

E6 Ranheim – Værnes
Miljørisikovurdering
ferskvannsresipienter - Trondheim
E6RV-MUL-EV-RPT-CA#00-0018



Revision record			
Revision	Status	Date	Reason for Issue
01	IFR	10.05.2019	Issued for review
02	IFE	17.06.2019	Issued for engineering

Multiconsult			acciona Construcción		
	Produced by:	Checked by:	Approved by:	Reviewed by:	Reviewed by:
Name:	Svein Ragnar Lysen / Inger Marie Bjølseth	Erling K. Ytterås	Brynjar Sandvik		
Position:	Miljørådgiver	Miljørådgiver	Project manager		
Signature:	SRL/IMB	EKY	BS		

Miljørisikovurdering ferskvannsresipienter - Trondheim

Document number: E6RV-MUL-EV-RPT-CA#00-0018

Rev: 02

Dato: 17/06/2019

Revision	Change log	Page(s)

SAMMENDRAG

Det er utført en miljørisikovurdering av potensiell påvirkning på Reppesbekken og Værebekken i anleggsfasen. For anleggsfasen tar vurderingen utgangspunkt i anleggsteknisk gjennomføring som beskrevet i foreliggende utslippssøknad, samt eldre og nylig innsamlede data om økologisk og kjemisk miljøstatus.

For suspendert stoff og pH er det utført beregning av teoretisk påvirkning ved utslipp av rensset anleggsvann til resipientene. Beregningene tar utgangspunkt i konsentrasjoner som er dokumentert ufarlige, i tillegg til å vurdere kort- og langtidspåvirkninger i situasjoner med utslipp som overstiger grensen for ufarlig påvirkning. Resultater oppsummeres i foreslåtte grenseverdier som vist i Tabell 1.

Tabell 1: Foreslåtte grenseverdier for utslipp av rensset anleggsvann*.

Resipient Parameter	Renset anleggsvann til Reppesbekken og Værebekken	
	Gjennomsnitt*	Maksimum enkeltverdier
pH	6-9	5,5-9,5
Suspendert stoff (mg/l)	200 (normal vannføring) 100 (alminnelig lavvannføring)	400 (normal vannføring) 200 (alminnelig lavvannføring)
Oljeforbindelser (mg/l)	10	20

*90% av tiden/90% av prøvene

Det er ikke utarbeidet spesifikke grenseverdier for tungmetaller og prioriterte miljøgifter (PAH), da det foreligger nasjonale grenseverdier på årlig gjennomsnitt samt tillatt maksimalverdi i resipient, som tilsvarer henholdsvis øvre grense i klasse II (God) og øvre grense i klasse III (Moderat) [1].

Det er ikke påvist syredannende bergarter på strekningen Ranheim – Væretunnelen, og det er heller ikke registrert andre potensielle kilder til utlekking av tungmetaller i forbindelse med planlagte anleggsarbeider, som vil overstige de nevnte grenseverdiene. Det er tidligere registrert sulfider på strekningen, som kan medføre sur avrenning og avrenning av metaller. Det er også påvist forhøyede bakgrunnsnivåer av tungmetaller. Det er derimot kalkrike bergarter på strekningen som kan fungere som en buffer [2]. Dette må vurderes nærmere ved detaljprosjektering og fortløpende i anleggsfasen. Fastsatt grenseverdi for suspendert stoff i rensset anleggsvann vurderes som et tilstrekkelig tiltak også for å hindre utslipp av metaller. Foreslått pH-intervall vil forhindre problematisk dannelse av ammoniakk. Akseptabel tilførsel av næringsstoffer fra anleggsfase relateres til bakgrunnsnivå, som kartlegges fram mot anleggsstart. Grenseverdiene vil settes slik at eventuell tilførsel fra anleggsfase ikke hindrer oppnåelse av miljømål for 2021.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	INNLEDNING	5
2	VANNKVALITET	5
2.1	DEFINISJONER	5
2.1.1	MILJØMÅL FOR OVERFLATEVANN	6
2.2	GENERELT	6
3	PARAMETERE SOM KAN PÅVIRKE VANNKVALITETEN	8
3.1	POTENSIELL PÅVIRKNING	8
3.2	NITROGENFORBINDELSER	9
3.3	SUSPENDERT STOFF	10
3.4	ORGANISKE MILJØGIFTER	11
3.5	TUNGMETALLER	12
3.6	PH	13
4	RESIPIENTER – STATUS FØR ANLEGGSTART	15
4.1	REPPESBEKKEN	15
4.1.1	KJEMISK TILSTAND IHT. PRØVETAKING UTFØRT AV MULTICONSULT ...	17
4.1.2	ØKOLOGISK TILSTAND IHT. OVERVÅKING	17
4.1.3	VIKTIGE NATURVERDIER	17
4.2	VÆREBEKKEN	17
4.2.1	KJEMISK TILSTAND IHT. PRØVETAKING UTFØRT AV MULTICONSULT ...	19
4.2.2	ØKOLOGISK TILSTAND IHT. PRØVETAKING AV MULTICONSULT	19
4.2.3	VIKTIGE NATURVERDIER	19
5	MILJØRISIKOVURDERING UTSLIPP TIL RESIPIENT	19
5.1	METODE	20
5.2	REPPESBEKKEN	21
5.3	VÆREBEKKEN	24
6	OPPSUMMERING - GRENSEVERDIER	27
	REFERANSER	29

