsider³.

Det er lagt til grunn at kjølevann vil slippes ut 24/7 gjennom hele året. I modelleringene har vi sett på både et sjøvannsbasert utslipp med inntaksvann fra Frierfjorden, og et ferskvannsbasert utslipp med opphav i Norsjø. Utvikling av ny industri på Tråk er fortsatt på et tidlig stadium, det er derfor valgt å modellere utslipp av kjølevann (både sjøvannsbasert og ferskvannsbasert) iht. to vidt forskjellige utslippsscenarier:

- Utslippsrate 3 m³ pr sekund gjennom utslippsrør med diameter 50 cm
(=> utslippshastighet 6,0 m/s)
- Utslippsrate 10 m³ pr sekund gjennom utslippsrør med diameter 100 cm
(=> utslippshastighet 3,9 m/s)

For begge utslippsscenarier er det brukt en vannstrøm med fast overtemperatur 20°C, sammenlignet med inntaksvannet.

Over korte avstander, hvor det fortsatt er tetthetsforskjeller mellom utslippsplumen og resipientvannet, er overtemperatur i resipienten en direkte funksjon av utslippsplumens fortynning. Forventet vanningstemperatur T i resipienten etter primærfortynning av utslippsplumen beregnes etter formelen:

$$T = \frac{(Tu + (f * Tr))}{(1 + f)}$$

hvor:

Tu = utslippstemperatur

f = simulert primærfortynning

Tr = resipienttemperatur ved plumens simulerte innlagringsdyp

Tabell 8 viser nøkkeldata for simulert kjølevannsutslipp, mens **Tabell 9** viser simulerte temperatur- og salinitetsdata for hhv. et sjøvannsbasert og ferskvannsbasert kjølevannsutslipp. Hydrografiske data er hentet fra målestasjon BC-1 (**Figur 4**), som ligger sentralt i Frierfjorden ca. 2 km fra kai i Frier Vest. Til modellering er det brukt månedlige gjennomsnitt fra perioden 2015-2019⁴.

Tabell 8. Nøkkeldata for modellering av kjølevannsutslipp fra Frier Tråk.

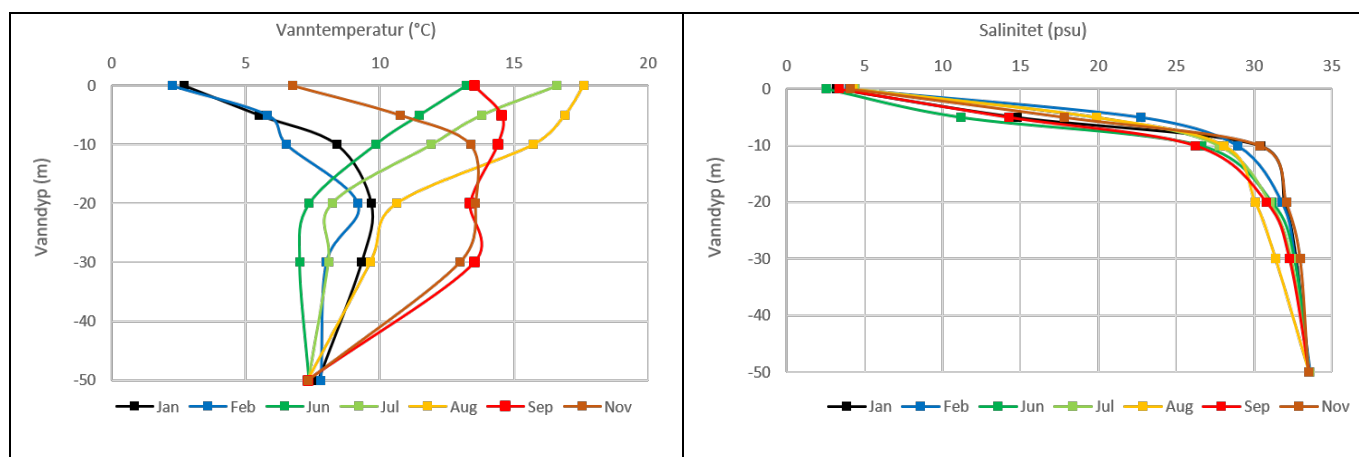
Inntaksvann	Sjøvann: Frierfjorden (dypvann) Ferskvann: Norsjø (dypvann)
Vannrate	3 m ³ /s eller 10 m ³ /s
Diameter utslippsrør	50 cm eller 100 cm
Overtemperatur utslippsvann	20°C (hele året, alle utslippsscenarier)
Saltholdighet utslippsvann	Identisk med inntaksvannet

³ <https://www.epa.gov/ceam/visual-plumes>

⁴ <https://vanmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/38293>

Tabell 9. Simulerte inngangsdata gitt et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Frier Tråk med inntaksvann fra Frierfjorden. I modelleringene er det antatt et sjøvannsinntak 20 meter under sjøoverflaten.

Måned	Inntaksvann		Utslippsvann	
	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)
Januar	9,68	32,00	29,68	32,00
Februar	9,17	31,78	29,17	31,78
Juni	7,37	31,18	27,37	31,18
Juli	8,22	31,03	28,22	31,03
August	10,64	30,09	30,64	30,09
September	13,37	30,80	33,37	30,80
November	13,58	32,07	33,58	32,07



Figur 4. Hydrografiske profiler brukt til fortynningsmodellering av et kjølevannsutslipp fra Frier Tråk. Profilene er hentet fra målestasjon BC-1 sentralt i Frierfjorden og representerer månedlige gjennomsnitt for perioden 2015-2019.

Tabell 10. Simulerte inngangsdata gitt et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp fra Frier Tråk til Frierfjorden med inntaksvann fra Norsjø.

Sesong	Inntaksvann		Utslippsvann	
	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)
Sommer	10	0	30	0
Vinter	4,0	0	24	0

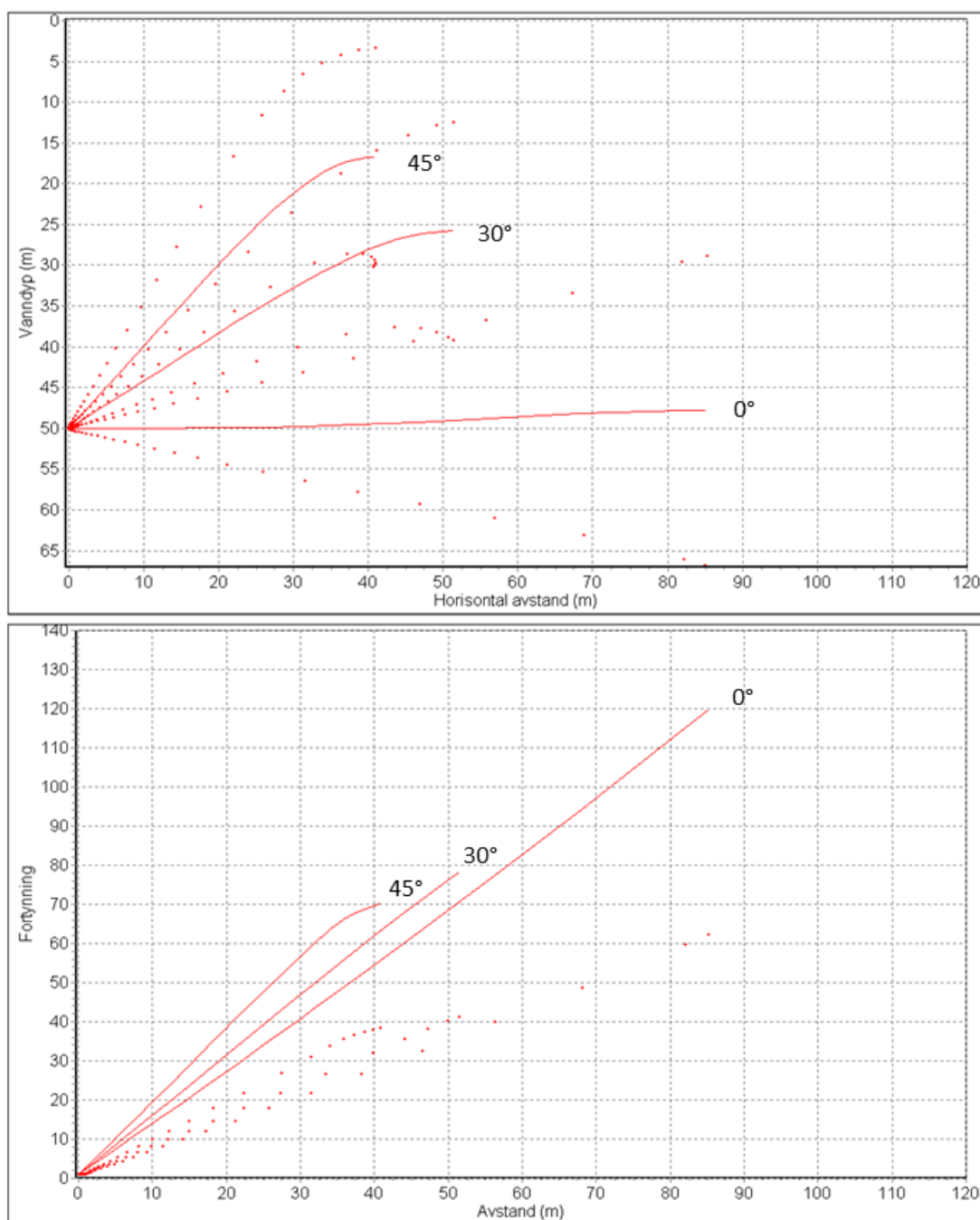
3.2 Effekt av utslippsvinkel

Figur 5 viser modelleringsresultater for et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra 50 meters dyp med utslippsvinkel hhv. 0°/30°/45° sett fra sjøbunnen. Vi ser at et utslippsrør som ligger flatt på sjøbunnen (0°) i prinsippet spres parallelt langs med sjøbunnen og gir større innblandingssone og større fortykning sammenlignet med tilsvarende utslipp vinklet oppover mot vannsøylen.

