

NOTAT

OPPDRAAG	Rv. 23 Oslofjordforbindelsen – Slutføring utslippstillatelse	DOKUMENTKODE	124760-01-RIGm-NOT-001
EMNE	Notat vedr. miljørisiko fra krom VI i anleggsfasen	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Statens Vegvesen	OPPDRAAGSLEDER	Ingvild Hegrenæs
KONTAKTPERSON	Lene Sørлие Heier	SAKSBEHANDLER	Henrik Myreng
KOPI		ANSVARLIG ENHET	Multiconsult Norge AS

SAMMENDRAG

Oslofjordtunnelen og resten av Oslofjordforbindelsen ble åpnet i juni 2000 og ga en alternativ veiforbindelse, utenom Oslo, mellom E6 i Follo/Frogn og E18 i Hurum/Drammen, hvor den erstattet fergestrekningen mellom Drøbak og Storsand.

I Stortingsproposisjon 87 (1995-96) ble det vedtatt at Oslofjordtunnelen skulle bygges ut i takt med trafikkutviklingen, og byggingen ble planlagt gjennomført i to byggetrinn. Oppstart av byggetrinn 2 er planlagt sommeren 2023.

I forbindelse med arbeidene vil det være behov for å håndtere vann under anleggs- og driftsfasen. Multiconsult har tidligere utarbeidet en miljørisikovurdering og en søknad for planlagte vannutslipp.

Betongprodukter som benyttes i anleggsarbeid er generelt assosiert med risiko for utlekking av seksverdig krom (krom VI / Cr⁶⁺) som er en mobil og den giftigste tilstandsformen av krom. I dette notatet gis det en supplerende risikovurdering med henblikk på krom(VI).

Konklusjoner fra risikovurdering

Resipienter for tunneldrivevann er Oslofjorden ved Storsand, Månabekken på Måna og Rundvollbekken / Bunnefjorden ved Rundvollbakkene.

I risikovurderingen er det lagt antatt konservative tall til grunn.

I de marine resipientene er det anslått behov for fortykning på ca. 15 ganger for å oppnå AA-EQS og ca. 2 ganger fortykning for å overholde MAC-EQS for krom(tot). Dette vurderes å medføre en akseptabel og liten miljørisiko.

I Månabekken anslås AA-EQS for kun krom(VI) å bli overholdt etter ca. 5 gangers fortykning i resipient. For krom(tot) vil utslipp av en høy konsentrasjon på 50 µg/L krom(tot) medføre behov for en fortykning på ca. 15 ganger. Siden dette er ferskvann med høyt organisk innhold, er det liten grunn til å vente nevneverdig omdannelse av krom(III) til krom(VI), sannsynligvis vil konsentrasjonene av krom(VI) avta gjennom oksidasjon av organisk materiale. I perioder med høye konsentrasjoner av krom(tot) i utslippsvannet (eksempelvis 50 µg/L), vil det trolig være noe forhøyet innhold av krom(tot) nedstrøms utslippspunktet.

Sluttkommentar

Utslipp av seksverdig krom fra prosjekter som bruker betong/sementprodukter er en godt kjent problemstilling. Prediksjoner av hvordan krom vil oppføre seg i miljøet etter utslipp, er likevel komplisert pga. alle faktorer som påvirker tilstandsformen.

Multiconsult tror at en målrettet overvåking av kromkonsentrasjoner og spesieringen fra renseanlegg og utover i resipient ville bidratt til økt forståelse av miljørisikoen fra krom i denne typen prosjekter.

REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV
00	19.1.2022	Miljørisiko fra krom(VI) i anleggsfasen	H. Myreng	S. Røysland	I. Hegrenæs

1 Bakgrunn

Oslofjordtunnelen og resten av Oslofjordforbindelsen ble åpnet i juni 2000 og ga en alternativ veiforbindelse, utenom Oslo, mellom E6 i Follo/Frogn og E18 i Hurum/Drammen, hvor den erstattet fergestrekningen mellom Drøbak og Storsand.