1 INNLEDNING

Acciona har fått i oppdrag av Nye Veier å bygge ny E6 mellom Ranheim og Værnes i Trøndelag. Strekingen er på ca. 22,5 km og omfatter etablering av nye veitraséer, utbedring av eksisterende E6 og tunneldriving. Arbeidene medfører omfattende massehåndtering, hvor uttatt berg fra tunneldriving og etablering av bergskjæringer, samt oppgravde løsmasser, skal brukes i veifylling langs traséen. Overskuddsmasser sluttdisponeres som anvist i reguleringsplan. Masser benyttes også til utfylling i sjø på Hell og stabiliserende tiltak i mindre bekker og elver.

Foreliggende risikovurdering omfatter berørte ferskvannsresipienter.

Det er planlagt to riggområder i Trondheimsdelen av prosjektet; i vest ved Ranheim og i øst ved vestre påhugg til Væretunnelen. Håndtering av vann fra riggområdet samt potensiell påvirkning fra riggområder på nærliggende resipienter, beskrives i foreliggende rapport. Øvrige forhold som omhandler ytre miljø (støv, støy etc.) er ivaretatt av prosjektets ytre miljø plan og internkontrollsystem.

For prosjektet som helhet er det 18 vassdrag som krysses av planlagt ny trasé for E6. Av disse er det 16 resipienter som kan bli berørt av anleggsarbeidene, enten i form av utslipp av rensed anleggsvann, avrenning fra dagsone- eller tunnelarbeider, generelle anleggsarbeider eller grunnstabiliserende tiltak. Disse følges opp med kartlegging av kjemisk miljøstatus i samtlige og kartlegging av økologisk miljøstatus i 12 av dem. Undersøkelsene utføres i innledende fase for kartlegging av status før anleggsstart, og i utførende fase for å overvåke og dokumentere vannkvaliteten i anleggsfasen. Det vil også utføres overvåkning i driftsfase for dokumentasjon av at etablerte renseløsninger for vegvann fungerer tilfredsstillende.

Rapporten beskriver eksisterende miljøstatus (både økologisk og kjemisk) for de to berørte resipientene i Trondheimsdelen av prosjektet, samt foreslåtte grenseverdier for relevante tungmetaller, næringsstoffer, suspendert stoff, olje og pH for anleggsfasen.

2 VANNKVALITET

2.1 Definisjoner

Økologisk tilstand for overflatevann viser dagens miljøtilstand i vannforekomsten, både når det gjelder artssammensetning, struktur og virkemåte.

Kjemisk tilstand for overflatevann bestemmes på bakgrunn av konsentrasjoner av prioriterte stoffer målt i vann, sediment eller biota. I vannforskriften er det nå 45 stoffer og stoffgrupper som er definert som prioriterte stoffer.