På den ene siden ville det derfor være naturlig å velge en utslippsløsning hvor enden på røret ligger flatt på sjøbunnen, også fordi det er en teknisk enklere løsning. I virkeligheten er det ikke anbefalt å legge et punktutslipp parallelt med sjøbunnen fordi det ville gi kontinuerlig oppvirvling av sedimenter. Med de vannrater som er aktuelle fra Frier Tråk (simulerte utslippsrater hhv. 3 m³/s og 10 m³/s) ville et utslipp på sjøbunnen gi signifikant oppvirvling av sedimenter og føre til mekanisk

stress av bunnfauna, og økt turbiditet i vannsøylen. I tillegg er miljøgiftinnholdet i sedimentene i Frierfjorden svært høyt, se kapittel 2.

Uavhengig av hvilket utslippsdyp som til slutt velges vil utslippet fra Frier Tråk derfor måtte vinkles oppover mot vannsøylen for å unngå kontinuerlig oppvirvling av sedimenter fra forurenset sjøbunn. Alle modelleringsresultater presentert i det følgende er konservativt basert på utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen. Valgt utslippsvinkel gir relativt lavere fortykning av utslippsplumen men sikrer isteden mot oppvirvling av sedimenter fra sjøbunnen.



Figur 5. Effekt av utslippsvinkel på innblanding (øvre bilde) og fortykning (nedre bilde) av et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra -50m i Frierfjorden. Utslippsrate: $3\text{m}^3/\text{s}$. Diameter utslippsrør: 50 cm.

3.3 Effekt av utslippsdyp og sesong

Et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp med opphav i Frierfjorden er simulert med seks forskjellige utslippsdyp 5-50 meter for utslipp gjennom hele året. Resultater uttrykt som forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er vist i **Tabell 11** for utslipp hhv. med høyest/lavest inntakstemperatur (årsmaks og årsmi).

Utslippsvinkel 45° gir stor oppdrift av plumen for alle simulerte utslippsdyp. Forventet innlagingsdyp varierer mellom 1-20 meter og innblandingssonen strekker seg 5-42 landmeter fra enden av røret avhengig av utslippsdyp og sesong.

Forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er 2,4°C eller lavere for alle utslippsdyp og gjennom hele året. Sesongeffekter er tydelige for utslippsdyp ≤10m, mens forventet overtemperatur for utslippsdyp >10m er nærmest identisk gjennom året.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 11. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Frier Tråk som funksjon av utslippsdyp og inntakstemperatur.

Utslippsdyp	Temperatur inntaksvann	Forventet OT etter primærfortynning (°C)
-5m	Årsmaks	2,4
-10m		1,4
-20m		0,7
-30m		0,4
-40m		0,3
-50m		0,3
-5m	Årsmi	1,3
-10m		0,9
-20m		0,5
-30m		0,4
-40m		0,3
-50m		0,2

3.4 Effekt av ferskvannsbasert kjølevann

Et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp med opphav i Norsjø er simulert for utslipp fra samme vandyp (5-50 meter) som for sjøvannsbasert kjølevann. Ferskvannsbasert kjølevann er simulert for utslipp hhv. i vintersesong (forventet inntakstemperatur 4°C) og sommersesong (forventet inntakstemperatur 10°C). Resultater uttrykt som forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er vist i **Tabell 12**.

Forventet innlagingsdyp for et ferskvannsbasert utslipp varierer 1-17 meter, med innblandingssoner som strekker seg 5-42 landmeter fra enden av utslippsrøret avhengig av utslippsdyp og sesong. Forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er 2,3°C eller lavere for alle utslippsdyp og gjennom hele året. Tilsvarende et sjøvannsbasert utslipp er sesongeffekten begrenset til utslippsdyp ≤10m.

Samlet er det altså meget små forskjeller i spredning og fortynning hhv. av et ferskvannsbasert og sjøvannsbasert kjølevannsutslipp. Spredning og fortynning bestemmes i første omgang av valgt

utslippsvinkel (45°), som tvinger et sjøvannsbasert utslipp oppover i vannsøylen og derfor slukker ut opprinnelig tetthetsforskjell mellom sjøvann og ferskvann.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 12. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp fra Frier Tråk som funksjon av utslippsdyp og inntakstemperatur.

Utslippsdyp	Temperatur inntaksvann	Forventet OT etter primærfortynning (°C)
-5m	Årsmaks	2,3
-10m		1,3
-20m		0,6
-30m		0,4
-40m		0,3
-50m		0,2
-5m	Årsmin	1,2
-10m		0,6
-20m		0,4
-30m		0,3
-40m		0,2
-50m		0,2

Figur 6 viser utslipp av overtemperert ferskvann fra industrier på Herøya i sammendrag. Data er hentet fra DHI 2019 og viser innrapporterte utslippsrater uttrykt som årsmiddel, det er altså ikke øvre grense i aktuelle tillatelser som gjengis.

Vi ser at simulerte kjølevannsutslipp fra Frier Tråk (utslippsscenarier hhv. 3 m³/s og 10 m³/s) er i samme størrelsesorden som samlet ferskvannsutslipp fra Herøya til Frierfjorden. Til sammenligning er naturlig ferskvannstilførsel til Frierfjorden 5,3 m³/s fra Herreelva, og 304 m³/s fra Skienselva uttrykt som årsmiddel (DHI 2019).



Figur 6. Ferskvannstilførsler fra et utvalg punktkilder til Frierfjorden. Data fra DHI 2019.

3.5 Effekt av økt utslippsrate

Et utslippsscenario med 233% økt utslippsrate, fra 3 m³/s til 10 m³/s, er simulert for hhv. et sjøvannbasert og ferskvannbasert utslipp til Frierfjorden. Tilsvarende modelleringer med utslippsrate 3 m³/s (kapittel 3.3-3.4) presenteres resultater for utslippsdyp 5-50 meter, og inntakstemperaturer representrende hhv. årsmaks og årsmi.

Resultater uttrykt som forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er vist i **Tabell 13** for et sjøvannbasert utslipp, og **Tabell 14** for et ferskvannbasert utslipp. Til sammenligning er det her også tatt med forventninger for utslippsrate 3 m³/s allerede presentert i **Tabell 11** og **Tabell 12**. Overtemperatur i resipienten er omtrent den doble mot utslippsrate 3 m³/s og øker derfor ikke proporsjonalt med vannraten. Her er det imidlertid verdt å merke seg at simulerte utslippsrater går til sjø gjennom rør med forskjellig diameter (hhv. 50 cm og 100 cm) som gir forskjellig utslippshastighet (hhv. 6,0 m/s og 3,9 m/s) og derfor utslippsplumer som opptrer litt forskjellig i vannsøylen.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 13. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et sjøvannbasert kjølevannutslipp fra Frier Tråk som funksjon av utslippsrate.

Utslippsdyp	Temperatur inntaksvann	Forventet OT etter primærfortynning (°C)	
		Rate 3 m ³ /s og Ø 50 cm	Rate 10 m ³ /s og Ø 100 cm
-5m	Årsmaks	2,4	4,4
-10m		1,4	2,8
-20m		0,7	1,5
-30m		0,4	1,0
-40m		0,3	0,7
-50m		0,3	0,6
-5m	Årsmi	1,3	2,4
-10m		0,9	1,7
-20m		0,5	1,0
-30m		0,4	0,7
-40m		0,3	0,6
-50m		0,2	0,5

Tabell 14. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et ferskvannbasert kjølevannutslipp fra Frier Tråk som funksjon av utslippsrate.

Utslippsdyp	Temperatur inntaksvann	Forventet OT etter primærfortynning (°C)	
		Rate 3 m ³ /s og Ø 50 cm	Rate 10 m ³ /s og Ø 100 cm
-5m	Årsmaks	2,3	3,8
-10m		1,3	2,4
-20m		0,6	1,3
-30m		0,4	0,8
-40m		0,3	0,6
-50m		0,2	0,5
-5m	Årsmi	1,2	2,8
-10m		0,6	1,8
-20m		0,4	0,9
-30m		0,3	0,5
-40m		0,2	0,4
-50m		0,2	0,3

3.6 Sammendrag simuleringer

I denne studien har vi sett på forskjellige parametere som spiller inn for hvordan overtemperert kjølevann spres og fortynnes i Frierfjorden. Uforandret for alle simulerte scenarier er derimot initial overtemperatur 20°C i utslippet sammenlignet med resipientvannet, og utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen. **Tabell 16** gir et sammendrag av viktige funn fra gjennomførte modelleringer.

Tabell 15. Simuleringsresultater for et kjølevannsutslipp fra Frier Tråk til Frierfjorden i sammendrag.