I Stortingsproposisjon 87 (1995-96) ble det vedtatt at Oslofjordtunnelen skulle bygges ut i takt med trafikkutviklingen, og byggingen ble planlagt gjennomført i to byggetrinn. Det første byggetrinnet omfattet dagens Oslofjordtunnel, med en ettløps tunnel med kjøreretning i hver retning, og et ekstra krabbefelt i stigningene. Byggetrinn 2, som nå skal igangsettes omfatter bl.a. etablering av nytt løp under Oslofjordtunnelen og oppgradering av strekningen Måna-Vassum til firefelts vei, inklusiv nytt tunnellop i Frogntunnelen og i Vassumtunnelen. Arbeidene planlegges gjennomført som en totalentreprise, med planlagt oppstart sommeren 2023.

Arbeidene vil medføre behov for å håndtere vann under anleggs- og driftsfasen. Under anleggsfasen vil vannet i hovedsak omfatte tunneldrivevann fra tunnelarbeider, men ved mye nedbør og arbeider i eller nær inntil overflateresipienter i dagsone kan det også oppstå behov for å håndtere anleggsvann.

I driftsfasen vil vann som må håndteres i hovedsak omfatte vaskevann fra tunneler og overvann som ikke drenerer ned i terrenget. Dette notatet og Multiconsults miljørisikovurdering (rapport 124760-RIGm-RAP-001 (1)) inngår i vurderingsgrunnlaget for utslippssøknaden etter forurensningsloven § 11, og skal vedlegges søknaden.

Betongprodukter som benyttes i anleggsarbeid er generelt assosiert med risiko for utlekking av seksverdig krom (krom(VI) / Cr^{6+}) som er en mobil og den giftigste tilstandsformen av krom. I dette notatet gis det en supplerende risikovurdering med henblikk på krom(VI).

2 Vurderingskriterier

2.1 Krom

Krom er et innskuddsmetall med atomnummer 24. Det er et naturlig forekommende grunnstoff som finnes i bergarter, jord og biota, men finnes ikke på elementær form i naturen. Det har ni forskjellige oksidasjonstilstander fra -2 til +6. Det er kun treverdige (krom(III)) og seksverdige krom (krom(VI)) som danner stabile former og som derfor er av biologisk og miljømessig betydning. Krom(III) er den mest stabile og vanligst forekommende i miljøet. Seksverdig krom (krom(VI)) er meget oksiderende og giftig.

Vanlig forekommende elektrondonorer som toverdige kjerneløst i vann ($\text{Fe}^{2+}_{(aq)}$) og reduserte svovelforbindelser reduserer effektivt krom(VI) til krom(III). I tillegg vil silikater, oksider og jernholdige mineraler og organisk materiale (humus- og fulvosyrer) bidra til reduksjon av krom(VI). Reduksjonsrater er pH-avhengige (2) (3).

Krom i ren form har ikke betydning for menneskekroppen, men treverdig blir betraktet som et viktig stoff for insulin og sukkerbalansen for mennesker. Krom(III) er lite giftig og forbindelser med treverdig krom er ofte uløselige i vann.

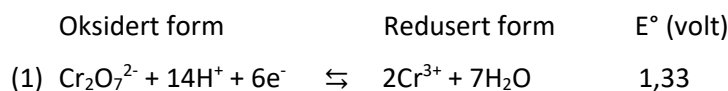
Seksverdig krom er meget giftig og kreftfremkallende hos mennesker. I akvatisk miljø er tilstandsformen assosiert med en rekke negative effekter hos forskjellige organismer, da krom(VI) har lettere for å passere cellemembraner, og dermed komme inn i celler hos organismer, enn det krom(III) har.

Seksverdig krom danner mange vannløselige forbindelser, og det meste av krom(VI) som forekommer i miljøet antas å være et resultat av menneskelig aktivitet. Generelt kan krom(VI) i

Miljørisiko fra krom(VI) i anleggsfasen

akvatiske miljøer bioakkumulere. Opptak, akkumulering og effekter vil bl.a. være avhengig av flere fysisk-kjemiske forhold som andre forurensninger, vanntemperatur, pH, alkalitet og saltholdighet. Effekter på organismer vil bl.a. avhenge av artssammensetning, organismenes størrelse, kjønn og utviklingsstadium, mm. (4).