Klassifiseringssystemet gir konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parameter av betydning for miljøforhold i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann. Sammen med overvåkingsdata og ekspertvurderinger danner dette det kunnskapsbaserte grunnlaget for å avklare den samlede økologiske og kjemiske tilstanden for en vannforekomst.



Figur 1 Oversikt over klassifiseringsinndeling (Miljødirektoratets veileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann»).

2.1.1 Miljømål for overflatevann

Miljømålet for naturlige vannforekomster (ref. Vannforskriften § 4) av overflatevann er at de skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand inn 2021.

Grensen mellom moderat og god tilstand er viktig fordi det vanligvis er grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster, se Figur 1. For vannforekomster som ligger under denne grensen skal det (med visse unntak) iverksettes miljøforberedende tiltak slik at miljømålet (minst god tilstand) nås.

2.2 Generelt

Anleggsvann kan deles i følgende hovedkategorier:

- Vann fra tunneldriving (drivevann, innlekkasje tunnel, påboret vann)
- Vann fra byggegrøper og riggområder (nedbør og innlekkasjevann)
- Vann fra deponier og stabiliserende tiltak

Vann fra avløp og verkstedsområder/vaskehaller i anleggsfasen er ikke inkludert i denne rapporten da det normalt slippes til kommunalt spillvannsnett og ikke til lokale resipienter. I likhet med utslipp i driftsfasen, omsøkes påslipp til kommunalt nett i egne søknadsprosesser.

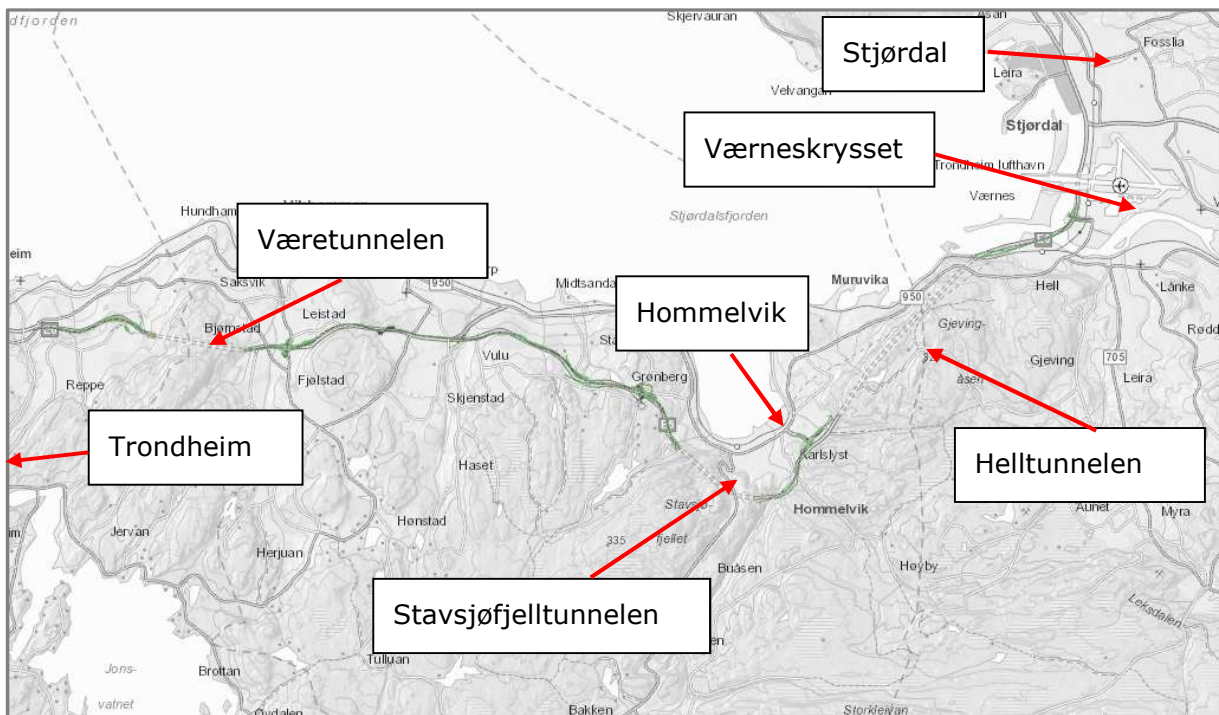
Det er planlagt oppstart av arbeider i Trondheim kommune først og deretter i Malvik og Stjørdal. Denne rekkefølgen kan bli endret.