Parameter	Konklusjon
Utslippsdyp	Fortynningen øker, og overtemperatur etter primærfortynning minker med økende utslippsdyp
Sesong	For utslippsdyp ≤ 10 m gir utslipp i høstsesong, når temperaturen i inntaksvannet typisk er på sitt høyeste, 0,5-1,1°C høyere overtemperatur, sammenlignet med utslipp i (tidlig) sommersesong, når temperaturen i inntaksvannet typisk er på sitt laveste. For utslippsdyp > 10 m er det minimale sesongbaserte forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten.
Kjølevannets opphav	Gitt utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen er det svært liten forskjell i spredning/fortynning av et utslipp med opphav i hhv. sjøvann og ferskvann.
Utslippsrate	Økt utslippsrate fra 3 m ³ /s til 10 m ³ /s (233% økning) forventes gi omtrent en dobling av resipientens overtemperatur etter primærfortynning. Økt utslippsrate krever utslippsrør med større diameter (100 cm) som gir ett litt annerledes scenario sammenlignet vannrate 3 m ³ /s (50 cm).

Fokus i denne studien har vært på utslippsplumens primærfortynning, dvs. fortynning som kobles til utslippshastighet og tetthetsforskjeller mellom utslippsplumen og resipientvannet. Vi har ikke sett på plumens videre fortynning i resipienten etter innlagring (sekundærfortynning), noe som stiller krav på 3D-modellering med en hydrodynamisk modell.

En ofte brukt, regulatorisk tommelfingerregel i miljø-Norge er at kjølevannsutslipp som gir en kontinuerlig overtemperatur i resipienten $< 1^\circ\text{C}$ på avstand 100 meter fra utslippet anses som miljømessig akseptabelt. Gjennomførte simuleringer viser:

- For utslippsrate 3 m³/s forventes kontinuerlig overtemperatur $\leq 2,4^\circ\text{C}$ etter primærfortynning på avstand ≤ 42 meter fra utslippet.
- For utslippsrate 10 m³/s forventes kontinuerlig overtemperatur $\leq 4,4^\circ\text{C}$ etter primærfortynning på avstand ≤ 42 meter fra utslippet.

Det er rimelig å anta ytterligere minst 5x sekundærfortynning innenfor 100 meter fra utslippet, og en generell konklusjon er derfor at alle simulerte utslippsscenarioer er miljømessig akseptable.

Miljøeffekter fra uttak av kjølevann fra Frierfjorden er vurdert i separat kapittel.

4 Driftsfase - uttak av kjølevann fra Frierfjorden

Det er relevant å vurdere miljøeffekter knyttet til et uttak fra Frierfjorden med såpass høye rater som er aktuelle på Tråk. Miljøundersøkelser utenfor svenske kjernekraftverk, hvor svært høye vannrater tas ut til kjøling, går tilbake til 1960-70-tallet avhengig av hvilket av totalt 4 kraftverk det gjelder. Undersøkelsene representerer unike langtidsstudier av miljøeffekter knyttet til både uttak og utslipp av store mengder overtemperert kjølevann.

Blant svenske kjernekraftverk ligner Ringhals ca. 60 km sør for Göteborg mest på norske forhold. Inntaksvannet brukt til kjøling ved Ringhalsverket hentes fra et område i Kattegat med vandndyp ca. 17 meter. Utslippet med typisk overtemperatur 10°C går via tunnel til sjøoverflaten rett utenfor anlegget. Aktuell utslippsrate fra Ringhals er ca. 40 m³/s⁵, men har tidligere vært opptil 175 m³/s (SMHI Oceanografi 1988), tilsvarende 57,5% av normal vannføring i Skienselva (**Tabell 15**).

Fra et teknisk ståsted utgjør begroingsorganismer og særlig blåskjell på innsiden av rørene et stort problem på Ringhals. I perioder kan også maneter hope seg opp og føre til tetting og dermed driftsforstyrrelser i sjøvannsinntaket. Inntaksvannet må derfor regelmessig tilsettes begroingshemmende kjemikalier, typisk natriumhypokloritt.

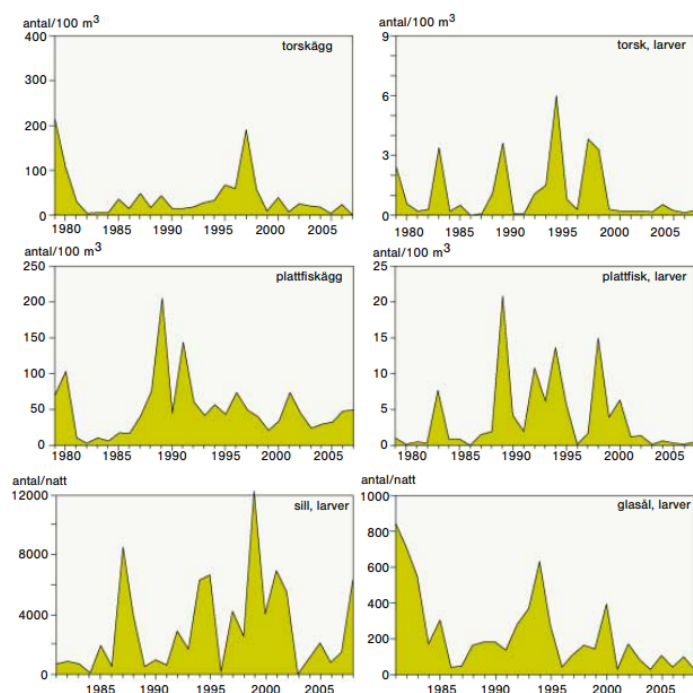
En generell konklusjon fra de svenske kjernekraftverkene inkludert Ringhals er at tap av biota i kjølevannsinntaket er av mer alvorlig karakter enn temperatureffekter observert i utslippsområdene. For å forhindre innsuging av makrofauna er inntaket ved Ringhals utstyrt med silesystemer hvor alle organismer større enn 4-5 millimeter ikke slipper gjennom. Fisk filtrert ut i silesystemet på Ringhals har tidligere vært i størrelsesorden 5-6 tonn pr år men er i dag typisk <1 tonn/år. Litt større fisk overlever ofte denne behandlingen og kan tilbakeføres resipienten via oppsamlingsbasseng og en rørledning. Dødeligheten er derimot høy blant mindre fiskearter som glasskutling, tobis, brisling og sild (Elforsk 2009).

Plankton, fiskeegg og mindre fiskeyngel passerer silene og suges inn i kjølevannssystemet. Undersøkelser ved Ringhals viser at fiskeegg og larver har forventet dødelighet 100% ved passasje gjennom systemet. Dødeligheten skyldes en kombinasjon av mekanisk stress i forbindelse med plutselige trykkforandringer, og termisk stress fra selve oppvarmingen. Tap av egg og larver fra torsk, sild, forskjellige flatfisk (samleprøve) og ål følges jevnlig ved Ringhals. Antall larver pr 100 m³ inntaksvann varierer fra nær null og opptil 21 larver (**Figur 6**). Totalt tap av torskeegg i kjølevannssystemet ved Ringhals i perioden 1979–1996 er beregnet tilsvare eggproduksjonen fra ca. 15 tonn torskehunner (Elforsk 2009). I senere tid er tap av torskelarver i Ringhalsverket beregnet til mellom 2,3 og 9,4 millioner individer pr år (Bergström m. fl. 2009), noe som basert på meget konservative anslag hadde kunnet gi et tilskudd til berørte torskebestander på opptil 33 tonn per år (Andersson m.fl. 2011).

Tap av sildelarver ved Ringhals i perioden 2002-2007 er estimert til mellom 80 000 og 20 millioner individer per år (Bergström m.fl. 2009). Basert på konservative beregninger tilsvarer det et tap på opptil 390 tonn voksen sild pr år, eller maks 0,04% av samlet sildebestand i Kattegat, Skagerrak og Nordsjøen (Andersson m.fl. 2011). På generell basis konkluderer samme studie at tap av larver fra kommersielt viktige fiskearter ved Ringhals trolig har liten eller ingen effekt på samlet bestand i Kattegat, Skagerrak og Nordsjøen.

⁵ <https://group.vattenfall.com/se/var-verksamhet/ringhals/miljo/miljopaverkan>

Stasjonære fiskearter, for eksempel leppefisker, ulker og tangsprell, er derimot mer sårbare (SLU 2012), for eksempel har den lokale bestanden av bergnebb til tider vært kunstig lav i området utenfor Ringhals (Elforsk 2009).



Figur 7. Registrerte mengder fiskeegg og larver i sjøvanninntaket til Ringhals kjernekraftverk i Sverige. Fra Elforsk 2009.

Dyreplankton som passerer silene er motstandsdyktige mot de trykk- og temperaturforandringer som skjer på reisen gjennom kjølesystemet (Elforsk 2009). Letaltemperatur for relevante dyreplankton er ca. 35°C, noe som normalt ikke forekommer på Ringhals. Størst tap av dyreplankton har isteden vist seg tilknyttet predasjon av blåskjell som vokser inne i sjøvannsinntaket. Dyreplankton vil derimot, sammen med blåskjell og andre fastsittende evertebrater, slås ut i forbindelse med bruk av begroingshemmende midler. Dyreplankton har kort generasjonstid og i mange tilfeller en trans-regional utbredelse, det er derfor vanskelig å forestille seg effekter på bestandsnivå fra tap i kjølevannssystemer.

Mest effektivt tiltak for å unngå store tap av biota i sjøvannsinntaket er å flytte inntaket ned på dypere vann. Sjøvannsinntaket til Oskarshamns kjernekraftverk på Østersjøkysten ligger betydelig dypere (30 meter) enn hos øvrige svenske kjernekraftverk, og Oskarshamn registrerer stadigvekk lavere tap av fiskelarver enn øvrige svenske kjernekraftverk inkludert Ringhals (SLU 2012).