Krom(VI) ligger forholdsvis høyt i den kjemiske spenningsrekken, med et potensial på 1,33 V (se ligning 1).



Spenningsrekken benyttes for å vurdere hvilke reaksjoner som kan skje spontant (5). For eksempel har reduksjonen fra treverdig jern til toverdig et potensial på 0,77 V, og dette betyr at toverdig jern vil redusere krom(VI). Ettersom de fleste forbindelser og stoffer i miljøet har lavere potensial enn krom(VI), skal det utfra rent teoretiske betraktninger ventes at krom(VI) vil bli redusert ved kontakt med disse.

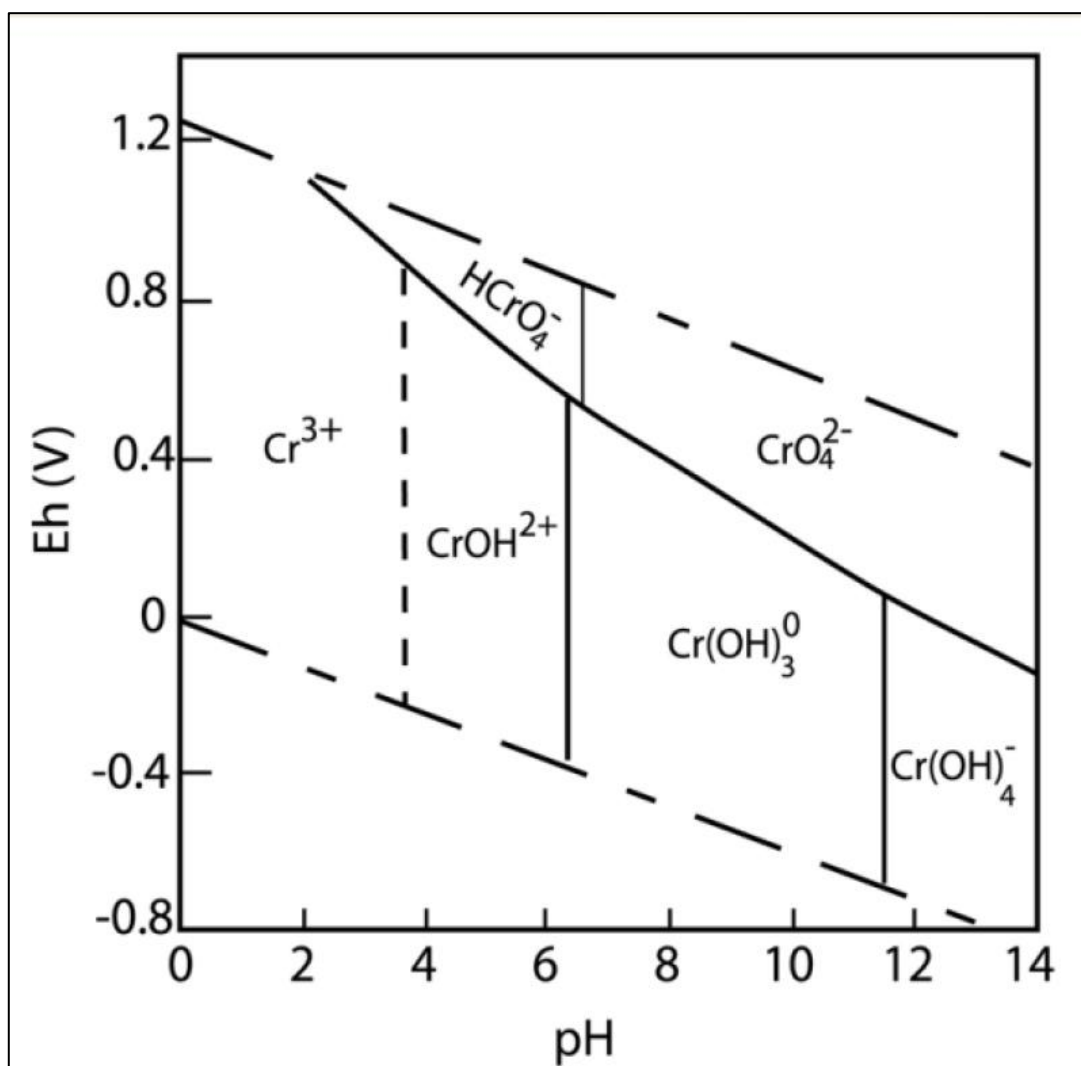
Av uorganiske stoffer er det ifølge Rai m.fl. og Salem m.fl. (6) (7) kun manganoksider som kan gi rask oksidasjon av krom(III) i miljøet. Krom(VI) danner oksider med barium og svovel og dette bidrar til å redusere løste konsentrasjoner av krom(VI). Under normale pH-betingelser (svakt surt til svakt basisk) vil krom(VI) også adsorberes til jernoksider. Reduksjonen av krom(VI) pga. organiske stoffer, mangan og mikroorganismer i miljøet skjer likevel ikke momentant, og det ser ut til å være kinetiske hindringer.