Detaljert beskrivelse av potensiell påvirkning fra de nevnte hovedkategoriene relatert til spesifikke strekninger, riggområder, skjæringer, tunneler etc., finnes i utslippssøknad for anleggsfasen [3]. Datarapporter fra utførte undersøkelser [4] gir en beskrivelse av

akvatisk økologi og kjemisk miljøstatus av berørte resipienter samt data fra kontinuerlig overvåkning av pH, turbiditet, temperatur, elektrisk konduktivitet og vanddybde.

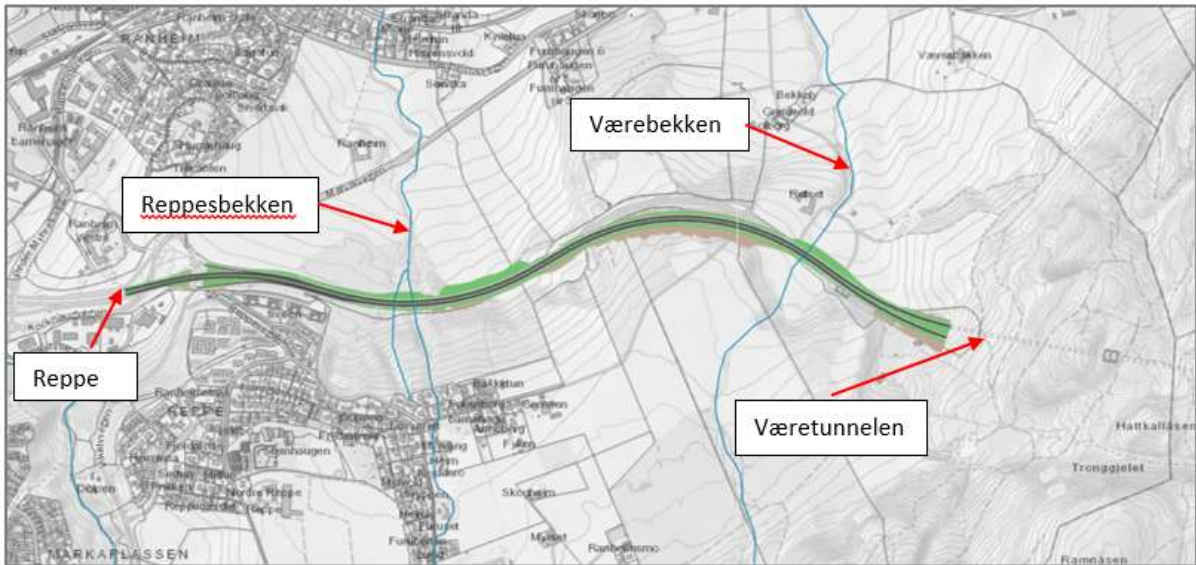
Foreliggende miljørisikovurdering har som formål å beskrive resipientenes miljøstatus før anleggsstart for i så måte vurdere deres tåleevne mot potensiell påvirkning fra anleggsfasen og påfølgende driftsfase. Vurdering av resipientenes tåleevne ligger til grunn for forslag til grenseverdier for utslippsvann til hver berørt resipient.

Figur 2 viser hele strekningen, hvor to resipienter ligger innenfor Trondheim kommune, 12 resipienter i Malvik kommune og én i Stjørdal kommune.



Figur 2 Oversiktskart av E6 Ranheim-Værnes prosjektet som går gjennom Trondheim, Malvik og Stjørdal kommune.

Resipientene i Trondheim kommune er Reppesbekken og Værebekken. Det er planlagt å utføre stabiliserende tiltak i begge, men mest omfattende i Reppesbekken. Det er også aktuelt å slippe ut rensed anleggsvann til begge. Bekkene ligger på delstrekning 1: Reppe – Reitan.



