

Miljøutredning for et saltkraftverk i Sunndalsøra



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87


Tittel Miljøutredning for et saltkraftverk i Sunndalsøra	Løpenr. (for bestilling) 6397-2012	Dato 28.6.2012
	Prosjektnr. Udemnr. 12199	Sider Pris 39
Forfatter(e) André Staalstrøm Eivind Farmen Janne Gitmark	Fagområde Oseanografi	Distribusjon
	Geografisk område Sunndalsøra	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statkraft Development AS	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Miljøkonsekvensene ved drift av et saltkraftverk i Sunndalsøra har blitt vurdert. I Sunndalsøra er det planlagt at 4 m³/s sjøvann skal pumpes opp fra 30 m dyp og blandes med 2 m³/s ferskvann fra Aura kraftverk. Blandingen på 6 m³/s skal slippes ut i sjøen gjennom tre rør med diameter 1.2 m, og virkningen av å slippe ut vannet i tre forskjellige utslippspunkter blir vurdert i rapporten; utslipp i nedre del av Litledalselva, utslipp i en båthavn som ligger i nærheten og utslipp rett utenfor elvemunningen/innløpet til havna. Det blir vurdert å bruke kjemikalier for å vaske bort belegg på membranene (Trinatriumsitrat, Ufacid og Divos 80-5). Vi har brukt et scenario med en ferskvannskilde som er lite ren, slik at det er behov for høye konsentrasjoner av vaskekjemikaliene. Dette gir det verst tenkelige scenariet. Ferskvannskilden i Sunndalsøra er mye renere enn i våre modeller, og målet er at det ikke skal brukes kjemikalier. Våre modeller viser at et utslipp i overflata utenfor elvemunningen/båthavna vil ha liten effekt på miljøet, hvis mindre enn 1/100 av konsentrasjonen av kjemikalier i det verst tenkelige scenariet benyttes, utslipp i elva vil ha liten effekt på miljøet, hvis mindre enn 1/200 av konsentrasjonen i det verst tenkelige scenariet benyttes, mens utslipp i havna vil ha liten effekt hvis kun 1/230 av konsentrasjonen i det verst tenkelige scenariet benyttes. I havna vil det i tillegg være mulighet for øket eutrofi i de tilfellene hvor det er høy næringssaltkonsentrasjon i dypet i sjøen. Det anbefales at vaskevannet som brukes for å vaske bort belegg på membranene samles opp i en tank og slippes ut så sakte som mulig for å fortenne dette og dermed minimalisere mulige effekter så mye som mulig.

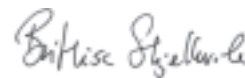
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Saltkraft	1. Osmotic power
2. Miljøpåvirkning	2. Environmental impact
3. Sunndalsfjorden	3. Sunndalsfjord
4. Næringsalter	4. Nutrients



André Staalstrøm
Prosjektleder



Kai Sørensen
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

Miljøutredning for et saltkraftverk i Sunndalsøra

Forord

NIVA har på oppdrag fra Statkraft Development AS utredet mulige miljøkonsekvenser ved drift av et saltkraftverk ved Sunndalsøra i Møre og Romsdal. Feltarbeid og innsamling av data ble utført av Odd Arne Skogen og André Staalstrøm. Janne Gitmark har analysert film av bunnforholdene mens konsekvenser ved bruk av kjemikalier har blitt vurdert av Eivind Farnen. Statkraft ved Øystein Skråmestø Sandvik, Jan Henning Kleverud, Arne Reitan og Edgar Engelstad har vært behjelpelig med data og utstyr. Birger Bjerkeng har lest rapporten og gitt nyttige kommentarer.

Oslo, 18. juni 2012

André Staalstrøm

Innhold

Forord	3
Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	9
2. Beskrivelse av området	11
3. Undersøkelse av bunnlevende organismer	14
4. Målinger av næringsalter	18
5. Beregning av fortykning for alternative utslippspunkter	23
5.1 Utslipp i Litledalselva	23
5.2 Utslipp i båthavna	25
5.3 Utslipp utenfor båthavna/elveutløpet	28
6. Effekter ved bruk av kjemikalier	29
6.1 Trinatriumsitrat	30
6.2 Ufacid	31
6.3 Divos 80-5	31
7. Samlet vurdering	33
Referanser	38

Sammendrag

I denne rapporten blir miljøkonsekvensene ved drift av et saltkraftverk i Sunndalsøra vurdert. Saltkraft går ut på å utnytte det osmotiske trykket som oppstår mellom ferskvann og saltvann. I Sunndalsøra er det planlagt at 4 m³/s saltvann skal pumpes opp fra 30 m dyp hvor saltholdigheten alltid er tilstrekkelig stor. Fra Aura kraftverk føres 2 m³/s ferskvann inn i anlegget, og de to vann-typene ledes inn i to kamre som er adskilt av en membran som kun slipper gjennom vannmolekylene og ikke saltmolekylene. For å utligne det osmotiske trykket blir ferskvannet sugd gjennom membranen og trykket på saltvanns-siden øker. Dette trykket blir brukt til å drive en turbin.

Blandingen på 6 m³/s vil typisk ha en saltholdighet på omkring 20 og en temperatur mellom 5-10 °C avhengig av tid på året. Dette skal slippes ut i sjøen gjennom tre rør med diameter 1.2 m, og virkningen av å slippe ut vannet i tre forskjellige utslippspunkter blir vurdert i rapporten; utslipp i nedre del av Litledalselva, utslipp i en båthavn som ligger i nærheten og utslipp rett utenfor elvemunningen/innløpet til havna.

På membranen danner det seg belegg som må vaskes bort og bruk av visse kjemikalier kan bli nødvendig. De aktuelle kjemikaliene er Trinatriumsitrat, Ufacid og Divos 80-5. De konsentrasjoner av kjemikalier som det er tatt utgangspunkt i denne rapporten er basert på at man har en lite ren ferskvannskilde, og vil være det verst tenkelige scenariet. Ferskvannskilden i Sunndalsøra vil være mye renere enn dette, og man vil ta sikte på og ikke bruke kjemikalier overhodet.

Anlegget vil bestå av flere adskilte seksjoner som hver skal vaskes daglig, en etter en. Det anbefales at vaskevannet fortynnes mest mulig før det slippes ut. Ved å slippe ut 60 m³ vaskevann i løpet av 4 timer sammen med en volumstrøm på 6 m³/s, oppnår man en fortykning på omtrent 1400 ganger før utslipp. Dette er helt nødvendig hvis kjemikalier skal benyttes. *I våre vurderinger er det antatt at vaskevannet med kjemikalier blir samlet opp i en tank og sluppet ut sakte i løpet av 4 timer.*

Det ble funnet at et utslipp i overflata utenfor elvemunningen/båthavna vil ha liten effekt på miljøet, hvis mindre enn 1/100 av konsentrasjonen av trinatriumsitrat i det verst tenkelige scenariet benyttes. Utslipp i elva vil ha liten effekt på miljøet ved midlere vannføring, hvis mindre enn omtrent 1/200 av konsentrasjonen av trinatriumsitrat i det verst tenkelige scenariet benyttes. Utslipp i havna vil ha liten effekt hvis kun 1/230 av konsentrasjonen av trinatriumsitrat i det verst tenkelige scenariet benyttes, men det vil i tillegg være mulighet for en øket eutrofieffekt i havna i de tilfellene hvor det er høy

næringssalt-konsentrasjon i dypet i sjøen. På den annen side så vil et utslipp i båthavna sannsynligvis kunne bedre miljøsituasjonen med tanke på eutrofi i mesteparten av året, hvor det er relativt lite næringssalter på 30 m dyp, siden sirkulasjonen vil øke og utslippsvannet da trolig vil ha lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det vannet som er der fra før av.

Hvis en tiendel av den maksimale verdien av trinatriumsitrat benyttes ved utslipp i elva, vil det ikke være noen effekt omtrent 150 m fra elveutløpet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående i elva eller nærmere enn 150 m fra elvemunningen blir påvirket negativt. Hvis den samme konsentrasjonen benyttes og utslippet legges i nærheten av stasjon H4, vil det ikke være noen effekt omtrent 250 til 300 m fra utslippspunktet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående nærmere enn dette blir påvirket negativt. På grunn av begrenset tilgang til fortynningsvann, vil mest sannsynlig hele havna bli påvirket ved bruk av kjemikaliekonsentrasjoner høyere enn 1/230 av den maksimale verdien av trinatriumsitrat fra **Tabell 7**.

Hvis det blir funnet nødvendig å benytte de høyeste konsentrasjonene av kjemikalier så vil det være nødvendig å gjøre ytterligere tiltak. En løsning er å benytte diffusor på utslippsrørene slik at fortynningen øker, men denne løsningen krever at tilgangen på vann til fortynning er tilstrekkelig. Ved utslipp i havna eller i elva vil fortynningen være begrenset på grunn av dette, så en diffusor vil bare være effektiv ved utslipp utenfor havne/elvemunningen.

Siden det er begrenset med kunnskap om kjemikalienes virkning på miljøet over tid, benyttes en sikkerhetsfaktor på 1000 for å ekstrapolere kunnskap fra akutte tester. For at konsentrasjonen av trinatriumsitrat skal bli tilstrekkelig lav til at det ikke er noen antatt effekt på miljøet, er det derfor nødvendig å fortynne utslippet ytterligere 1400 ganger i forhold til den fortynningen som oppnås ved å slippe ut vaskevannet i løpet av 4 timer. Det er sannsynlig at det kan benyttes en lavere sikkerhetsfaktor hvis mer informasjon om virkninger på miljøet innhentes. Dette kan for eksempel gjøres ved langtidstester på fisk hvor realistisk belastning på fisken blir benyttet.

Summary

Title: Environmental Assessment of an osmotic power plant at Sunndalsøra

Year: 2012

Author: André Staalstrøm, Eivind Farmen and Janne Gitmark

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6132-5

In this report the environmental impact by running an osmotic power plant at Sunndalsøra is assessed. Osmotic power means that the osmotic pressure between fresh and saltwater is utilized. At Sunndalsøra it is planned that 4 m³/s of salt water will be pumped up from 30 m depth out in the fjord where the salinity is sufficient. From the power plant 2 m³/s of freshwater will be lead into the osmotic power plant, and the two water masses will flow into two different chambers separated with a membrane that only allow the water molecules and not the salt molecules through. To balance the osmotic pressure, fresh water is sucked through the membrane, and the pressure at the salt water side increase. This pressure is used to rotate a turbine.

This mixture of 6 m³/s will have a typical salinity of 20 and a temperature of 5-10 °C depending on the time of the season. This volume will be discharged in the sea through 3 pipes with diameter 1.2 m, and the consequences of three different discharge locations are assessed in this report; in the lower parts of the river Litedalselva, in a nearby harbour for small boats or just outside the river mouth/harbour inlet.

At the membranes fouling occurs that needs to be removed and certain types of chemicals might be necessary. The relevant chemicals are Trisodiumcitrate, Ufacid and Divos 80-5. The concentrations of chemicals mentioned in this report are based on the use of a dirty fresh water source, and is a worst case scenario that is referred to as the maximum concentration. The freshwater source at Sunndalsøra is much cleaner, and the aim is to not use chemicals at all.

It was found that a discharge in the surface just outside the inlet to the harbour will have little effect on the environment, if about 1/100 of the concentration of trisodiumcitrate in the worst case scenario is used. A discharge in the river will have little effect on the environment, if 1/200 of the concentration of trisodiumcitrate in the worst case scenario is used. A discharge in the harbour will have little effect concerning chemicals, if 1/230 of the concentration of trisodiumcitrate in the worst case scenario is used, but it is a possibility of increased eutrophication effects in the occasions when the nutrient

concentrations is high at 30 m. On the other hand a discharge in the harbour will probably improve the eutrophication situation in the harbour most of the year, when the nutrient concentrations at 30 m are relatively small, since the circulation will increase and the discharge water probably will have a lower concentration of nutrients than the original water in the harbour.

