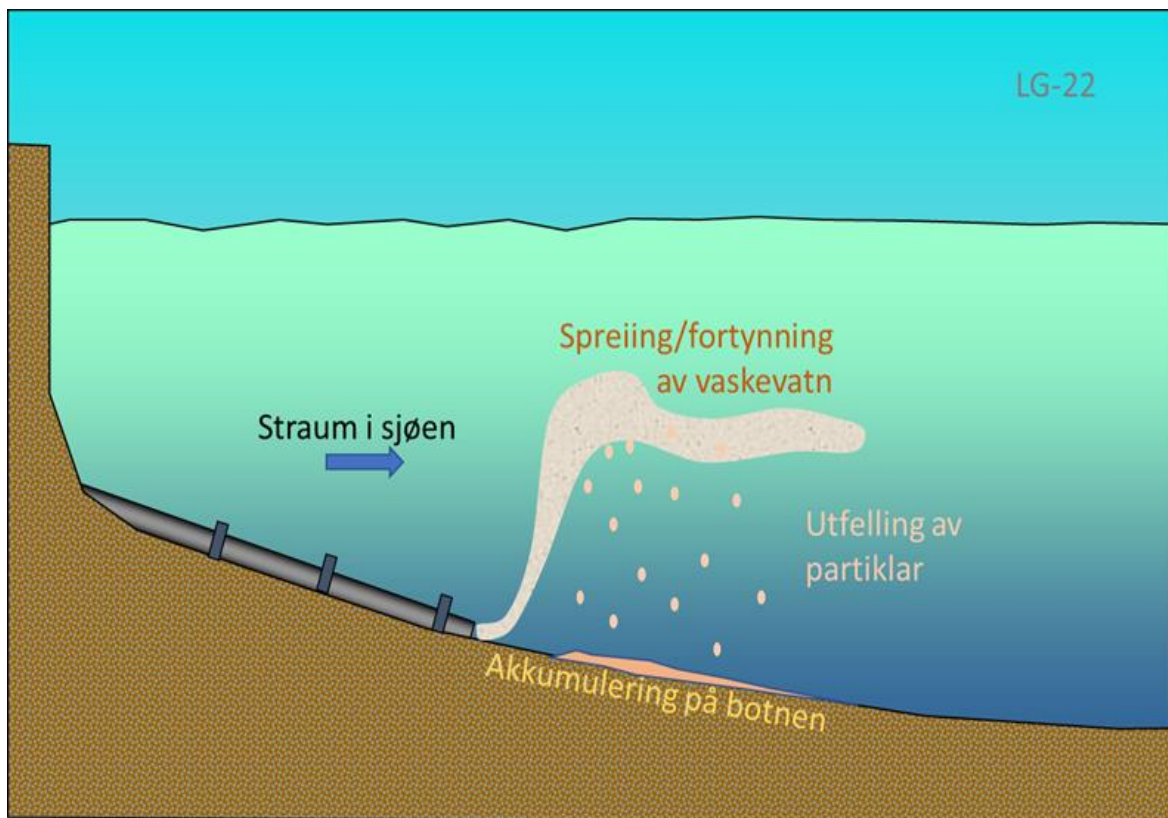



Utslepp til Moltuvika av filterrest fra planlagt reinseanlegg for drikkevatt. Konsekvensvurdering for marint miljø



Rapport nr 11/2022

 <p>Runde Forsking AS 6096 Runde Org. Nr. 925 616028 MVA Telefon: 70 08 08 00 E-post: post@rundecentre.no Web: www.rundecente.no</p>	Distribusjon Open
	Oppdragsgjevar Asplan Viak/ Herøy Vasslag AS
	Dato: August 2022
Tittel: Norsk: Utslepp til Moltuvika av filterrest frå planlagt reinseanlegg for drikkevatn. Konsekvensvurdering for marint miljø. English: Discharge to Moltuvika of residuals from a water treatment plant for drinking water. Supplementary environmental assessment.	Prosjektleder: Lars Golmen
	Rapportnummer: RMS 11/2022, prosjekt RF-18.
Forfattarar: Lars Golmen, Ørjan Sørstrønen Vabø	Antall sider: 50
Emneord: Utslepp til sjø, partiklar, oksygenforbruk, aluminium, resipient	Kontrollert av: Jenny Ullgren
Samandrag: Herøy vasslag på Sunnmøre skal bygge nytt reinseanlegg for drikkevatn på Moltu for å ta bort humus i råvatn frå Mørkevatnet. Det skal installerast Dynasand filter med aluminiumsfelling. Avlaup frå reinseanlegget er tenkt gå gjennom ei sjøleidning til Moltuvika som er del av vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet. Runde Miljøsender har på oppdrag for vasslaget gjennomført ein miljøkonsekvensanalyse for det framtidige utsleppet, med vekt på utslepp av organisk materiale og aluminium. Modellresultata indikerer der vil oppstå ei innblandingssone innafor ein radius på 5-7 m frå utsleppet. Fortynninga i denne avstanden vil ligge rundt 55X. For aluminium er det antatt ein grenseverdi for toksisitet på 0.3 mg/l for plankton. Denne verdien vil kunne overskridast i innblandingssona, noko som er akseptert for industriutslepp. Innlagring og spreining skjer djupare enn der levande plankton normalt finst. Tilført organisk stoff vil forbruke oksygen frå sjøvatnet og sedimentet. Med referanse til erfaringar frå liknande utslepp og måledata frå Moltuvika er det konkludert med at oksygenverdiane ikkje vil bli merkbart redusert, i høve til naturleg variasjon. Miljøriskoen ved tiltaket er vurdert som liten. Miljø-klassifiseringa og risiko for ikkje å nå miljømålet for vassførekomsten vil ikkje bli endra og det er ikkje venta negative utslag for biodiversiteten som følgje av det planlagte tiltaket. Eit oppfølgjande overvåkingsprogram er skissert.	

Innhald

1	Innleiing	6
1.1	Bakgrunn.....	6
1.2	Omtale av området.....	7
1.3	Miljøtilstanden.....	8
2	Omsøkt utslepp	12
2.1	Føreliggande plan for reinsing og utslepp til sjø	14
2.2	Liknande reinseanlegg i drift.....	16
3	Konsentrasjonar i utsleppsvatn og sjøvatn	17
3.1.1	Humus og partiklar	17
3.1.2	Aluminium.....	18
3.2	Naturlege konsentrasjonar i råvatn og sjøvatn	20
3.2.1	Organisk stoff	20
3.2.2	Suspendert stoff	20
3.2.3	Aluminium i sjøvatn.....	21
4	Utdrag frå rapporten frå 2019	22
4.1	Straummåling og CTD-profilar.....	22
4.1.1	Måleresultat for straum i 2019	23
4.2	Botnprøver i 2019	26
4.2.1	Kornfordeling	26
4.2.2	Organisk materiale	27
4.3	Modellsimuleringar for spreing av avlaupsvatn.....	27
4.3.1	Effekt av straum	28
5	Nye målingar	29
6	Nye modellsimuleringar	32
7	Miljøkonsekvensar av utsleppet	34
7.1	Rørleidninga	34
7.2	Utslepp og innblandingssoner	34
7.3	Tilstanden i resipienten Moltuvika	35
7.4	Effekt av tilført organisk materiale	36
7.4.1	Suspendert stoff, SS.....	36
7.4.2	Oksygenforbruk	37
7.4.3	Samanlikning med kommunalt avlaup	38
7.4.4	Effekt på botnen av tilslamming.....	39
7.5	Effekt av tilført aluminium	40
7.6	Effekt av ferskvatn i sjø	40
7.6.1	Turbulens/energi	41
7.7	Oversyn over miljørisiko	41
7.8	Utsleppet og vassforskrifta	41
7.9	Utsleppet i høve til naturmangfaldlova	42
7.10	Konklusjon.....	43

8 Forslag til overvakingsprogram	44
9 Referansar	45
Vedlegg.....	48

Føreord

Herøy Vasslag på Sunnmøre leverer i dag vatn til ytre Herøy (Bergsøya m.m.) frå Mørkevatnet på Gurskøya ovanfor Moltu. Det er etablert behandling av råvatnet med kloring, UV og pH-justering med vannglas.

For å ta bort humus i råvatnet er det planlagt å utvide dagens behandling ved å installere Dynasand filter og etablere aluminiumsfelling. Partiklar frå spyling av filtera er tenkt å gå gjennom ei sjøleidning til Moltuvika.

Som grunnlag for søknad om utsleppsløyve for spylevatn frå reinseanlegget gjennomførte Runde Miljøseiter (no Runde Forsking) måling og prøvetaking i Moltuvika i 2019. Statsforvaltaren hadde nokre merknadar til søknaden. Asplan Viak (konsulent for Vasslaget) vende seg til Runde Forsking med spørsmål om å vurdere og kommentere på merknadane.

Runde Forsking fekk så i mars 2022 oppdrag frå Herøy Vasslag om å gjennomføre ei kortfatta utgreiing for å svare på merknadane frå Statsforvaltaren. Rapporten frå 2019 har danna eit grunnlag for utgreiinga. I tillegg er det henta inn informasjon og data frå mange andre kjelder.

Marius Snekvik var kontaktperson hos vasslaget. Arne Sævik og Håvard Sævik assisterte oss med båten «Lophelia» ved tilleggsmålingar i Moltuvika våren 2022.

Lars Golmen har vore prosjektleiar ved Runde Forsking og utførte analysar og rapportering. Ørjan S. Vabø var medforfattar mens Jenny Ullgren stod for kvalitetskontroll.

Takk til alle involverte.

Runde, august 2022

Lars Golmen
prosjektleiar

1 Innleing

1.1 Bakgrunn

Herøy Vasslag leverer drikkevatt frå Mørkevatnet på Moltu (Moltustranda) til om lag 2.800 abonnentar i ytre Herøy (Figur 1). På Moltu er det i dag eit høgdebasseng og anlegg for kloring. Vidare behandling med UV og pH-justering med vannglas skjer i stasjonen på Bergsøya. Reintvassproduksjonen varierer mellom 20 og 70 l/s, og er om lag 40 l/s i middel. Varierende forbruk hos nokre større industribedrifter er ei viktig årsak til denne variasjonen.

Vasslaget planlegg å utvide anlegget for å ta bort humus i råvatnet ved hjelp av Dynasand (Nordic Water) filter som skal spylast reine kontinuerleg. Det skal søkast om utleppsløyve for utlepp av spylevatnet til Moltuvika.

Produksjonen ved anlegget i dag er rundt 40 l/s (3.500 m³/d, 1.26 mill m³/år). Årleg produksjon i åra framover vil ligge på dette nivået.

For å kunne auke produksjonen i kortare periodar til 80 l/s (7.000 m³/d, 2.5 mill m³/år) planlegg Herøy Vasslag å etablere åtte filter, med moglegheit for å sette inn to til i framtida.

Under normal produksjon vil 4-6 Dynasand filter vere i drift. Køyning med 8 filter samtidig for produksjon 80 l/s vil kunne skje tidvis ved ekstra behov.

Spylevatn frå filtera i det nye anlegget er planlagt å gå gjennom ei sjøleidning til Moltuvika. Fylkesmannen (no Statsforvaltaren) kravde i 2019 på bakgrunn av planane ein statusrapport for miljøtilstanden på utleppstaden som grunnlag for søknad om utleppsløyve. Runde Miljøseniter utførte ei granskning på staden for Herøy Vasslag i 2019 med straummåling, prøvetaking og vurdering av framtidig spreing av partiklar og spylevatn (Golmen m. fl. 2019).



Figur 1. Kart over Herøyfjorden-Røyrasundet med Moltuvika.

Søknad om utslippsløyve vart sendt inn i 2020. Statsforvaltaren kom med nokre merknadar til søknaden (Vedlegg A) og bad om ei meir utfyllande miljøvurdering. Vasslaget vendte seg så til Runde Forsking i mars 2022 med spørsmål om å vurdere og kommentere på nokre av desse merknadane, konkret:

- Risikovurdering av utslippspunktet, vurderingen skal ta med en beregning på hvor mye finstoff som vil bli sluppet ut og evt. konsekvenser av dette. Det er viktig at en her ser på det dypet hvor utslippsledningen blir lagt og bunnstraum. Hovedformålet med denne risikovurderingen er å se på faren for forurensning. Størrelsen på utslippet og virkning på resipienten skal tas med her, sees i sammenheng med punkt 4.1 i søknaden.
- Det skal gjøres en vurdering av utslippet i forhold til vannforskriften og naturmangfoldlova.

Runde Forsking fekk i mars 2022 oppdrag frå Herøy Vasslag om å gjennomføre eit kortfatta studium i stor grad basert på eksisterande kunnskap for å svare på merknadane frå Statsforvaltaren. Allereie utførte målingar og prøvetaking i Moltuvika i 2019 dannar noko av grunnlaget for dette.

1.2 Omtale av området

Utsleppet frå Herøy vasslag sitt reinseanlegg er planlagt å gå ut i Moltuvika. Denne vika kan soleis reknast som resipienten for utslippsvatnet (spylevatn). Moltuvika er ei grunn vik av vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet (Figur 1, Figur 3) som er om lag åtte kilometer lang og to kilometer brei, og 175 m djup på det djupaste.

800 m nordvestover frå land ved Moltu skrånar botnen i Moltuvika svakt ned mot eit djup på 50 m. Den indre vika har ei lita djuphole aust for Langholmen (41 m djup i sjøkartet), avgrensa av ein terskel på ca. 36 m djup nordafor. Denne hola ligg 200 m nord for området der straummåling og prøvetaking vart gjort i 2019. Figur 2 og Figur 12 syner detaljar om botntilhøva.

Lenger ut i vika ligg andre små basseng med 50-70 m djupner. Mellom Langholmen og skjeret Tronden ligg lokale ryggjar som er opp til 15 meter grunnare. Mellom Tronden og Steinsholmen i aust går ei renne mot nordvest ut i Herøyfjorden. I den retninga ser det ut til at vatn i Moltuvika har ganske fritt laup, utan nemneverdige tersklar som hindrar utskiftinga av djupvatn.

I vest grensar Moltuvika til eit større grunt område rundt Langholmene som avgrensar tilførsel av nytt djupvatn den vegen. Mot nord er vika open og eksponert, med grunnaste barrierar for vassutskifting på 35m (Figur 1, Figur 17).

Anslag for overflateareal og vassvolum i Moltuvika er sett opp i Tabell 1. Tala er basert på ei geografisk avgrensing mot nord til ei line innafor (sørom) Langholmen-Steinsholmen.

Overflatearealet er om lag 0.5 km². Vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet har til samanlikning eit overflateareal på 16.1 km² (Figur 3). Resipienten Moltuvika utgjer dermed om lag 3% av arealet for heile vassførekomsten.

Tabell 1. Anslag for overflateareal og vassvolum for ulike sjikt i Moltuvika, samt totalt volum. Tala er for eit område avgrensa av ei line vest-aust frå Langholmskjeret til Steinsholmen.

Djup	Areal (m ² x 10 ³)	Volum mellom Djup (m ³ x 10 ³)
0 m	500	
		4500
10 m	400	
		3750
20 m	350	
		2600
30 m	170	
		1175
40 m	65	
		180 (> 40 m)
Sum	-	1.2 x 10 ⁷ m ³

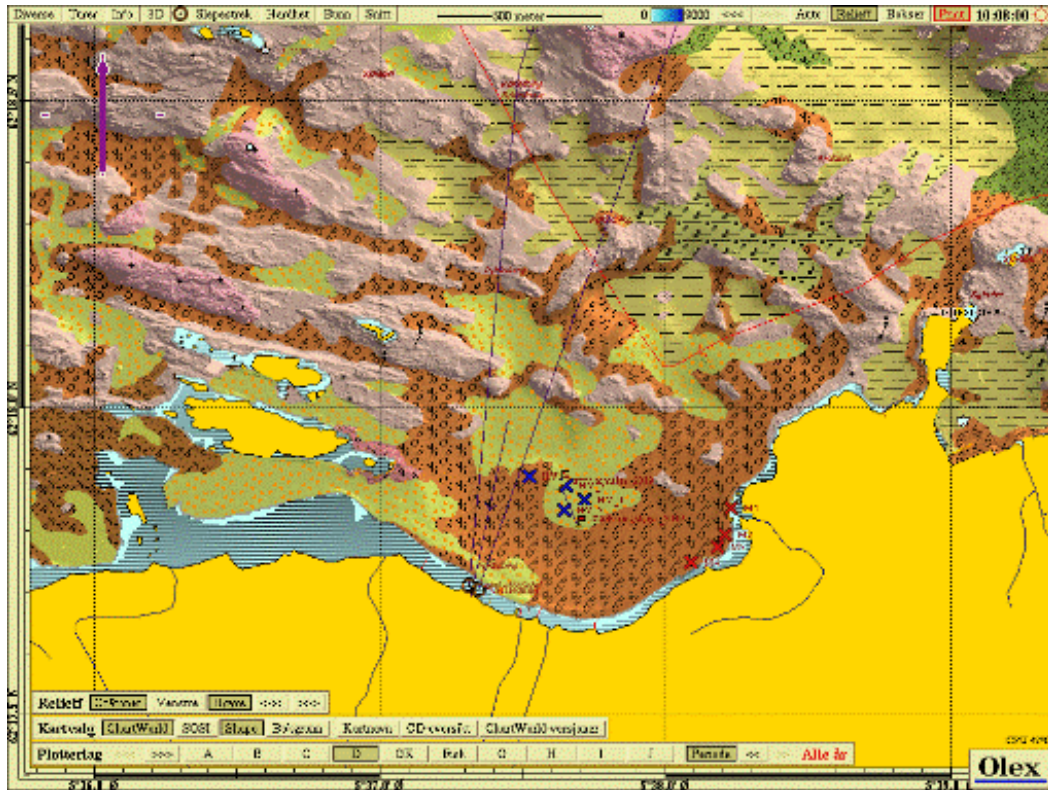
1.3 Miljøtilstanden

Moltuvika inneheld variert sediment, med mykje blanda stein, grus, og sand, samt kombinasjonar av desse (Figur 2; Kapittel 3).

Moltuvika har periodevis relativt stor tilførsel av ferskvatn via fire elver, der elva frå Mørkevatnet (Storelva, Moltuelva) er den største. Middel tilrenning til Mørkevatnet er 135 l/s. Vasslaget tek unna om lag 40 l/s av dette (30%). Vassføringa i elva er soleis noko mindre enn før uttak av drikkevatn tok til.