Figur 3 Oversikt over berørte ferskvannsresipienter i Trondheim kommune.

3 PARAMETERE SOM KAN PÅVIRKE VANNKVALITETEN

3.1 Potensiell påvirkning

Samtlige parametere som potensielt kan påvirke vannkvaliteten til sigevann fra anleggsarbeider og fyllinger samt i påslippsvann, beskrives i kap. 3. Følgende er en oppsummering av parametere som anses å være mest sentrale når det gjelder utslipp av vann relatert til respektive resipienter:

- Nitrogenforbindelser: totalt nitrogen (tot-N), ammonium/ammoniakk (NH_4/NH_3) og nitrat (NO_3)
 - o Hovedsakelig fra sprengningsarbeider
- Suspendert stoff (SS)
 - o Generell anleggsaktivitet og gravearbeider
 - o Boring og borevann
 - o Sprengning og håndtering av sprengstein
 - o Deponering og avrenning fra deponier
- pH
 - o Betongarbeider
 - o Injeksjonsarbeider i tunnel
 - o Grunnstabiliserende tiltak med kalksement
- Tungmetaller
 - o Berg som inneholder tungmetaller og/eller sulfater
 - o Avrenning fra bergskjæringer, tunnelboring og steindeponier/-fyllinger
- Oljeforbindelser og kjemikalier
 - o Lekkasje fra anleggsmaskiner

- Lekkasje fra lagring av drivstoff/olje til anleggsmaskiner
- Uomsatt sprengstoff

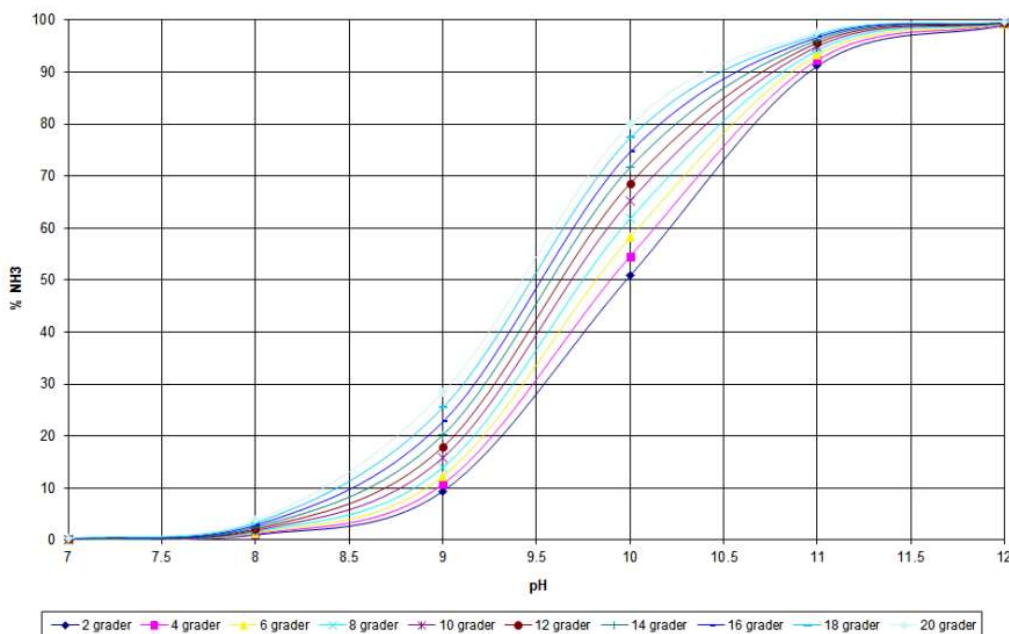
Fosfor kan også være aktuelt med hensyn til avrenning fra mellomlagrede masser/deponier.