If a tenth of the maximum value of Trisodium citrate from Table 7 are used for discharge into the river, there will be no impact approximately 150 m from the river mouth, where dilution is greater than 140, but it is possible that fish that remain in the river or closer than 150 m from the river mouth are affected negatively. If the same concentration is used and the emissions will be near the station H4, there will be no effect about 250 to 300 m from the discharge point where the dilution is greater than 140, but it is possible that fish that remain closer than this will be affected negatively. Because of limited access to the dilution water, most likely the port will be affected by the use of chemical concentrations higher than 1/230 of the maximum value of trisodiumcitrate from Table 7

If it is found necessary to use the maximum concentrations of chemicals, further efforts is needed. One solution is to use a diffuser on the outlet pipes so that the dilution increases, but this solution requires that the supply of water for dilution is sufficient. In the cases of a discharge in the harbour or in the river the dilution will be limited because of this, and a diffuser will only be effective in the case of a discharge outside the harbour /river mouth.

Since the knowledge about the chemical's effect on the environment over time is limited, an application factor of 1000 is used to extrapolate knowledge from acute tests. To make the concentration of trisodiumcitrate low enough, so there is no effect on the environment, it is therefore necessary to dilute the spill further 1400 times compared to the dilution that is achieved by releasing the water within 4 hours. It is likely that a lower application factor can be used if more information about the effects on the environment is obtained. This can be done by long-term tests on fish how realistic load of fish is used.

1. Innledning

Saltkraft går ut på å utnytte det osmotiske trykket som oppstår mellom ferskvann og saltvann. Dette trykket gjør at ferskvann i en elv vil ha potensiell energi i det det renner ut i sjøen. Akkurat som vannet som renner utfor en foss gjør om sin potensielle energi til bevegelsesenergi, frigjøres energi når ferskvann og saltvann blandes. Dette kan utnyttes i et saltkraftverk som er plassert nær elveutløpet. Saltvann pumpes opp fra et dyp hvor saltholdigheten alltid er tilstrekkelig stor. Ferskvann ledes inn fra elva. De to vanntypene ledes inn i to kamre som er adskilt av en membran som kun slipper gjennom vannmolekylene og ikke saltmolekylene. For å utligne det osmotiske trykket blir ferskvannet sugd gjennom membranen og trykket på saltvannssiden øker. Dette trykket blir brukt til å drive en turbin. På membranen danner det seg belegg som må vaskes bort og bruk av visse kjemikalier kan bli nødvendig.

I Sunndalsøra er det tenkt at et slikt saltkraftverk kan bygges ved Litledalselva og Aura kraftverk sitt utløp, slik at 2 m³/s av ferskvannet som kommer ut fra kraftverket kan brukes til videre kraftproduksjon. Det er planlagt at det skal pumpes opp 4 m³/s med saltvann fra et dyp hvor saltholdigheten er tilstrekkelig høy gjennom hele året. Figur 1 viser et kart over området hvor mulig lokalisering av saltkraftverket er tegnet inn. Det blir derfor nødvendig å slippe ut 6 m³/s med vann med en saltholdighet på omtrent 20 i området. I denne rapporten blir tre mulige utslippspunkter vurdert; utslipp i elveutløpet, utslipp i båthavna og utslipp på dypet utenfor båthavna/elveutløpet.

Det er foreløpig tenkt at det skal brukes rør med diameter ca. 1,2 m for å pumpe vann inn og ut av anlegget. Ett rør vil frakte inn ferskvann og to rør vil frakte inn saltvann til anlegget. Videre er det tenkt at det skal brukes tre rør for å slippe ut vann fra anlegget.

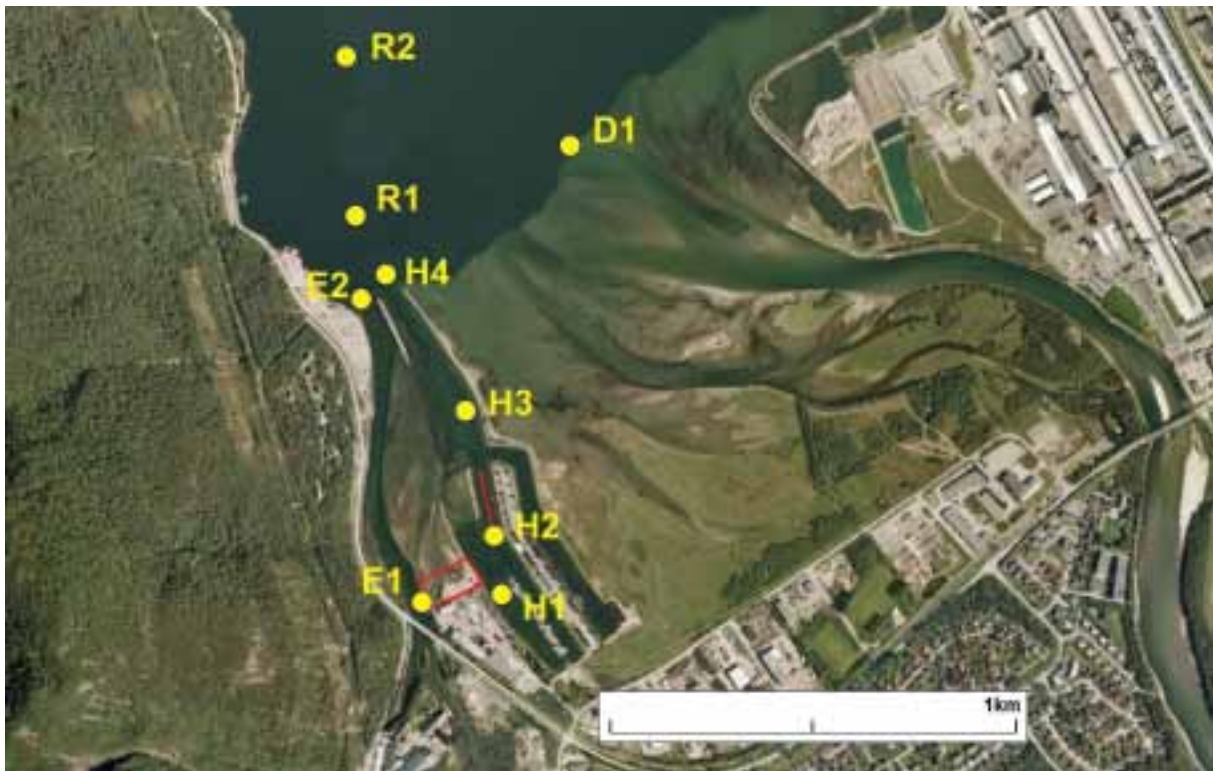
Anlegget vil bestå av flere lukkede seksjoner, hvor en seksjon vaskes om gangen, mens de andre seksjonene er i produksjon. I denne rapporten vurderes effektene ved bruk av 6 separate seksjoner.

Tidligere undersøkelser har identifisert tre mulige miljøkonsekvenser ved drift av et saltkraftverk (Waldy m.fl. 2011, Staalstrøm m.fl. 2012):

1. Lokale endringer i saltholdighet og temperatur.
2. Mulig overgjødning (eutrofiering) på grunn av tilførsel av næringssalter fra dypet som kan bidra til økt algeproduksjon (plankton og fastsittende).
3. Miljøeffekter ved bruk av kjemikalier.

Disse punktene vil bli vurdert basert på de lokale forholdene i Sunndalsøra.

Denne rapporten beskriver først området generelt i kapittel 2 og mht. bunnforhold og bunnlevende organismer i kapittel 3. Deretter presenterer vi målinger av næringssalter i kapittel 4. I kapittel 5 vil vi beregne fortynningen av utslippsvannet for de forskjellige utslippsalternativene som blir vurdert her, og i kapittel 6 blir effekter av kjemikaliebruk vurdert. Til slutt, i kapittel 7, sammenfatter vi alle momentene i en samlet vurdering av forskjellige alternativer for utslippspunkt.



Figur 1. Flyfoto over Sunndalsøra (norgebilder.no). Driva renner ut i fjorden på høyre siden av bildet. Aura og Litledalselva møtes rett ovenfor brua ved stasjon E1. Lokaliseringen til saltkraftverket er markert med en rød firkant. Saltholdighet ble målt på stasjonene H1, H2, H3, H4, R1 og R2. Næringssaltkonsentrasjoner ble målt på stasjon E1, D1 og R1. Det ble tatt bilder av bunnen fra stasjon H2 og langs den røde linjen som er markert på kartet. Det ble også tatt bilder av bunnen ved stasjon E2 og D1.

2. Beskrivelse av området

Forholdene i fjorden utenfor Sunndalsøra er preget av ferskvannstilførselen i området. Elva Driva munner ut i fjorden på østsiden av Sunndalsøra, mens Litledalselva munner ut på vestsiden. I tillegg har kraftverket Aura sitt utløp helt nederst i Litledalselva (se **Figur 1**). Begge elveleiene er grunne og ikke farbare med båt. Rett utenfor elveutløpene blir det raskt dypere. På stasjon R1 er det 43 m og på stasjon R2 omtrent 80 m. Øst for Litledalselva er det en privat båthavn hvor dybden er omtrent 3 m. Saltkraftverket er planlagt bygd på en tomt som ligger mellom Litledalselva og båthavna. Tomta er regulert til industri, mens de grunne områdene øst for båthavna er naturvernområde. Ved høyvann er landtungen som synes utenfor tomta på **Figur 1** under vann, og ferskvann fra elva renner over i båthavna (se **Figur 2**).



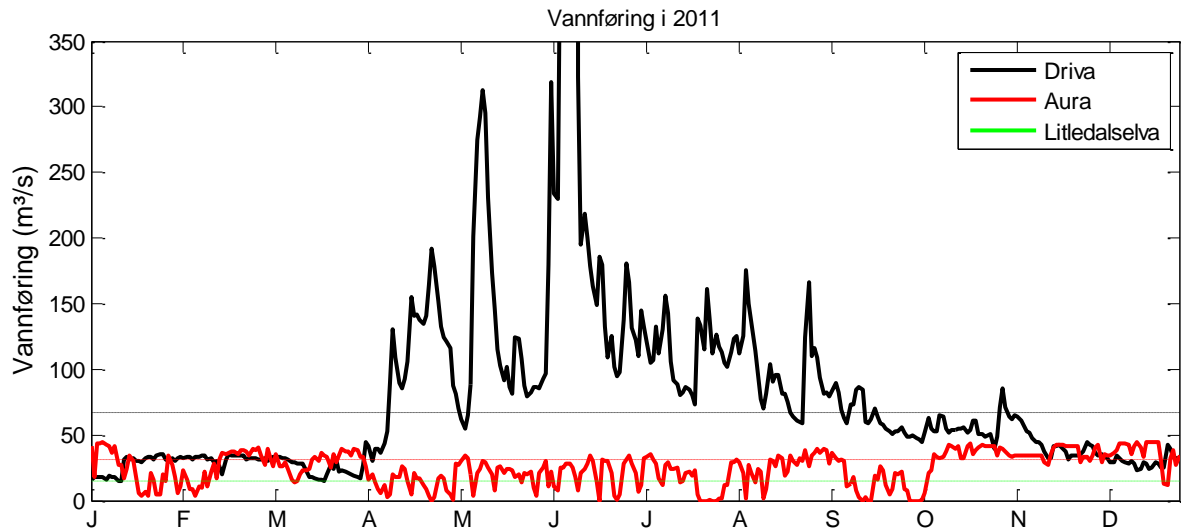
Figur 2. Innløpet til båthavna og Litledalselvas nedre del sett utover mot fjorden fra tomta hvor saltkraftverket er planlagt bygd. Det var høyvann da bildet ble tatt (9. mai 2012 kl. 15:00).