Praksisen med å plassere sjøvannsinntaket på dypt vann er etablert hos norsk, landbasert industri med stort forbruk av kjølevann. På prosessanleggene Kårstø og Nyhamna ligger for eksempel sjøvannsinntaket 70-80 meter under sjøoverflaten. Samlet vannrate til sjø fra Kårstøanlegget er ca. 22 m³/s, og opptil 8,5 m³/s fra Nyhamna. Overtemperatur i utslippene fra Kårstø og Nyhamna er typisk 15-20°C. Avstand fra kai på Frier Tråk til vanddyp i Frierfjorden tilsvarende hva som er brukt på Kårstø og Nyhamna er 400-500 landmeter.

Det foreligger ingen kjente norske undersøkelser som kvantifiserer tap av biota fra sjøvannsinntak på dypt vann. Vanddyp for inntaksvann ved Kårstø og Nyhamna er imidlertid valgt nettopp for å unngå slike problemer, i tillegg til tekniske utfordringer fra mulig tiltetting av systemene.

5 Konklusjoner

Anleggsfase:

I vurderingen har vi tatt utgangspunkt i at ny utslippsledning settes sammen av 8m PE-enheter med betonglodd i skjøtene. Nedspyling av ny utslippsledning i sjøbunnen anses ikke relevant fordi det ville føre til oppvirvling av store mengder forurensede sedimenter.

To alternative rørtraséer fra kai og ut i Frierfjorden, hhv. trasé nord og trasé sør, er vurdert. For utslippsdyp ≤ 10 -20m er trasé sør signifikant kortere og gir derfor lavere sedimentoppvirvling i anleggsfasen sammenlignet med trasé nord.

Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden. Med utgangspunkt i utslippsdyp -50m og maks forventet sedimentoppvirvling pr lodd tilsvarer oppvirvling fra ny utslippsledning oppvirvling fra 4-5 timers skipstrafikk samlet for Herøya og Rafnes. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser lav biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene ($\ll 1\%$).

Basert på begrenset sedimentoppvirvling og på tekniske utfordringer knyttet til anleggsarbeid på vandyp > 5 -10m anses ikke bruk av mekaniske, spredningsreducerende tiltak (siltgardin, boblegardin, siltpose eller en kombinasjon av disse) nødvendig i anleggsfasen.

Driftsfase:

Generelt gir resultatene en forventning om overtemperaturer $< 1^\circ\text{C}$ på avstand 100 meter fra utslippet. Det konkluderes derfor at alle simulerte scenarier er miljømessig akseptable med hensyn til forventet overtemperatur i resipienten. I simuleringene er det tatt utgangspunkt i kontinuerlig overtemperatur 20°C i utslippet. For å unngå kontinuerlig oppvirvling av (forurensede) sedimenter med de utslippshastigheter som er aktuelle (3,9-6,0 m/s er simulert) er det i driftsfasen for alle scenarier tatt utgangspunkt i utslippsvinkel 45° sett fra sjøbunnen.

Simuleringer viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten, med økende utslippsdyp. For utslippsdyp > 10 m er det minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten gjennom året. Med valgt utslippsvinkel 45° er det også minimale forskjeller i forventet overtemperatur i resipienten mellom et sjøvannsbasert og et ferskvannsbasert kjølesystem. Utslippsrate $10 \text{ m}^3/\text{s}$ forventes å gi omtrent en dobling av resipientens overtemperatur etter primærfortynning sammenlignet med utslippsrate $3 \text{ m}^3/\text{s}$.

Gitt uttak av kjølevann fra Frierfjorden anbefales tilstrekkelig inntaksdyp for å unngå signifikante tap av dyreplankton inkludert fiskeegg og larver. Inntaksvann hentet fra stort dyp vil være en fordel både for vannmiljøet og fra et teknisk ståsted. Temperaturen på -50m i Frierfjorden er 7 - 8°C gjennom hele året, noe som gir mer effektiv kjøling og derfor lavere overtemperatur i utslippet. Risiko for tiltetting, begroing av inntaksrør og derfor også behov for bruk av begroingshemmende kjemikalier vil avta med økende inntaksdyp.

For et kjølesystem basert på Norsjøvann vil tap av biota, begroing og behov for begroingshemmende kjemikalier være nær null. Totalt sett vil derfor den miljømessige belastning være lavere for et ferskvannsbasert kjølesystem. Det er også viktig å merke seg, at kjølevann importert til Frier Tråk fra Norsjø uansett vil renne ut i Frierfjorden via Skienselva og at det derfor ikke handler om et netto tilskudd av ferskvann til Frierfjorden.

6 Referanser

Andersson J, Cardinale M, Fagerholm B, Hjelm J, Pettersson E (2011). Fiskförluster i kylvattenintagen till Ringhalsverket. Internrapport, Fiskeriverket, 15 s.

Bergström L, Jansson M, Sundqvist F, Andersson J (2009). Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1979-2007. FINFO 2009:2, 37 s.

DHI (2019). Assessment of the ecological status in the Grenlandsfjord-system. Baseline based on hydrodynamic and biogeochemical modelling of the Grenlandsfjordene. DHI Report 6/5-2019.

DHI (2020). Assessment of the chemical status in the Grenland fjord-system. Baseline and forecast based on hydrodynamic and hazardous substances modelling. DHI Report 15/6-2020.

DNV (2008). Statens Forurensningstilsyn. Mudringsmetoder for forurenset sjøbunn. Rapport Nr. 2008-0476, Revisjon Nr. 01.

(<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2425/ta2425.pdf>).

Elforsk (2009). Miljøeffekter av stora kylvattenutsläpp. Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk rapport nr 09:79, juli 2009.

(<https://energiforskmedia.blob.core.windows.net/media/19898/miljoeffekter-av-stora-kylvattenutslapp-elforskrapport-2009-79.pdf>).

EU (2011). Dioxin and Dioxin-Like PCBs. EQS dossier 2011 (<https://circabc.europa.eu/sd/a/f0d90906-c361-4af1-82b1-d2e52f826c14/Dioxins%20%26%20PCB-DL%20EQS%20dossier%202011.pdf>).

Karickhoff SW, Brown DS, Scott TA (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res 13: 241-8 (<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/004313547990201X>).

Multiconsult (2016). Gjennomseiling Torsbergrenna. Miljøundersøkelse av sjøbunnsediment. Multiconsult Rapport 814587-RIGm-RAP-00. Tromsø: Multiconsult.

NIVA (1975). Strøm- og sjiktningsmålinger i Frierfjorden. Rapport nr. 2: Måleresultater maj-juni 1975. Sammenfattende vurderinger 23.oktober 1975. NIVA Rapport O-112/74

(https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/201362/0720_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

NIVA (1991). Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene. Delrapport 3; Vannutskiftning i fjordene. Molvær J & Stigebrandt A, Overvåkningsrapport nr. 450/91

(<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/206411>).

NIVA (2010). Risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Rafnes industriområde. NIVA-rapport 5924-2010 (https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214852/5924-2012_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

NIVA (2012). Revidert risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Herøya industripark. NIVA-rapport 6280-2012 (https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/215749/6280-2012_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

NIVA (2016). Tiltaksrettet overvåking av Grenlandsfjordene i henhold til vannforskriften. Overvåking for konsortium av 11 bedrifter i Grenland. NIVA Rapport 7049-2016 (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2407419>).

NIVA (2020). Områdereguleringens innvirkning på forurensningssituasjonen i Frierfjorden. Notat 11.mars 2020, journalnr. 0102/20.

NIVA (2021). Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp til Frierfjorden fra Vianode Herøya. NIVA Rapport 7656-2021 (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2825208>)

SLU (2012). Fiskförluster i svenska kärnkraftverk. En sammanställning av kunskapsläget. Andreas C Bryhn, Aqua reports 2012:10 (https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/aqua/externwebb/sidan-publikationer/aqua-reports-xxxx_xx/aqua-reports-2012_10.pdf).

SMHI Oceanografi (1988). Ringhals - kylvattenutsläpp i havet. Slutrapport från oceanografiska undersökningar utanför Ringhals kärnkraftverk med fyra aggregat i drift. Rapport Nr. 25, 1988 (https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.165236!/Oceanografi_25%20Kylvattnet%20fr%C3%A5n%20Ringhals%201974%20-%2086..pdf)

Statens Vegvesen (2013). Siltgardiner. Funksjon, tilpassing og oppfølging. Statens Vegvesens Rapporter Nr. 2015. (<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2657473>).