3.2 Nitrogenforbindelser

Forurensningen fra sprengningsarbeider er i stor grad knyttet til andelen uomsatt sprengstoff som blir igjen i massene etter detonering. Her finnes nitrogenforbindelser som ved spesifikke forhold kan gi negative effekter på vannkvalitet. Andelen uomsatt sprengstoff avhenger av mange faktorer, blant annet lokale bergforhold, funksjonsfeil på tennere og generelt søl ved ladning. Det er planlagt å bruke prefabrikkerte ladninger ved sprengningsarbeidene både i dagsone og i tunnel. Dette reduserer risiko for forurensning som følge av søl ved ladning, da all ladning er utført før sprengstoffet ankommer anlegget.

Når nitrogenforbindelsene lekker videre fra sprengstein til vannresipient, vil dette kunne gi en uønsket algeoppblomstring og eutrofiering i resipienter nedstrøms. Dette gjelder i all hovedsak i saltvann, da det er fosfor som er det begrensende næringssaltet i ferskvann.

Uomsatt sprengstoff inneholder erfaringsmessig ca. 50 % ammoniumforbindelser (NH_x) og 50 % nitratforbindelser (NO_3). Ulike nitrogenforbindelser vil også kunne virke toksisk for vannlevende organismer. Toksisiteten vil være avhengig av pH og temperatur i vannet, se Figur 4. Figuren viser at ved økende pH-verdier (>8) (x-akse) og økende temperatur (grafer med fargekoder), vil en større andel av NH_x finnes som ammoniakk (NH_3) (y-akse). Ammoniakk er akutt toksisk for fisk i lave konsentrasjoner, men har ikke langtidseffekt i resipienten. For vannlevende organismer har EU satt en PNEC-verdi for ammoniakk på 1 $\mu\text{g/l}$ for både ferskvann og sjøvann [5].



Figur 4 Forhold mellom toksisiteten, pH og temperatur i vannet, for ammoniakk (NH_3)

I veileder 02:2018 om klassifisering av miljøtilstand i vann [6] oppgis det klassegrenser for ammonium (NH_4^+ og NH_3) og fri ammoniakk (kun NH_3). I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet i vannsøylen og sedimentene. Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer. Kriteriene for øvre grense for klasse II og III i klassifiseringssystemet er i samsvar med Vanddirektivets miljøkvalitetsstandarder AA-EQS og MAC-EQS. Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS, som er grenseverdien for kroniske effekter ved langtidseksposering, og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS, som er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksposering. Øvre grense for klasse I representerer bakgrunnsverdier, og naturtilstanden der slike data foreligger, se Tabell 2. Klassegrensene for ammonium (NH_4^+ og NH_3) og fri ammoniakk (kun NH_3) er vist i Tabell 3. Disse gjelder for alle vanntyper. Ettersom det ikke er tilgjengelige konvensjonelle metoder for å rense nitrogen i vann i Norge, er det ikke definert/beregnet grenseverdier for dette i de påfølgende kapitlene.

Tabell 2 Begrunnelse for fastsettelse av klassegrenser for vann og sediment.

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

1) Sikkerhetsfaktor (Assessment factor)

Tabell 3 Klassegrenser for ammonium (NH_4^+ og NH_3) og fri ammoniakk (kun NH_3) i innsjøer og elver [6].

Vanntyper	Parameter	Ref. verdi	Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig
Alle	Fri ammoniakk (NH_3) ($\mu\text{g/l}$) 90 persentil	1	5	10	15	25
Alle	Total ammonium* (NH_4^+ og NH_3) ($\mu\text{g/l}$) 90 persentil	10	30	60	100	160

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant.

3.3 Suspendert stoff

Alle deler av anleggsarbeidene inkl. aktiviteter tilknyttet riggområder, vil kunne generere partikkelutslipp. Anleggsvannet vil derfor i perioder kunne ha høyt innhold av suspendert materiale i form av blant annet finpartikler fra knust berg, gravearbeider, massehåndtering, mellomagring og deponering av masser. Tabell 4 er hentet fra rapport fra Norsk forening for fjellsprengeingsteknikk [7] og viser effekter av forhøyede konsentrasjoner av naturlig eroderte partikler på fisk over en lengre tids eksponering.

Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier.

Tabell 4 Effekt av partikler fra naturlig erodert material på fisk (retningslinjer fra den europeiske innlandsfiskekommisjonen) [8].