Målt vannføring i Driva og i Aura kraftverk i 2011 hentet fra NVE sin database (**Figur 3**). Årlig middelvannføring i Driva er 67 m³/s og i Aura 32 m³/s. Middelvannføring i Litledalselva er 15 m³/s (se **Tabell 1**). Vannføringen i Aura og Driva er omtrent like stor fra november til mai, mens den i resten av året er flere ganger større i Driva enn i Aura.

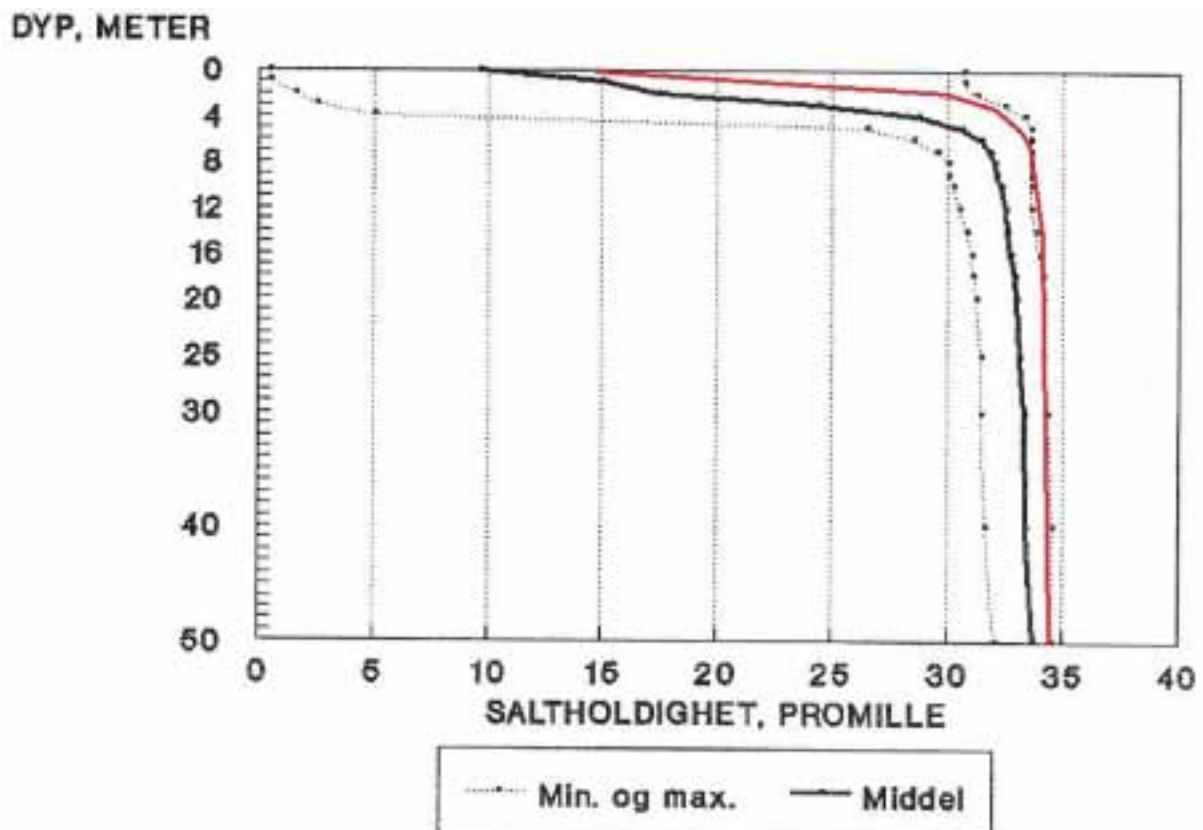
Målt saltholdighet på en stasjon som ligger omtrent 1,2 km fra Driva sitt utløp er vist i **Figur 4** (Molvær, 1990). Ferskvannslaget kan bli så tykt som 4 m i flomsituasjoner, og i disse tilfellene vil det sannsynligvis være ferskvann helt ned til bunnen i båthavna. En saltholdighets profil fra stasjon R2 målt 9. mai 2012 er tegnet inn med en rød kurve i **Figur 4**. Det er tydelig at målingene denne dagen representerer en situasjon hvor saltholdigheten generelt var høy i forhold til det som er vanlig bedømt ut fra data fra 1987-1988.

Tabell 1. Statistikk for vannføring. Persentilverdiene og medianverdien er basert på samme periode som gjennomsnittet.

	Årlig gjennomsnitt (m ³ /s)	1 prosentilet (m ³ /s)	Medianverdien (m ³ /s)	99 prosentilet (m ³ /s)
Driva	66,8 (1907-2011)	4,5	36,7	387,0
Litledalselva	15,2 (1961-1990)			
Aura	31,7 (1981-2011)	0,0	34,0	45,2



Figur 3. Vannføring i 2011. Døgnverdier er tegnet med tykk heltrukken strek mens årlig middel fra **Tabell 1** er vist med stiplet linje. For Litledalselva er kun årlig middel vannføring tilgjengelig. Fra 7. til 13. juni var vannføringen i Driva større enn $350 \text{ m}^3/\text{s}$, og 10. juni ble det målt hele $883 \text{ m}^3/\text{s}$!



Figur 4. Målinger av saltholdighet på en stasjon 1,2 km fra Driva sitt utløp i perioden 13.5.1987 til 27.7.1988 (Molvær 1990). Målinger fra 9. mai 2012 (stasjon R2) er tegnet med rød strek.

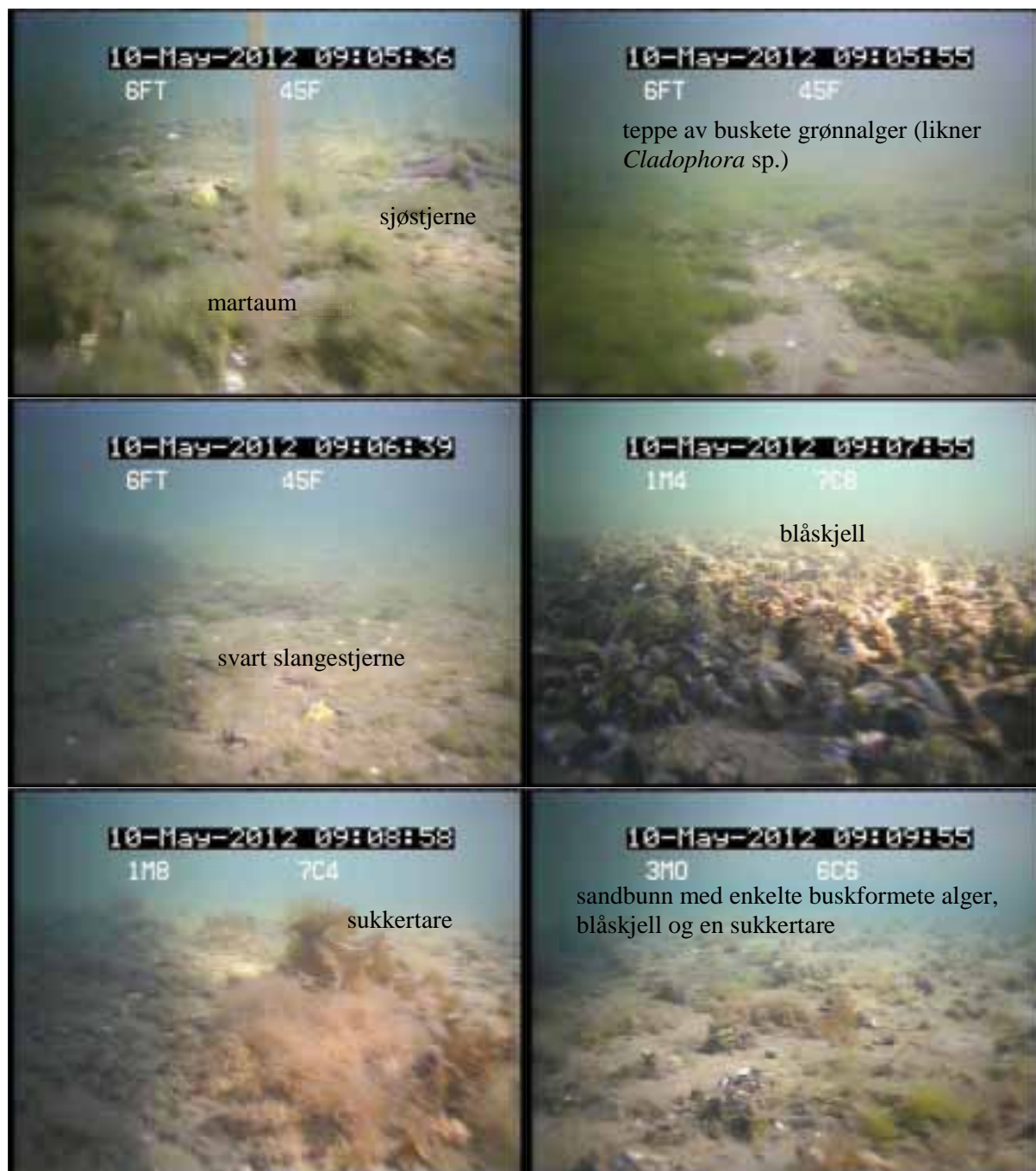
3. Undersøkelse av bunnlevende organismer

For å dokumentere hvordan situasjonen er for bunnlevende organismer i området, ble det foretatt en undersøkelse med kamera den 10. mai 2012. Bunnen ble filmet inne i båthavna og ved Driva og Litledalselva sine utløp. Ved elveutløpene var det på grunn av sterk strøm og veldig brå endringer i dybdeforholdene, vanskelig å holde kameraet i posisjon. Bildene som er presentert her er tatt omtrent ved stasjon D1 og E2. Inne i båthavna var det rolige forhold, og bunnen ble filmet fra stasjon H2 og omtrent 100 m utover (markert med rød linje i **Figur 1**).

Figur 5 viser bilder tatt av bunnen inne i båthavna i nærheten av stasjon H1, hvor det er flat jevn sandbunn med enkelte stein. Enkelte områder er dekket av store blåskjell mens det andre steder er sandbunn med diverse buskformete alger og enkelte sukkertareplanter. Andre områder igjen har et dominerende teppe av buskete grønnalger, noe martaum, enkelte sjøstjerner og slangestjerner og avfallshauger fra fjæremark. Sukkertaren ser frisk ut, men mye buskete grønnalger og martaum kan tyde på høy næringskonsentrasjon. Tilstedeværelsen av fjæremark tilsier at det er liv nede i sanden.

Figur 6 viser bilder av bunnen ved Driva sitt utløp i nærheten av stasjon D1. Dypere enn 1 m på denne stasjonen var det bløtbunn som stort sett var dekket av et dominerende teppe med løst organisk materiale. På ca. 6 m ble det registrert enkelte sekkedyr (*Ciona intestinalis* = gul sjøpung). Enkelte steder ble det observert hvitt belegg av forråtnelsesbakterier (*Beggiatoa*) på bunnen, som tyder på lavt oksygenivå.