Under sure forhold har krom(VI) en høy Eh-verdi (se fig 1.), noe som gjør at den lett kan reduseres av f.eks. organisk materiale. Ved nøytral pH vil forholdet krom(III)–krom(VI) først og fremst avhenge av oksygeneringen. I mer basisk miljø vil krom(VI) tendere til å forbli i den samme oksidasjonstilstanden, men i tillegg kan bl.a. fotokjemisk oksidasjon av krom(III) til krom(VI) forekomme. I ferskvann, der det er mye biologisk aktivitet og et høyt innhold av organisk materiale, vil reduksjon av krom(VI) til krom(III) favoriseres (8).

Termodynamiske betraktninger tilsier at krom(VI) dominerer i sjøvann som er i likevekt med atmosfæren, men analyser viser også at krom(III) er til stede og kan være den viktigste tilstandsformen (9) (10). I en studie av Salem m.fl. (7) ble det ikke funnet indikasjoner på at oksygen dannet kvantifiserbare mengder med krom(VI) fra krom(III). Oksidasjon av krom(III) pga. oksygen kan likevel forekomme, men prosessen antas å være avhengig av at andre stoffer i vannet bidrar til reaksjonen.

Figur 1 viser betydningen av pH og redoksforhold i vann på tilstandsformen av krom. Vann i likevekt med luft har et potensial (Eh) på ca. 0,7-0,8 V. pH i sjøen er ca. 8,1-8,2.

Løseligheten av krom avhengig av vannets pH, der krom(III) er lite løselig (feller ut ca. mellom pH 7 – pH 10). Seksverdig krom er imidlertid svært løselig ved alle pH-verdier.



Figur 1. Pourbaix-diagram for krom (figur fra Rambøll (11).

Det er flere kilder til krom i miljøet. Krom utgjør en hovedbestanddel i mange fargerike kromholdige mineraler, bl.a. i kromittmalm som blir utvunnet for fremstilling ferrokrom til produksjon av rustfritt stål. Andre kilder er skinn- og lærproduksjon, sement, ull, maling, tetningsmidler, treimpregnering, farget glasseballasje og emaljer.

I anleggsprosjekter er sementprodukter den viktigste kilden, da de kan ha forhøyede nivåer av seksverdig krom pga. varmebehandlingen under produksjonen. Varmen oksiderer en andel krom til krom(VI) og det tilsettes derfor gjerne jernsulfat (FeSO_4) til sementen som reduksjonsmiddel og for å begrense oksidasjon. Det er fastsatt en omsetningsgrense på 2 mg krom(VI)/kg tørrstoff i forskrift om løselig seksverdig krom i sement (12). I anleggsprosjekter er det likevel blitt målt konsentrasjoner av krom(VI) som er godt over grensen for god tilstand (AA-EQS) iht. vannforskriften.