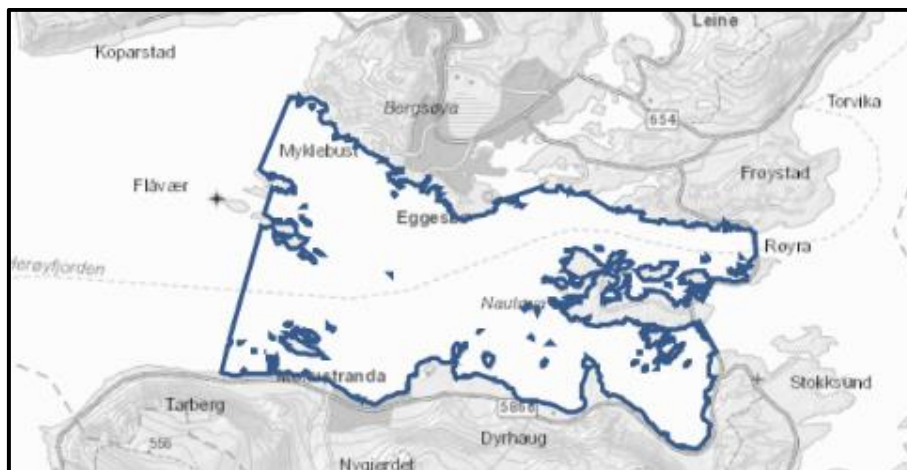
Mørkevatnet ligg 3-4 km frå sjøen. Vassføringa i Storelva er nok difor ein del høgare enn 135 l/s, grunna tilførsler nedanfor vatnet. Utløpet av elva ligg i vestenden av Moltuvika. Noko av elvevatnet kan gå til Moltuvika og noko kan dreie vestover i sundet mellom land og Store Langholmen.

Hydrografiprofilar frå sjøen i Moltuvika (Kapittel 4) syner ikkje noko utprega brakt lag i sjøoverflata. Dette tyder på at ferskvasstilførslane vert effektivt fortynta og at gjennomstrøyminga er god, i alle fall i øvre lag.



Figur 2. Botntilhøve i Moltuvika basert på prosjektet Marine Grunnkart i regi av Runde miljøseniter. Rosa farge er bart fjell, brunt er blanda stein, grus og sand. Gult med raude prikkar er sand med grus. Gult med svarte strek er slamhaldig sand. Kryssa markerer prøvetakinga i 2019 for Herøy Vasslag.

Moltuvika tilhøyrer vassførekomsten Herøyfjorden- Røyrasundet (Figur 3). Denne blir omtalt som moderat eksponert kystvatn, og har moderat bølgeeksponering.



Figur 3. Vassførekomst Herøyfjorden – Røyrasundet. Kjelde; Vann-Nett. Området har areal 16.1 km², og har karakteristikk som kystvatn.

I Herøyfjorden, sør for Flåvær, vert det i regi av NIVA teke regelmessige målingar av ulike vassparametrar ved hjelp av eit automatisk prøvetakingssystem (FerryBox) montert på

hurtigruteskipa. Målingane av temperatur, salinitet, oksygen, fosfat, nitrat m. m. vert tatt på ca. 4 m djup. Denne måleserien går tilbake til 2013.

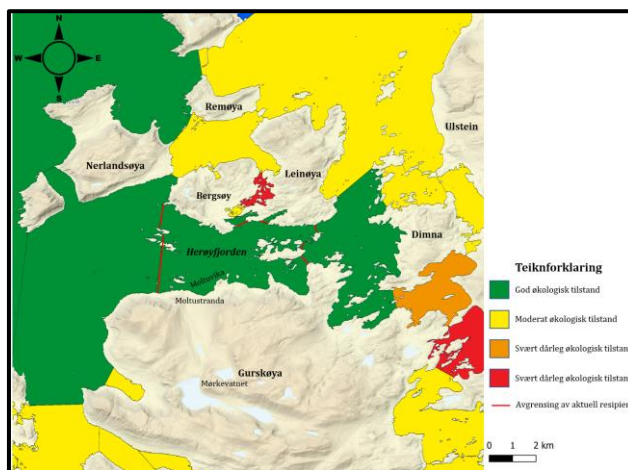
På grunnlag av desse målingane er miljøtilstanden i vassførekomsten Herøyfjorden - Røyrasundet klassifisert som God i Kystovervakingsprogrammet ØKOKYST (Trannum m. fl., 2021).

Økologisk tilstand for både multimetrisk indeks for fjøresamfunn (data frå 2016-2019) og botnfauna (data frå 2021) syner God og Svært god tilstand for vassførekomsten. Botnfauna har i tillegg Moderat tilstand for to kvalitetselement, men den generelle økologiske tilstanden blir rekna som God (Figur 4).

Miljømålet for vassførekomsten er God for økologi og kjemi (Kjelde: Vann-nett).

Dei nærliggande vassførekomstane Straumane mellom Leinøy og Bergsøy og Haddalsvika i Den grønne korridor har for øvrig Dårleg/Svært dårleg økologisk tilstand (Kjelde: Vann-nett).

Det kan skytast inn at Jordal (2001) skildra naturmiljøet på land ved Moltu, men ikkje det marine miljøet.



Figur 4. Økologisk tilstand i Herøyfjorden – Røyrasundet (avgrensa med raude linjer) med omkringliggende resipientar. Kjelde: Vann-Nett.

Det tilgrensande området Steinsfjorden i aust (Figur 1) har blitt karakterisert med tilstand God/Moderat for oksygen og nærings salt og med Svært god tilstand for klorofyll a (Trannum m. fl. 2021).

I resipientgranskinga for Herøy kommune gjennomført i oktober 2012 (Runde Miljøsester, 2013) vart oksygenivået klassifisert som Svært godt i Moltuvika, mens i naboresipienten Steinsfjorden var tilstandsgraden Moderat for oksygen (Figur 5).

I 2016 ønskte Herøy kommune å få ein statusrapport over det grunne området utanfor den lokale sandstranda Moltusanden på Moltustranda. Stranda ligg nokre hundre meter aust for området til vurdering i denne rapporten. Runde Miljøsester utførde hydrografimålingar og botnprøvetaking i nokre punkt utanfor stranda ned til max 5 m djup. Basert på analyse av organisk karbon i sedimentprøvene vart tilstanden ved Moltusanden vurdert som God (prøva i 5 m)/Svært god (Kvalsund, 2016).



Figur 5. Resultat av oksygenmåling i Herøy ved botnen i oktober 2012 i regi av Runde Miljøsenters. Pila viser prøvetakingspunktet ved Moltuvika (Runde miljøsenters 2013).

I 2021 vart det gjort undersøkingar av metall i vassførekomsten (Vann-Nett, 2022) og desse synte gode verdiar for både for kopar og koparforbindelsar, samt for sink og sinkforbindelsar. Kjemisk tilstand i resipienten er satt til Udefinert i Vann-Nett, mens miljømålet er satt til God tilstand. Ingen risiko for å ikkje oppnå miljømålet (Vann-Nett, 2022).

I Moltuvika er det eit punktutslepp frå eit settefiskanlegg på Moltustranda. Dette er ei potensiell utsleppskjelde for organisk stoff og nærings salt. Det manglar data om dette utsleppet, men per 2022 er denne påverknaden førebels satt til liten grad (Vann-Nett, 2022).

I austlege del av Moltuvika ligg det eit anlegg med kommunal slamavskiljar for om lag 300 pe (vårt estimat). Utsleppet går i røyr til eit stykke ut i vika.

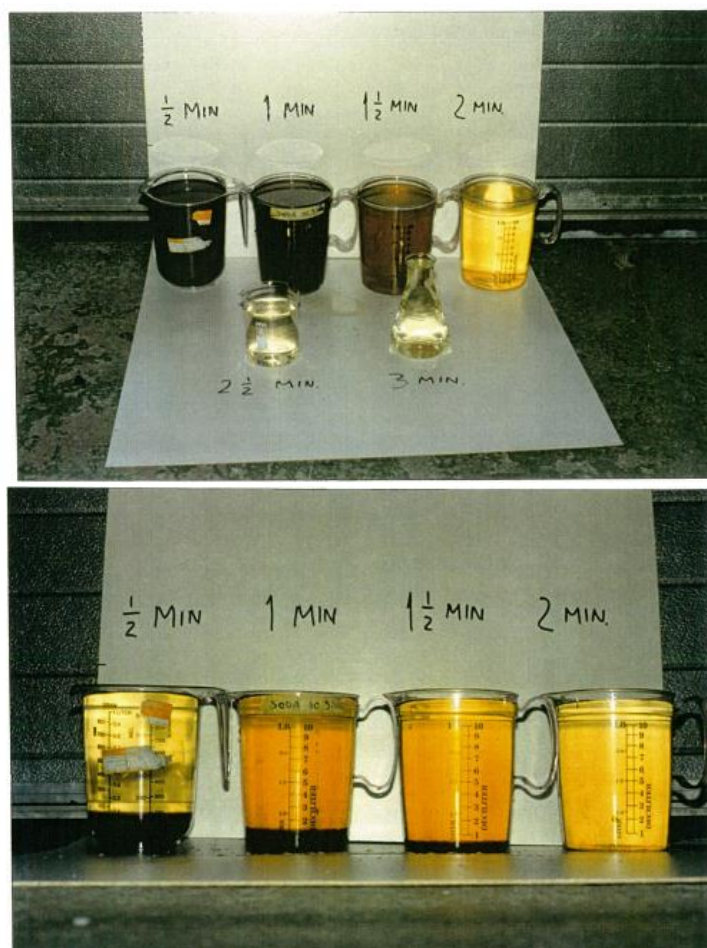
Andre moglege kjelder for påverknad for denne resipienten finst på andre sida av Herøyfjorden. På Eggesbønes ligg mellom anna eit av MOWI sine største fiskeslakteri, men lite undersøkingar har blitt gjort på kor store utsleppa frå denne industrien er, og kva påverknad den har på resipienten (Rambøll har nyleg teke prøver).

2 Omsøkt utslepp

Råvatn inneheld humus (evt. NOM: naturlig organisk materiale) karakterisert ved eit fargetal. Norsk råvatn kan ha fargetalverdi tidvis langt over anbefalt maksimalverdi for drikkevatn på 20 mg/l Pt (Mattilsynet). Det er difor ofte behov for å fjerne humus frå vatn dersom det skal nyttast som drikkevatn. Humus, som er årsak til høgt fargetal, har for øvrig synt aukande verdiar i vatn i Sør-Norge dei siste tiåra (Norsk Vann 2018). Behovet for humusfjerning kan difor vere aukande.

Filtrert og utfelt humus frå råvatnet frå Mørkevatnet vil gå ut i sjøen med spylevatnet frå Dynasand filtera, med jamn konsentrasjon. I eit tilbakespylingsfilter (ikkje Dynasand) vil konsentrasjonen av partiklar i spylevatnet vere størst rett etter oppstart av spylinga. Så vil konsentrasjonen i spylevatnet avta. Figur 6 syner eit forløp for dette i eit forsøk (Asplan Viak, 1994). Det aktuelle råvatnet hadde fargetal 25-40 mg Pt/l (Mørkevatnet har fargetal rundt 10-15 mg Pt/l).

For Dynasand filter vil det vere kontinuerleg vasking og konsentrasjon av partiklar i spylevatnet vil vere tilnærma konstant, og kan tenkast å sjå ut som prøvene i midten av måleserien i forsøket. Det blir m.a.o. noko farga vatn som vil gå ut i Moltuvika, ikkje slam eller svart vatn.



Figur 6. Forsøk med måling av partiklar i spylevatn i drikkevassreinsing på Hareid ved tilbakespyling av filtera. Øvst: Spylevatn tappa ved ulike tidspunkt av spyleprosessen. Nedst: Spylevassprøvene etter 30 minutt med utfelling av slammet. Frå Asplan Viak (1994).

I vurderingane frå 2019 for utvidinga av reinseanlegget på Moltu (Golmen m. fl. 2019) låg det til grunn fire Dynasand filter med felling med lut og det aluminiums-baserte fellingsmiddelet PAX (Polyaluminiumklorid-hydroksid). Vaskinga skulle skje med 3.6 m³/time (1 l/s) pr filter. For fire filter ville dette tilsvare 14.4 m³/time (4 l/s) spylevatn.

Total mengde tilsett aluminium var planlagt til 212 g/time (der 204,7 g ville gå ut med spylevatnet). Konsentrasjonen av aluminium i spylevatnet var rekna til 14,2mg/l.

Utsleppspunktet i Moltuvika var planlagt på 30 m djup, nær punktet der straummålingane vart utført (Figur 12).

Tekstboksen under syner informasjon frå vasslaget om reinseprosessen som var planlagt i 2019.

Vaskevann fra Dynasand.

Ved felling i et Dynasandfilter brukes det fellingskjemikalie for å felle ut farge som så fanges opp i filteret. Dette er vanlig fellingsteori og vil være det samme om det er et Dynasandfilter eller et tilbakespylt filter. I Dynasandfilter benytter man vanligvis PAX (aluminiumsbasert) eller jernklorid. Begge fungerer men ettersom slammengdene blir lavere med PAX og at man må senke pH ned til 4,8- 5,2 for jernklorid så velges det vanligvis PAX.

Forutsetninger:

- Fargetall på råvann 20 mg Pt/l
- Vaskevann pr filter 3,6 m³/h
- Kjemikalie Pax XL-1
- Produksjon 3500m³/døgn ≈ 146 m³/h

Basert på formel fra Eikebrokk, dose g [Al/m³] = 1,25 · (0,043 · fargetall + 0,3), gir dette at det doseres 1,45 g Al/m³. Ved en produksjon på 146 m³ gir dette en tilsatt mengde på 1,45 g/m³ · 146 m³/h totalt 212 g/h Al.

Ved felling på Dynasand så skal det være mindre enn 0,1 mg/l løst aluminium i det vannet som er ferdig renset. Vi antar at etter Dynasand-filtrene ligger andel restaluminium på halvparten av dette – altså 0,05 mg/l. Derfor, hvis produksjonen er 145 m³/h så tilsvarer dette 7,3 g Al av tilsatt Al. Resten av tilsatt Al havner i vaskevannet 204,7 g Al.

For denne mengde vann, 146 m³/h, så vil man velge å benytte 4 stk filter vannbehandlingen. Hvert filter genererer ca 3,6 m³/h med vaskevann. For 8 filter tilsvarer det 4 x 3,6 = 14,4 m³/h med vaskevann.

Fordeles vi dosert mengde aluminium (212 g) på denne volumstrømmen så tilsvarer det:

$$Al\ konsentrasjon = \frac{204,7\ g \cdot 1000}{14,4 \cdot 1000} = 14,2\ mg/l$$

Alternativ 1 er å slippe denne mengde vaskevann til resipient eller til et renseanlegg.

Alternativ 2 er å oppkonsentrere dette i en lamellfortykker slik at man gjenvinner så mye av vaskevannet (klarfasen pumpes tilbake til innløpet og man får en vannutnyttelse på 99 %) som mulig før man slipper slammet til avløp eller til resipient.

Som en tommelregel så sier man at 0,2-0,3 % av inngående er tørrstoff (TS). Dette havner i vaskevannet og oppkonsentreres til et slam i lamellseparatoren. Dette er da slammet som slippes ut i resipient eller ledes til renseanlegg.

Med de forutsetninger over så gir dette: $slamvolum = \frac{146 \frac{m^3}{h} \cdot 0,3}{100} = 0,44\ m^3$

Dette slammet vil ha en

$$Al\ konsentrasjon = \frac{204,7\ g \cdot 1000}{0,44 \cdot 1000} = 465,2\ mg/l$$

Slipper man dette slammet ut i sjøen hvor det er tidevannsstrøm e.l. så vil dette fortynnes raskt.

Fortynnes slammet 10 ganger så blir konsentrasjonen:

$$(Al\ konsentrasjon = \frac{204,7\ g \cdot 1000}{4400 \cdot 10} = 46,5\ mg\ Al/l).$$

2.1 Føreliggande plan for reinsing og utslepp til sjø

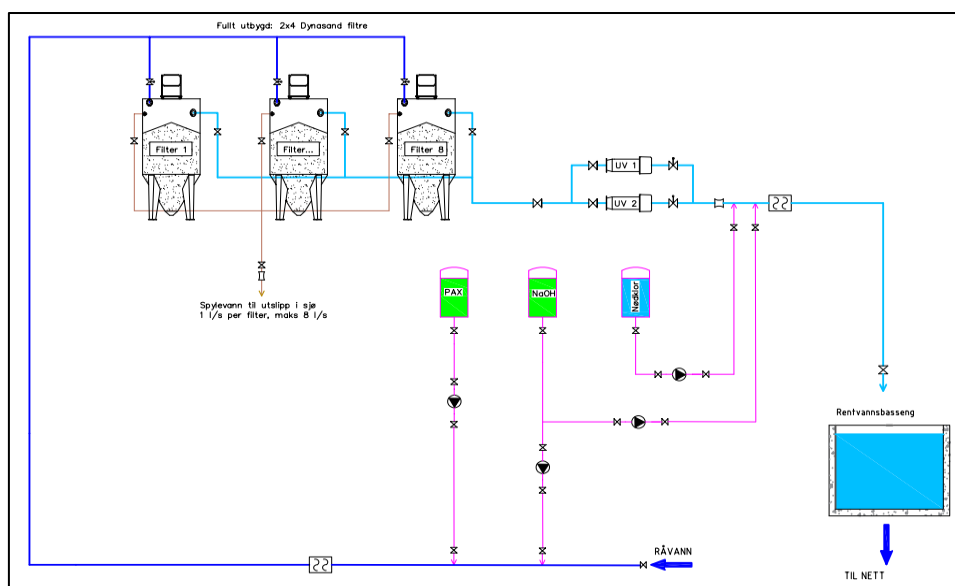
Anlegget på Moltu vil bli basert på noverande produksjon på rundt 40 l/s drikkevatt. I kortare periodar kan produksjonen måtte aukast til opp mot 80 l/s for å dekke mellombels større behov.

Noverande planar inneber på sikt drift av 8 filter der kvart filter vil bidra med 1 l/s spylevatn. (kontinuerleg vasking, , totalt forbruk 8 l/s spylevatn).

Ved oppstart er planen å operere med 2-4 filter i drift, for så å auke til 6 eventuelt 8 filter kortvarig ved behov.

Felling vil skje i Dynasandfilter, etter tilsetjing av lut og fellingskjemikaliet PAX som inneheld aluminiumklorid. Vannglas for pH-justering i dag vert erstatta av lut (NaOH). Figur 7 syner ei prinsippskisse av prosessen.

I prosessen vil ca 95% av humus (fargetal) og 60-70% av totalt organisk karbon (Total Organic Carbon, TOC) i råvatnet bli fjerna.



Figur 7. Flytskjema, prinsippskisse for anlegget. Kjelde: Asplan Viak.

Tabell 2 gjev eit oversyn over «framande» komponentar i det planlagte utsleppet. Det kan merkast at spylevassmengdene vil utgjere om lag 10% av mengde produsert vatn (4 l/s vs 40 l/s med 4 aktive filter; 8 l/s med 8 aktive filter og 80 l/s produksjon). Vassforbruket vil altså vere 10% høgare enn produksjonen.