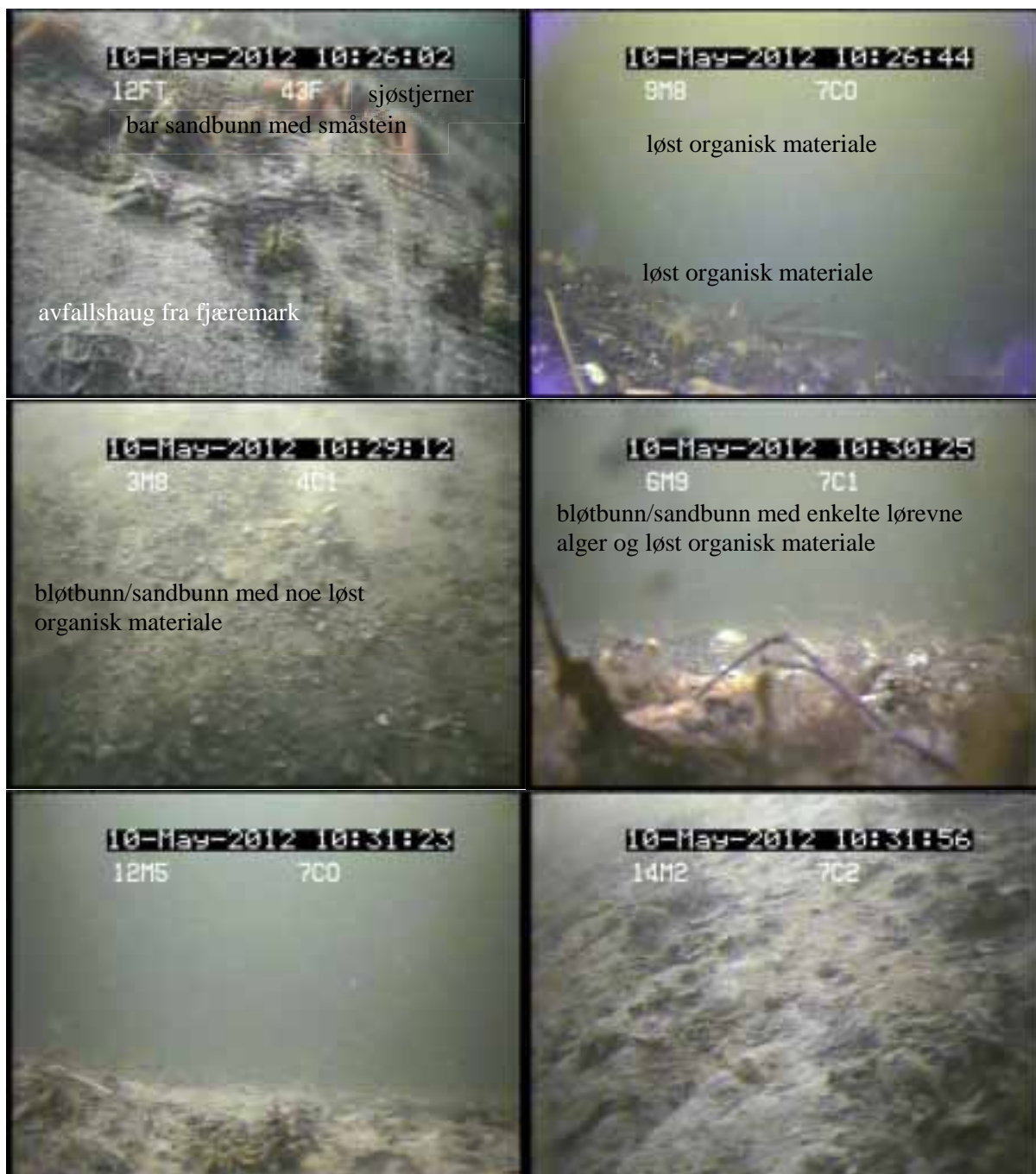
Figur 7 viser bilder av bunn ved Litledalselva sitt utløp i nærheten av stasjon E2. På rundt 3 til 4 m dyp på denne stasjonen var det sandbunn med en del småstein og løst organisk materiale. Det ble observert avfallshauger fra fjæremark og det var enkelte buskformete alger på steinene og enkelte sjøstjerner. Det ble observert fisk i vannsøylen, men ellers kun løsrevne alger og tomme muslingskall. Fra rundt 12 m var det fremdeles endel løst organisk materiale som dekket bunnen. Det ble observert enkelte sjøstjerner, men ellers kun løsrevne alger.



Figur 5. Bilder fra bunnen inne i båthavna i nærheten av stasjon H2.



Figur 6. Bilder fra bunnen ved Driva sitt utløp (stasjon D1).



Figur 7. Bilder fra bunnen ved Litledalselva sitt utløp i nærheten av stasjon E2.

4. Målinger av næringsalter

Molvær med fler (2008) har utarbeidet vannkvalitet-klasser som gjelder 0-10 m dyp og saltholdighet >18 (se **Tabell 2**). Verdiene i denne tabellen er basert på statistikk av målinger fra hele norskekysten, og er realistiske retningslinjer for hva man bør forvente av vannkvalitet i forskjellige farvann.

For total-fosfor og total-nitrogen er det gitt to klassifiseringer, en for vinterperioden (november-februar) og en for sommerperioden (juni-august). For vinterperioden er det også gitt klassifiseringsgrenser for fosfat (PO_4 som mengde P) og nitrat ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ som mengde N).

Vinterverdiene gjelder forholdene i perioder med liten eller ingen algevekst, men er relevante fordi de viser potensialet for algevekst i overflatelaget om våren. Somerverdiene for totalfosfor og totalnitrogen er lavere, fordi de representerer det som finnes igjen overflatelaget om sommeren i en periode med algevekst, hvor en del av næringssaltene fjernes fra overflatelaget ved beiting på planktonalger, nedsynkning av dødt plankton til dypere lag eller opptak i fastsittende alger. I lagdelte vannmasser er det ofte svært lite ubundet nitrat og fosfat igjen i vannet uavhengig av eutrofitilstand, og nitrat og fosfat er derfor ikke egnet som klassifiseringskriterium.

Den aktuelle problemstillingen er at vann skal hentes fra et dyp hvor saltholdigheten alltid er tilstrekkelig høy, for eksempel 30 m dyp, og slippes ut noe fortynnet med ferskvann til saltholdighet ca. 20. En må da regne med at det havner i overflatelaget (0-10 m dyp) mht. tilgang til lys for algevekst.

Hvis sjøvannet tas inn fra lag dypere enn sonen for algevekst, kan det være naturlig å se på potensialet for økt algevekst pga. næringssaltinnholdet, og altså sammenligne verdiene fra dypere lag med grenseverdiene for vinterperioden, selv om det gjelder vekstsesongen. En strengere vurdering vil være å sammenligne verdiene for totalfosfor og totalnitrogen i inntaksvannet med sommerkriteriene.

Molvær med fler (1990) har tidligere målt næringssaltkonsentrasjoner for en stasjon som ligger omtrent 1,2 km fra Driva sitt utløp (**Figur 8**), dvs. nord for R2, utenfor utsnittet i **Figur 1**. Vannprøver er tatt mellom 0 og 20 m dyp i perioden september 1987 til juni 1988 og brukt til å interpolere i tid og dyp slik at en får et kontinuerlig bilde av utviklingen gjennom isolinjer (kurver som markerer en bestemt, konstant verdi). Målingene fra denne perioden viser at vannkvalitet-klassen er I (meget god) for nitrat og fosfat sammenlignet med vinterkriteriet (**Figur 8B** og **Figur 8D**). I noen tidsrom øker

konsentrasjonen med dypet (februar-mars og første del av mai 1988, for nitrat også juni 1988). For total nitrogen og fosfor var vannet på 20 m dyp over henholdsvis 290 µg N/l og 17 µg P/l i en kort periode i mai 1988. Det gir vannkvalitets-klasse IV ved sammenligning med sommerkriteriet, men altså i en vannmasse dypere enn det kriteriet er beregnet på. Fosfor var også i klasse IV ut fra dette kriteriet fra 5 til 20 m dyp i mars 1988, men det ligger utenfor sommersesongen, selv om det ikke nødvendigvis er en ekte vintersituasjon med lav algevekst. Hvis totalfosfor og totalnitrogen sammenlignes med vinterkriteriet, ut fra en tanke om at det har interesse som mål på potensial for algevekst, blir klassifiseringen konsekvent i klasse I, meget god.

Ut fra det **Figur 8** viser, kan man forvente å finne høyest konsentrasjoner på våren, men det er usikkert hvor representativt dette tidsforløpet er. Næringssaltkonsentrasjonene på 20-30 meter vil henge sammen med vertikal forflytning av vannmasser, ved vannutskiftninger på stort dyp og mellomdyp kan dypvann rikt på næringssalter bli presset opp mot grunnere dyp. De økte konsentrasjonene i nitrogen omkring 20 m som en ser i oktober/november 1987, februar 1988 og april/mai 1988 kan tenkes å være eksempler på det.

Tabell 3 og **Figur 9** viser resultat av næringssaltmålinger 10. mai 2012, på stasjon H2, R1 og E1, og det er tydelig at det i denne situasjonen er risiko for en næringssaltpumpe-effekt. Det vil si at man ved å pumpe opp vann fra for eksempel 30 m dyp, for så å slippe det ut igjen slik at det når overflatelaget, tilfører næringssalter til overflatelaget. For nitrogen ser det ikke ut til å være et stort problem, bedømt ut fra målingene 10. mai, siden vannkvalitets-klassen i 30 m er I eller II uansett hvilket kriterium som benyttes. For total fosfor er klassen V (veldig dårlig) bedømt etter sommerkriteriet for totalfosfor. Ved å blande to deler av dette vannet (stasjon R1 30 m) med en del vann fra stasjon E1 (0 m), får man vann som er i klasse IV etter det samme kriteriet, og det skal så slippes ut i overflatelaget, selv om man ser bort fra at også elvevannet inneholder noe fosfor. Som sagt ovenfor gjelder sommerkriteriet for en situasjon med algevekst i overflatelaget, og gir grenseverdier for det som er igjen etter reduksjon pga. beiting og nedsynking av alger. Det kan derfor være mer relevant å sammenligne med vinterkriteriene, som angir grensene i vann før næringssaltene brukes i planktonproduksjon. Sammenlignet med vinterkriteriene er både totalfosfor og fosfat innenfor grensene for klasse II (god).

Konklusjonen blir at det ut fra konsentrasjonene 10. mai 2012 vil bli et reelt fosfortilskudd til overflatelaget hvis vann fra 30 m dyp blandes inn i overflatelaget som vil gi økt algeproduksjon, mens det kan være grunn til å tro at tilstanden i overflatelaget ikke blir endret på grunn av dette. Hvilken virkning det får, er avhengig av hvor raskt utslippet fortynnes videre i fjorden pga. overflatestrømmer og her spiller antagelig både tidevann og estuarinsirkulasjon drevet av ferskvannstilrenningen også

fra Driva en stor rolle, og hva slags oppholdstider en har på vannet mellom dyp som kan få økt nedsynkning av algematerialet.

Det er verdt å merke seg at konsentrasjonen av totalt fosfor i havna er veldig høy på 3 m inne i båthavna. Dette sammen med forekomsten av buskete grønnalger (**Figur 5** oppe til høyre) tyder på at dette er en eutrofi-effekt (overgjødning).