I en undersøkelse utført av Ranneklev m.fl. (13) ble det bl.a. målt krom-innhold i tunnelvann under drivingen av Espatunnelen. Det ble kun målt på innhold av krom(tot) på ufiltrerte prøver, som viste konsentrasjoner fra 40-50 $\mu\text{g/L}$ ved pH 10-12. Prøvene med høyest konsentrasjon ble tatt rett etter påføring av sprøytebetong. Det ble også analysert prøver fra et annet prosjekt der andelen av krom(VI) var ca. 25-30 % av total krom (pH ble ikke oppgitt). Gitt en slik fordeling av spesieringen, ville konsentrasjonen av krom(VI) fra Espatunnelen ligge rundt 10-12 $\mu\text{g/L}$.

Erfaringstall fra Follobanen i 2016 viser at gjennomsnittskonsentrasjonene av krom(tot) lå mellom ca. 2 $\mu\text{g/L}$ og 37 $\mu\text{g/L}$ avhengig av hvilket utslippspunkt som ble undersøkt og avhengig av

Miljørisiko fra krom(VI) i anleggsfasen

driftsformen av tunnelen. På Follobanen ble det benyttet TBM på mye av drivingen. I renseanlegget som mottok vann fra driving med konvensjonell sprengning, ble det målt gjennomsnittsverdier rundt 3,5 µg/L.

2.2 Giftighet og klassifisering

Det er utført en rekke toksikologiske studier av krom(VI). Estimerer for kronisk giftighet for fisk varierer en hel del, bl.a. pga. arter og antagelig studiedesign. I en studie av over 30 fiskearter (2) viste atlantehavslaks (*Salmo salar*) og salmonider seg å være mest følsomme med en økt klekkeskive ved eksponering for 10 µg/L for laks (*Salmo salar*). Akutt giftighet for regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*) ble estimert til 100 µg/L. Invertebrater (insekter, krepsdyr m.fl.) ser ut til å være enda mer følsomme enn fisk, med akutte giftvirkninger ned til 15 µg/L for Daphnier (vannlopper).

I klassifiseringssystemet til vanddirektivet, beskrevet i veileder M608/2016 (14), er bakgrunnsverdien for krom(tot), dvs. krom(III) + krom(VI), fastsatt til 0,1 µg/L. Øvre grense for god tilstand er satt til 3,4 µg/L. Grensene for tilstandsklasse I og II er de samme for ferskvann og kystvann (men er ikke like fra tilstandsklasse III og høyere). Tilstandsklasse II (god tilstand) tilsvarer AA-EQS, dvs. grenseverdien for årsgjennomsnitt av biotilgjengelig fraksjon (dvs. etter filtrering på 0,45 µm) og en konsentrasjon som ikke ventes å gi kroniske virkninger. Tabell 1 viser klassifiseringssystemet og Tabell 2 viser klassegrensene.

Det er viktig å merke seg at klassegrensene for krom-total (krom III + krom VI) er basert på toksisitetstester av den mest giftige og mobile tilstandsformen som er seksverdig krom (15). Grenseverdiene tar derfor høyde for at hele kromkonsentrasjonen foreligger i seksverdig form.

Tabell 1. Klassifiseringssystem for vann og sediment. 1) AF: sikkerhetsfaktor. Figur fra veileder M608/2016 (14).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiskeeffekter	Kroniske effekter ved langtids- eksponering	Akutt toksiskeeffekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Tabell 2. Grenseverdier for tilstandsklasser av krom i kystvann og ferskvann Figur fra veileder M608/2016 (14).