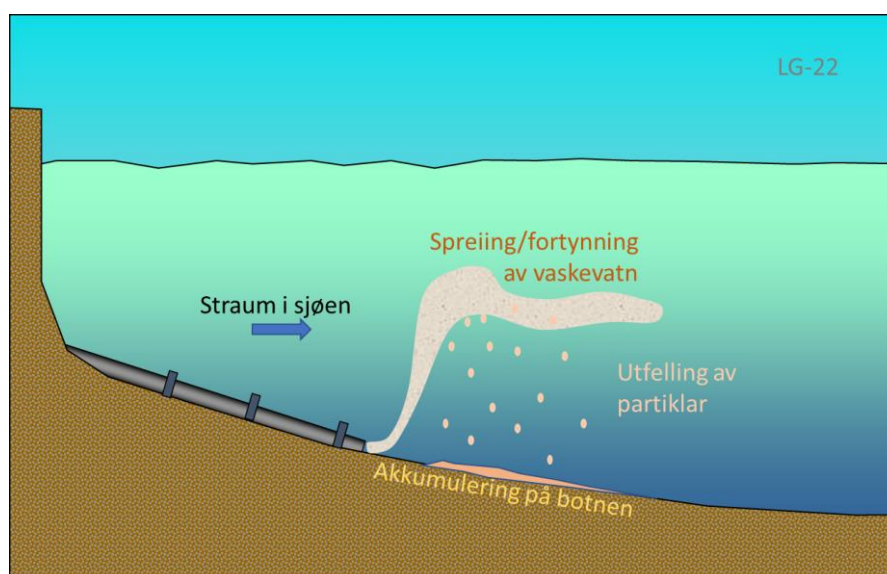
Noverande plan inneber tidvis om lag doubling av utsleppsfluks ved maks køyring i høve til planane i 2019, som var grunnlaget for vurderingane då (4l/s spylevatn). Det var difor naudsynt å gjere nye modellsimuleringar for utsleppet i samband med denne rapporten, og oppdatere dei tidlegare utførte vurderingane (Kapittel 6).

Tabell 2. Oversyn over forventa stofftilførslar til Moltuvika frå det planlagte utsleppet frå reinseanlegget. Konsentrasjon gjeld for spylevatnet.

Substans	Mengde/fluks	Konsentrasjon
Ferskvatn (spylevatn) ¹⁾	4 liter/sekund (14.4 m ³ /time), eventuelt 6-8 liter/ sekund (21.6- 28.8 m ³ /time)	100%
Aluminium ²⁾	204.7 g aluminium/ time ved 4 l/s (40 l/s produksjon)	12.4 mg/l
Slam	0.44 m ³ /time (0.12 kg/s) ⁴⁾	-
Suspendert stoff, SS ³⁾	200-280 mg/s ⁴⁾ 0.72 - 1 kg/time: 17 - 24 kg/dag	50-70 mg/l
Sand ⁵⁾	1 kg/månad pr. filter. Totalt 8 kg per måned	-
Varme/kulde ⁶⁾	34 kW ved 2°C temperaturskilnad (døme)	+ 2°C

- 1) Ferskvatn ut neddykka til sjø: 4 liter/sekund (14.4 m³/time), eventuelt max 8 liter/sekund (28.8 m³/time).
- 2) Totalt 204.7 g aluminium per time blir med spylevatnet ved 40 l/s produksjon. Fordelt på spylevatn frå kvart filter vil konsentrasjonen av aluminium i utsleppet motsvare 12.4 mg/l. Fluksen av aluminium vil avhenge av produksjonen (40 l/s eller 80 l/s).
- 3) Suspendert stoff, SS, vil motsvare 5-7 mg pr liter produsert. Fluks av SS i spylevatnet ved 40 l/s produksjon vert då 200-280 mg/s.
- 4) For produksjon 40 l/s. Ved produksjon 80 l/s vil verdiane bli dobla.
- 5) 1 kg/månad av sanden i kvart filter blir med i spylevatnet. (Totalt 8 kg per måned.)
- 6) Tilført varme/kulde til sjø med ferskvatnet: Døme: 2 °C skilnad mellom tilført (4 l/s) og omgjevande sjøvatn representerer ein energiflukt på 34 kW. Dette vil variere over året, frå null til fleire gonger denne verdien. Sjå Kapittel 7.

Utsleppet i Moltuvika vil vere ferskvatn med stoff og innblanda partiklar. «Skya» av ferskvatn vil stige opp frå utsleppspunktet og spreie seg med straumen i innlagringssjiktet. Noko materiale vil kunne søkke til botnen, mest i nærområdet til utsleppet. Figur 8 illustrerer ein sannsynleg situasjon med spreieing av spylevatn og partiklar ved utsleppspunktet.



Figur 8. Skisse av korleis utsleppsvatn og partiklar vil kunne spreie seg ved utsleppspunktet.

2.2 Liknande reinseanlegg i drift

Det er fleire drikkevassanlegg med Dynasand filter i drift, også i Møre og Romsdal. Nokre nyttar aluminium som koagulant, andre nyttar felling med jern.

I følge våre opplysningar har Indre Tingvoll vassverk felling med jern (og utslepp til sjøen). Eidsvåg Kommunale Vannverk (Molde) og Batnfjord Vassverk nyttar begge aluminiumfelling. Spylevatn frå anlegget i Batnfjord går til kommunal slamavskiljar før avlaup til sjø. Straumsnes Vassverk i Tingvoll nyttar også aluminiumsfelling, med avlaup til sjø i følge våre opplysningar.

Vi har funne berre ein rapport frå studiar av miljøeffektar i sjø av spylevatn reinseanlegg for drikkevatt i Møre og Romsdal (Hindalsrøra i Molde, Molvær 2017).

Ein gjennomgang på nettsida Norske utslipp, <https://www.norskeutslipp.no/>, med søkeord *vannbehandling* gir 10 treff, der halvparten gjeld reinseanlegg av typen som blir vurdert i denne rapporten.

Mange vannbehandlingsanlegg i Norge nyttar felling med jern eller aluminium. I samband med ein utsleppssøknad frå eit slikt anlegg i 2019 gjekk Fylkesmannen i Møre og Romsdal (no Statsforvaltaren) gjennom praksis for liknande verksemdar.

Granskinga synte stor grad av variasjon i dokumentasjon av tiltak og miljøanalysar. For utslepp til sjøresipient var det få løyver å finne¹. Dette kan skuldast manglande reguleringar for slike utslepp, at mange avlaup går til innsjø eller elv, eller går til anna/ kommunalt avlaup.

¹ <https://www.norskeutslipp.no/no/Listesider/Virksomheter-med-utslippstillatelse/?f=15&SectorID=90&k=1506&n=hindalsr%c3%b8ra>

3 Konsentrasjonar i utsleppsvatn og sjøvatn

I reinseprosessen vil det meste av partiklar (humus) verte fjerna frå råvatnet og ført til sjø. Utsleppsvatnet vil vere karakterisert ved visse mengder suspendert stoff (SS), organisk stoff/karbon, og restar av aluminium. Dette synest vere dei mest aktuelle komponentane i utsleppet for vidare miljømessig vurdering.

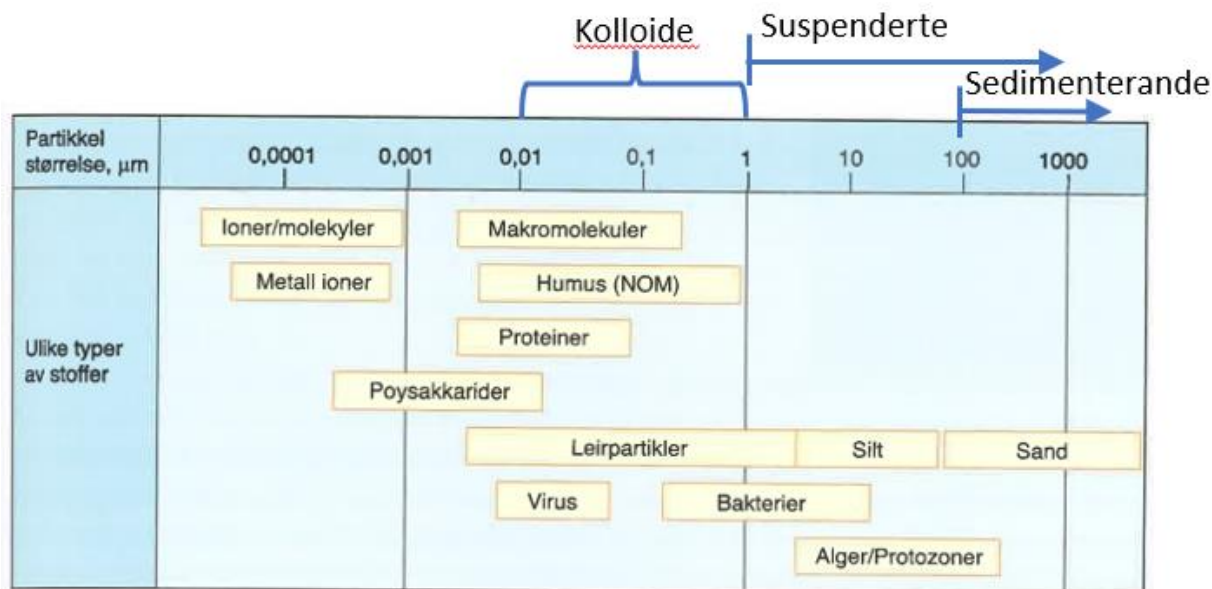
Ferskvatnet i utsleppet vil i seg sjølv representere ein ny tilførsel (påverknad; stressfaktor) til det omgjevande marine miljøet i djupvatnet i Moltuvika. Dette vil vere karakterisert ved utsleppsfluks og utsleppsdjup/stad.

3.1.1 Humus og partiklar

For drikkevatt representerer humus (NOM; naturleg organisk stoff) eit kvalitetsforringande element. Det er ikkje giftig i seg sjølv (bindingar til t.d. aluminium kan i visse omstende skape effektar for fisk i ferskvatt, men ikkje for menneske (Kvalsund m. fl. 2014).

Humus er ein naturleg komponent i alle vassdrag. Konsentrasjonen kan vere høg i vatn som kjem frå myr og jordterreng eller frå antropogene kjelder i nedbørfeltet. Humus er ein del av organisk stoff i ferskvatt. Andre bidrag kan stamme frå biologiske prosessar i elv/innsjø. Humus inngår naturleg i det økologiske kretsløpet med nedbryting av bakteriar, oksidering og til slutt omgjering til CO₂ og karbon.

Humus er tungt nedbrytbart samanlikna med anna (flyktig) organisk stoff. Spylevatnet frå det planlagde anlegget på Moltu vil dermed innehalde mykje tungt nedbrytbart organisk stoff.



Figur 9. Storleik på ulike partiklar i vatn. Etter Ødegaard (2012).

Vasslaget ønskjer å fjerne mest mogleg humus frå drikkevattnet ved kjelda. Dette vil skje med tilsetning av lut og eit fellingskjemikalie PAX/aluminium i råvatnet inn til Dynasand filtera som gjer at humusmolekyla samlar seg i "fnokkar", så store at dei kan filtrerast vekk. Noko av

kvartssanden i filtera vert då forbrukt, og vil gå ut med spylevatnet til sjø. (Kvartssanden i seg sjølv er inert og er ikkje rekna for å kunne medføre negativ miljøkonsekvens for marint miljø.)

Naturleg vil humus i innsjøar som Mørkevatnet på Moltu gå ut med elvevatnet til sjøen i Moltuvika der det blir spreidd og fortynna i det ferske/brakkelaget nær sjøoverflata. Dette er ein naturleg prosess som vi må anta at det marine økosystemet i området har tilpassa seg (Figur 24).

I så måte utgjer humus ein naturleg og viktig del av biogeokjemiske prosessar i sjøen, ikkje eit miljøproblem forutsett at konsentrasjonen ikkje blir for stor innafor eit avgrensa område. For mykje humus kan medføre visse negative effektar som å formørke vatnet (hindre nedtrenging av sollys for algar), auka oksygenforbruk i sjøen, og evt. nedslamming av sjøbotnen.

Klimaendringane gjer at kystvatnet blir mørkare. Aukande humustilførsel får land er ei årsak til dette (Frigstad m. fl. 2020).

Spylevatnet vil innehalde partiklar (humus o. a.) i form av suspendert stoff, SS, sjå tal for mengder i kapittel 2. Suspendert stoff består av svevestoff og sedimenterbart stoff (Figur 9), alternativt nemnt som flyktig organisk stoff og uorganisk stoff. SS vil kunne medføre redusert vasskvalitet (reduert lystilgang m.m.) og eventuell nedslamming av sjøbotnen i nærområdet. Sistnemnde representerer i første omgang eit potensiale for auka oksygenforbruk i botnvatnet eller på sjøbotnen.

I eit tenkt tilfelle der ein fører større mengder råvatn (ureinsa) frå Mørkevatnet til ytre Herøy ville noko av den nemnde naturlege humustilførselen til Moltuvika bli redusert, og gå ut i ytre Herøy i staden. Dette er ein hypotetisk situasjon. Etter reinsing blir det kun små mengder humus (nokre få prosent relativt til råvatnet) som slepp gjennom til abonnentane og derfrå til ein slamavskiljar eller ut i ein resipient i ytre Herøy.

Noverande plan for reinsing av råvatn på Moltu inneber altså at det meste (> 95%) av humus i vatnet gjennom reinseanlegget blir samla opp og transportert med spylevatnet ut til eit punkt på djupt vatn i Moltuvika. Produsert vatn vil bli ført over fjorden til ytre Herøy. Resten av avrenninga frå Mørkevatnet vil gå i elva og ut i sjøen som i dag.

I sum vil humusmengdene tilført sjøen i Moltuvika verte tilnærma dei same i framtida, som i dag. Skilnaden vert separeringa i reinseanlegget der ein betydeleg del humus vil bli fjerna frå elvevatnet og i staden gå ut på djupt vatn i vika.

3.1.2 Aluminium

Aluminium er del av PAX-18 fellingskjemikaliet frå Kemira (Vedlegg B). Aluminium opptre rikhaldig i naturen, bunde i mineral som silikat eller oksid. Aluminium i fri form finst knapt, mens det i bunden form utgjer 8.2% av massen av alle elementa i jordskorpa.

Aluminium inngår ikkje i klassifisering av økologisk eller kjemisk miljøtilstand i sjøvatn i Norge (Miljødirektoratet, 2016; 2018).

Aluminium er ikkje rekna som miljøgift og inngår difor ikkje i overvakinga av industriutslipp i Norge.

Aluminium vert ikkje overvaka særskilt der det er produksjon og handtering av aluminium som ved Hydro sine anlegg (Øksnevad 2020). Det som måtte hamne i sjøen der er tungt løyseleg/uløyseleg alumina (Al-oksidi). Ved Raudsand gruver i Tingvollfjorden på Nordmøre er

det verksemd med gjenvinning av aluminiumsavfall, med utslepp av metall som løyst og partikkelbunde aluminium til Fjorden. Der er det målt høge konsentrasjonar av aluminium, inntil 24 g/kg i sedimenta i 2019 (Brkljacic m. fl. 2020).

Løyst aluminium (hydroksid) kan vere giftig for fisk og andre organismar ved låg pH i ferskvatn og eksponering over noko tid. I sjøvatn har aluminium ikkje vore assosiert med miljørisiko ved låge konsentrasjonar (sjå avsnitt nedanfor), i og med at sjøvatnet har stor bufferkapasitet og raskt vil regulere pH i ev. surt utsleppsvatn opp til det normale for sjøvatn (pH rundt 8.0). I sjø nær elvemunningar er det målt tydeleg aluminiumsavsetning på fiskegjeller etter flaum (Teien m. fl. 2017). I det konkrete tilfellet skuldast det av renning frå svovelhaldig berg.

Aluminium i sjøvatn finst primært i molekylær form som alumina og hydroksid i ulike valensar/variantar: $\text{Al}(\text{OH})_x^{(3-x)-}$. Aluminiumskjemien i sjøvatn er forskjellig frå kjemien i ferskvatn der Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ og $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ dominerer. Konsentrasjonen av aluminium i sjøvatn er omvendt proporsjonal med konsentrasjon av silikat. Tilførsleane til havet kjem frå elvar og frå mineralisk støv som fell ned på havoverflata, i tillegg til industriutslepp.

Ved pH typisk for sjøvatn vil remobilisering av løyseleg Al^{3+} frå Aluminiumsoksid kun vere mogleg i eit sterkt reduserande miljø slik som på oksygenfattig sjøbotn (eller nede i sedimenta). Når slik løyst Al^{3+} igjen kjem i kontakt med sjøvatn med normalt oksygeninnhald vil det momentant felle ut til uløyseleg aluminiumsoksid (Henrik Jonsson, NIVA, pers. medd.).

Sjølv om aluminium er svært vanleg i naturen, er grunnstoffet ikkje del av metabolismen til levande organismar så langt ein kjenner til. Landlevande planter og dyr har høg toleranse for stoffet i dei normale molekyltilstandane. I planteplankton er aluminium sporstoff-metallet med høgast konsentrasjon (men utan nødvendigvis å inngå i metabolismen). I havet er det gjort studiar som indikerer at aluminium kan stimulere vekst av planteplankton m.a. ved å auke opptaket av sporstoffet jern, og på den måten, bidra til å oppretthalde den biologiske karbonpumpa i havet (Zhou m. fl. 2018), sjå Figur 10.

Inntil nyleg var det gjort svært få studiar av effekt av aluminium på fisk i sjøvatn (Wilson 2012). Frå før var det kjent at aluminium i surt ferskvatn kan vere giftig for laks. NIVA (Bjerknes m fl. 2003) gjorde observasjonar av laks i elvemunning der flaumvatn i elva var surt og inneheldt høg konsentrasjon av kolloidar med ikkje-reaktivt eller biotilgjengeleg aluminium. Ved blanding med sjøvatn i elveosen vart det observert mobilisering av aluminium som sette seg på gjellene til laksen med assosiert sjukdom og død. Under slike situasjonar vil laksen også vere eksponert for raske svingingar i sjøvatnet sin salinitet og kan få problem med osmoreguleringa. Så sjukdomsbiletet i slike flaumsituasjonar kan vere samansett.