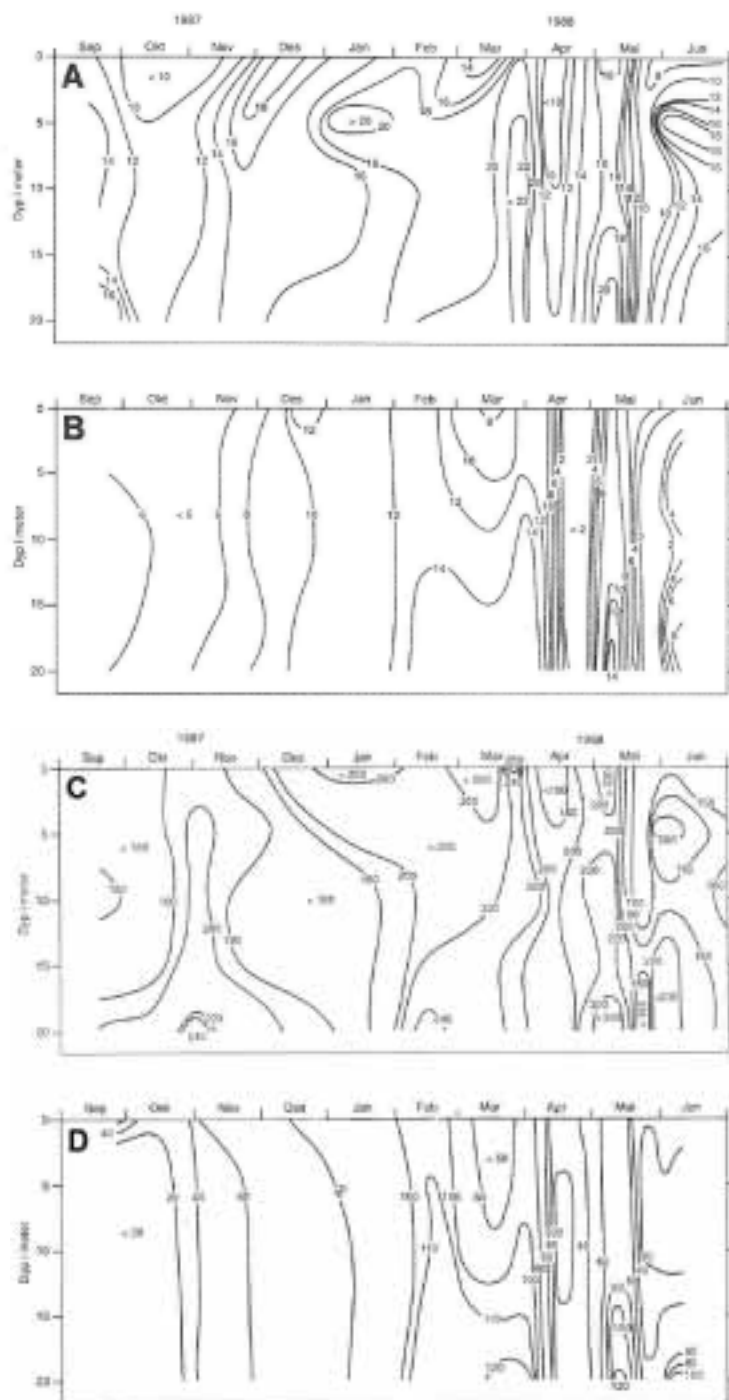
Det må nevnes at grunnlag for å klassifisere og gi en risikovurdering er begrenset, og klassifiseringen må derfor bare ses som tentativ. Data i **Figur 8** stammer fra en periode 25 år tilbake, mens vi bare har data fra én situasjon i 2012. Molvær med fler 2008 sier ikke noe om krav til datagrunnlag, men den er en revisjon av en tidligere veiledning (Molvær med fler 1997) hvor det presiseres at for å kunne klassifisere et område bør en ha minst 10 målinger spredt over et tilstrekkelig tidsrom til å gi et bilde av de naturlige variasjonene over tid.

Tabell 2. Vannkvalitet-klasser for beskyttede vannforekomster (Molvær med fler, 2008).
Klassifiseringen gjelder 0-10 m dyp og for saltholdighet >18.

Sesong	Parameter	Enhet	I Meget god	II God	III Modera t	IV Dårlig	V Meget dårlig
Vinter (nov-feb)	Tot P	µg P/L	<25	25-30	30-40	40-53	>53
	PO ₄ -P	µg P/L	<20	20-26	26-35	35-45	>45
	Tot N	µg N/L	<370	370-460	460-555	555-740	>740
	Nitrat-N	µg N/L	<235	235-290	290-345	345-410	>410
Sommer (juni-august)	Tot P	µg P/L	<10	10-13	13-17	17-25	>25
	Tot N	µg N/L	<215	215-250	250-290	290-370	>370

Tabell 3. Næringssalt-konsentrasjoner 10. mai 2012 ved stasjon H2, R1 og E1. Fargekoden angir vannkvalitet-klasse fra **Tabell 2**. For tot-P og tot-N er det klassifisert ut fra sommerverdiene, og for fosfat (PO₄) og nitrat (NO₂+NO₃) ut fra de tilgjengelige grensene for vinteren. Prøven på 3 m dyp ved H2 er usikker pga. unøyaktig måling; hvis det antas at PO₄-verdien er riktig, og tot-P minst like stor, blir denne prøven klassifisert som 'meget dårlig' etter sommerkriteriet for tot-P.

Stasjon	Dybde (m)	Tot-P (µg P/L)	PO ₄ (µg P/L)	Tot-N (µg N/L)	NH ₄ (µg N/L)	NO ₂ +NO ₃ (µg N/L)
H2	0	4	2	133	5	67
	3	23	30	195	7	<1
R1	0	7	2	95	<5	14
	10	14	4	121	6	<1
	30	29	25	230	9	123
E1	0	4	2	165	6	114



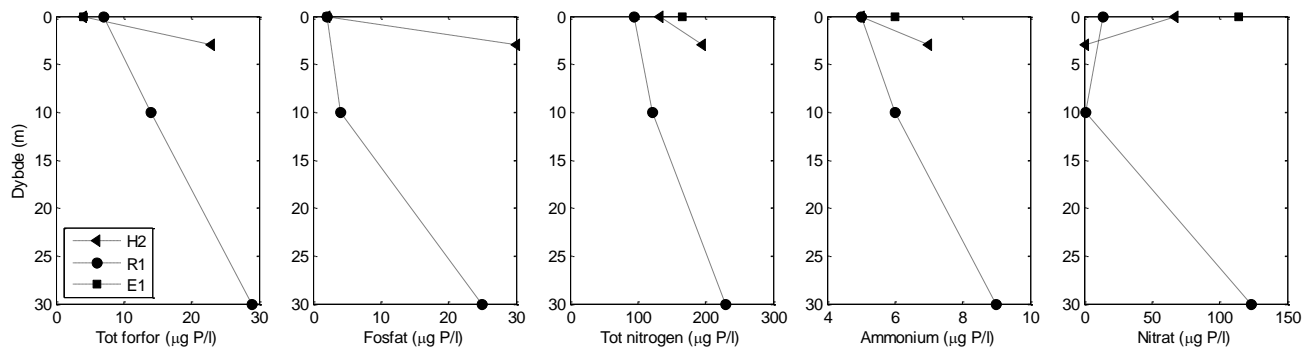
Figur 8. Målt næringssaltkonsentrasjoner i perioden september 1987 til juni 1988 (Molvær 1990).

A: Totalfosfor ($\mu\text{g P/l}$)

B: Fosfat ($\mu\text{g P/l}$)

C: Totalnitrogen ($\mu\text{g N/l}$)

D: Nitrat ($\mu\text{g N/l}$)



Figur 9. Måling av næringssalt-konsentrasjon ved stasjon H2, R1 og E1.

5. Beregning av fortynning for alternative utslippspunkter

Det skal slippes ut 6 m³/s med vann som har en saltholdighet på omtrent 20. Fortynningen av utslippsvannet er viktig for hvilken konsentrasjon av saltholdighet, næringssalter og kjemikalier det vil være i det vannet som slippes ut. Hvor stor denne fortynningen blir, avhenger av flere faktorer:

1. Hvor mye vann som er tilgjengelig i resipienten for blanding. Dette må vurderes for et såpass voluminøst utslipp.
2. Hvor godt utslippsvannet blandes inn i vannet i resipienten. Dette avhenger av hvor stor kontaktflaten mellom utslippsvannet og vannet i resipienten er.

I dette kapitlet blir flere alternative utslippssteder vurdert:

1. Utslipp i Litledalselva sin nederste del.
2. Utslipp i båthavna.
3. Utslipp på forskjellige dyp utenfor elvemunningen/ innløpet til havna.

5.1 Utslipp i Litledalselva

Hvis utslippet legges i elva, vil vannføringen ved utslippspunktet begrense hvor stor fortynningen kan bli. **Tabell 1** viser at middel vannføring ved stasjon E1 vil være 47 m³/s, og dette gir at den høyeste fortynningen blir omtrent 6-8. Da det ble foretatt feltarbeid 9.- 10. mai 2012 ble det observert at elva er veldig turbulent med høy grad av virveldannelser. Dette kommer av at ellevannet strømmer med høy hastighet (omtrent 1 m/s) over en ruglete bunn, og man kan forvente at den maksimale

fortynningen vil oppstå ganske nær utslippspunktet. Det vil ta maksimalt 10 minutter før utslippsvannet når elvemunningen. Her vil elvevannet blandes med sjøvannet og fortynnes ytterligere. **Tabell 4** viser beregninger av hva fortynningen blir i elva og utenfor elveutløpet. Beregningene er basert på modellen Visual Plumes (Frick, 2001).

Saltholdigheten i elva nedenfor utslippspunktet vil bli 2 til 3. Siden Aura kraftverk enkelte ganger stenger av sitt anlegg, forårsaker dette en mye større variasjon i saltholdighet på for eksempel stasjon E1, enn det drift av et saltkraftverk vil føre til. Kjentfolk i området sier at i slike tilfeller står sjøvannet helt opp til brua i nærheten av stasjon E1 når det er høyvann. Saltkraftverket vil påvirke saltholdigheten i mye mindre grad i tallverdi (en økning på 2-3) enn det midlertidig stengning av Aura kraftverk forårsaker, men til gjengjeld vil effekten av et saltkraftverk i produksjon være permanent. Utslippsvannet vil fortynnes mindre ved driftsstans ved Aura kraftverk siden det er mindre vann i elva. Basert på årlig middel vannføring vil fortynningen bli anslagsvis 3 ganger mindre enn det som er oppgitt i **Tabell 4** hvis det er full driftsstans ved Aura kraftverk.

Variasjon av temperatur i nedre del av elva vil være marginal på grunn av saltkraftverket sitt utslipp, men det vil på vinteren være oppvarmings effekt, siden vannet på 30 m dyp på denne tiden av året har høyere temperaturen enn elvevannet.

Næringssaltkonsentrasjonene målt 10. mai 2012 i elva (E1) var lave. Selv om det slippes ut vann med en vannkvalitet-klasse IV, så vil fortynningen gjøre at klassen blir I eller II.

Fisken i elva vil antagelig være den organismen som vil være mest sensitiv for eventuelle kjemikalier som slippes ut i elva. Dette vil vi komme tilbake til i kapitlet om bruk av kjemikalier.

Tabell 4. Fortynning ved utslipp i elva ved midlere vannføring 47 m³/s.

Sted	Fortynning
I elva	7 ± 1
10 til 30 m fra elveutløpet	20 ± 3
50m fra elveutløpet	50 ± 5
100 m fra elveutløpet	100 ± 10

5.2 Utslipp i båthavna

Overflatearealet av hele båthavna helt ut til ytterst på steinfyllingene (stasjon H1- H4 i **Figur 1**) er omtrent 100 000 m². Dybdeforholdene i havna er stort sett grunnere enn 3 m, så volumet av vannet i båthavna er mindre enn 300 000 m³. Hvis 6 m³/s vann slippes ut i dette området, så vil en vannmengde som er like stor som hele volumet bli tilført i løpet av mindre enn 14 timer. Karakteristikken til utslippsvannet vil derfor være dominerende for hydrografien i båthavna.

Forskjellen mellom høy- og lavvann er på omtrent 2 m, og vil gi en volumtransport inn og ut av båthavna på omtrent 9 m³/s når transporten er på det meste ved hhv. stigende og synkende vannstand. Det gir en midlere vannutveksling på 4.5 m³/s dersom en regner med at alt vann som strømmer inn ved stigende vannstand er nytt vann og ikke vann fra tidligere utstrømning som føres tilbake.