Krom (tot)	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Kystvann, µg/L	0,1	3,4	36	358	>358
Ferskvann, µg/L	0,1	3,4	3,4	3,4	>3,4

3 Utslippspunkter og vannmengder

Problemstillinger knyttet til krom(VI) vil være relevant ved utslippspunktene fra tunneldriving i anleggsfasen. Etter at sement og betong er herdet vil utlekkningen av metaller være meget begrenset, og vurderingen av krom(VI) er derfor avgrenset til anleggsperioden. For Oslofjordforbindelsen Byggetrinn 2, er aktuelle utslippspunkter for tunneldrivevann Oslofjorden ved Storsand, Månabekken ved Måna og Rundvollbekken med utløp til Bunnefjorden rett øst for Rundvollbakkene. Resipientene er beskrevet i rapport 124760-RIGm-RAP-001 (1).

Miljørisiko fra krom(VI) i anleggsfasen

3.1.1 Vannmengder fra renseanlegg

Tabell 3 viser estimerte vannmengder for renseanleggene ved Storsand, Måna og Frogn. Vannmengdene er dimensjonert i henhold til retningslinjer gitt av Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk (16). Vannmengden/tunneldrivevannet Q_{dim} (m^3/t) er summen av bidragene fra borvann, innlekkasjevann, påboret vann og innlekking fra dagsoner.

Tabell 3. Estimerte volum tunneldrivevann ($m^3/time$ og L/s) for renseanlegg i anleggsfasen.

Dimensjonerende vannmengder		
Sted/resipient	Q_{dim} (m^3/t)	Q_{dim} (L/s)
Storsand/Oslofjorden	102	28
Måna/Månabekken	64	18
Frogn/Rundvollbekken	48	13

4 Risikovurdering

4.1 Storsand

Basert på tidligere analyser av vann fra Oslofjorden ser krominnholdet ut til å ligge godt under grensen for god tilstand på $3,4 \mu g$ (basert på egne analyser fra overvåkning, der resultatene viser $<0,9 \mu g/L$ for krom(tot)). I miljørisikovurderingen (1) er det benyttet en fortynningsfaktor på 100 i Oslofjorden ved Storsand. I prinsippet betyr dette at AA-EQS-verdien på $3,4 \mu g/L$ skal kunne oppnås ved utslipp av tunneldrivevann med rundt $300 \mu g$ krom/L. Dette scenariet er åpenbart urealistisk, da det vil være langt lavere konsentrasjoner i utslippsvannet, variasjoner i konsentrasjonene og bakgrunnskonsentrasjonen i fjorden vil ikke være null. Fortyning/innblanding av utslippet skjer heller ikke spontant, slik at det vil dannes en konsentrasjonsgradient fra utslippspunktet og utover i fjorden.

Erfaringstallene for krom(tot) i tunneldrivevann fra konvensjonell driving, tyder på at konsentrasjonene vil ligge fra ned mot AA-EQS (ca. $3-4 \mu g/L$), men med risiko for maksimalverdier opp mot $50 \mu g/L$. Erfaringstallene gjelder ikke konsentrasjonene av biotilgjengelig krom, slik at de må ansees som konservative mht. AA-EQS-verdien. Seksverdig krom er imidlertid svært løselig, slik at denne tilstandsformen i stor grad vil være biotilgjengelig.

Hvis det legges til grunn en andel krom(VI) på 30 % i utslippsvannet og en antatt høy konsentrasjon på $50 \mu g$ krom total/L, tilsier dette en initiell utslippskonsentrasjon av krom(VI) på ca. $15 \mu g/L$. Utslipp av en konsentrasjon på $50 \mu g$ krom/L tilsier at grenseverdien for AA-EQS for krom i fjorden oppnås etter ca. 15 gangers fortyning. For å oppnå en konsentrasjon under grensen for akutte toksiske virkninger på $36 \mu g$ krom/L (tilstandsklasse III / MAC-EQS), vil det være nødvendig med en fortyning på ca. 1,5-2 ganger. I disse anslagene er det lagt konservative tall til grunn; det er benyttet en forholdsvis høy utslippskonsentrasjon og det er antatt at all krom foreligger som krom(VI), ved at all krom som slippes ut oksideres til krom(VI) i sjøen. Som beskrevet i kapittel 2.1 er det imidlertid en rekke faktorer som påvirker fordelingen mellom krom(III) og krom(VI), og det er ikke mulig å gi noen sikker prediksjon på dette spørsmålet.