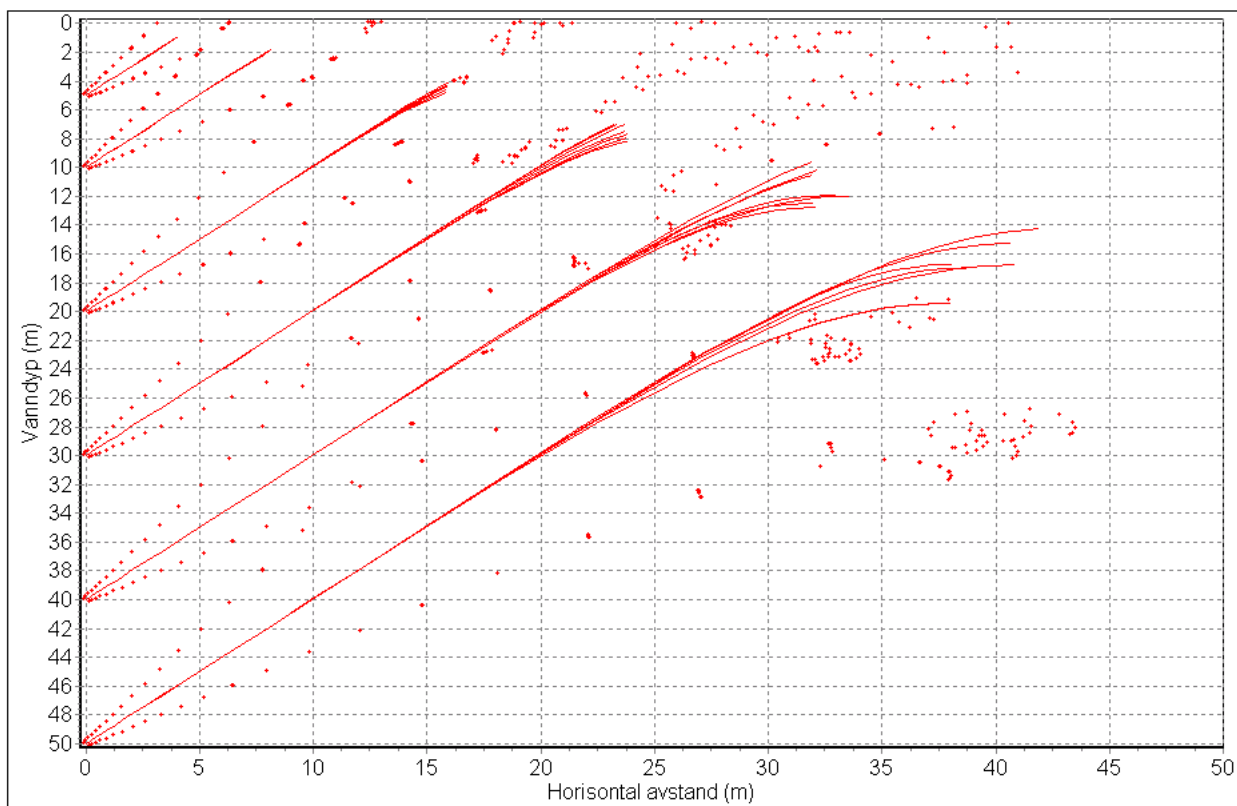
Vedlegg A - Modelleringsresultater

Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)

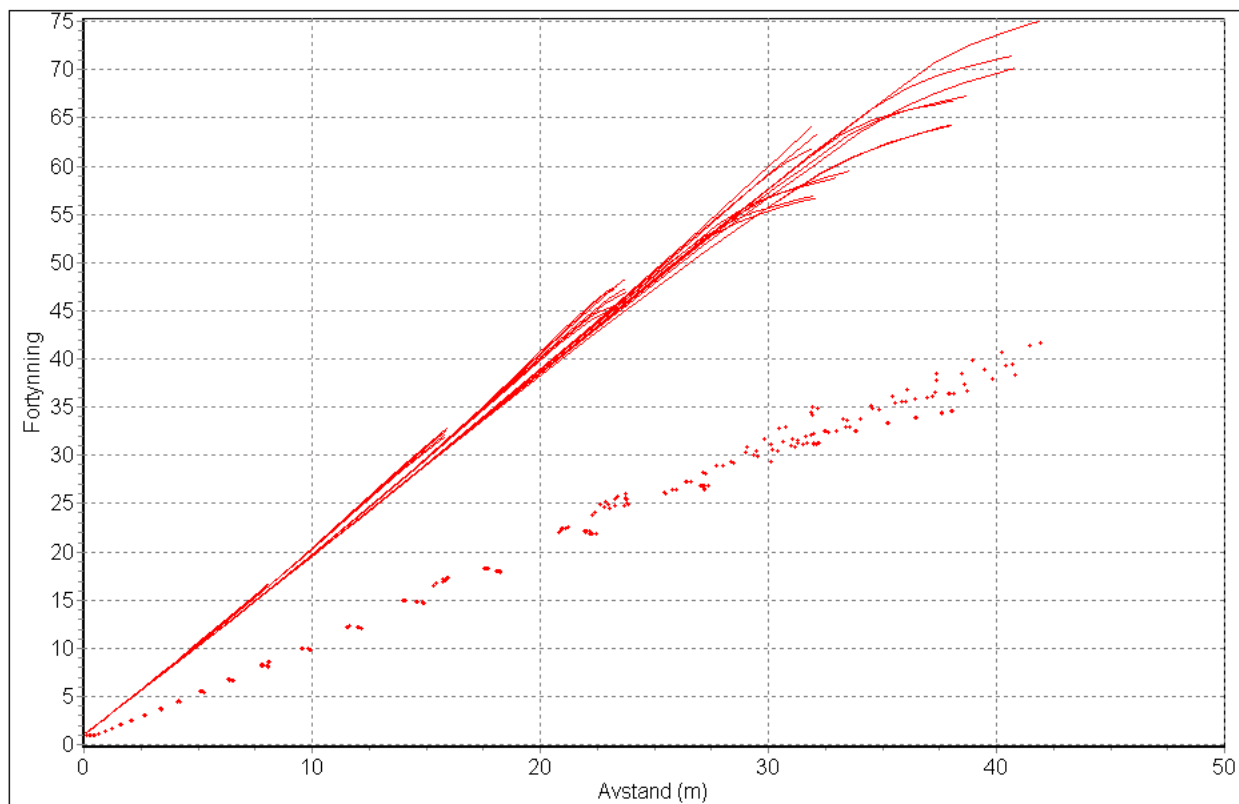
Sesong: Hele året

Rate/rør: 3 m³ pr sekund / 50 cm

Spredning



Fortynning

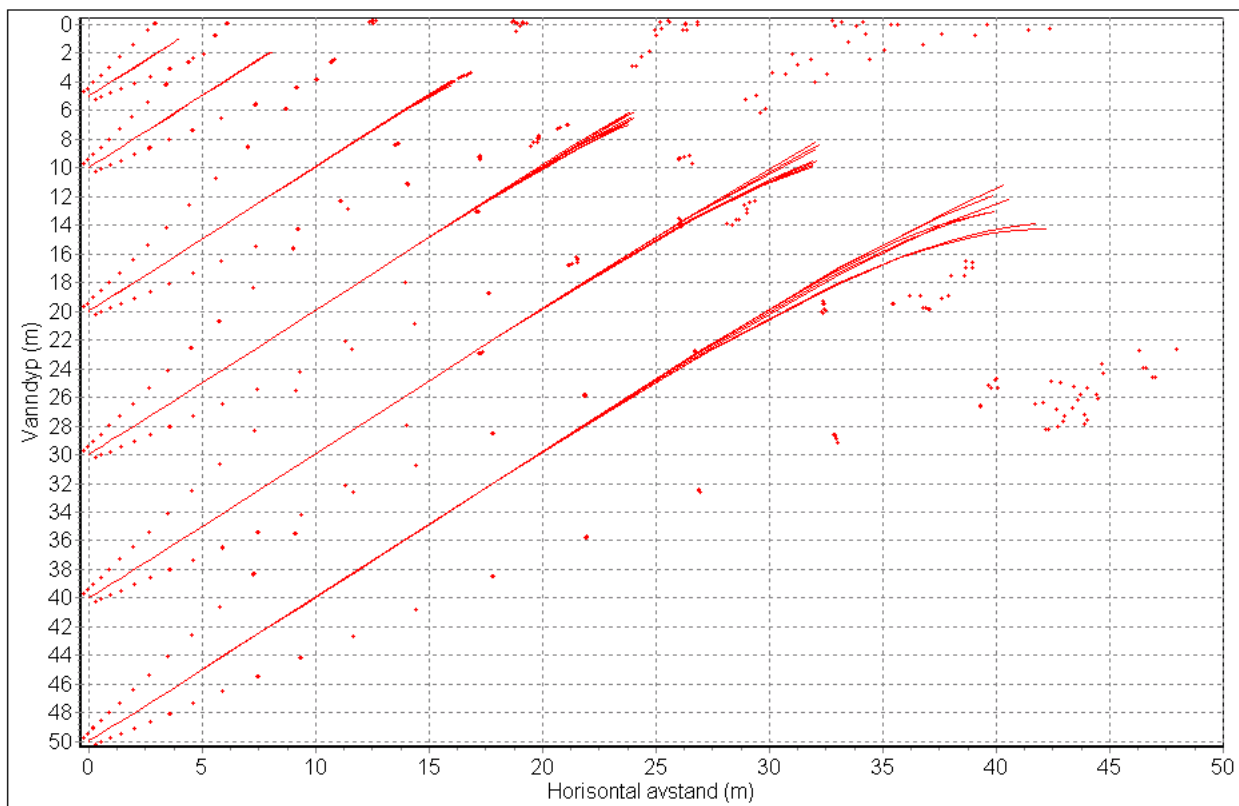


Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)