Landtungen rett utenfor tomte hvor saltkraftverket er planlagt (**Figur 1**) blir dekket av vann ved høyvann, og vann flommer da over fra elva til havna. Dette er tydelig når man studerer de vertikale profilene av saltholdighet målt inne i havna (**Figur 10**), hvor det over 1-2 m er ferskvann, mens det under dette er vann med saltholdighet på 31-32. Når det er flom i Driva og ferskvannslaget i området er 4 m tykt (se **Figur 4**), vil det mest sannsynlig være ferskvann eller lav saltholdighet (< 5) helt ned til bunnen i havna. Målinger av konsentrasjon av total-nitrogen og nitrat (**Figur 9**) tyder på at vannet i overflata på stasjon H2 er en blanding omtrent 1:1 av vann fra elva (E1) og overflatevann fra fjorden (representert ved stasjon R1). (For ammonium og fosfor er det for lave verdier og for stor måleusikkerhet til å se på blandingsforhold).

Det er planlagt å benytte tre rør med diametere på 1,2 m. I hvert av utslippsrørene blir hastigheten omtrent 1.8 m/s. For å finne ut hvor stor fortynningen blir, er det gjort beregninger med modellen Visual Plumes. Denne modellen er designet for å beregne fortytning til utslipp med positiv eller negativ oppdrift (Frick, 2001). Resultatene, som er vist i **Tabell 5**, forutsetter tilstrekkelig tilgang på fortynningsvann. Utslippsvannet er beregnet å bli fortynnet omtrent 4 ganger 10-30 m fra utløpet, økende til 10 i avstand 100 m fra utslippet. Det tilsvarer fortynningsvannmengder på 18-45 m³/s. Fortyningen blir såpass lav fordi det slippes ut et så stort volum i rør som har en dimensjon som er sammenlignbar med dybdeforholdene der vannet slippes ut. De beregnede verdiene må likevel ses som øvre grenser, fordi den reelle fortytningen også begrenses av tilgangen på fortynningsvann. Med den lagdelingen som ble målt 10. mai 2012 vil ufortynnet utslipp etter sin saltholdighet høre hjemme i sprangsjiktet på 1,5 til 2 m dyp, og ville forventes å strømme ut av havna i et lag omkring dette dypet. Sjiktingen på stasjon H4 tilsier at ut-strømmen ville gå opp mot overflaten i utløpet, og

fortynningsvannet vil derfor i hovedsak hentes fra lag med saltholdighet >20 . I andre situasjoner, med tykkere brakkvannslag ute i fjorden, kan ut-strømmen høre hjemme på 4-5 m dyp i fjorden, og da vil fortynningsvann kunne hentes inn i havna fra overflatelaget. Antagelig vil tilgangen på fortynningsvann være noe begrenset av topografien, slik at reelt oppnåelig fortynning kan være noe lavere enn 10 ganger utover i havna.

Hvis det slippes ut vann med en konsentrasjon av totalt fosfor på $21 \mu\text{g P/l}$ (vannkvalitet-klasse IV) i overflata, ender man opp med en konsentrasjon på $8 \mu\text{g P/l}$ (vannkvalitet-klasse I) med 4 gangers fortynning. Dette er likevel en forverring siden det i utgangspunktet var lavere konsentrasjon i resipienten. Men til gjengjeld blir oppholdstiden i havna ganske kort, ca. 8-14 timer helt uten fortynning, avhengig av om virkningen av tidevannsutvekslingen blir mindre pga. utslippet, og 3.5 timer hvis en fortynning på iallfall 4 kan oppnås.

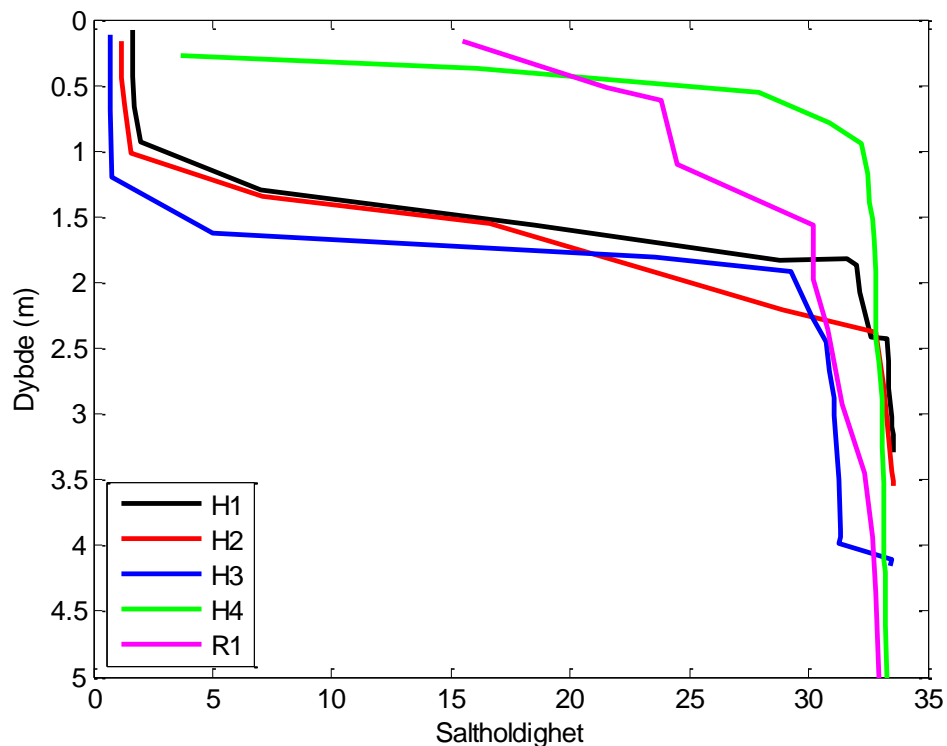
En annen side av saken, er at konsentrasjonen av totalt fosfor på 3 m dyp inne i havna 10. mai 2012 var veldig høy. (Det må bemerkes at målt konsentrasjon av fosfat er høyere enn konsentrasjonen av total-fosfor, noe som viser unøyaktighet i målingene, og gir som konklusjon at omtrent alt fosfor finnes som fosfat). Verdiene er vesentlig høyere, og med større andel av fosfat, enn det som ble målt ute i fjorden i 1987-1988 (**Figur 8.**), og er også vesentlig høyere enn det som ble målt på 0 og 10 m dyp i fjorden utenfor ved i R1 10. mai 2012. Saltholdigheten på 3 m ved H3 tyder på at vannet her kan ha strømmet inn fra noe større dyp enn 5 m ved H4, og derved også fra R1. Målingen på H3 sammen med forekomsten av grønnalger (**Figur 5**, oppe til høyre) tyder på at det allerede er overgjødslingsproblemer (eutrofi) i havna. Dette må skyldes andre utslipp i området. Sammenligning av data fra H2 og R1 gjør det sannsynlig at det er et utslipp lokalt i havna, som gir forhøyet konsentrasjon av fosfor, spesielt fosfat, og også til en viss grad total-nitrogen, mens en ikke ser noen forskjell for nitrat eller ammonium. Eutrofi-situasjonen i havna gjør at man bør se alle utslippene i havna under ett, og det bør vurderes om det i forbindelse med bygging av et saltkraftverk bør gjøres tiltak som forbedrer situasjonen i havna, ved for eksempel at eksisterende og nye utslipp kombineres.

Det er ikke samlet inn opplysninger om andre utslipp til området. En samlet mengde næringssalter fra alle utslipp i området kan være relativt lav, men hvis sirkulasjonen er liten, så kan likevel næringssaltkonsentrasjonen bli høy. Enten er de eksisterende utslippene store, eller så er sirkulasjonen liten. Hvis det siste er tilfelle, så kan utslipp av $6 \text{ m}^3/\text{s}$ vann øke sirkulasjonen så mye at det vil forbedre den totale vannkvaliteten i havna mht. eutrofi.

Utslipet vil føre til at ferskvannslaget og saltvannslaget i havna blir blandet i større grad. Dette vil gjøre at saltholdigheten i overflata vil øke. På vinteren vil dette føre til at det blir mindre isdannelse i havna.

Tabell 5. Fortynning ved utslipp i båthavna. Antagelig vil tilgangen på fortynningsvann være noe begrenset av topografien, slik at reelt oppnåelig fortynning kan være noe lavere enn 10 ganger utover i havna.

Sted	Fortynning
10 til 30 m fra utløpet	4
50m fra utløpet	6
100 m fra utløpet	10



Figur 10. Målt saltholdighet i båthavna den 9. mai 2012.

5.3 Utslipp utenfor båthavna/elveutløpet

Vi vurderer her et utslippspunkt som ligger rett utenfor båthavna og elvemunningen (stasjon H4). Saltholdigheten i overflatelaget (0-4 m dyp) her vil variere svært mye, og utslipp av vann med saltholdighet på 20 i overflaten vil ikke påvirke saltholdigheten systematisk i en retning, og det blir ingen stor endring sammenlignet med hva den naturlige variasjonen tilsier.. Hvis saltholdigheten i utslippsdyp er lav, vil utslippet synke ned mot sprangsjiktet mens det fortynnes. Hvis lagdelingen er som målt 10. mai 2012 vil utslippet forbli nær overflaten og fortynnes der.

Fortynningen ved utslipp i denne posisjonen vil ikke være styrt av tilgangen på vann i resipienten. For å forsøke å unngå enhver eutrofi-effekt har vi vurdert hva situasjonen blir ved å dykke utslippet. **Tabell 6** viser beregninger med modellen Visual Plumes. Beregningene er basert på 16 profiler av saltholdighet og temperatur målt mellom mai 1987 og mai 1988, samt en profil målt i mai 2009. Det er benyttet en profil for de naturlige strømmene i resipienten med 10 cm/s i overflata, 5 cm/s i 4 m, 2 cm/s i 10 m dyp og 1 cm/s i 20 m dyp.

Tabell 6. Fortynning og innlagringsdyp for utslipp i overflata, 5 m, 10 m og 15 m dyp.

Utslippsdyp (m)	Fortynning (meter fra utslippet)			Innlagringsdyp (m)	Minste dyp (m)
	10 – 30 m	50 m	100 m		
1	5,3 ± 1,4	14 ± 2	32 ± 5	1,6 ± 0,5	1,0 ± 0,1
5	5,7 ± 0,3	14 ± 1	34 ± 1	3,9 ± 1,4	3,0 ± 1,1
10	7,8 ± 0,4	15 ± 2	36 ± 3	6,6 ± 3,5	2,9 ± 1,2
15	10,0 ± 0,8	16 ± 2	37 ± 6	9,9 ± 4,4	2,8 ± 1,2

6. Effekter ved bruk av kjemikalier

Giftighetsvurdering av kjemikalieutslipp fra saltkraftverket har blitt vurdert på bakgrunn av produktdatablader, samt litteratur og resultater av økotoksikologiske tester i databaser som US Environmental Protection Agency ECOTOX Database og United States National Library of Medicine TOXNET Toxicology Network. Søk avsluttet 19.06.2012.

Risikovurdering for effekter av de kjemikaliene som er aktuelle for bruk har blitt vurdert på grunnlag av EUs Technical Guidance Document (TGD) on risk assessment (EU, 2003) ved en PEC/PNEC risikovurdering. Et utvalg teoretiske konsentrasjonsfelt fra spredningsberegningene for klorat (PEC – *predicted environmental concentrations*) har blitt sammenholdt med grenseverdier for effekter av kjemikaliene på marine organismer (PNEC – *predicted no effect concentration*). PEC/PNEC vurderingen har dermed identifisert geografiske områder hvor man kan forvente at kjemikaliene kan forårsake effekter. Omfanget av forventede effekter har videre blitt bedømt ut fra tilgjengelig informasjon om lokal marin flora og fauna.