Med tanke på resipientkapasiteten i Oslofjorden vurderes utslippet av krom(VI) å medføre liten miljørisiko.

4.2 Månabekken

I miljørisikovurderingen (1) er det benyttet en fortynningsfaktor på 4 for utslippet til Månabekken. Bakgrunnsverdien for krom(tot) i bekken varierer, men ligger mellom 0,2 og 1,6 µg/L (det ble registrert ett uteliggende resultat på 7,3 µg/L i 2020). Månabekken er sterkt påvirket av nitrogen og fosfor (og antagelig kloakk) og har et høyt innhold av organisk materiale (gjennomsnitt for TOC på ca. 10 mg/L).

Gitt det forholdsvis konservative anslaget på utslipp av 15 µg krom(VI)/L, betyr dette at man vil oppnå AA-EQS for kun krom(VI) etter ca. 5 gangers fortykning i resipient. For krom(tot) vil utslipp av en høy konsentrasjon på 50 µg/L medføre behov for en fortykning på ca. 15 ganger. Når det gjelder giftigheten er det ikke tatt høyde for noen mekanismer som vil redusere konsentrasjonen av krom(VI) eller mekanismer som oksiderer krom(III). Siden dette er ferskvann med høyt organisk innhold, er det liten grunn til å vente nevneverdig omdannelse av krom(III) til krom(VI), sannsynligvis vil konsentrasjonene av krom(VI) avta gjennom oksidasjon av organisk materiale. I perioder med høye konsentrasjoner av krom(tot) i utslippsvannet (eksempelvis 50 µg/L), vil det trolig være noe forhøyet innhold av krom(tot) nedstrøms utslippspunktet.

Nedstrøms utslippspunktet er det funnet en lite verdifull bunndyrfauna (dårlig økologisk tilstand mht. bunndyr i 2015) og det ble ikke påvist fisk ved elektrofiske i 2015 eller 2020. Utslippet av krom(VI) vurderes å medføre liten miljørisiko.

4.3 Rundvollbekken

Midlere vannføring i Rundvollbekken er ca. 5 l/s og vannføringen antas å variere mellom 0 og 75 l/s (17). Bekken har et lite nedbørfelt og er jevnlig utsatt for perioder med uttørking. Den er mao. et svært ustabil miljø som tidvis går tørt. Den representerer et fuktig gjennom skog og åkermark, men har ikke økologisk funksjonell verdi. Det er ikke funnet funksjonsområder for fisk i bekken.

Siden bekken i perioder er tørrlagt, kan det ikke regnes med noen stabil fortynningsfaktor og under utslipp i tørre perioder vil det ikke være noen fortykning. I et tørrlagt bekkeleie vil en andel av utslippsvannet infiltrere til grunnen og redusere mengden tunneldrivevann som når Bunnefjorden.

Det kan derfor antas at tunneldrivevannet i enkelte perioder vil gå praktisk talt ufortynnet til Bunnefjorden. Den innerste delen av Bunnefjorden, ved utløpet av Rundvollbekken, er nokså grunn (ca. 4 m) og har liten vannutskiftning, dvs. at fortynningsfaktoren vil være mindre i Bunnefjorden enn ved Storsand. Gitt de samme betingelsene som ble vurdert for utslippet på Storsand, vil det fremdeles være behov for samme fortykning i fjorden, dvs. ca. 15 ganger for å oppnå AA-EQS og ca. 1,5-2 ganger for å oppnå MAC-EQS. Dette er ikke en urealistisk fortykning i fjorden, og miljørisikoen vurderes som liten. I perioder med utslipp av vann med høye kromkonsentrasjonen (eksempelvis 50 µg/L), vil det antagelig kunne måles forhøyede kromkonsentrasjoner rundt utøstet av Rundvollbekken.