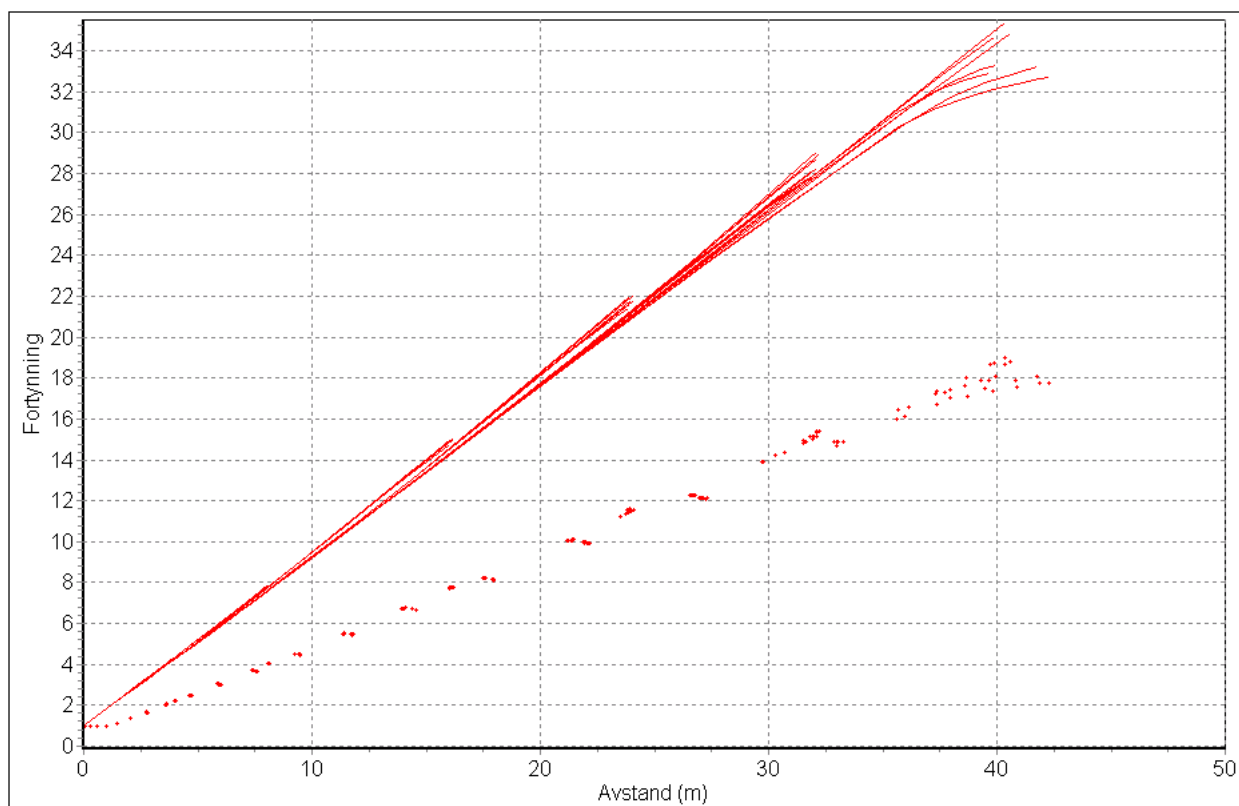
Sesong: Hele året

Rate/rør: 10 m³ pr sekund / 100 cm

Spredning



Fortynning

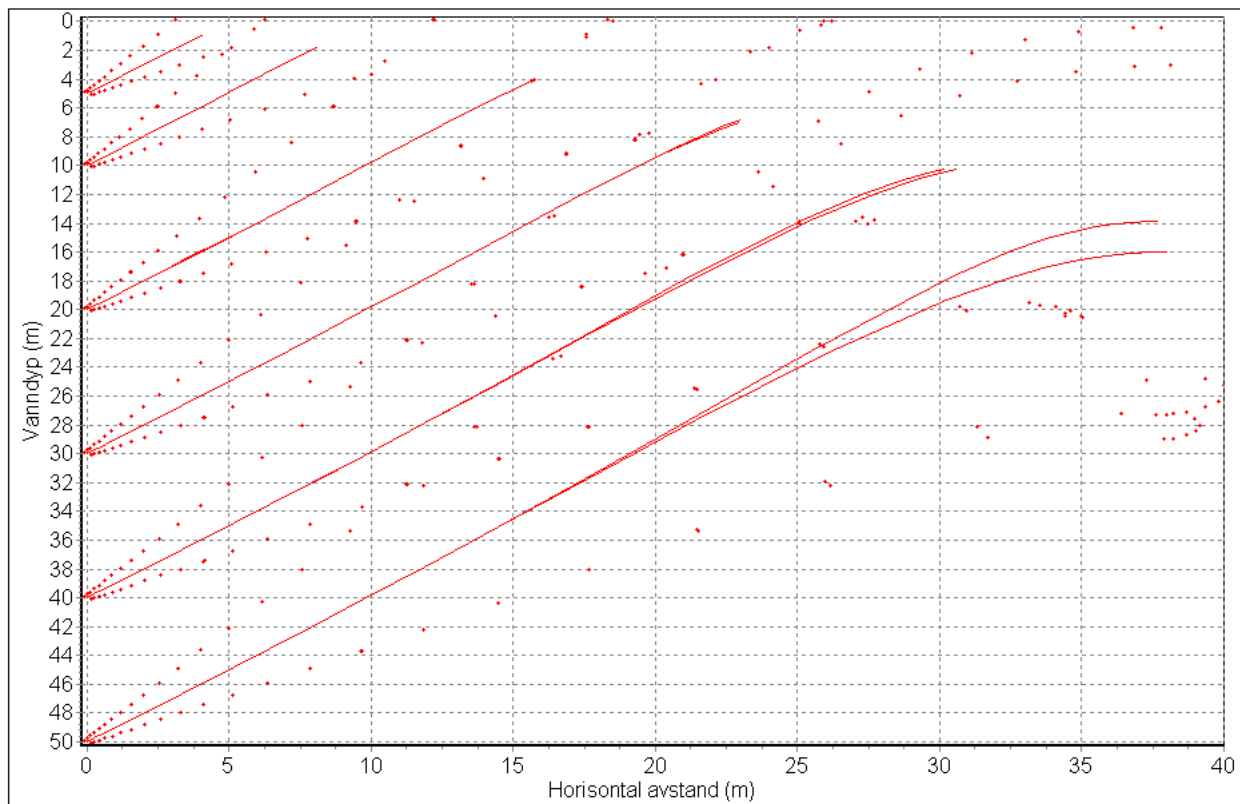


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

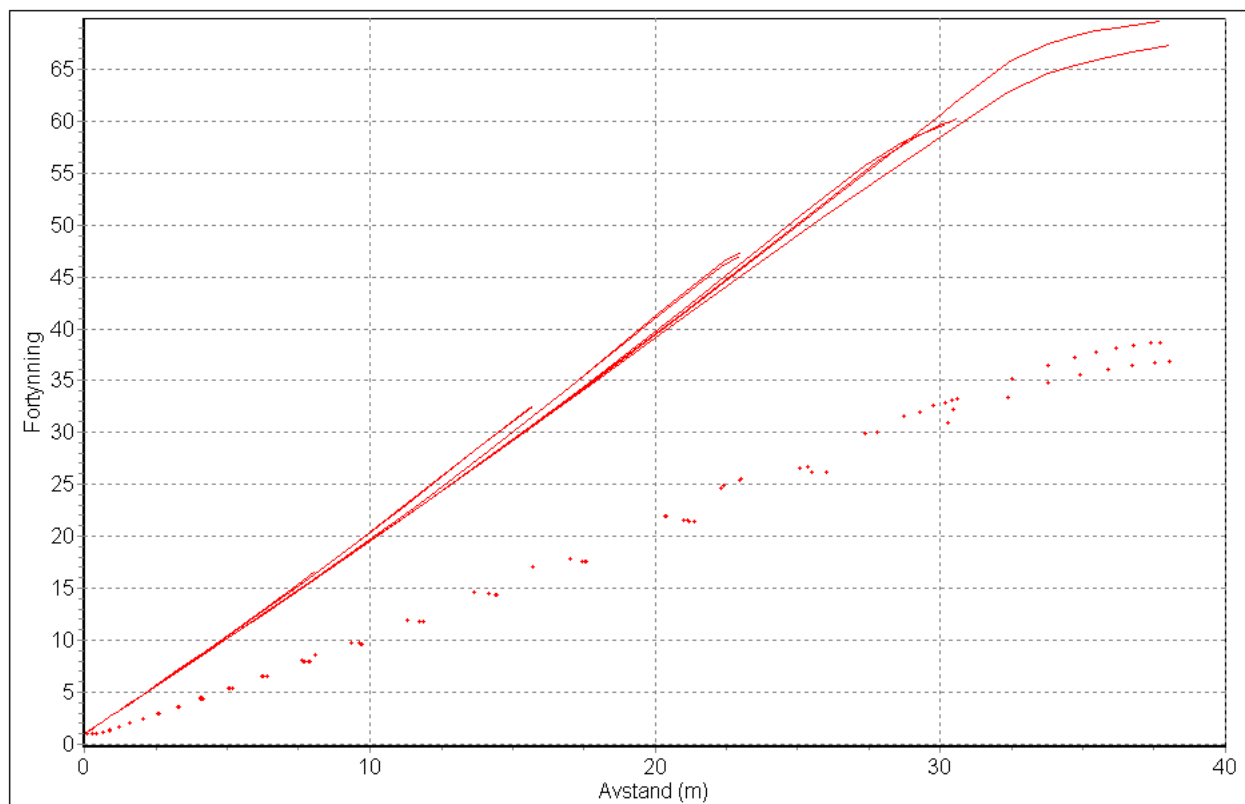
Sesong: Sommersesong

Rate/rør: 3 m³ pr sekund / 50 cm

Spredning



Fortynning