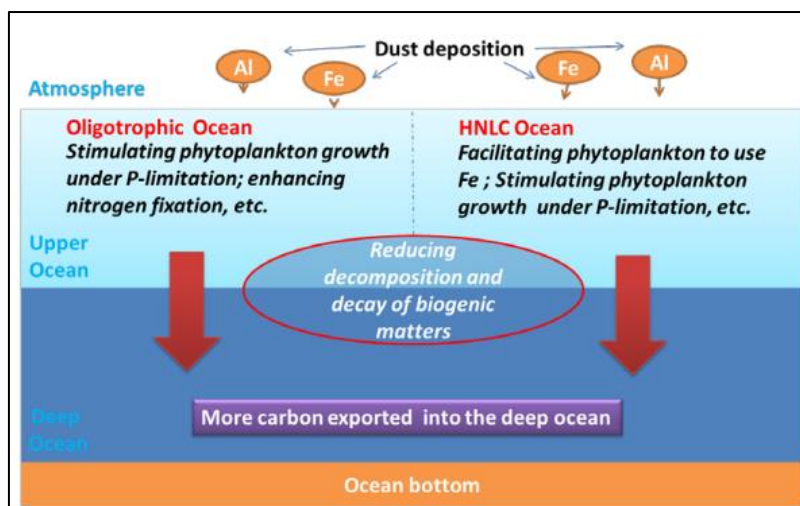
Det er funne negative påverknader av aluminium i sjøvatn på til dømes nesledyr, svamp, pigghudar og molluskar (Botté et al., 2022 og referansar der). Det er tale om negativ påverknad på reproduksjon, samt embryotoksisitet. Pagano m. fl (1996) refererer til at kråkeballar får auka utviklingsdefektar når sperm blir eksponert for sjølv små konsentrasjonar av treverdig aluminium.

Studiar indikerer at toksiske effektar kan oppstå ved Al-konsentrasjonar vedvarande over 1 μM (27 $\mu\text{g/l}$) (Zhou m. f. 2018). Dette er rundt 30 gonger naturleg konsentrasjon i havvatn (men tilsvarar høgste konsentrasjonar målt i kystvatn nokre stadar).

Verdiane som er oppgitt i litteraturen er oftast basert på testar med langtids-eksponering (fleire dagar) for det aktuelle stoffet, LC50 etc. I Moltuvika vil det kunne bli tale om kortvarig (akutt) eksponering der høgare grenseverdi kan akseptast relativt ein verdi for akutt toksisitet (som

vi ikkje finn referansar til). Det kan vere rimeleg å gå ut frå ein akutt grenseverdi på ti gongar den oppgitte, altså rundt 300 µg/l (0.3 mg/l).

Aluminium for det meste i partiklar i framtidig spylevatn på Moltu vil spreie seg med utsleppsvatnet, følgje straumen i området bort frå utsleppsstaden. Mens partiklane blir ført vekk vil dei bli fortynna med omjevande sjøvatn og ein mindre del (partiklar) vil kunne søkke langsamt mot botnen (felle ut) og påverke botnen innafor ein viss radius frå utsleppet (Figur 8).



Figur 10. Illustrasjon av korleis tilførsel av (mineralsk) aluminium kan stimulere den biologiske pumpa i havet i s.k. HNLC område (der det er høg konsentrasjon av næringsstoff men lite organisk karbon). Frå Zhou m. fl. 2018.

3.2 Naturlege konsentrasjonar i råvatn og sjøvatn

Råvatnet frå Mørkevatnet har fargetal rundt 10-15 (humuspåverknad), og er elles karakterisert som reint ferskvatn. Fargetalet motsvarar klassen «Klar», i Drikkevassforskrifta sitt system. Dette motsvarar TOC-konsentrasjon på 2-5 mg/l.

3.2.1 Organisk stoff

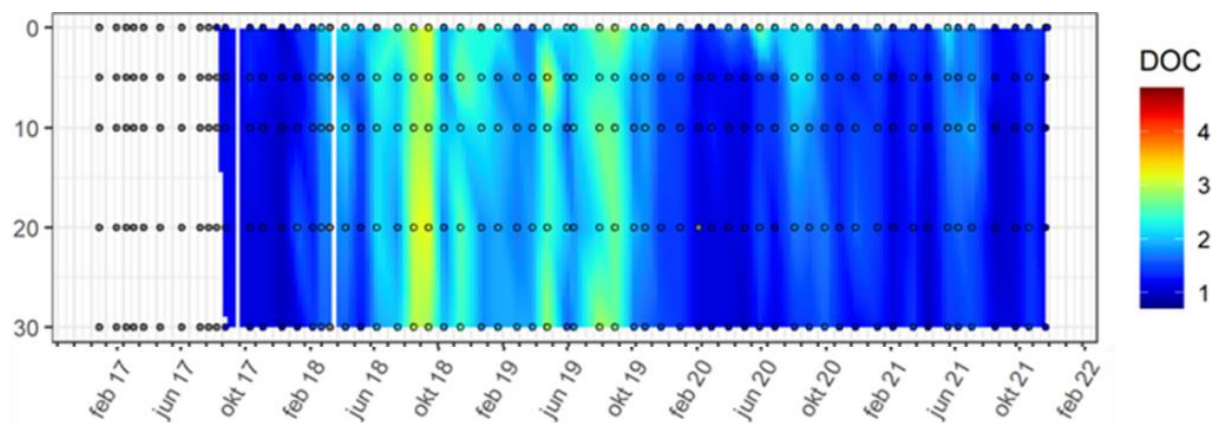
I noverande studie er det nærliggande å sjå på naturleg konsentrasjon (bakgrunn) av løyst organisk karbon (DOC) eventuelt totalt organisk karbon (TOC) i sjøen (TOC kan ein anta ligg rundt det doble av DOC). NIVA har målt DOC på Økokyst-stasjonen Skinnbrokleia i Steinsfjorden sidan 2017. Resultat er synt i Figur 11. Målingane dekkjer djupneintervallet frå overflata til 30 m. Spylevatnet i Moltuvika vil spreie seg i sjikt som vil ligge innafor dette djupneintervallet (typisk i 15-25 m djup, jamfør med modellberekningane).

Det går fram av målingane ein betydeleg variasjon i DOC frå år til år. Siste åra har det vore låge konsentrasjonar. Høgaste verdiane opptre i sommarhalvåret. Typiske verdier kan ligge i intervallet 0-3 mg/l DOC.

3.2.2 Suspendert stoff

Naturleg konsentrasjon av suspenderte partiklar (SS) i sjøvatn, totalt suspendert materiale (TSM), ligg i kystvatnet i intervallet 0-5 mg/l, oftast under 1 mg/l. Dette representerer både organisk og uorganisk stoff.

I Vannrammedirektivet for UK er det sett opp grenseverdier for suspendert stoff som definerer fire typer kystvatn (Tabell 3). I same tabell er det også synt verdier for påverknad av innlandsfiske. Det er eit stort spenn i konsentrasjonar av partiklar frå under 10 mg/l til over 400 mg/l. Partiklar i sjøvatn er ikkje del av den norske overvakinga i kystvatn (Økokyst) og ingår ikkje i miljøklassifiseringa. Siktdjup er næraste relevante parameter som blir målt.



Figur 11. Målt oppløyst organisk stoff (DOC) i 0-30 m djup på stasjonen i Steinsfjorden (Skinnbrokleia) i perioden 2017-2021. Kjelde: H. Frigstad, NIVA.

Tabell 3. Øvst: Typar kystvatn relativt til SS konsentrasjon i UK. Kjelde: The Water Framework Directive (Standards and Classification), Directions England and Wales 2015. Nedst: Effekt av partiklar frå naturleg erodert materiale på ferskvassfisk (retningsliner frå den europeiske Innlandsfiske-kommisjonen).

Type	Annual mean concentration of suspended particulate matter (mg/l)
Very turbid	> 300
Turbid	100 - 300
Intermediate turbidity	10 < 100
Clear	< 10

Suspendert stoff	Effekt
< 25 mg/l	Ingen skadelig effekt
25-80 mg/l	Godt til middels godt fiske. Noe redusert avkastning.
80-400 mg/l	Betydelig redusert fiske.
>400 mg/l	Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning.

3.2.3 Aluminium i sjøvatn

Konsentrasjonen i havvatn er låg, kring 1 µg/kg (Kennish 1994). Løysingsevna er langt høgare med metting rundt 500 µg/l, forutsett lite silisium i sjøvatnet (Angel m. fl. 2016).

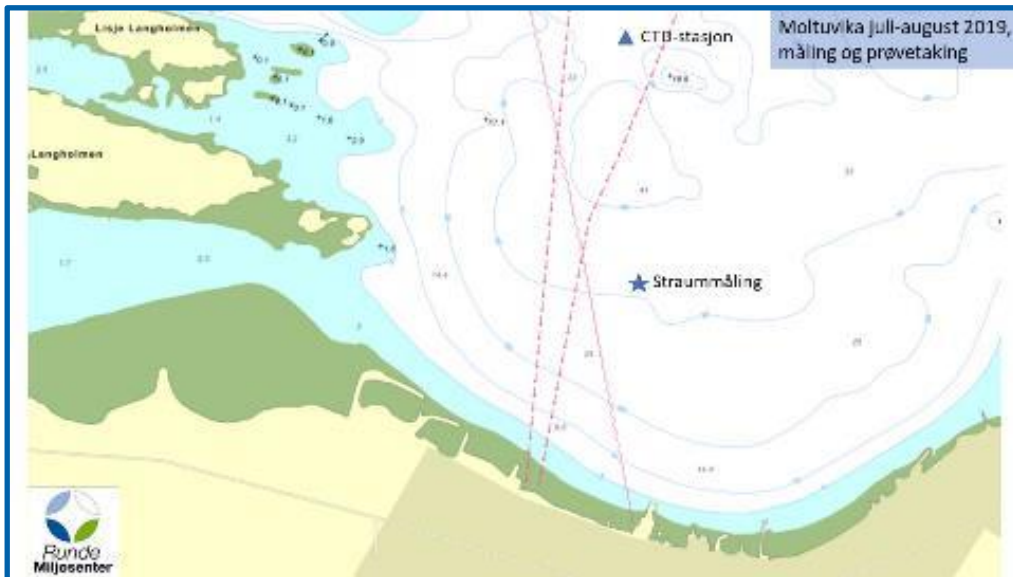
I kystvatn og særleg nær industristadar og i elvemunningar kan konsentrasjonen av aluminium vere langt høgare enn i havet; rundt 30 µg/l (1 µM, Angel et al. 2016).

4 Utdrag frå rapporten frå 2019

Dette kapittelet gjev eit kort resymé av måling og prøvetaking i Moltuvika i 2019. For detaljar, sjå førre rapport (Golmen m. fl., 2019).

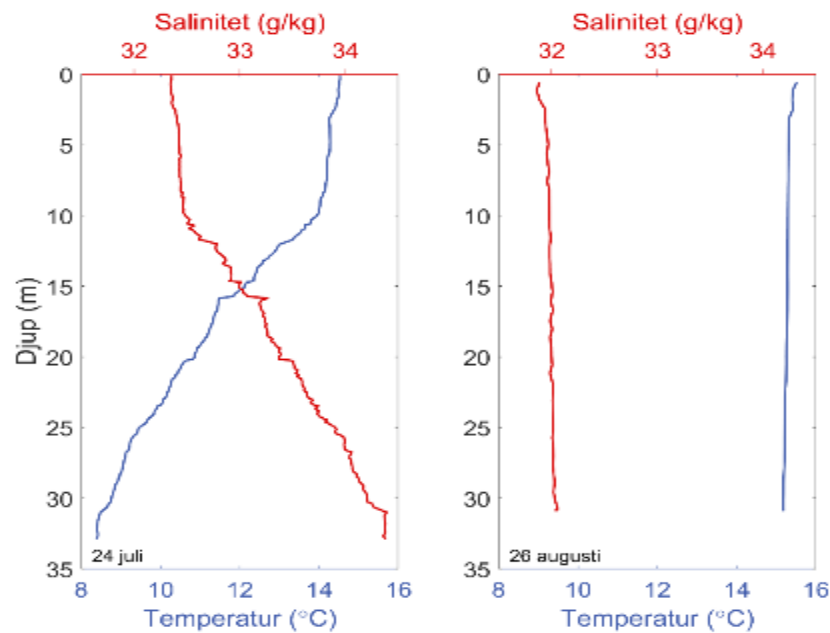
4.1 Straummåling og CTD-profilar

Det vart utført straummålingar med ein profilerande Doppermålar i Moltuvika sommaren 2019, i området som er antyda som aktuelt for utsleppet. Målepunktet var på 37 m djup (Figur 12).



Figur 12. Utsnitt av sjøkartet over Moltuvika. Djupnekoter kvar tiande meter. Posisjon for straummåling og CTD-måling sommaren 2019 er markert. Stipla liner syner vassleidningar og sjøkabel.

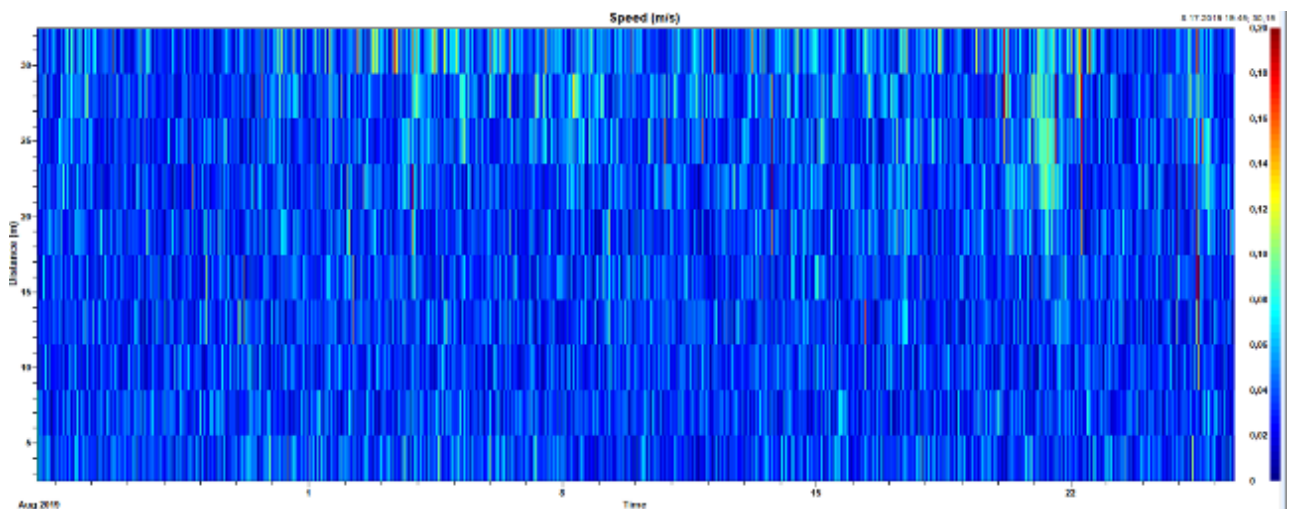
Måleperioden var frå 24. juli kl. 12 til 26. august kl. 12. Måleintervallet var 10 minutt, og kvar målecelle var 3 m vertikalt. Det vart også teke CTD-profilar på dei to nemnde datoane (Figur 13).



Figur 13. CTD-profilar ved utsetting (24. juli 2019, til venstre) og opptak (26. august 2019, høgre) av strømmålareren. Temperatur i blått, skala lengst ned, og salinitet i raudt, skala i toppen av plotta. Den vertikale aksen viser djup i meter.

4.1.1 Måleresultat for straum i 2019

Straummålareren registrerte straum i alle djupa det meste av tida, det var berre korte periodar kor det var straumstille på lokaliteten. Figur 14 syner ei samanstilling av alle målingane av straumfart, som funksjon av djup og tid. Framstillinga gjev dei store og grove trekka i målingane: straumfarten var større nærare overflata enn ved botnen. Det var ein liten overvekt av retningsobservasjonar mot vest/nordvest.

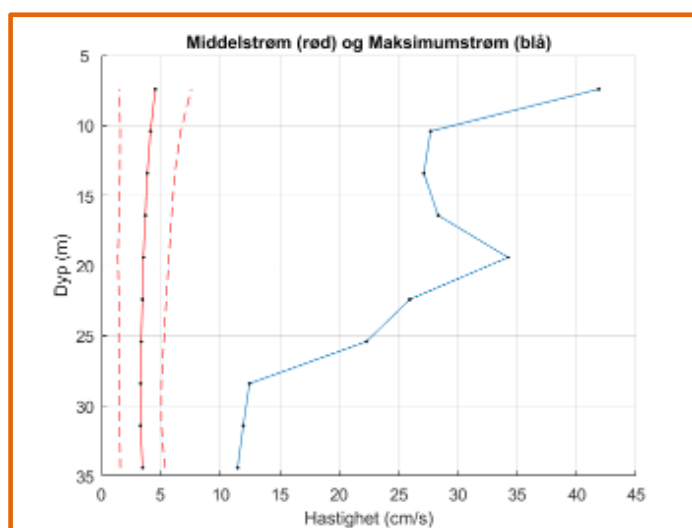


Figur 14. Alle målingane for straumfart i 2019. X-aksen går frå 24. juli til 26., august. Y-aksen t.v. angir avstand (m) frå målareren ved botnen (2-34 m). Fargekoden for straumfart t.h. går frå 0 til 20 cm/s.

Statistikk for målingane viser at både gjennomsnittstraumen og maksimal målt straum avtok med aukande djup (Tabell 4). Dette går også fram av Figur 15 som i tillegg angir standardavvik. Det var markert auke i maksimal straumstyrke (tredobling) frå rundt 30 m djup og oppover til rundt 15-20 m djup.

Tabell 4. Statistikk maksimum, minimum og avrunda middelveidi) for straum (cm/s) i dei ulike måledjupa (m).

DJUP	MAX	MIN	MID (avrunda)
7	41.87	0	5
10	27.70	0	4
13	27.13	0	4
16	28.34	0	4
19	34.22	0	4
22	25.94	0	3
25	22.31	0	3
28	12.45	0	3
31	11.93	0	3
34	11.45	0	3



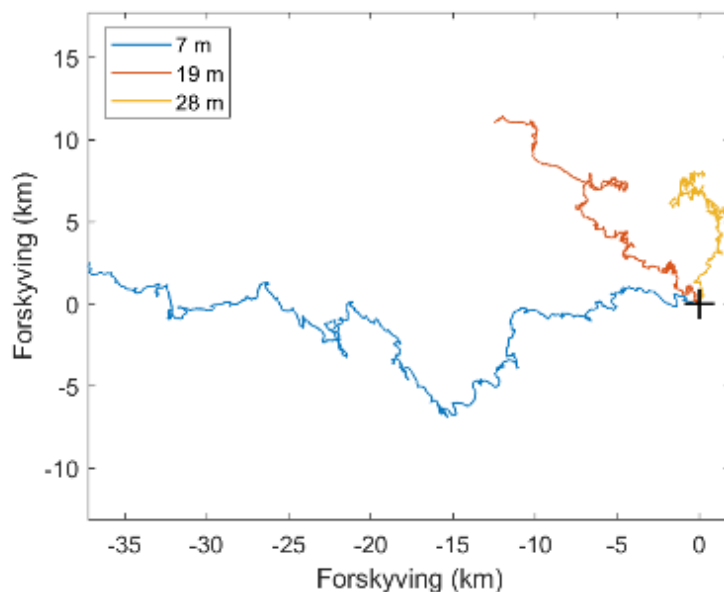
Figur 15. Statistisk fordeling av straummålingane i 2019. Stipla liner syner eitt standardavvik.