Ved bestemmelse av PNEC vil det som oftest være aktuelt å benytte en sikkerhetsfaktor for ekstrapolering fra korttidstester av enkeltarter i laboratorietester i laboratoriet til flerartssamfunn i feltforhold. Brakkvannshabitater har normalt en lavere diversitet, og domineres av robuste organismer i forhold til rent marine habitater. For brakkvannshabitat angir EUs technical guidance documents (TGD) en sikkerhetsfaktor på 1000. Det vil si at laveste EC50 eller LC50 verdi fra akutte tokstester (når man har data fra 3 taksonomiske/trofiske nivåer) skal divideres med 1000 for å oppnå en konservativ PNEC for kroniske effekter. (EC50 er den konsentrasjonen som skal til for å gi målt effekt i 50% av testpopulasjonen, og LC50 er en variant av EC50 hvor den målbare effekten er dødelighet.)

Slik NIVA har fått skissert anlegget, vil det sannsynligvis bestå av flere seksjoner som trenger én daglig vask hver. Her vurderes effektene ved bruk av 6 separate seksjoner. Etter vasking av én seksjon vil det være omtrent 50-60 m³ med vaskevann som må slippes ut. Dette vaskevannet vil ha en gitt konsentrasjon av kjemikalier. Første kolonne i **Tabell 7** angir de høyeste konsentrasjoner som vil være aktuelle. Disse verdiene er basert på at man bruker en lite ren ferskvannskilde, og vil være et verst tenkelig scenario. Ferskvannskilden i Sunndalsøra er meget ren, og man vil ta sikte på å ikke bruke kjemikalier i det hele tatt. I denne rapporten tar vi likevel utgangspunkt i verdiene fra **Tabell 7**, som vi kaller maksimal konsentrasjon. Konsentrasjonen av kjemikalier ute i miljøet etter utslipp vil være avhengig av hvor fort man slipper ut vaskevannet. La Q_{Anlegg} være vannføringen i anlegget (6 m³/s ved full produksjon). Vi tenker oss at det bygges en fordrøyningstank som kan romme minst 60 m³

som alt vaskevannet pumpes over i etter vasking. La C_{Tank} være konsentrasjonen i tanken og Q_{Tank} være hastigheten som tanken tømmes med. Konsentrasjonen i utslippsvannet blir da

$$C_{Utslipp} = \frac{C_{Tank} \cdot Q_{Tank}}{Q_{Anlegg} + Q_{Tank}}$$

Beregnet konsentrasjon i utslippet er angitt i **Tabell 7** hvis vaskevannet slippes ut i løpet av henholdsvis 15 minutter og 4 timer. Disse konsentrasjonene vil videre fortynnes når vannet slippes ut i miljøet med de faktorene som er angitt i **Tabell 4**, **Tabell 5** eller **Tabell 6**, men variasjon og begrensninger som er drøftet i kapittel 5.

6.1 Trinatriumsitrat

Trinatriumsitrat er en chelator, dvs et stoff som har evnen til å «binde opp»/danne løselige komplekser med visse metallioner. Stoffets løselighet er god, oppgitt til 425 g/l (Permakem AS, 2008), og stoffet er lett nedbrytbart (> 98% på 3 dager) i tester utført med aktivert slam. Stoffet forventes ikke å bioakkumulere. Giftighetstester viser ingen detekterbar giftighet for alger, målt som veksthemning, opp til 1000 mg/l. Derimot viser én studie at sitrat kan fremskynde sporedannelse for blågrønnalgen *Anabaena* sp ved konsentrasjoner på 300 mg/l (Kanta & Sarma, 1980). Det konkluderes ikke hva slags effekt dette kan ha for økosystemet. For krepsdyr er laveste EC50 rapportert til 735 mg/l for vannloppen *Ceriodaphnia dubia* (Warne & Schiffko, 1999). For fisk er det rapportert en grenseverdi for dødelighet over en 24-timers periode på 10 mg/l i forsøk med 3 ulike fiskearter (MacPhee & Ruelle, 1969), men det har ikke lyktes å få fatt i originalreferansen for å vurdere grunnlaget for denne verdien. Det kan spekuleres at generell virkemekanisme for giftighet har sammenheng med at trinatriumsitrat kan tilbakeholde viktige sporstoffer som er nødvendig for grunnleggende fysiologiske prosesser.

Den laveste observerte EC50 verdi fra akutttester som ble funnet ved databasesøk er da 10 mg/l, og ved bruk av en sikkerhetsfaktor på 1000 foreslås det en konservativ PNEC for kroniske effekter på 10 µg/l. Ut fra en utregnet konsentrasjon av natriumsitrat på 13.9 mg/l rett før utslipp hvis tanken tappes i løpet av 4 timer (**Tabell 7**), må utslippet fortynnes 1390 ganger i resipienten for å komme ned i konsentrasjoner som ikke medfører noen risiko på resipienten.

6.2 Ufacid

Ufacid K er et råstoff til produksjon av vaskemidler, og består hovedsakelig (90-100%) av detergenter kalt Bensensulfonsyre 4-C10-13-secalkyl derivater. Det ble ikke funnet relevant økotoksikologisk informasjon ved søk på dette produktet (CAS-nr 85536-14-7)¹, derfor ble det gjennomført søk på det tidligere handelsnavnet «Dodecylbenzenesulfonic acid» (CAS-nr 27176-87-0) som strengt tatt bare omfatter C12 varianten (12 karbonatomer i kjede). Datablad fra produsent (Unger Fabrikker AS, 2010) angir god nedbrytbarhet (60-99 %) i diverse tester med aktivert slam. Nedbrytbarhet i naturlig vann er også påvist, med maksimum ved 20-25 °C (Cook & Goldman, 1974). Beregnet biokonsentrasjonsfaktor (BCF) er høy for denne typen stoffer, men målt i en ferskvannsfisk (*Leuciscus idus melanotus*) var verdien moderat (130) (IUCLID, 2004). Lineære alkylbensensulfonsyrer er vist å absorbere gjennom fiskegjelle og bli distribuert til indre organer, med påfølgende eliminering via galle og avføring (Kikuchi et al., 1978). I rotte ble det målt ekskresjon på 81,8 % i en 35 dagers studie (Lay et al., 1983). God metabolisme av lineære alkylbensensulfonsyrer er dermed medvirkende til at reell biokonsentrasjonsfaktor avviker i forhold til beregnet, og indikerer lavt bioakkumuleringspotensial. LC50/EC50 verdier fra korttidstester er oppgitt til 50, 12 og 4,1 mg/l for respektive alge, krepsdyr og fisk (Knie et al., 1983). Datablad fra produsent (Unger Fabrikker AS, 2010) angir verdier i samme størrelsesorden, uten at det kunne oppgis kilde for dataene. (LC50/EC 50 for alge, krepsdyr og fisk: 1-5 mg/l, 5-15 mg/l og 1-5 mg/l). Dette indikerer at bensensulfonsyrene har relativt lik giftighet uavhengig om alkylkjeden består av 10, 11, 12 el 13 karbonatomer.

Dersom LC50 verdi fra Knie et al (1983) på 4,1 mg/l benyttes sammen med en applikasjonsfaktor på 1000 foreslås en konservativ PNEC for kroniske effekter av Ufacid K på 4,1 µg/l. Ut fra en utregnet konsentrasjon av Ufacid på 0.35 mg/l rett før utslipp hvis tanken tappes i løpet av 4 timer (**Tabell 7**), må utslippet fortynnes 85 ganger i resipienten for å komme ned konsentrasjoner som ikke medfører risiko på resipienten.

6.3 Divos 80-5

Divos 80-5 er et vaskemiddel til bruk for rengjøring av membranfiltreringsanlegg og består hovedsakelig av kaliumtripolysulfat (5-15%), samt < 5% av Aminotrismetylenfosfonsyre, og <5% av Lauryldimetylbetain. Kaliumtripolysulfat og Aminotrismetylenfosfonsyre (AMPT) er chelatorer brukt i vaskemidler, med oppgave å kompleksbinde for eksempel Ca, Mg og Fe for å unngå at metallioner inaktiverer detergentene. Lauryldimetylbetain er en surfaktant (fra engelsk *Surface Active Agent*). I

¹ CAS-nr: Identifiseringkode for kjemiske stoffer fra *Chemical Abstracts Service*, (<http://www.cas.org>)

datablad for Divos 80-5 oppgis det at produktet har god løselighet, og er lett nedbrytbart (Lilleborg Profesjonell, 2009). Det oppgis ingen grenseverdier for toksisitet for akvatiske organismer, men nevnes i tekst at produktet inneholder fosfat som kan bidra til algevekst. Det ble ikke funnet økotoksikologisk informasjon om produktet som helhet eller enkeltkomponenter i hverken US Environmental Protection Agency ECOTOX Database og United States National Library of Medicine TOXNET Toxicology Network, og Divos 80-5 er dermed vanskelig å risikovurdere med hensyn på mulige effekter for akvatiske organismer. Dersom man antar et maksimumsinnhold av 50% fosfat fra AMPT komponenten som vil være et verst tenkelig tilfelle, blir fosfatkonsentrasjonen i vaskevannet internt i anlegget < 1,25 mg/l (ved 6 seksjoner) før utslipp. Til sammenlikning er naturlig bakgrunns-konsentrasjon av fosfat i området 0,002-0,03 mg/l (**Tabell 3**). Periodevise algeoppblomstringer kan forekomme ved fosfatkonsentrasjoner på 0,08-0,1 mg/l, og det er derfor anbefalt at fosfatkonsentrasjonen holdes under 0,5-0,05 mg/l for å unngå eutrofiering (Dunne & Leopold, 1978). Med hensyn på eutrofiering bør da utslippet av vaskevann fortynnes 2,5-25 ganger i resipienten for å unngå eutrofiering.

Tabell 7. Konsentrasjon av kjemikalier i anlegget mens vasking pågår og i utslippsrøret hvis anlegget blir bygget med 6 separate seksjoner som vaskes sekvensielt.

Kjemikalie	Konsentrasjon på ferskvannssiden i lukket seksjon	Beregnet konsentrasjon i utslippet hvis tanken tappes i løpet av 15 minutter.	Beregnet konsentrasjon i utslippet hvis tanken tappes i løpet av 4 timer.
Trinatriumsitrat	2,00 % 20000 mg/l	220 mg/l	13.9 mg/l
Ufacid	0,05 % 500 mg/l	5.5 mg/l	0.4 mg/l
Divos 80-5	0,09 % 900 mg/l	9.9 mg/l	0.6 mg/l

7. Samlet vurdering

I dette kapitlet sammenfatter vi de funnene som er gjort i denne rapporten. Vi har ordnet de forskjellige momentene som har kommet fram for hvert av utslippsalternativene. Vi har vurdert hvordan utslippet forholder seg til følgende momenter:

1. Sirkulasjonen i resipienten.
2. Fortynningen av utslippet.
3. Effekten av utslippet på temperaturen og saltholdigheten i resipienten.
4. Effekten av utslippet på næringssaltkonsentrasjonene i resipienten (eutrofi).
5. Konsentrasjonen av kjemikalier fra utslippet i resipienten.