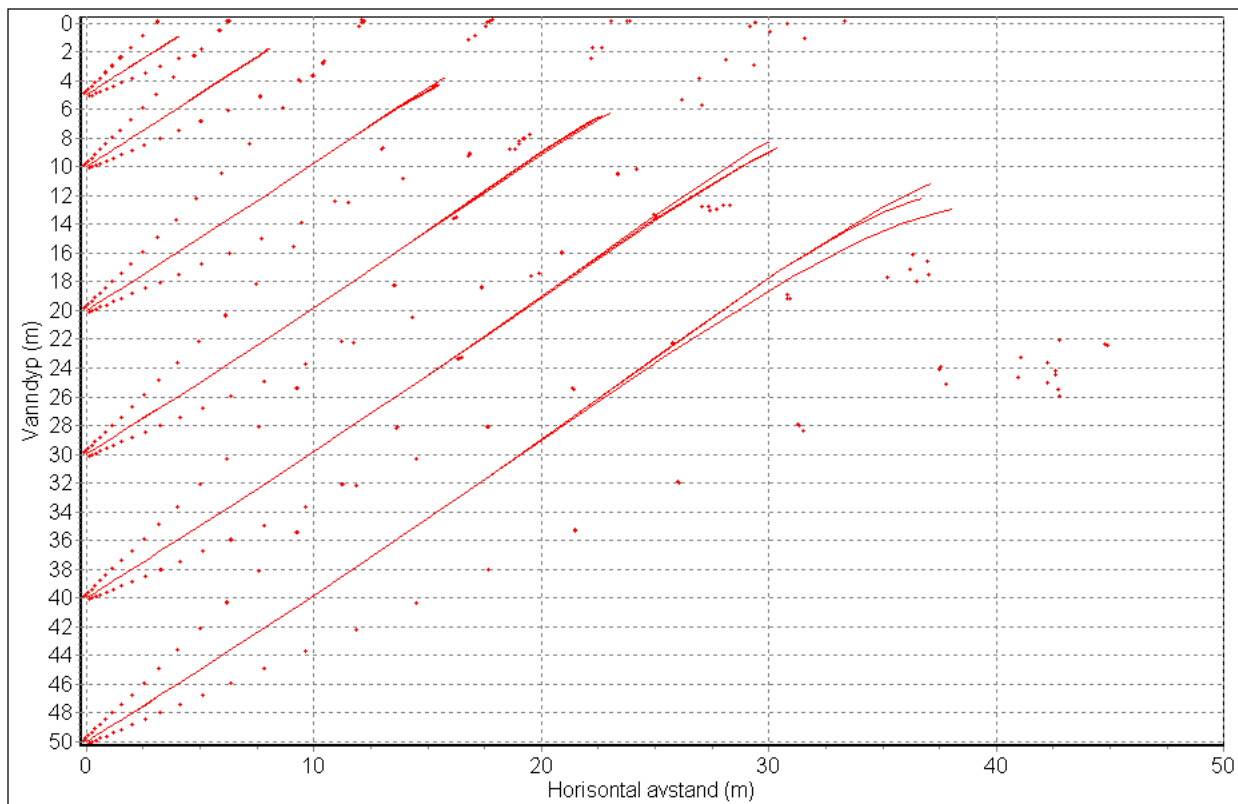


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

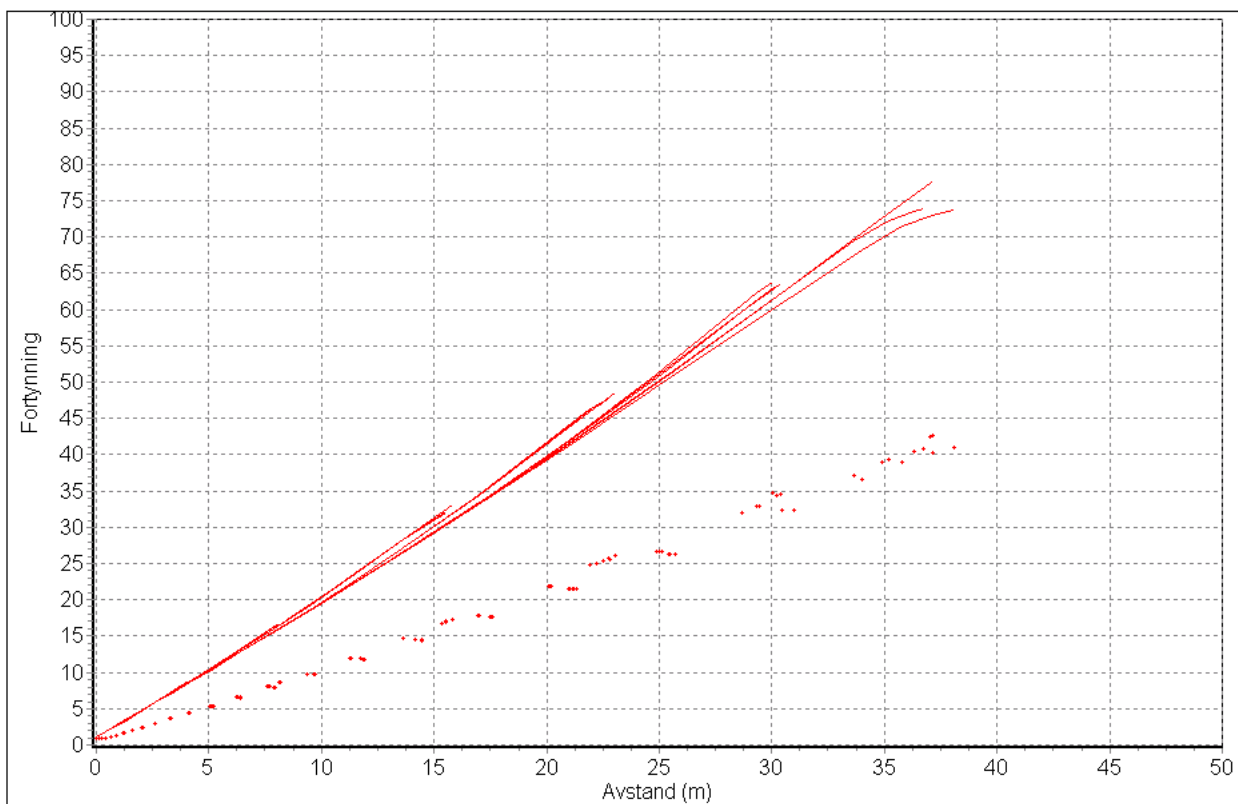
Sesong: Vintersesong

Rate/rør: 3 m³ pr sekund / 50 cm

Spredning



Fortynning

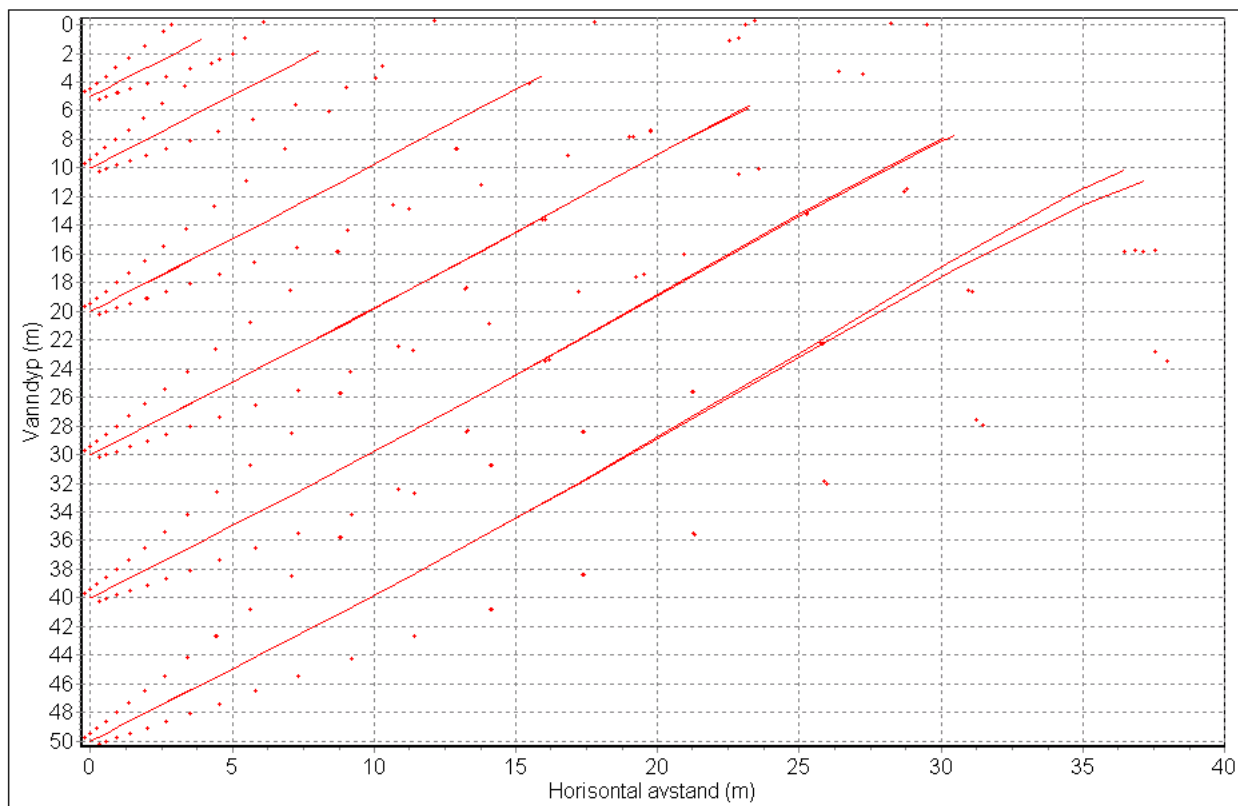


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

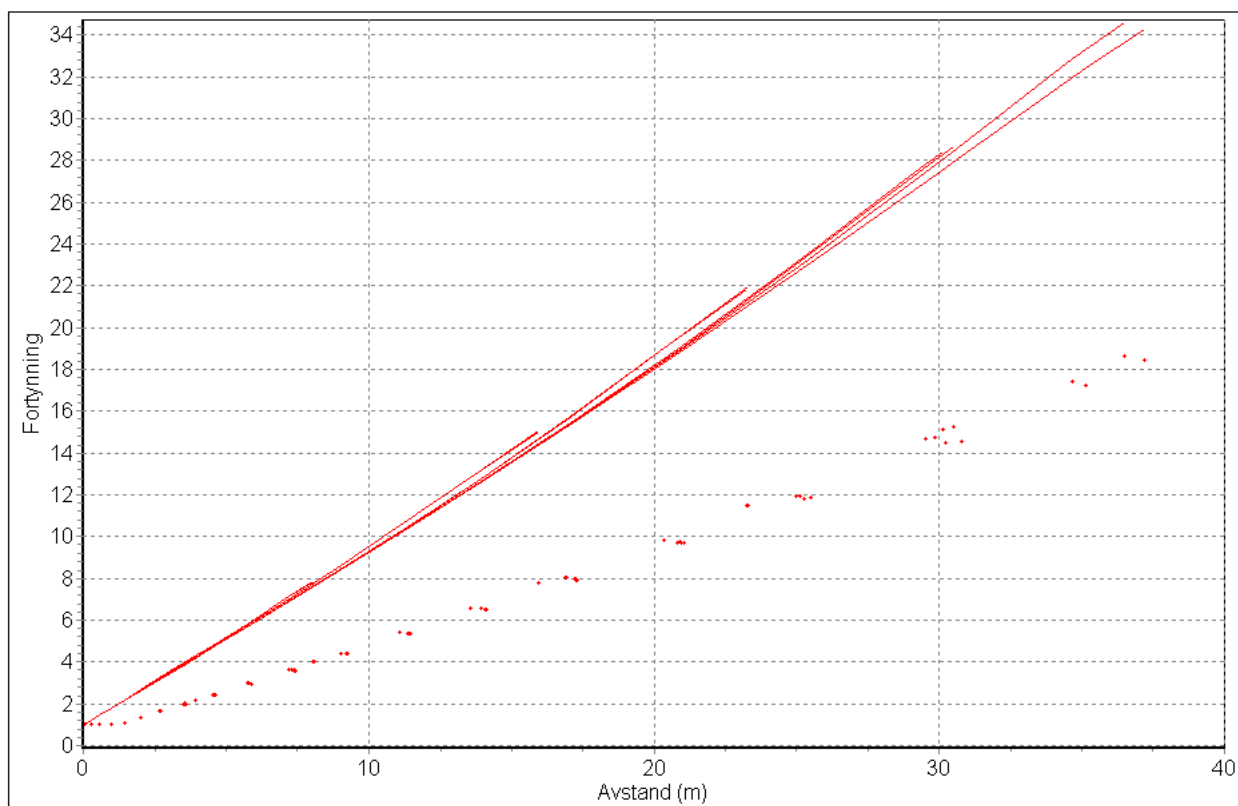