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.

En annen konsekvens av høye konsentrasjoner av suspendert stoff i vann, kan være nedslamming av planter og bunnområder. I vassdrag har dette blant annet ha effekt på gyteområder, hvor fiskeegg kan bli tildekt av sedimenterte partikler. Videre vil utslipp av anleggsvann med høyt innhold av suspendert stoff gi visuell forurensning med synlig blakking i elva, og vil ved langvarige utslipp kunne forårsake redusert fotosyntese som følge av redusert lysgjennomtrengning.

Denne situasjonen må i større eller mindre grad forventes i alle resipienter med avrenning fra tunneler og massedeponier, men også som følge av annen anleggsvirksomhet. Tiltak for å redusere partikkeltilførselen til vassdragene kan i betydelig grad redusere skadeomfanget.

3.4 Organiske miljøgifter

Resipienter vil kunne bli påvirket av diesel- og oljesøl, samt eventuelle løsemidler fra anleggsmaskiner. Vann fra driving av tunnel, også omtalt som tunnelvann, inneholder oljerester (fra bormaskiner og andre anleggsmaskiner), fra uomsatt sprengstoff, men mest som finfordelte partikler i vannmassen. Her finnes også PAH som rester etter ufullstendig forbrenning ved sprengning og eksos fra anleggsmaskiner [9]. Oljesøl kan gi virkninger i resipienten ved at oljen finfordeles/vispes inn i vannmassene i turbulente strekninger, og dermed øker konsentrasjonen av de mest vannløselige komponentene. Oljeforurensninger vil kunne gjøre skade på organismer i resipientene, og særlig utsatt er laksefisk i elver. Det vil også kunne gjøre skade i berørte jordresipienter (opptak i biomasse etc.). Ellers vil virkningen stort sett være tilgrising av strender langs elver, innsjøer og fjorder med skader på båter, fiskeredskap, jordbruksprodukter (vanning), rekreasjon, fugleliv osv. Dersom det blir benyttet akseleratorer i sprøytebetong kan dette ved uhell vaskes ut i resipienter og medføre betydelig skade på fiskebestander [10].

Fordi oljeforurensninger setter seg på partikkeloverflaten, vil fjerning av partikler fra utslippsvannet medføre redusert konsentrasjon av organiske forurensninger i det rensede anleggsvannet.

3.5 Tungmetaller

Metaller kan løses ut i forbindelse med tunnelarbeid som følge av oksidasjon av berg med økt kontaktoverflate som følge av boring og sprengning, og dermed nå resipienter via tunnelvannet. Berggrunnen inneholder langt mer metaller per volumenhet enn vannet i resipientene, og partikkelholdig vann kan derfor inneholde relativt høye metallkonsentrasjoner. Det er imidlertid kun metaller i løsning som er biotilgjengelig og kan føre til negative konsekvenser i resipienten.

Ifølge ingeniørgeologiske undersøkelser langs E6 Ranheim – Værnes, utført av Multiconsult, er det ikke påvist syredannende bergarter, men det kan heller ikke utelukkes. Syredannende bergarter inneholder mye jernsulfid (FeS_2 , pyritt). I kontakt med oksygen forvitrer den, og jernsulfid oksideres slik at svovelsyre dannes. Prosessen går raskere ved lav pH og vil til dels kunne være uavhengig av oksygen. Generelt vil forvitring i sulfidrike bergarter medføre dannelse av miljøskadelig syre og spredning av tungmetaller. Andre bergarter med lavere innhold av sulfider vil være uten disse egenskapene, eller ha de i mindre grad. Det er imidlertid ikke mulig å avgjøre om en bergart er syredannende eller ikke kun ut ifra bergartens sulfidinnhold, men det vil gi en god indikasjon. Det er tidligere registrert sulfider på strekningen, som kan medføre sur avrenning og avrenning av metaller. Det er også påvist forhøyede bakgrunnsnivåer av tungmetaller. Det er derimot kalkrike bergarter på strekningen som kan fungere som en buffer [2].