Det var ingen markert hovudstraumretning på lokaliteten. Nettostraumen (transporten) hadde retning mot vest i øvre lag, og mot nord nærare botnen (Figur 16). Det framgår at nettostraumen hadde avtakande styrke mot botnen: I 19 m djup var styrken det doble av den i 28 m djup.

Varigheitsanalysen (Golmen, 1994) synte at straumen var svakare enn nedre grenseverdi på 1.1 cm/s i 7-11% av tida, med størst førekomst (10.6%) i 28 m djup. Midla varigheit for periodar med straum vedvarande under 4 cm/s var 24 minutt i 7 m djup, 31 minutt i 19 m djup og 32 minutt i 28 m djup. Lengste periode med straum vedvarande under 4 cm/s oppfylt var h.h.v. 3.7 timar, 3.3 timar og 3.7 timar, m.a.o. ganske lik fordeling med djupet. Middelperiode med straum vedvarande over 4 cm/s var kortare, h.h.v. 25 minutt, 17 minutt og 15 minutt.

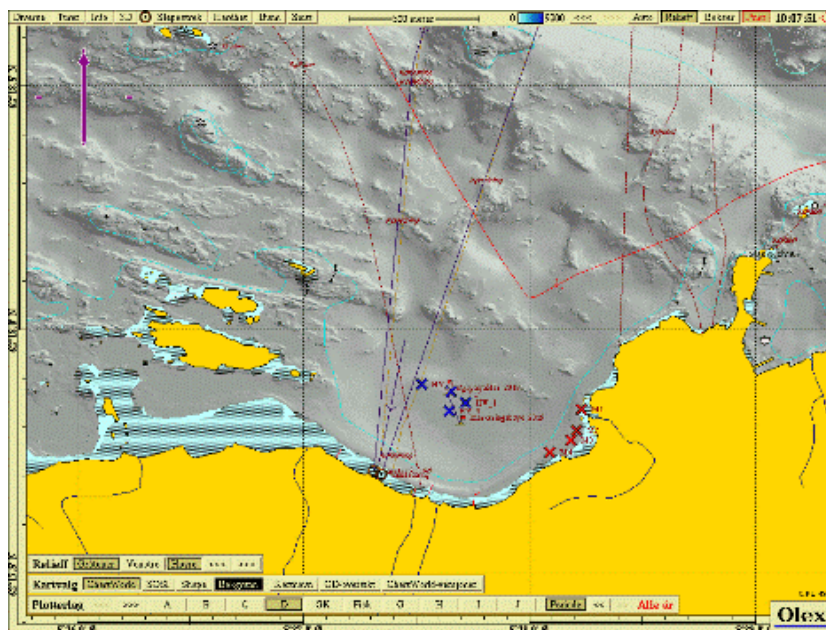
Lengste periode, 1.8 time, med stabil straum i ei retning i 7 m djup var knytt til retning rundt 345° (mot NV). I 19 m var motsvarande verdi og sektor 1 time og 285° (W), og i 28 m 0.8 time,

255-285° (W). Det var m.a.o. relativt kortvarige periodar (1-2 timar) i desse djupa med straum vedvarande i ei retning. Det gjekk typisk 1-3 timar utanfor omtalt sektor før straumretninga igjen kom inn att i denne sektoren.



Figur 16. Progressiv vektor plott for tre ulike djup frå målingane i 2019. Med start i posisjon 0, 0 vert det for kvart enkelt måletidspunkt teikna ein strek (vektor) som med lengda og retninga symboliserer straumen sin fart og retning. Ny vektor (måling) byrjar der siste vektor sluttar.

Det var såleis relativt moderat straum i Moltuvika under måleperioden, med berre korte førekomstar av heilt straumstille, også nær botnen. Sommaren er ei tid som typisk er kjenneteikna av låg straum, og på mange lokalitetar vil ein kunne måle sterkare straumfart under haust og vinter, spesielt i samband med sterk vind.



Figur 17. Detaljert botnkart (Olex) over Moltuvika med posisjon for sedimentprøvene (blå kryss). Dei to mørkeblå linene markerer vassleidningar som går i retning N-NE over til Røyra. Den raudbrune lina som går i tetning N-NW markerer ein el-kabel.

4.2 Botnprøver i 2019

Den 24. september 2019 vart det teke grabbhogg i fire posisjonar i området der straummålaren var plassert (Figur 17).

Alle prøver var utan slam-lag på toppen. Det vart ikkje registrert lukt av H₂S i nokon av prøvene. Konsistensen på sedimentet vart under feltarbeidet karakterisert som fast og litt klebrig for alle prøvene. I våt tilstand var alle prøvene mørk grå med antyding til litt brunt. Etter tørking og fraksjonering var prøvene lysare.

I finfraksjonen vart det meste felt ut i laboratoriet. Dei finaste partiklane var lenge i suspensjon. Den største fraksjonen >1000µ hadde noko grovkorna sand, men var dominert av fragment etter molluskar.

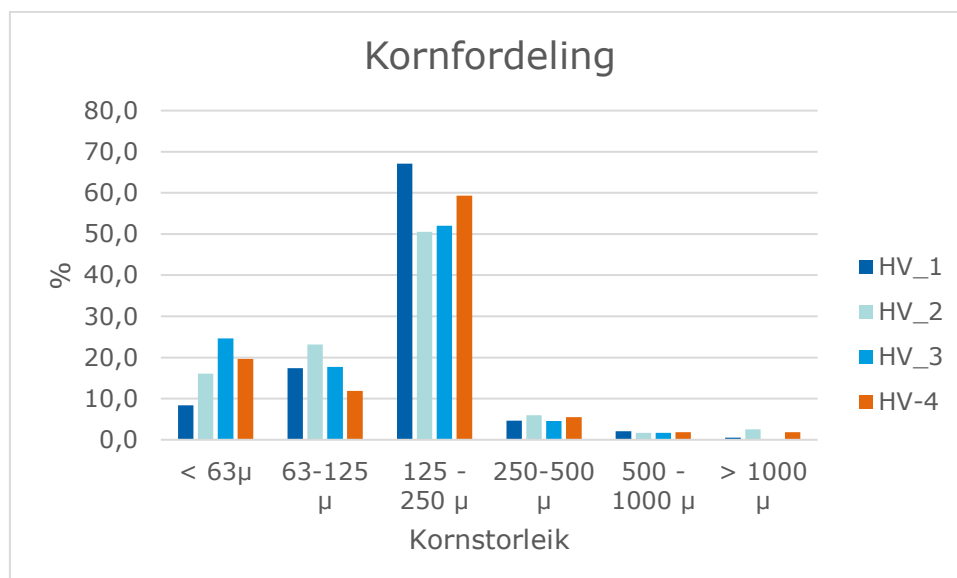
4.2.1 Kornfordeling

Vektprosenten av dei ulike fraksjonane på dei ulike stasjonane (HV_1 – HV_4) er gitt i Tabell 5 og Figur 18.

Tabell 5. Kornfordeling av botnsediment frå stasjon HV1- HV4. HV2 var nær måleposisjonen for straum.

Fraksjon	Sediment	HV_1	HV_2	HV_3	HV_4	Snitt
µm		%	%	%	%	
< 63	Silt & leire	8,3	16,0	24,6	19,7	17,2
63 – 125	Veldig fin sand	17,4	23,1	17,7	11,9	17,5
125 – 250	Fin sand	67,1	50,5	52,0	59,3	57,2
250 – 500	Medium sand	4,6	6,0	4,6	5,5	5,2
500 – 1000	Grov sand	2,0	1,7	1,1	1,8	1,8
>1000	Veldig grov sand	0,5	2,6	0	1,8	1,2

Sedimentet på stasjonane var dominert av dei fine fraksjonane. Silt, leire og finkorna sand dominerte. Dette indikerer svak straumfart ved botnen der prøvene vart teke. Den inste stasjonen, HV_3, hadde høgast innhald av finstoff med 24,6 % av prøva. For detaljar, sjå den førre rapporten, Golmen m. fl. (2019).



Figur 18. Kornfordeling av sediment på stasjonane.

4.2.2 Organisk materiale

Det vart teke sedimentprøve frå øvste sjiktet i grabben til analyse av organisk innhald. Stasjon HV_3 og HV_4 hadde tilstand IV «Dårlig» i følgje klassifiseringssystemet for marine sediment og dei to andre prøvepunktane hadde tilstand V «Meget dårlig». Gjennomsnittet av normalisert TOC for dei 4 posisjonane var 40 mg/g, noko som motsvara klasse IV «Dårleg».

4.3 Modellsimuleringar for spreiding av avlaupsvatn

I prosjektet i 2019 (Golmen m. fl. 2019) berekna vi sannsynleg forløp for oppstiging, fortyning og innlagring (spreiingsdjupet) av utsléppsvatnet (spylevatn) for nokre scenario for utslépp (sjikting, fluks, tid) basert på eitt utslépp gjennom røyrenden (ingen diffusor).

- 1) Røyr (PE) med 164 mm innvendig diameter.
- 2) Utslépp i 20, 25 og 30 m djup gjennom ein opning, d.v.s. ingen diffusor.
- 3) Simulering for den aktuelle røyrdiameteren med kontinuerleg utsléppsfluks på 4 l/s.
- 4) Målte hydrografiske profilar over fleire sesongar i det aktuelle sjøområdet basert på data innsamla i perioden 2018-2019.
- 5) Scenarie A: Ingen straum i resipienten. Scenarie B: med straum.

Innlagringsdjupet med straumstille låg stort sett i god avstand frå sjøoverflata. Djupare utslépp ga djupare innlagring. For grunnaste alternativ (utslépp i 20 m djup) gjekk simulert utsléppsvatn til overflata i to situasjonar med svak sjikting (vinter). For utslépp i 25 m skjedde dette ved eitt scenario (altså sjeldnare), medan for utslépp i 30 m skjedde innlagringa under overflata ved alle dei modellerte scenaria.

Med utslépp i 30 m innlagra utsléppsvatnet seg oftast i djup rundt 15 m. For situasjonar om sommaren (sterkare lagdeling) var det djupare innlagring, rundt 24 m djup.

4.3.1 Effekt av straum

På grunnlag av straummålingane vart det gjort simuleringar av fortynninga og spreinga i nærsona, og i kva retning avlaupsvatnet vil ta vidare. Middelstraum på 4 cm/s som var nær middelverdien i djupare sjikt, vart lagt til grunn.

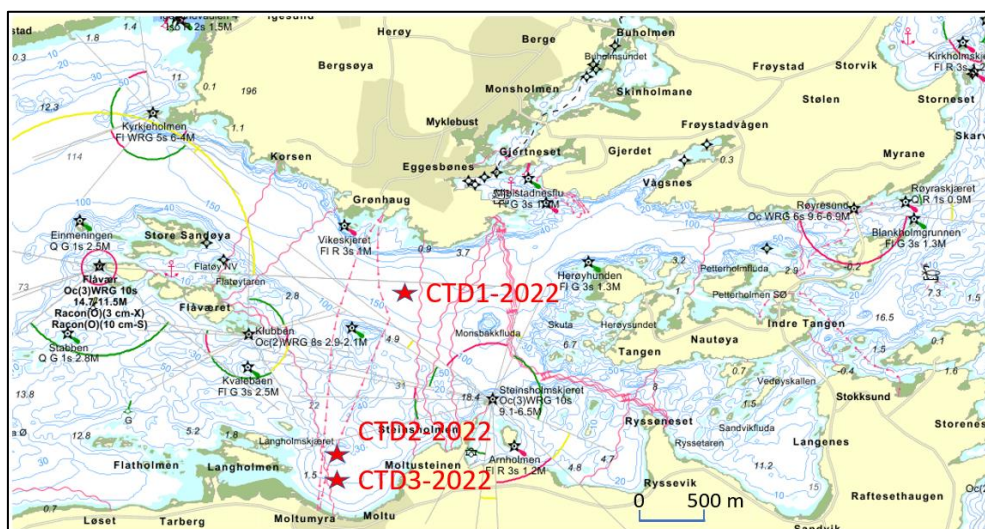
For utslepp i 30 m djup ville utsleppsskya innlagre (fordele) seg i sjikt 5-7 m over utsleppet (d.v.s. i 21-23 m djup), med kjerna i 22 m djup. Fortynningsgrad på 40- 100X ved innlagringstidspunktet (etter 2 minutt).

Nedstraums utsleppspunktet aukar fortynninga raskt, til over 500 X i avstand ca. 100 m frå utsleppspunktet. Innblanding av omgjevande vatn er såleis veldig effektiv grunna straumen i sjøen.

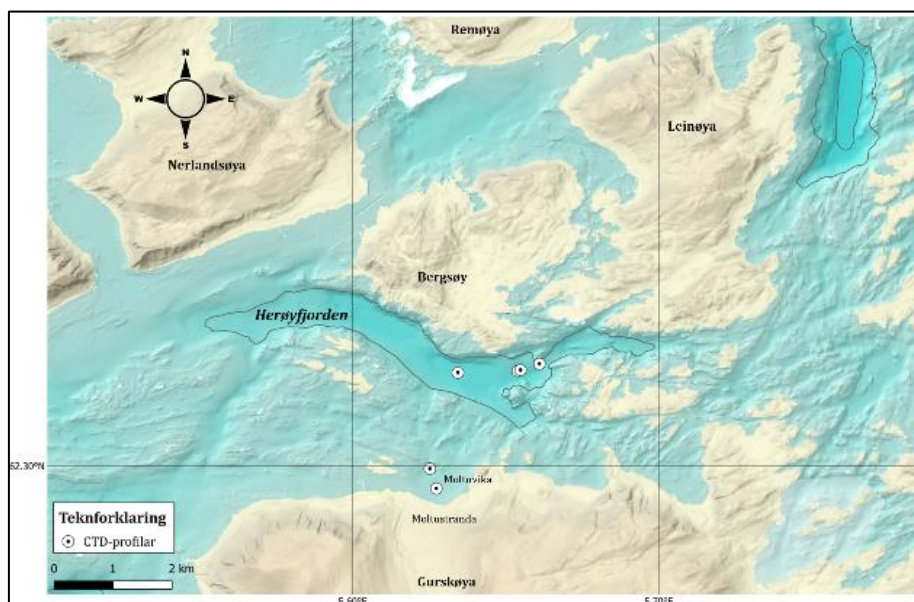
5 Nye målinger

Som supplement til målingane i Moltuvika i 2019 blei det teke CTD-profilar i Moltuvika og Herøyfjorden i april 2022 (Figur 19; Figur 20).

Måleinstrumentet var ein RBR*concerto*, med data for salinitet, oksygen, temperatur.



Figur 19. Kart over Herøyfjorden med Moltuvika. Posisjonar for CTD-måling i Moltuvika 26. april 2022 er avmerka.



Figur 20. Oversyn over posisjonar for hydrografisk profilering med RBR*concerto* CTD i april 2022.

Botndjupet i målepunkta var 150 m (CTD1), 40 m (CTD2) og 27 m (CTD3). CTD2 og CTD3 er i området der utsleppet frå reinseanlegget er tenkt plassert.

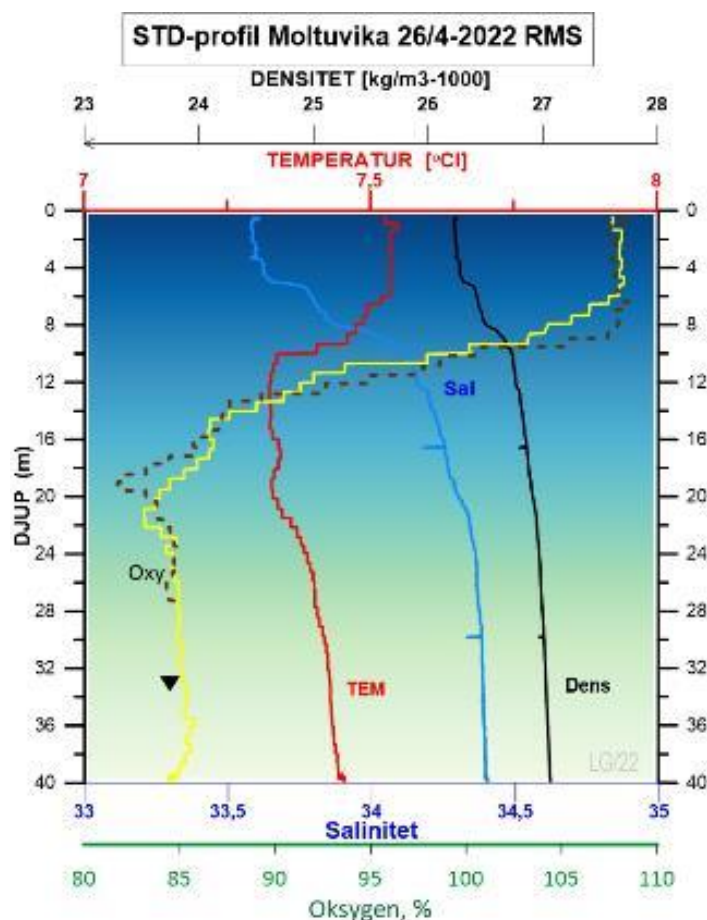
Figur 21 syner målingane ved stasjon CTD2, supplert med oksygen frå CTD3. Det var moderat lagdeling (auke i densitet med djupet), med spor av eit sprangsjikt rundt 8-10 m djup. Det var også lagdeling lenger nede.

Det var gode oksygentilhøve, frå svak overmetting i overflatelaget (kan vere effekt av algeproduksjon) til 85% metting ved botnen. Ingen teikn til stagnerande botnvatn. Rundt 20 m djup var det eit minimum i oksygen, med 82-83% metting.