Vi vil påpeke at datagrunnlaget er begrenset. Vi har bare nyere målinger av næringssalter fra en bestemt data (10. mai 2012), mens tidligere målinger viser at situasjonen kan variere mye. For å kunne klassifisere et område bør en ha minst 10 målinger spredt over et tilstrekkelig tidsrom til å gi et bilde av de naturlige variasjonene over tid (Molvær med fler 1997). Ytterligere målinger av næringssaltkonsentrasjoner fra det dypet hvor det er tenkt å ta inn saltvann fra, vil bedre datagrunnlaget. Hvis slike målinger ikke viser høyere konsentrasjoner på 30 m dyp enn det som ble målt 10. mai 2012, kan vi med sikkerhet si at konklusjonene i denne rapporten har et godt datagrunnlag. *Inntil disse målingene er foretatt bør konklusjonene i denne rapporten angående eutrofisituasjonen ansees som tentative.*

Anlegget vil bestå av flere adskilte seksjoner som hver skal vaskes daglig, en etter en. Det anbefales at vaskevannet fortynnes mest mulig før det slippes ut. Ved å slippe ut 60 m³ vaskevann i løpet av 4 timer sammen med en volumstrøm på 6 m³/s, oppnår man en fortynning på omtrent 1400 ganger før utslipp. Dette er helt nødvendig hvis kjemikalier skal benyttes. *I den videre vurderingen er det antatt at vaskevannet med kjemikalier blir samlet opp i en tank og sluppet ut sakte i løpet av 4 timer.*

I **Tabell 8** har vi sammenlignet de forskjellige alternativene utfra momentene over. Utslipp i overflata utenfor elvemunningen/båthavna vil ha liten effekt på miljøet ved midlere vannføring, hvis mindre enn omtrent 1/100 av konsentrasjonen av trinatriumsitrat oppgitt i **Tabell 7** benyttes. Utslipp i elva vil ha liten effekt på miljøet, hvis mindre enn omtrent 1/200 av den oppgitte konsentrasjonen av trinatriumsitrat benyttes. Utslipp i havna vil ha liten effekt med hensyn på kjemikalier hvis kun 1/230 av den oppgitte konsentrasjonen av trinatriumsitrat benyttes, men det vil i tillegg være mulighet for en øket eutrofi-effekt i havna i de tilfellene hvor det er høy næringssalt-konsentrasjon i dypet i sjøen. På

den annen side så vil et utslipp i båthavna sannsynligvis kunne bedre miljøsituasjonen med tanke på eutrofi i mesteparten av året, hvor det er relativt lite næringssalter på 30 m dyp, siden sirkulasjonen vil øke og utslippsvannet da trolig vil ha lavere næringssaltkonsentrasjoner enn det vannet som er der fra før av.

Hvis en tiendel av den maksimale verdien av trinatriumsitrat i det verst tenkelige scenariet benyttes ved utslipp i elva, vil det ikke være noen effekt omtrent 150 m fra elevutløpet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående i elva eller nærmere enn 150 m fra elvemunningen blir påvirket negativt. Hvis den samme konsentrasjonen benyttes og utslippet legges i nærheten av stasjon H4, vil det ikke være noen effekt omtrent 250 til 300 m fra utslippspunktet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående nærmere enn dette blir påvirket negativt. På grunn av begrenset tilgang til fortynningsvann, vil mest sannsynlig hele havna bli påvirket ved bruk av kjemikalie-konsentrasjoner høyere enn 1/230 av den maksimale verdien av trinatriumsitrat fra **Tabell 7**.

Hvis det blir funnet nødvendig å benytte de høyeste konsentrasjonene av kjemikalier som er oppgitt i **Tabell 7**, så vil det være nødvendig å gjøre ytterligere tiltak. En løsning er å benytte diffusor på utslippsrørene slik at fortynningen øker, men denne løsningen krever at tilgangen på vann til fortynning er tilstrekkelig. Ved utslipp i havna eller i elva vil fortynningen være begrenset på grunn av dette, så en diffusor vil bare være effektiv ved utslipp utenfor havne/elvemunningen.

Siden det er begrenset med kunnskap om kjemikalienes virkning på miljøet over tid, benyttes en sikkerhetsfaktor på 1000 for å ekstrapolere kunnskap fra akutte tester. For at konsentrasjonen av trinatriumsitrat skal bli tilstrekkelig lav til at det ikke er noen effekt på miljøet, er det derfor nødvendig å fortynne utslippet ytterligere 1400 ganger i forhold til den fortynningen som oppnås ved å slippe ut vaskevannet i løpet av 4 timer. Det er sannsynlig at det kan benyttes en lavere sikkerhetsfaktor hvis mer informasjon om virkninger på miljøet innhentes. Dette kan for eksempel gjøres ved langtidstester på fisk hvor realistisk belastning på fisken blir benyttet.

Tabell 8. Sammenfatning av de forskjellige momentene som har kommet fram i rapporten for hvert utslippsalternativ.

Utslipps- alternativ	Momenter	Vurdering av effekt
Utslipp i elva	Sirkulasjon	Midlere vannutskiftning i elva er stor i forhold til utslippsmengden. Det tar kun 10 minutter før utslippsvannet når elvemunningen. Et utslipp på 6 m ³ /s i elva vil ikke endre sirkulasjonen vesentlig under normale forhold. Ved lav vannføring eller driftsstans i kraftverket blir virkningen større,
	Fortynning	Fortynningen blir maksimalt 6-8 i elveutløpet, men 100 m utenfor elvemunningen er vannet fortynnet 100 ganger.
	Temperatur og saltholdighet	Endringer i temperatur vil være neglisjerbar. Saltholdigheten vil øke fra 0 til 2-3 nedenfor utslippet. Denne økningen vil ikke påvirke fiskevandring i elva.
	Eutrofi	Vannkvaliteten i elva vil pga fortynningen være god, selv om det pumpes opp saltvann med en dårlig vannkvalitet-klasse, selv om vannkvaliteten forringes noe.
	Kjemikalier	Ingen effekt i elva ved bruk av 1/200 av konsentrasjonene oppgitt i Tabell 7 . Hvis en tiendel av den maksimale verdien brukes vil det ikke være noen effekt omtrent 150 m fra elevutløpet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående i elva eller nærmere enn 150 m fra elvemunningen blir påvirket negativt.

Tabell 8 fortsetter.

Utslipps- alternativ	Momenter	Vurdering av effekt
Utslipp i båthavna	Sirkulasjon	Tidevannet flytter et stort nok volum ut og inn av havna til at mer enn 2/3 av vannmassen kan skiftes ut i løpet av en tidevannsperiode, men det er sannsynlig at det fins vann på bunn som har lengre oppholdstid. Et utslipp på 6 m ³ /s i havna vil øke sirkulasjonen, og bedre isforholdene på vinteren.
	Fortynning	Fortynningen er lav, 4 ganger rett ved og 10 ganger 100 m fra utslippet. Begrenset tilgang på fortynningsvann kan gjøre at fortynningen blir noe lavere.
	Temperatur og saltholdighet	Endringer i temperatur vil være neglisjerbar. Saltholdigheten vil ikke bli påvirket den ene eller andre retningen om situasjonen er slik den var 10. mai 2012. I situasjoner med høy vannføring i elvene, hvor saltholdigheten i utgangspunktet ville være lav helt ned til bunn, vil et utslipp i havna øke saltholdigheten, men det er lite sannsynlig at dette vil påvirker leveforholdene til organismene på bunn.
	Eutrofi	Mulig eksisterende eutrofisituasjon i havna. Utslipp i havna anbefales derfor ikke på våren når næringssaltkonsentrasjonen er høy på 30 m, men vil sannsynligvis bedre vannkvaliteten i havna resten av året når næringssaltkonsentrasjonene er lavere på 30 m.
	Kjemikalier	Ingen effekt 50 m fra utslippet ved bruk av 1/230 av konsentrasjonene oppgitt i Tabell 7 . Hele havna kan bli påvirket ved bruk av kjemikalikonsentrasjoner høyere enn dette.

Tabell 8 fortsetter.

Utslipps- alternativ	Momenter	Vurdering av effekt
Utslipp utenfor båthavna	Sirkulasjon	Sirkulasjonen i resipienten utenfor elva/havna vil ikke være en begrensning i dette tilfellet. Et utslipp på 6 m ³ /s vil ikke endre sirkulasjonen.
	Fortynning	Fortynningen blir 4-7 ganger rett ved utslippet og 27-37 ganger 100 m fra utslippet ved utslipp i overflata. Fortynningen blir noe større (5-15 %) om utslippet dykkes.
	Temperatur og saltholdighet	Endringer i temperatur og saltholdighet vil være neglisjerbar.
	Eutrofi	Vannkvaliteten vil med en fortynning på 5 bli god i resipienten selv om det pumpes opp saltvann med en dårlig vannkvalitet-klasse, selv om vannkvaliteten forringes noe.
	Kjemikalier	Ingen effekt 50 m fra utslippet ved bruk av 1/100 av konsentrasjonene oppgitt i Tabell 7 . Hvis en tiendel av den maksimale verdien brukes vil det ikke være noen effekt omtrent 250 til 300 m fra utslippspunktet hvor fortynningen blir større enn 140, men det er mulig at fisk som blir stående nærmere enn dette blir påvirket negativt.

Referanser

Cook, T.M. og Goldman, C.K. 1974. *Degradation of Anionic Detergents in Chesapeake Bay*. Chesapeake Sci 15(1): 52-55

Dunne, T. og Leopold, L.B. 1978. *Water in Environmental Planning*, W.H. Freeman and Company. New York.

EU. 2003. *Technical Guidance Document on risk assessment*.

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

IUCLID, 2004. Data set 201-15171B

Kanta, S., og Sarma, T.A. 1980. *Biochemical Studies on Sporulation in Blue-Green Algae II. Factors Affecting Glycogen Accumulation*. Z. Allg. Mikrobiol.20(7): 459-463

Kikuchi M et al. 1978. *Alkylbenzenesulfonic Acids and Their Sodium Salts*. Exotoxicol Environ Safety 2 (2): 115-27

Knie, J., Halke, A., Juhnke, I. og Schiller, W. 1983. *Results of Studies on Chemical Substances with Four Biotests (Ergebnisse der Untersuchungen von Chemischen Stoffen mit vier Biotests)*
Source: Dtsch. Gewaesserkd. Mitt.27(3): 77-79

Lay JP et al. 1983. Toxicol Lett 17 (1-2): 187-92

Lilleborg Profesjonell. 2009. *Produktdatablad for Divos 80-5*

MacPhee, C., og Ruelle, R. 1969. *Lethal Effects of 1888 Chemicals upon Four Species of Fish from Western North America*. Bull.No.3, Forest, Wildl.and Range Exp.Stn., Univ.of Idaho, Moscow, ID:112 p.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., og sørensen, S. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03 fra statens Forurensningstilsyn. Klif-rapport T-1467/1997, 36 p.

Molvær, J., Magnusson, J., Pedersen, A. og Rygg, B. 2008. *Vanndirektivet: Utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport høsten 2008.* NIVA-report 5700-2008, 33 p.

Molvær, J. og Jaccard, P. 2009. *Sunndal Kommune. Undersøkelse for å finne miljømessig gunstig utslippsdyp for kommunalt avløpsvann.* NIVA rapport 5837-2009, 29 sider.

Permakem AS. 2008. *Produktdatablad for Trinatriumsitrat*

Staalstrøm, A. og Gitmark, J. 2012. *Environmental impacts by running an osmotic power plant.* NIVA rapport 6307-2012, 64 sider.

Unger Fabrikker AS. 2010. *Produktdatablad for Ufacid K*

Walday, M., Berge, J., Gitmark, J. og Green, N. 2011. *Pilotanlegg for produksjon av saltkraft på Hurum - Registrering av marin fauna og flora i fjæra og på grunt vann.* NIVA rapport 5925-2011, 27 sider.

Warne, M.S og Schiffko, A.D. 1999. *Toxicity of laundry detergent components to a freshwater cladoceran and their contribution to detergent toxicity.* Ecotoxicol Environ Saf. 44(2):196-206.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no