Sesong: Sommersesong

Rate/rør: 10 m³ pr sekund / 100 cm

Spredning



Fortynning

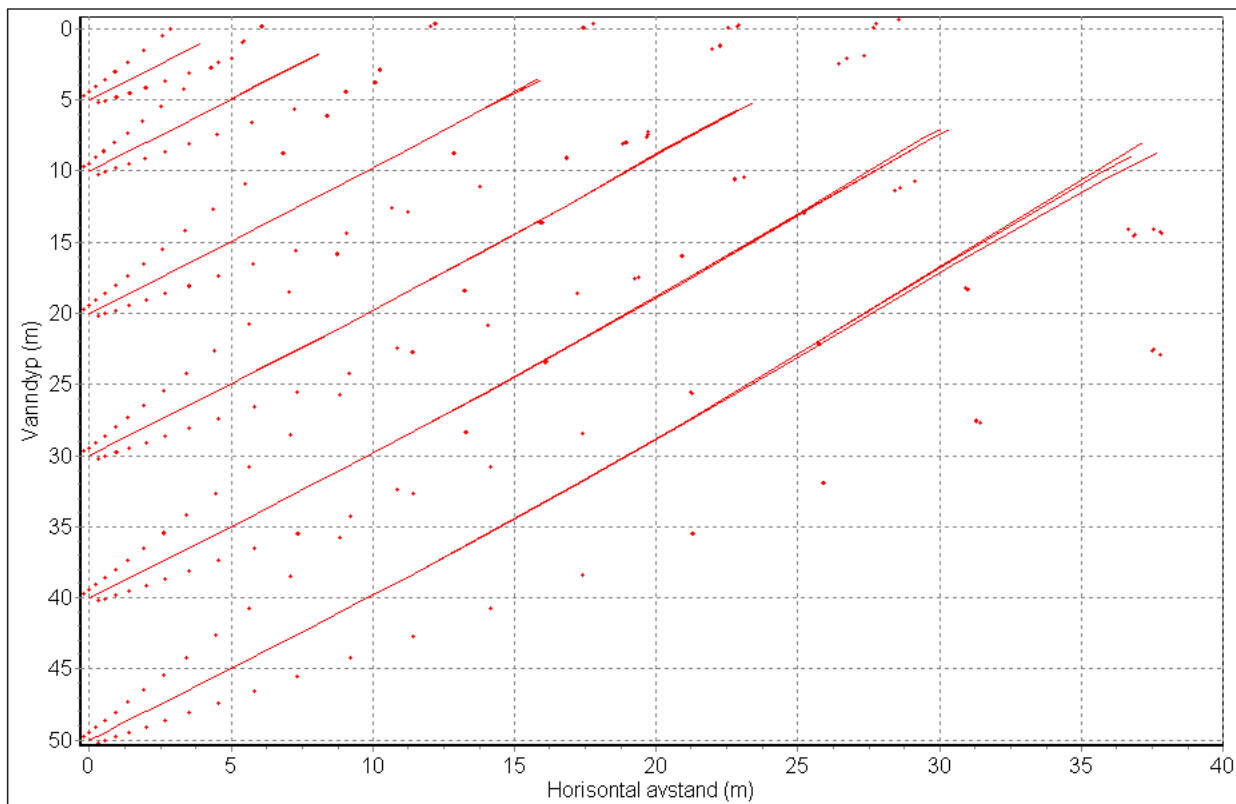


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

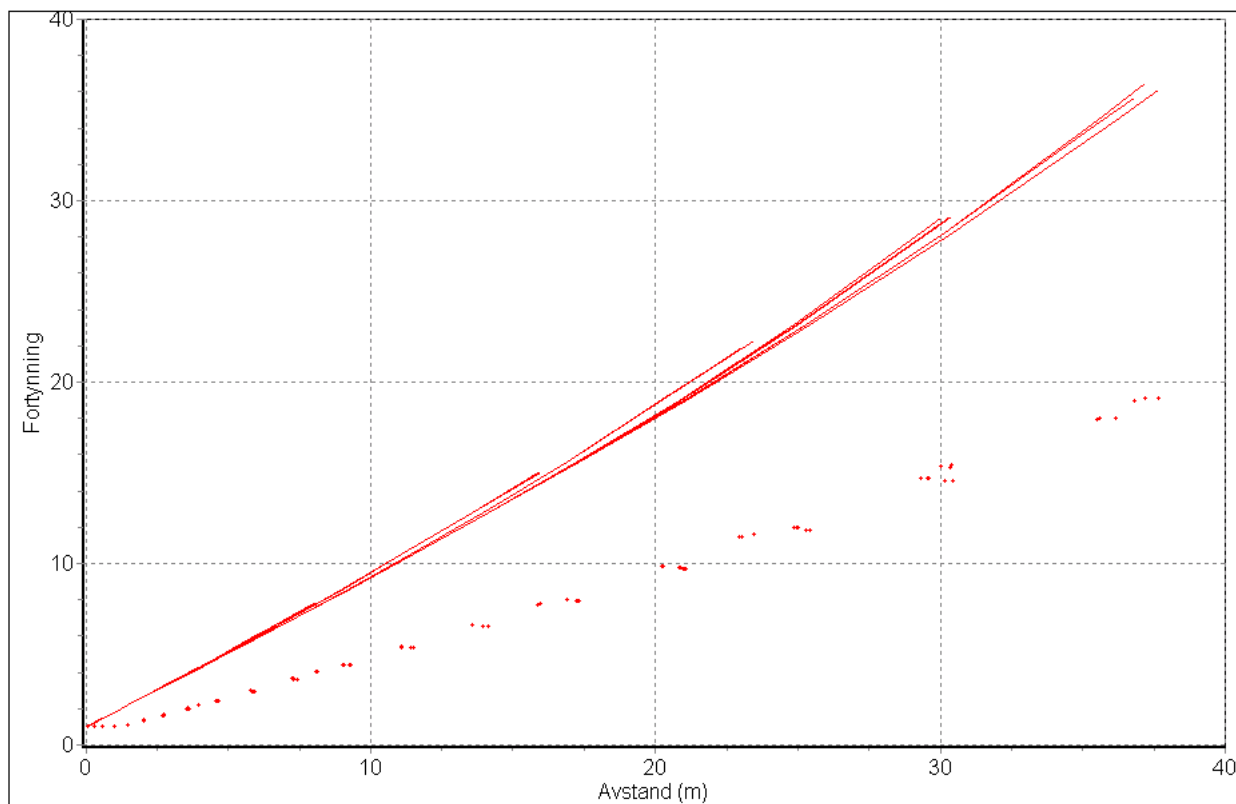
Sesong: Vintersesong

Rate/rør: 10 m³ pr sekund / 100 cm

Spredning



Fortynning



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no