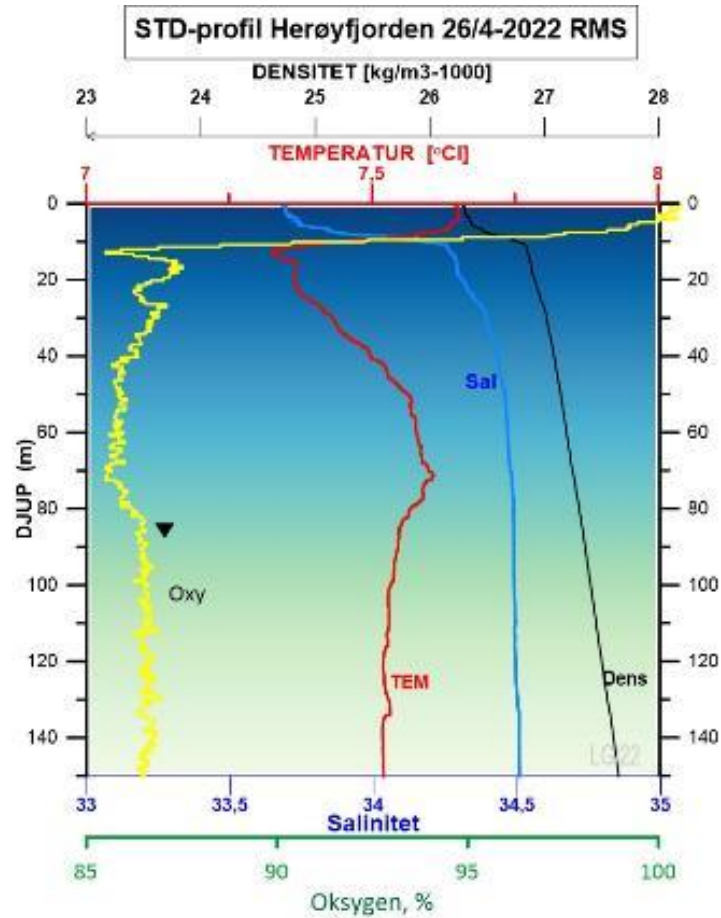
Botnverdiane for oksygen motsvarar tilstand «Meget god» i høve til klassifisering av kystvatn (som dog baserer seg på lågaste verdi i ein tidsserie, Miljødirektoratet 2015).

Figur 22 syner CTD-profil vest i Herøyfjorden same dagen. Sprangsjiktet låg også her i 8-10 m djup. Dette vart også reflektert i oksygenprofilen, med høge verdiar i overflata, og noko lågare (85-90%) djupare nede. Det var ingen teikn til stagnerande vatn i djupet på dette tidspunktet.

Målingar i regi av Runde forskning i mars 2022 i Herøyfjorden (Figur 20) synte under 50% metting frå 100 m og nedover. Dette tyder på at det var ei utskifting av djupvatn i Herøyfjorden i perioden mellom desse målingane og april-målinga.



Figur 21. CTD-måling ved Stasjon CTD2 i Moltuvika 26. april 2022. Gul kurve er oksygenmetning. Den stipla lina er oksygen målt på den inste stasjonen, CTD3.



Figur 22. CTD-måling ved Stasjon CTD1 i Herøyfjorden 26. april 2022. Gul kurve er oksygenmetting.

6 Nye modellsimuleringar

Simulering av spreining og fortynning med modellen CORMIX er repetert med dei nye max tala for utsleppsfluks, spyling av 8 filter, totalt 8 l/s. Berre utleppsfluksen er endra (dobla) i desse simuleringane (0.008 m³/s i Tabell 6) i høve til berekningane i 2019 der alle modellparametrar er gjevne (Golmen m. fl. 2019). Med utsleppsfluks på 4 l/s (2019 simuleringa) innlagra spylevatnet seg oftast rundt 15 m djup, og noko djupare enn dette om sommaren.

Resultata for spreininga/fortynning i den jet- og oppdriftskontrollerte nærsona for ny utsleppsfluks (8 l/s) med modellen CORMIX er synt i Tabell 7. Innlagring av utsleppsvatnet skjer ca. 7 m (Z) over utløpet som er forutsatt ligge på 28 m djup, 2 m over botnen. Altså først oppstiging og så innlagring av utslippet med senter av skya i 21 m djup. Dette skjer i avstand på vel 4 m frå utsleppspunktet. Breidda (Y) på skya er då knapt 2 m.

Modellen gir verdiar for skya i nærsona med høgd på ca. 1 m og breidde på om lag 10 m. Om ein betraktar dette forenkla som ei rund sky (skive) så blir dette ståande vassvolumet i blandingssona over/nedstrøms utslippet på 78 m³.

Ved halv fluks (førre simulering med same modell og vilkår ellers) skjedde innlagringa i rundt 22 m djup. Det er m.a.o. liten skilnad i innlagringsdjup mellom dei to scenaria, og dei store trekka i resultata med modellen Jetmix (Bjerkeng og Lesjø 1973) frå 2019 med fleire sesong-situasjonar i berekningane vil framleis vere gyldige.

Fortynninga (S) av utsleppsvatnet i sentrum av skya ved innlagring er 55.6 gongar, altså betydeleg innblanding av omgjevande sjøvatn.

Spreininga i fjernsona er styrt av straumen i sjøen. Tabell 8 syner berekningane for dette. Fortynninga aukar gradvis med aukande avstand frå utsleppspunktet. I 200 m avstand er fortynninga rundt 600 X.

Tabell 6. Data for utslippet nytta i simuleringane.

DISCHARGE PARAMETERS:		Submerged Single Port Discharge
Nearest bank		left
Distance to bank	DISTB	100 m
Port diameter	D0	0.164 m
Port cross-sectional area	A0	0.0211 m ²
Discharge velocity	U0	0.38 m/s
Discharge flowrate	Q0	0.008 m ³ /s
Discharge port height	H0	2 m
Vertical discharge angle	THETA	-5 deg
Horizontal discharge angle	SIGMA	90 deg
Discharge density	RHO0	1000 kg/m ³
Density difference	DRHO	23.4000 kg/m ³
Buoyant acceleration	GP0	0.2242 m/s ²
Discharge concentration	C0	14.200000 mg/l
Surface heat exchange coeff.	KS	0 m/s
Coefficient of decay	KD	0 /s

Tabell 7. Resultat av simuleringane, for nærsona. S er fortynningsgraden. X er senterdistanse nedstrøms, Y er halvbreddedistans på tvers og Z er distanse vertikalt oppover frå utsleppspunktet til senter av skya.

Profile definitions:
 B = Gaussian 1/e (37%) half-width, normal to trajectory
 S = hydrodynamic centerline dilution
 C = centerline concentration (includes reaction effects, if any)

X	Y	Z	S	C	B
0.00	0.00	2.00	1.0	0.142E+02	0.08
0.01	0.31	1.97	1.0	0.142E+02	0.09
Minimum jet height has been reached.					
0.11	0.89	2.55	2.6	0.549E+01	0.15
0.28	1.12	3.42	5.8	0.245E+01	0.24
0.50	1.26	4.29	10.2	0.139E+01	0.34
0.76	1.35	5.14	15.5	0.915E+00	0.46
1.07	1.42	5.99	21.6	0.658E+00	0.58
1.46	1.49	6.82	27.4	0.518E+00	0.72
1.96	1.55	7.54	34.5	0.411E+00	0.95
Maximum jet height has been reached.					
2.75	1.64	7.93	43.2	0.329E+00	1.23
3.54	1.71	7.53	47.2	0.301E+00	1.17
4.18	1.77	6.92	55.6	0.255E+00	1.26
Terminal level in stratified ambient has been reached.					
Cumulative travel time = 52. sec					

END OF CORJET (MOD110): JET/PLUME NEAR-FIELD MIXING REGION

Tabell 8. Resultat for berekning av spreiiing i fjernsona. S er fortynningsgraden.

BUOYANT TERMINAL LAYER SPREADING

Profile definitions:
 BV = top-hat thickness, measured vertically
 BH = top-hat half-width, measured horizontally in Y-direction
 ZU = upper plume boundary (Z-coordinate)
 ZL = lower plume boundary (Z-coordinate)
 S = hydrodynamic average (bulk) dilution
 C = average (bulk) concentration (includes reaction effects, if any)

Plume Stage 1 (not bank attached):

X	Y	Z	S	C	BV	BH	ZU	ZL
8.02	1.77	6.92	76.0	0.187E+00	0.99	7.67	7.42	6.42
26.49	1.77	6.92	104.0	0.137E+00	0.53	19.71	7.18	6.66
44.96	1.77	6.92	134.1	0.106E+00	0.47	28.43	7.16	6.68
63.42	1.77	6.92	172.2	0.825E-01	0.47	36.62	7.15	6.68
81.89	1.77	6.92	216.4	0.656E-01	0.48	44.83	7.16	6.68
100.36	1.77	6.92	265.7	0.534E-01	0.50	53.21	7.17	6.67
118.83	1.77	6.92	319.4	0.445E-01	0.52	61.81	7.18	6.66
137.30	1.77	6.92	377.0	0.377E-01	0.53	70.62	7.19	6.65
155.76	1.77	6.92	438.3	0.324E-01	0.55	79.63	7.19	6.64
174.23	1.77	6.92	503.1	0.282E-01	0.57	88.84	7.20	6.64
192.70	1.77	6.92	571.2	0.249E-01	0.58	98.23	7.21	6.63
Cumulative travel time = 4764. Sec								

7 Miljøkonsekvensar av utsleppet

Storleiken på det framtidige utsleppet og miljøverknadar av komponentar i dette må vurderast opp mot tilstand og karakteristikk til sjøresipienten Moltuvika. Ut frå dette kan ein fastsette ein miljørisiko ved utsleppet, og for vassførekomsten.

Ved utslepp til ytre miljø kan ein nytte dette skjematisk oppsettet, der ulik grad av tiltak for å avgrense påverknad er med:

LÅG RISIKO	MIDDELS RISIKO	HØG RISIKO
Utslepp akseptert. (Eventuelt med risikoreduserande tiltak.)	Risikoen kan tolererast men risikoreduserande tiltak må vurderast.	Utslepp ikkje akseptabelt. Alle prosessar må vurderast med omsyn til risikoreduserande tiltak.

7.1 Røyrleidninga

Tiltaket vi ser på, vil innebære legging av ei røyrleidning frå land og utover i Moltuvika. Dette er normal praksis ved mange liknande tiltak og vi vurderer miljørisikoen for dette fysiske inngrepet (ved utlegging og permanent) som liten.

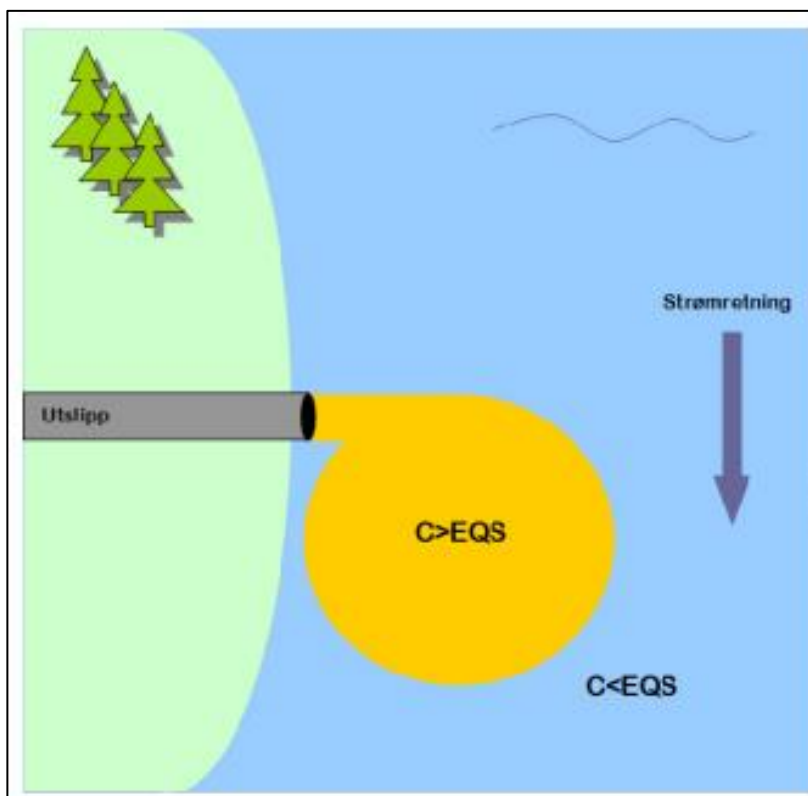
7.2 Utslepp og innblandingssoner

Ved eit punktutslepp som i Moltuvika vil konsentrasjonar som suspendert stoff og aluminium kunne overskride tilrådde grenser, s.k. EQS-verdiar, i nærsona eller innblandingssona. Dette har styresmaktene innsett for industriutslepp der overskriding innafor innblandingssona (engelsk, mixing-zone) er akseptert.

EQS-verdiar skal gjelde ved grensa for innblandingssona og utanfor, men ikkje i sjølve sona (Figur 23).

Det er to hovudkategoriar av utslepp til sjø underlagt lovmessig regulering i Norge: utslepp av sanitærvatn (reinsa kloakk, evt. med overvatn) og utslepp frå industri. Desse er regulert under Forureiningsforskrifta.

Utslepp frå reinseanlegg for drikkevatt (vannbehandlingsanlegg) er ikkje underlagt særskild regulering. Slike utslepp har mange likskapar med dei to hovudkategoriane og det ligg difor nært å samanlikne med desse og å nytte omgrep som EQS-verdi og innblandingssone for utslepp også frå reinseanlegg for drikkevatt: industriutslepp synest vere mest nærliggande sidan det vil vere tale om spesifikke kjemiske stoff i utsleppet.



Figur 23. Illustrasjon av innblandingssone (gul farge) for eit industriutslepp. Kjelde: Klima og miljødirektoratet Veileder M-46/2013.

7.3 Tilstanden i resipienten Moltuvika

Basert på målingane og prøvetakinga som er gjort, kan miljøtilstanden i sjøen (vasskvaliteten) i Moltuvika karakteriserast som god, med gode oksygentilhøve. Dette harmonerer også med Vann-Nett: den generelle økologiske tilstanden i vassforekomsten Herøyfjord - Røyrasundet blir rekna som God.

Ved planlagd utsleppstad i Moltuvika ber sedimenta preg av høgt organisk innhald på toppen. Dette kan kome frå akkumulert materiale frå land (lauv, humus), tilførsler frå elva samt noko nedfall frå algeproduksjon i sjøen i sommarhalvåret. Vi er ikkje kjende med andre større forureiningskjelder i området (utanom merknaden i Vann-Nett nemnt i avsnitt 1.3 i denne rapporten).

Mengda organisk materiale i sedimentet motsvarar kategorien «Dårleg/ Meget dårleg» i følgje våre prøver og klassifiseringssystemet. Organisk materiale i sediment er ein av fleire indikatorar som inngår i ei heilskapleg vurdering av miljøtilstand i følgje Miljødirektoratet (2015).

Det organiske materialet på botnen kan medføre oksygenforbruk som kan redusere oksygenkonsentrasjonen i sedimentet og i sjøvatnet over. At sjøvatnet synest vere godt metta på oksygen (våre målingar) tyder på at slik påverknad er liten, og/eller at vassutskiftinga ved botnen er tilfredsstillande.

Straummålingane som vart gjort i Moltuvika under ein månad i juli—august 2019 synte moderat straum i gjennomsnitt, og svakast straum ved botnen. Dette stemmer overeins med

botnprøvene, der ein høg del fint sediment tyder på låg straumstyrke over tid ved botnen i området ved planlagt utsleppspunkt.

Det var imidlertid målt berre nokre korte periodar med straumstille i 2019, og tilfredsstillande spreingsstraum i sjøen over utsleppspunktet.

På grunnare vatn i Moltuvika kan tilhøva vere gode, slik som prøvene ved Moltusanden i 2016 synte (sjå avsnitt 1.3).

Modellsimuleringane av spylevatn med tettleik lik ferskvatn viste at eit utslepp ved 28 m djup gjev innlagring vekslende gjennom året mellom 15-25 m djup, med djupast innlagring om sommaren. Det er lite sannsynleg at utsleppet når opp til sjøoverflata ved normale tilhøve.

Simuleringane syner at ein moderat gjennomsnitts-straum på 3-4 cm/s (som målt) gir ei effektiv fortynning av utsleppet nedstrøms.

Ulike problemstillingar i samband med nytt utslepp vart omtalt i innleiande kapittel. Her freistar vi å skalere desse inn mot storleiken for eit framtidig utslepp i Moltuvika, og dei aktuelle forholda der.

7.4 Effekt av tilført organisk materiale

7.4.1 Suspendert stoff, SS

Spylevatnet vil innehalde 50-70 mg/l suspendert stoff, SS, truleg uavhengig av utsleppsfluks (sjå avsnitt 2.1). Spylevatnet med SS vil fordele seg i ei «sky» over og nedstrøms utsleppspunktet, som raskt blandar med omjevande sjøvatn.

Sjøvatnet har vanlegvis låg konsentrasjon av SS. Molvær (2017) nytta verdien på 1 mgSS/l. Utsleppsvatnet i Moltuvika vil ha 50-70 gongar høgare konsentrasjon enn dette.

UK Environment Agency har ein grenseverdi (EQS) på 100mg/l for SS. Konsentrasjon >20 mgSS/l er referert til som potensielt skadeleg av Molvær (2017). Skadepotensialet vil avhenge av kva SS består av og av tilhøva på utsleppsstanden og type eksponerte organismar.

Utsleppet vil ha konsentrasjon av SS på maksimalt 70 mg/l. Dette er høgare enn begge refererte EQS-verdiar. Innafor innblandingssona for utsleppet er det akseptert at konsentrasjonane kan overskride EQS-verdiane (Avsnitt 7.1). Med fortynning over 55 X i utkanten av innblandingssona og vidare utover vil konsentrasjonen der vere lågare enn EQS-verdiane for både 40 l/s og 80 l/s produksjon, faktisk ned mot bakgrunnsverdi. Det er her ikkje teke omsyn til utfelling av større partiklar, slik at verdiane for fortynning er konservativt rekna når det gjeld SS.

I avstand 200 m frå utsleppet vil fortynninga vere over 600X (Kapittel 5). Det vil motsvare konsentrasjon (bidrag) av SS frå utsleppet på 0.1 mg/l. I praksis vil konsentrasjonen i denne avstanden og lenger bort frå utsleppet dermed ligge på bakgrunnsnivå.

Vurderingane over gjeld for sjøvatnet ved utsleppstaden. Botnlevande organismar i nedslagsfeltet for sedimenterande partiklar frå utsleppet vil kunne bli påverka negativt. Påverknaden vil avhenge av omfang, mengder og konsistens til partiklane (organisk/uorganisk). Botnsedimentet er i dag prega av høgt organisk innhald, og faunaen vil vere tilpassa rådande tilhøve. Nye tilførsler vil kunne kome som ekstra belastning innafor eit avgrensa område. Sjå avsnitt 7.3.4.

7.4.2 Oksygenforbruk

Tilførsler av organisk stoff vil medføre eit visst oksygenforbruk i resipienten. Det er ikkje mogleg å berekne dette svinnet, og assosierte tidsskalaer eksakt, sidan det vil avhenge av stoffsamansetninga i utsleppet og oksygenbehovet i sjøvatnet og på botnen ved utsleppspunktet m.m.