5 Sluttkommentar

Utslipp av seksverdig krom fra prosjekter som bruker betong/segmentprodukter er en godt kjent problemstilling. Prediksjoner av hvordan krom vil oppføre seg i miljøet etter utslipp, er likevel komplisert pga. alle faktorer som påvirker tilstandsformen. Etter Multiconsults mening vil det være nyttig å skaffe erfaringsdata på dette fra prosjekter som typisk genererer utslipp av krom. I dette prosjektet vil man f.eks. ha muligheten til å se på utslipp til både sjø og ferskvannsresipient fra samme tunnel.

Vi tror en målrettet overvåkning av kromkonsentrasjoner og spesieringen fra renseanlegg og utover i resipient ville bidratt til økt forståelse av miljørisikoen fra krom i denne typen prosjekter.

6 Referanser

1. **Multiconsult.** *Miljørisikovurdering av vannutslipp i anleggs og driftsfase.* 2021. 124760-01-RIGM-RAP-001.
2. **Canadian Council of Ministers of the Environment.** *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Chromium — Hexavalent chromium and trivalent chromium.* s.l. : Canadian Council Ministers of the Environment, Winnipeg., 1999.
3. **Velma, V., Vutukuru, S. S. & Tchounwou, P.B.** Ecotoxicology of Hexavalent Chromium in Freshwater Fish: A Critical Review. *Reviews on Environmental Health.* 24, 2009, Vol. 2, pp. 129-145.
4. **Vogelsang, C., Tobiesen, A.E.D., Ndungu, K. & Beyer, J.** *Forekomst og utslipp av seksverdig krom i sigevann fra Deponi 2.1 ved Glencore Manganese Norway AS, Mo i Rana.* s.l. : NIVA, 2016. L.NR. 6949-2016.
5. **Store norske leksikon.** Spenningsrekken. [Internett] [Sisert: 12 1 2022.] <https://snl.no/spenningsrekken>.
6. **Rai, D., Eary, J.M. & Zachara.** Environmental chemistry of chromium. *Science of The Total Environment.* 1989, Vol. 86, 1-2. pp. 15-23.
7. **Salem, F.Y., Parkerton, T.F., Lewis, R.V., Huang, J.H. & Dickson, L.** Kinetics of chromium transformations in the environment. *Science of The Total Environment.* 1989, Vol. 86, 1-2, pp. 25-41.
8. **Markiewicz, B., Komorowicz, I., Sajnog, A., Belter, M. & Baratkiewicz, D.** Chromium and its speciation in water samples by HPLC/ICP-MS – technique establishing metrological traceability: A review since 2000. *Talanta.* 2015, 132, pp. 814-828.
9. **Nakamaya, E., Tokoro, H., Kuwamoto, T. & Fujinaga, T.** Dissolved state of chromium in seawater. *Nature.* 1981, 290, pp. 768-770.
10. **Elderfield, H.** Chromium speciation in sea water. *Earth and Planetary Science Letters.* 1970, Vol. 9, 1, pp. 10-16.
11. **Rambøll.** *Vurderinger av seksverdig krom i tunnelvann.* 2018. 960168 Sandbukta – Moss – Såstad, Saks. Nr 201802800.
12. **LOVDATA.** Forskrift om løselig seksverdig krom i sement. [Internett] [Sisert: 11 1 2022.] <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2005-01-25-47>.
13. *Undersøkelse av tunnelvann, slam og uomsatt sprengstoff under drivingen av Espatunnelen på E6.* **Rannekleiv, S.B., Garmo, Ø., Petersen, K. & Vikan, H.** s.l. : VANN. 2017-03, ss. 291-305.
14. **Miljødirektoratet.** *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.* 2016. M608_ rev. 30.10.2020.
15. —. *Utkast til bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota.* 2012. TA-3001.
16. **Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk.** *Behandling av driftsvann fra tunnelanlegg.* s.l. : NFF, 2009. ISBN 978-82-92641-14-9.
17. **Jordforsk.** *Sluttrapport - Overvåkning av Rundvollbekken og Bunnebekken under bygging av Rv 23, parsell 5.* 2000.