Elva frå Mørkevatnet har tilført humus (NOM) til Moltuvika på naturleg vis, og stoff har spreidd seg først i overflata med elvevatnet, og noko har presipitert og samla seg på botnen utanfor elvemunningen. Dette er illustrerande for situasjonen før uttak av vatn tok til.

Med overføring av vatn til Ytre Herøy minkar ferskvasstilførselen til sjøen i Moltuvika med anslagsvis 40 – 80 l/s, frå 135 l/s i middel i før-situasjonen til rundt halvparten. Humus/NOM (om lag 50% av før-situasjonen) gå ut i sjøoverflata med elvevatnet, mens ein motsvarande del blir fordelt gjennom utsleppet til djupare vatn. Figur 24 illustrerer dette.

Ein liten del NOM/humus vil gå med det reinsa vatnet over til Bergsøya i Ytre Herøy (< 5% av råvasskonsentrasjon). Ut over det blir totale tilførsler til Moltuvika av organisk stoff frå Mørkevatnet og nytt reinseanlegg bli om lag som før etablering av humusfjering. Det er fordelinga av tilførsler mellom overflate og djupvatnet som blir endra.

TOC kan ein rekne om til kjemisk oksygenbehov. Vi har nytta tal frå ein studie for Risør vassverk (NIVA 2007) som hadde utslepp av suspendert stoff motsvarande 49 kg SS/d. For å finne oksygenbehovet utførte NIVA BOF₇-testar av fleire forskjellige fortynningar av avløpsvatnet. 350 mg O₂/g SS vart funne som ein representativ verdi for oksygenforbruk.

Eit anna reinseanlegg på Gurskøya, Stemmedalen, har ein drikkevassproduksjon på 20 l/s. Dette er rundt halvparten av Mørkevatnet RA. Stemmedalen har berekna utslepp av 43.7 kg/SS og 7.5 kg TOC pr døgn (Kvalsund m. fl. 2014).

Tilførslene av SS til Moltuvika frå reinseanlegget vil representere inntil 24 kgSS/d (Tabell 2) og 8 kg TOC/d ved produksjon 80 l/s. Dette motsvarar då oksygenforbruk på 8.4 kg O₂/d (0.33 kg/time, 58 kg/veke) til resipienten, med referanse til NIVA (2007).

For å relatere oksygenforbruket i sjøen til tilførslene av SS, må vassvolumet av "den berørte" delen (resipienten) bereknast. Volumet av Moltuvika er ca 12 mill m³ (Tabell 1). Summen av vatn frå 30 m til 20 m djup er ca 2.6 mill m³. Vi kan i første omgang ta dette konservativt som "berørt vannmasse".

Representativ oksygenkonsentrasjon i sjøen i Moltuvika gjennom året kan ligge rundt 8 mg O₂/l. Samla vil der då vere om lag 21,000 kg (21 tonn) O₂ i denne vassmassen.

Om ein samanliknar dette med tilført oksygenbehov på 58 kg/veke, så vil forbruket over ei veker tid utgjere 0.3 % av tilgjengeleg oksygen, m.a.o. sannsynlegvis svært liten og neppe målbar påverknad av sjøvatnet i resipienten.

Dersom utsleppet skulle påverke kun område djupare enn 30 m med sine 1.3 mill m³ volum og 10,800 kg O₂, vil forbruket over ei veke motsvare om lag 0.6 % reduksjon av oksygen i sjøvatnet der, noko som også vil vere lite og innafor det som kan kallast naturleg variasjon.

Det er her rekna med at resipientvatnet er heilt i ro, ingen utskifting mens tilførslene av spylevatn med organisk stoff pågår. Dette er svært konservativt rekna, i og med at straumålingane i 2019 synte kun kortvarige (timar) periodar med ikkje målbar straum.

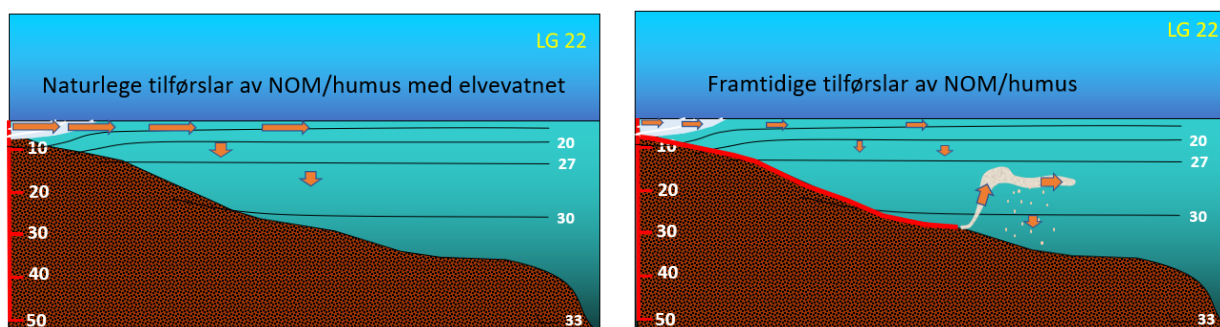
Straummålingane viste at vatnet i området som kan verte påverka av utsleppet, ikkje er i ro, men blir utskifta relativt hyppig. Straumen vekslar i retning, og vatn blir ført fram og attende. Netto straumfart i 19 m djup (Figur 16) var ca 600 m/dag. Dette indikerer at vatn i utsleppsområdet rundt dette djupet vert utskifta i løpet av 2 dagar.

For Moltuvika totalt, og i djupvatnet spesielt, vil opphaldstida tidvis kunne vere lenger enn dette, men ikkje ei heil veke og dermed ikkje lang nok til å kunne få nemneverdig oksygensvinn (nokre prosent reduksjon) som følgje av utsleppet.

Modellberekningane synte at eit utslepp ved 30 m djup (2 m over botnen) ved dei fleste høve innlagrar seg i sjiktet mellom 15-25 m djup, og alltid under overflata. Straumen i typisk innlagringsdjup er i følgje målingane for det meste retta nord/vest, m.a.o. bort frå Moltuvika.

Berekningar motsvarande det som er gjort for utslepp i 30 m djup er også gjort for utslepp i 20 og 25 m djup. Resultata syner at desse utsleppsdjupa for tidspunkta som allereie gjev djup innlagring for 30 m utslepp, gjev innlagring nede i sjøen det meste av året (med ein viss risiko for overflatepåverknad om vinteren).

Det er rimeleg å anta at situasjonane med djup innlagring er representativ for det meste av året, som inkluderer vekstsesongen for algar m.m.



Figur 24. Illustrasjon av tilførsler av naturleg organisk materiale frå elva til Moltuvika, før og i framtida. Dei horisontale linene i sjøen er isoliner for densitet (sigma) for sjøvatnet.

7.4.3 Samanlikning med kommunalt avlaup

Dei fleste reinseanlegg for kloakk har avlaup til sjø. Dette er oftast anlegg med avlaup frå slamavskiljar der det meste av faststoff blir fjerna. Avlaupsvatnet blir difor ganske tynt, og består av finstoff (SS), samt oppløyst nitrogen og fosfor. Mengder for organisk stoff kan samanliknast med det planlagde utsleppet i Moltuvika.

Ødegaard (2012, s. 349) refererer til gransking av utslepp frå små reinseanlegg (tettstadar med primærreinsing).

Biologisk oksygenforbruk (BOF_7) var i snitt 209 mg/l (209 g/m^3) for dei små anlegga referert av Ødegaard. Avlaupet frå slike anlegg kan ligge i intervallet $10\text{-}50 \text{ m}^3/\text{s}$ (varierande over tid og frå anlegg til anlegg). Om vi tek utgangspunkt i $25 \text{ m}^3/\text{s}$ så vil tilført BOF motsvare ein fluks på 5.2

kg/s. For utslippet i Moltuvika kalkulerte vi ein maksimal BOD₇-tilførsel på 0.33 kg/time (0.1 g/s; side 37). Dette utgjør om lag 2% av verdien for eit typisk mindre kommunalt kloakkutslipp.

Utslipet frå den kommunale slamavskiljaren på Moltu (om lag 300 pe) kan ha verdiar om lag som dei Ødegaard refererer til. I så fall vesentleg større tilførsle enn frå det planlagde utslippet.

Konsentrasjon av SS i avlaupsvatnet frå dei mindre anlegga referert til av Ødegaard var i snitt 253 mg/l. For utslippet i Moltuvika vil konsentrasjonen ligge frå 50 – 70 mg/l, altså under ¼ av konsentrasjonen eit mindre utslipp av (delvis reinsa) kloakk.

Dersom dei omtalte utslippa har ein vassfluks på 25 m³/s så vert bidraget frå anlegget på Moltu relativt sett enno mindre enn ¼, sidan vassfluksen der vert maksimalt 8 l/s. Vår anslag ligg på rundt 5% tilførsle av SS frå anlegget på Moltu i høve til eit mindre kommunalt anlegg med primærreinsing.

Tilførslene av SS og oksygenforbruk frå det planlagde utslippet i Moltuvika vil etter desse vurderingane bli små, samanlikna med utslipp frå mindre kommunale reinseanlegg.

7.4.4 Effekt på botnen av tilslamming

Det er sannsynleg at det meste av materialet i utslippet vil spreie seg oppover i sjøen og vekk frå utslippetsstaden, jamfør med straummålingane og modelleringa. Ein mindre del vil kunne felle ut nær utslippetsstaden, og partiklar vil akkumulere der.

Utfellingsrate (Akvaplan-niva 2010) kan ligge i intervallet 4 mm/s (for 50 µm partiklar) til 10 cm/s (500 µm partiklar). For å søkke frå innlagingsdjupet rundt 21 m djup til botnen på rundt 30 m vil dei minste partiklane trenge 6 timar. Dei større partiklane vil trenge 1.5 minutt. På 1.5 minutt vil større partiklar bli transportert 3-4 m bort frå utslippetspunktet, mens dei små partiklane vil kunne bli transportert 5-600 m bort frå utslippetspunktet før dei når botnen. I siste tilfellet vil partikkelkonsentrasjonen vere svært liten.

Vi kjenner ikkje til korleis partikkelfordelinga (storleik) i utslippet vil bli. Men ut frå overslaga her kan det skjønsmessig antydast eit påverka område på botnen inntil 10 m frå utslippetspunktet, sjå illustrasjonen i Figur 8. Utstrekninga vil i følgje straummålingane bli nordover frå utslippetspunktet, vekk frå land og ut mot djupare vatn.

Eksisterande sediment i området synest ha høgt innslag av organisk materiale. Dette representerer truleg ein nær upåverka naturtilstand, sjølv om lokale antropogene tilførsler kan bidra litt. Dette organiske stoffet har ikkje påverka sjøvatnet over botnen i følgje våre målingar.

Nye tilførsler lokalt vil kunne påverke sedimentkvaliteten i negativ retning innafor eit avgrensa område (antydast innafor avstand 7 m frå utslippet), dersom lagringa på botnen vert permanent. Erfaringsmessig skjer det utskiftingar i kystområda assosiert med straumpulsar i ein periode på året (gjerne på våraparten). Slike straumpulsar kan bidra til å virvle opp partiklar på botnen og fjerne dei.

Det kan vurderast å legge utslippet noko grunnare (evt høgare opp frå botnen enn 2 meter) for å få noko grunnare innlagring, der utskiftingstida er noko mindre enn djupare nede. Då vil også organisk stoff som fellt ut og søkk til botn få eit større spreingsareal med lågare spesifikk påverknad (pr m² sediment).

7.5 Effekt av tilført aluminium

I føregående avsnitt 3.1.2 er det gjort greie for normale konsentrasjonar av aluminium i sjøvatn, og kva konsentrasjonar som kan ha toksiske effektar (på plankton). Grenseverdien vil avhenge av varigheita av eksponering, akutt, eller langtids. Det er rapportert effektar ved konsentrasjonar rundt 30 µg/l, som er for eksponering over tid (i laboratorium).

Det må her skytast inn at det er gjort lite omkring økologiske effektar av aluminium i sjøvatn. Aluminium er heller ikkje rekna som miljøgift, dvs. aluminium og aluminiumsforbindelsar er ikkje oppført på lista over vassregionspesifikke eller prioriterte stoff ifølgje vassforskrifta (Vannforskriften, 2006, vedlegg VIII), og det ligg derfor ikkje føre nokre miljøkvalitetsstandardar eller grenseverdiar (Miljødirektoratet, 2016).

I Moltuvika er det eit dynamisk system ved utsleppet skapt av utsleppet sjølv, og av omjevande straumar i vatnet. Aluminiumsrestar i utsleppet vil raskt bli fortynna og spreidd, slik at det er lite aktuelt å vurdere langtidseksponering.

Ein akutt grenseverdi på rundt 300 µg/l (0.3 mg/l) for korttidseksponering er vårt utgangspunkt for å vurdere effekt opp mot modellresultat for spreiding/fortynning (sjå avsnitt 7.5).

Utsleppet er omtalt å ville ha ein aluminiumskonsentrasjon på 12.4 mg/l. Dette er 40 gonger høgare enn grenseverdien for toksisitet nemnt over på 0.3 mg/l. Modellresultata (Kapittel 6) synte at fortynning på 40 gonger oppstår raskt, like over og nær utsleppet. I avstand på nokre meter ifrå, der fjernsona startar er fortynninga 55 gonger, aukande vidare bort frå utsleppet. Dette indikerer at organismar i sjøvatn som vil kunne bli påverka av aluminium er avgrensa til eit sjikt/volum, 5-7 m i radius, og 3-4 m tjukt (innblandingssona).

Desse overslaga for grenseverdi og toksisitet og er konservativt basert på at aluminiumen er raskt biotilgjengeleg, noko som neppe vil vere tilfelle.

Vidare er grenseverdiar basert på effekt på fytoplankton (som kan vere mest følsame). Fytoplankton finst primært i dei øvste metrane av vassøyla, og berre i periodar av året. Påverka vatn vil i stor grad ligge under sjiktet der fytoplankton dominerer (eufotisk sone).

Våre anslag for påverknad er difor konservative. Men på den andre sida kan det vere manglar ved kunnskapsgrunnlaget for toksisk effekt av aluminium i sjøvatn, noko som medfører noko usikkerheit i våre anslag.

7.6 Effekt av ferskvatn i sjø

Ferskvatn vert tilført sjø og hav i store mengder gjennom elvar og nedbør. Frå elvemunningane vil det opptre gradientar i salinitet frå nær null lengst inne til verdiar for sjøvatn lenger ute (over 30 ppt). Dette er tilførsler til overflata og økologien har tilpassa seg tilførslene og endringane over året.

Vassdragsreguleringar har medført endringar i ferskvasstilførsler til den nærliggande fjorden, enten ved å flytte tilførslene til ein annan fjord, eller ved å endre det sesongmessige mønsteret i tilførslene. Begge deler kan innebere miljørisiko (Lie m. fl. 1992).

For tilfellet med utslepp til Moltuvika vil det vere tale om relativt sett marginale fluksar av ferskvatn i høve til vassdragsreguleringar. Skilnaden er at ferskvatnet vil gå til djupvatnet og

blande seg der, i midtre del av vassøyla. Botnen vil bli lite påverka. Fisk vil normalt vike unna det ferske/brakkvatnet (symje vekk). Plankton og andre frittflytande pelagiske organismar vil i prinsippet kunne bli påverka men desse held seg i størst grad nær sjøoverflata der utsleppsvatnet ikkje påverkar.

7.6.1 Turbulens/energi

Utsleppet av spylevatn vil representere tilførsler av energi frå utsleppsstrålen, og oppdrift. Dette resulterer i turbulens og rask blanding av utsleppsvatnet med omjevande sjøvatn. Slik turbulens er ofte assosiert med positiv miljøverknad i og med at den stimulerer til auka stoffomsetnad i sjøen og mobilisering av mikroorganismar. Dette er normalt ei lite påakta problemstilling ved små utslepp, og miljøverknaden vil vere liten, eventuelt svakt positiv.

7.7 Oversyn over miljørisiko

Tabell 9 gjev eit skjønsmessig oversyn over miljørisiko for dei ulike tilførslane, basert på føregåande tekst. Det er lagt til grunn 8 filter i bruk (8/ l/s spylevatn). Slike situasjonar vil vere kortvarige; den typiske situasjonen vil vere representert ved ein utsleppfluks på rundt 4 l/s. Anslaga våre er dermed konservativt rekna (verste tilfelle).

Suspendert stoff (SS) er det knytt størst risiko ved, relativt sett. Dette kjem av oksygenforbruk, tilslamming på botnen og mørklegging av vatn. Aluminium har neppe nokon målbar risiko ved seg men det er noko uvisse i litteraturen til faktisk effekt av aluminium i sjø.

Tilførsler av ferskvatn vil representere endring av miljøvilkår i den påverka delen av vassøyla, men det er tale om små mengder relativt til totalt vassvolum i resipienten.

Tilførsler av kvartssand har vi ikkje via særskild merksemd, det er tale om små mengder og liten miljøeffekt. Tilførsler av varme/kulde kan ha økologisk effekt i kortvarige periodar.

I det heile vil det vere tale om liten miljørisiko for det planlagde utsleppet til Moltuvika.

Tabell 9. Oversyn over mogleg relativ miljørisiko for dei aktuelle komponentane i det planlagde utsleppet til sjø i Moltuvika. Fargelegginga indikerer risiko.

Komponent	Kunnskapsstatus for miljørisiko	Økologisk miljørisiko
Ferskvatn (spylevatn)	God	Liten
Turbulens/energi	God	Ingen/positiv
Aluminium	Liten/moderat	Liten/mogleg
Suspendert stoff (SS)	Moderat	Mogleg
Oksygenforbruk	Moderat/god	Liten
Kvartssand	God	Ingen
Varme/kulde	God	Liten

7.8 Utsleppet og vassforskrifta

Vassforskrifta dekkjer implementeringa av EU sitt vassdirektiv i Norge. Den set krav om god økologisk og kjemisk tilstand i vassførekomstane og føreskriv at det skal utarbeidast sektorvise tiltaksplanar for å nå måla. Stortinget vedtok i 2019 at vassforskrifta får heimel i naturmangfaldlova.

Forureiningsforskrifta definerer avlaupsvatn som «sanitært og industrielt avlaupsvatn og overvatn». Den regulerer krav til reinsing av slikt vatn, med vekt på fjerning av organisk materiale og næringssalt (gjennom avløpsdirektivet). Større reinseanlegg har krav om overvaking av tungmetall og organiske komponentar. Aluminium (og jern) inngår ikkje i slik overvaking.

Utsleppet til Moltuvika frå reinseanlegget på Moltu vil ha begrensa omfang og er ikkje forventa å målbart påverke vasskvaliteten i vassførekomsten Moltuvika-Røyrasundet. Miljøstatus God vil forbli uendra og utsleppet vil ikkje endre risikoen (Ingen risiko) for ikkje å nå miljømålet God for økologi og kjemi (Kjelde: Vann-nett).

Det er knytt visse spørsmål til verknadar av utslepp av aluminium. Aluminium inngår ikkje i klassifisering av kjemisk eller økologisk tilstand i Norge (Miljødirektoratet, 2016; 2018), så auka tilførsler til vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet vil ikkje påverke klassifisering og miljøstatus.

7.9 Utsleppet i høve til naturmangfaldlova

I lov om forvaltning av naturens mangfald (naturmangfaldlova, av 19.6.2009 nr. 100), heiter det i § 8 blant anna at offentlege vedtak som omhandlar naturmangfaldet så langt det er rimeleg skal bygge på vitskapleg kunnskap om artar sin bestandssituasjon, utbreiing av naturtypar og økologisk tilstand, samt effekt av påverknadar.

§ 9 i lova omhandlar føre-var prinsippet, som seier at ein skal ta sikte på å unngå vesentleg skade på naturmangfaldet (ved nye tiltak/naturinngrep). Risiko for skade er omtalt, og den må vere marginal eller reversibel. Fare for lokal biologisk respons kan dempast ved avbøtande tiltak.

Oksygenforbruket i djupvatnet i resipienten Moltuvika er estimert til å berre auke marginalt i høve til i dag, etter at utslepp frå reinseanlegget er etablert. Basert på dette er det ikkje venta at den økologiske tilstandsklassen for vassførekomsten blir endra frå «God».

Tilførslene av aluminium frå reinseprosessen vil medføre auka konsentrasjonar av aluminium i djupvatnet ved utsleppspunktet. I nærområdet vil grenseverdi for akutt giftigheit av aluminium for fyttoplankton kunne bli overskride, innafor eit område med utstrekning av storleiksorden 5-7 meter frå utsleppspunktet.

Det er ikkje venta at fyttoplankton vil bli påverka av utsleppet i og med at innlagringa vil skje djupare enn der slike organismar vanlegvis opptrer.

Botnlevande organismar og fisk vil kunne bli påverka, men er truleg meir robuste for påverknad av aluminium enn plankton, og fisk kan også vike unna utsleppet. Det er ein potensiell fare for bioakkumulering av aluminium i næringskjeda (Bryan, 1979). Aluminium og aluminiumoksid har i tidlegare undersøkingar frå ferskvass-system vist seg å bli bioakkumulert (Oberholster et al., 2012; Pakrashi et al., 2014), men som tidlegare forklart vil aluminiumoksid neppe opptre sjøen grunna den høge pH-verdien i havet.

Ut frå dei føregåande resonnementa er det ikkje forventa at utsleppet frå reinseanlegget på Moltu vil få nokon målbar verknad for biologisk mangfald i det berørte området i resipienten Moltuvika eller i vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet for øvrig.

7.10 Konklusjon

Det planlagde utsleppet frå nytt reinseanlegg for drikkevatt på Moltu til Moltuvika vil innehalde komponentar som teoretisk sett kan representere ein miljørisiko i resipienten.

Ut frå berekningar og vurdering rundt dette, vil det ikkje kunne oppstå verknadar som vil true miljøtilhøva og biomangfaldet i vassførekomsten Herøyfjorden-Røyrasundet.

Økologisk og kjemisk tilstand for vassførekomsten vil ikkje bli påverka.

Eventuelle negative verknadar vil avgrense seg innafor innblandingssona nokre få meter frå utsleppspunktet i Moltuvika, der miljømessige grenseverdier for suspendert stoff og aluminium kan overskridast.

Samla sett er miljørisikoen i sjø vurdert til å vere liten ved tiltaket.

Dersom oppfølgjande overvaking i resipienten (Kapittel 8) skulle avdekke negative verknadar utanfor innblandingssona så kan avbøtande tiltak setjast i verk.

I prinsippet er tiltaket reversibelt ved at utsleppet kan fjernast dersom heilt uventa eller utilsikta verknadar skulle oppstå.

Tiltaket må sjåast i ljøs av å ha stor samfunnsnytte ved så sikre reint drikkevatt til innbyggjarane og industrien i Ytre Herøy.

8 Forslag til overvåkingsprogram

I utsleppssøknaden, punkt 9, er det nemnt at det vil bli utarbeidd eit måleprogram for gjennomføring kvart 3. - 5. år. Eit slikt program kan m.a. innehalde (utan detaljar):

- Kartlegging av botnfaunaen i utsleppsområdet før oppstart av anlegget (null-prøve).
- Oppfølging i sjøen ei tid etter oppstart, verifisering av innlagring og spreing, og overvaking ved overgangen frå halv til full utsleppsfluks.
- Verifisering av om utsleppstala vi har nytta, stemmer med driftserfaringane (etter 1 år).
- Kamerainspeksjon av sjøbotnen nær utsleppet.
- Vassprøver frå sjøen rundt, og botnprøver i nærområdet, for samanlikning med før-situasjonen.
- Synfaring i strandsona inst i Moltuvika.
- Samanlikne Herøy Vasslag sitt utslepp med andre utslepp i Moltuvika (lage samla oversyn over tilførsler).
- Gjennomgang av ny litteratur om toksisitet av aluminium i sjøvatn.

Det synes eksistere lite dokumentasjon og erfaringsmateriale frå overvaking av motsvarande og liknande utslepp som det planlagde på Moltu. Det kan vere nyttig å foreta kontroll ved andre utslepp i fylket eller andre stadar som har vore i drift lenger, for å sjå på moglege effektar der og samanlikne resultatata med tilhøva i Moltuvika.

9 Referansar

- Akvaplan-NIVA 2010 (Ø. Leikvin, J. Molvær, L. Golmen og N. Jørgensen): Utslippsmodellering fra DRlanlegg, Tjeldbergodden, 2010. Rapport Akvaplan-NIVA, Nr 4880-01, 44s (begr. distr.).
- Angel, B. M., S. Apte, G. Batley, L. Golding (2016). Geochemical controls on aluminium concentrations in coastal waters. *Environ Chem* 13:111-118. doi: 10.1071/EN15029.
- Asplan Viak (1994). Pilotforsøk vannrenseanlegg. Rapport Asplan Viak Sør 29. jan. 1994, 21 s.
- Bjerkeng, B., og Lesjø, Å. (1973). Mixing of a jet into a stratified environment. Rapp. Nr. O-126/2, NIVA, Oslo, 22 s.
- Bjerknes, V. m. fl. (2003). Aluminium in acidic river water causes mortality of farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in Norwegian fjords. *Mar. Chem.* Vol 83, 169-174.
- Botté, A., Zaidi, M., Guery, J., Fichet, D., & Leignel, V. (2022). Aluminium in aquatic environments: abundance and ecotoxicological impacts. In *Aquatic Ecology*. Springer Science and Business Media B.V. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09936-4>
- Brkljacic, M., G. Borgersen og S. Øxnevad (2020). Undersøkelser i bløtbunnsfauna, miljøgifter og metaller i sedimentene i Tingvollfjorden ved Raudsand. Rapport NIVA 7539-2020, 33 s + vedl.
- Bryan, G. W. (1979). Bioaccumulation of marine pollutants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 286(1015), 483–505.
<https://doi.org/10.1098/RSTB.1979.0042>
- Direktoratgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018: Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Frigstad, H., Ø. Kaste, A. Deininger, K. Kvalsund, G. Christensen, R. Bellerby, K. Sørensen, M. Norli og A. King 2020: Influence Fo Riverine Input on Norwegian Coastal Systems. *Front. Mar. Sci.*, 04 juni 2020, <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00332>.
- Golmen, L. (1994). Straumforhold som lokaliseringkriterium. *Norsk fiskeoppdrett* Nr 1, 1994, 46-47.
- Golmen L., R. Kvalsund, K. Kvalsund og J. Ullgren 2019: Vurdering omkring utslepp til sjø frå planlagt reinseanlegg på Moltu. Rapport Runde Miljøsender, november 2019, 34 s.
- Jirka, G. H., Doneker, R. L., & Hinton, S. W. (1996). User's manual for CORMIX: A hydrodynamic mixing zone model and decision support system for pollutant discharges into surface waters. US Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology.
- Jordal, J.B. & Grimstad K. J. (2001): Kartlegging av biologisk mangfold i Herøy kommune, Møre og Romsdal. Herøy Kommune rapport 123s.
- Kennish, M. J. (1994). *Practical handbook of marine science* 2. utgåve. CRD Press, 566 s.
- Kvalsund, R., L. Golmen og N. R. Hareide (2017). Gransking av resipienten for planlagt utslepp frå Stemmedalen vassverk. Rapport Runde miljøsender 01/2014, 41 s.
- Kvalsund, R. (2016). Miljørapport frå grunnområdet utanfor Moltusanden. Rapport, Runde Miljøsender, 13 s.

Lie, U., H. Svendsen, S. Kaartvedt, S. Mikki, T. Johnsen, D. Aksnes, R. Asvall og L. Golmen 1992: Vannkraft og fjorder. Fysiske og biologiske konsekvenser av Ulla-Førre utbyggingen. Rapp 4/92, Universitetet i Bergen, 89s.

Miljødirektoratet (2015). Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015.

Miljødirektoratet (2016). Veileder M-608. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020.

Miljødirektoratet (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem. Direktoratgruppen Vanndirektivet. 227 s.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT veiledning 97:03. 36 s.

Molvær, J. 2017: Molde kommune. Vurdering av spylevannsutslipp til Moldefjorden. Rapport Molvær resipientanalyse, 16s.

NIVA, 2007 (T. Kroglund, J. Molvær og H. Liltvedt). Vurdering av Sørfjorden ved Risør som resipient for slamvann frå vannbehandlingsanlegg. Rapp. Nr. 5351, NIVA. 29s.

Norsk Vann 2018: NOMiNOR: Natural Organic Matter in drinking waters within the Nordic Region. Rapport Norsk Vann 231/2018, 200s.

Oberholster, P. J., Myburgh, J. G., Ashton, P. J., Coetzee, J. J., & Botha, A. M. (2012). Bioaccumulation of aluminium and iron in the food chain of Lake Loskop, South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75(1), 134–141.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.08.018>

Pagano, G., His, E., Beiras, R., de Biase, A., Korkina, L. G., Iaccarino, M., Oral, R., Quiniou, F., Warnau, M., & Trieff, N. M. (1996). Cytogenetic, developmental, and biochemical effects of aluminum, iron, and their mixture in sea urchins and mussels. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 1996 31:4, 31(4), 466–474.
<https://doi.org/10.1007/BF00212429>

Pakrashi, S., Dalai, S., Chandrasekaran, N., & Mukherjee, A. (2014). Trophic transfer potential of aluminium oxide nanoparticles using representative primary producer (*Chlorella ellipsoidea*) and a primary consumer (*Ceriodaphnia dubia*). *Aquatic Toxicology*, 152, 74–81.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.03.024>

Runde Miljøseier (2013). Resipientundersøkelse, Herøy Kommune - juli-oktober 2012, datert 30.01.2013, 47 s.

Teien, H., f. fl. (2017). Aluminium og spormetaller i Kaldvellfjorden - tilstandsformer og opptak i fisk. MINA fagrapport 47. 61 s.

Trannum, H., L. Golmen, W. Eikrem og C. Mengeot (2021). Økokyst – DP Norskehavet Sør (I). Årsrapport 2020. Rapport Miljødirektoratet/NIVA M-1967/2021, 50 s.

Vannforskriften (2006). Forskrift om rammer for vannforvaltningen (FOR-2006-12-15-1446). Henta frå <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>.

Wilson, R. (2012). Aluminium. Kapittel 2 i: Homeostasis and toxicology of non-essential metals. Fish physiology series Vol. 31B (Elsevier), 507s.

Zhou, L., m. fl. (2018). Aluminum effects on marine phytoplankton: implications for a revised Iron Hypothesis (Iron–Aluminum Hypothesis). Biogeochemistry (2018) 139:123–137, <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0458-6>

Ødegaard, H. (redaktør) 2012: Vann og Avløpsteknikk. Norsk Vann, 699 s.

Øksnevad, S. (2020). Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjordenbasert på overvåkingsdata fra 2019. Overvåking for Hydro Aluminium Sunndal. Rapport NIVA 7559-2020, 32 s + vedlegg.

Vedlegg A. Brevet frå Statsforvaltaren i 2022



Statsforvaltaren i Møre og Romsdal

Vår dato:

28.01.2022

Vår ref:

2020/3581

Deres dato:

Deres ref:

HERØY VASSLAG SA
Kvithaugsmyra 71
6092 FOSNAVÅG

Saksbehandlar, innvalgstelefon
Gunnhild Liva Austvoll, 71 25 85 12

Behov for mer informasjon for å kunne behandle saken.

Etter kontakt med dere kom det fram at dette ikke er en endring av tidligere tillatelse, men søknad om ny tillatelse. Saken må derfor legges ut på høring.

Før vi kan legge saken på høring må det sendes inn følgende dokumentasjon

- Kart med oppgitt målestokk som viser hvor utslippsledningen er tenkt plassert.
- Det skal sendes inn hvilket dyp ledningen er tenkt ført ut til, jf. punkt 4 i søknaden.
- Risikovurdering av utslippspunktet, vurderingen skal ta med en beregning på hvor mye finstoff som vil bli sluppet ut og evt. konsekvenser av dette. Det er viktig at en her ser på det dypet hvor utslippsledningen blir lagt og bunnstrøm. Hovedformålet med denne risikovurderingen er å se på faren for forurensning. Størrelsen på utslippet og virkning på resipienten skal tas med her, sees i sammenheng med punkt 4.1 i søknaden.
- Det skal gjøres en vurdering av utslippet i forhold til vannforskriften og naturmangfoldlova.
- Reguleringsplan som viser at det er regulert til formålet.

Når den etterspurte dokumentasjonen er mottatt vil saken bli lagt ut på høring, dere vil bli kontaktet i forkant av dette.

Med hilsen

Christian Dahl (e.f.)
fagleder

Gunnhild Liva Austvoll
Senioringeniør

Dokumentet er elektronisk godkjent

Vedlegg B. Kemira PAX-18 datablad



Produktdatablad

KEMIRA PAX-18 Polyaluminiumklorid Løsning

KEMIRA PAX-18, polyaluminiumklorid med middels basisitet, er en effektiv koagulant for behandling av både drikkevann og avløpsvann. KEMIRA PAX-18 er basert på høyladet aluminium, slik at man trenger mindre av produktet for å gjøre mer. Dette resulterer i lavere doser og derfor reduseres slamvolum og behov for justering av pH. KEMIRA PAX-18 er også mer effektiv til å fjerne partikler og/eller fosfor i forhold til tradisjonelle koagulanter.

PRODUKTSPEKIFIKASJON

Utseende	Gulaktig væske
Aluminium (Al ³⁺)	9,0 ± 0,3 %
Al ₂ O ₃	17,0 ± 0,6 %
Basisitet	42 ± 3 %
Tetthet	1,37 ± 0,03 g/cm ³

TYPISKE ANALYSER

Aktive substanser	Ca. 3,3 mol/kg
Jern (Fe _{tot})	<0,01 %
Klorider (Cl ⁻)	21 ± 1 %
Viskositet (20°C)	35 ± 10 mPas
pH (20°C)	<1
Krystalliseres ved	-20°C

Kvalitet

KEMIRA PAX-18 er godkjent av Mattilsynet til bruk som koagulant ved drikkevannsrensning. Kemira Chemicals AS er sertifisert ihht ISO 9001.2008 og 14001.2004.

Dosering

Dosering med membran doseringspumper av ikke-korroderende materiale er best egnet. KEMIRA PAX-18 bør doseres uten fortykning.

Lagring

Lagertanker og rørsystemer skal bygges av egnet ikke-korroderende materiale slik som glassfiberarmert polyester eller tværbundet polyeten. KEMIRA PAX-18 er sterkt etsende og kontakt med utstyr må unngås. KEMIRA PAX-18 har en anbefalt holdbarhet på 6 måneder. Som med ethvert kjemikalie, anbefales det å rengjøre tanken hvert år. Den første leveransen av et produkt skal gjøres til en ren oppbevaringsinnretning for å sikre optimal ytelse og lagring. Ved utendørs lagring, bør tank og rør isoleres og varmebeskyttes. Temperaturen på produktet bør opprettholdes over 0 °C med en -30 °C omgivelsestemperatur

Sikker håndtering

Håndteringen av ethvert kjemikalie krever forsiktighet. Enhver ansvarlig for bruk eller håndtering av KEMIRA PAX-18 bør gjøre seg kjent med fullstendige sikkerhetstiltak beskrevet i vårt HMS-datablad.

Kundeservice

Hvis du har spørsmål vedrørende dette materialet, vennligst kontakt vår kundeserviceavdeling eller din lokale salgsrepresentant.

Fredrikstad, Norge

004769358585

Kemira stiller disse opplysningene til rådighet som en tjeneste overfor sine kunder, og det er utelukkende en veiledning for kundene når de skal vurdere produktene. Du må prøve våre produkter for å avgjøre om de egner seg til ditt bruk, både fra et helse-, sikkerhets- og miljøperspektiv. Du må også underrette ansatte, fullmektige, leverandører, kunder eller eventuelle tredjeparter som kan bli eksponert for produktene, om alle aktuelle forholdsregler. Alle opplysninger og all teknisk bistand gis garantert, eller garantien kan endres uten varsel. Du påtar deg det fulle ansvar for å overholde alle opplysninger og forholdsregler samt offentlige lover og forskrifter som gjelder behandling, transport, levering, lossing, avviking, håndtering, salg og bruk av hvert produkt. Ingenting i dette dokumentet skal tolkes som en anbefaling til å bruke produktet i strid med patenter for eventuelle materialer eller bruken av disse.

KEMIRA PAX-18

Polyaluminiumklorid Løsning

KEMIRA PAX-18, polyaluminiumklorid med middels basisitet, er en effektiv koagulant for behandling av både drikkevann og avløpsvann. KEMIRA PAX-18 er basert på høyladet aluminium, slik at man trenger mindre av produktet for å gjøre mer. Dette resulterer i lavere doser og derfor reduseres slamvolum og behov for justering av pH. KEMIRA PAX-18 er også mer effektiv til å fjerne partikler og/eller fosfor i forhold til tradisjonelle koagulanter.

TYPISKE ANALYSEVERDIER

Sink	<1,5	mg/kg PAX-18
Kadmium (Cd)	<0,003	mg/kg PAX-18
Krom (Cr)	<0,2	mg/kg PAX-18
Kvikksølv (Hg)	<0,001	mg/kg PAX-18
Nikkel (Ni)	<0,2	mg/kg PAX-18
Bly (Pb)	<0,06	mg/kg PAX-18
Kobolt (Co)	<0,05	mg/kg PAX-18
Kobber (Cu)	<0,2	mg/kg PAX-18