Miljødirektoratet har oppgitt tilstandsklasser for en del tungmetaller, som vist i Tabell 5. Det finnes ikke tilstandsklasser for uran, men World Health Organization (WHO) bruker en grenseverdi på 30 $\mu\text{g/l}$ for drikkevann. Tidligere lå grensen på 15 $\mu\text{g/l}$ [11].

Tabell 5 Tilstandsklasser (TKL) for tungmetaller i ferskvann og kystvann [6].

	Tungmetall	Øvre konsentrasjon i tilstandsklasse (µg/l)				
		Klasse I "Bakgrunn"	Klasse II "God"	Klasse III "Moderat"	Klasse IV "Dårlig"	Klasse V "Svært dårlig"
Ferskvann	Arsen	0,15	0,5	8,5	85	>85
	Bly	0,02	1,2	14	57	>57
	Kadmium ¹⁾	0,003				
	Kobber	0,3	7,8	7,8	15,6	>15,6
	Krom	0,1	3,4	3,4	3,4	>3,4
	Kvikksølv	0,001	0,047	0,07	0,14	>0,14
	Nikkel	0,5	4	34	67	>67
	Sink	1,5	11	11	60	>60

1) Klassegrensene er avhengig av vannets hardhet

3.6 pH

Det er planlagt bruk av PE-skum, -plater eller -membran, og sprøytebetong. Fersk betong og lekkasje/oppkomme av kalksement, vil reagere med anleggsvannet og øke pH-en i vannet til 10-12,5. Ved høy pH vil en større andel av ammonium omdannes til giftig ammoniakk (se kap. 3.1).

Eventuelle syredannende bergarter vil ved tilgang på oksygen og fuktighet kunne forvitne og føre til sur avrenning. Erfaring tilsier at det kan ta lang tid før ferskt utsprenget syredannende berg gir sur avrenning (opptil flere år) [12]. Eventuelt sulfid i grunnvannet vil raskt oksidere til sulfat i kontakt med oksygenrikt vann. Det er derfor ikke stor risiko for at evt. syredannende berg vil påvirke pH-verdien i anleggsvannet, men det kan utgjøre en kilde til forsurening som avrenning fra massedeponier og fyllinger.

Vannlevende organismer kan bli påvirket av variasjoner i pH. Veilederen for klassifisering av økologisk tilstand i vann [6], oppgir pH-grenser for innsjøer og elver, men disse er fokusert på problemer med forsurening, og anses derfor som lite aktuelle i dette tilfellet.

Artsrikdom har en tendens til å synke i begge ender av pH-skalaen. For å unngå skadelige effekter i resipienten bør derfor vannet som slippes til resipient ha en pH i intervallet 6 - 8,5 [13].

Tabell 6 viser en generell fremstilling av effekten som variasjon i pH har på fisk ved eksponering over tid [14]. Det som må vurderes relatert til anleggsarbeidene, er kombinasjonen av pH, temperatur og ammoniumforbindelser (NH_x). Ved pH >8, vil NH_x finnes som ammoniakk (NH₃). Ammoniakk er akutt toksisk for fisk i lave konsentrasjoner, men har ikke langtidseffekt i resipienten.

Tabell 6 Effekt av variasjoner i pH for fisk [14].

pH	Effekt på fisk
5-9	Normalt ingen skadelige effekter
9.0-9.5	Sannsynligvis skadelig for laksefisk og abbor over lengre tids eksponering.
9.5-10.0	Dødelig for laksefisk over lengre tids eksponering. Fisken er motstandsdyktig overfor slike pH-verdier i korte periode. Kan være skadelig ovenfor enkelte fiskearters utviklingsstadier
10.0-10.5	Laksefisk og mort kan være motstandsdyktige mot slike pH-verdier i korte perioder, men fisken dør ved lengre tids eksponering
10.5-11.0	Laksefisk dør i løpet av kort tid. Forlenget eksponering gjør at også karpe, gjedde, gullfisk og suter dør.
11.0-11.5	Alle fiskearter dør i løpet av kort tid.

Dersom renseprosessen av anleggsvann også inkluderer pH-justering, er det derfor viktig at ikke pH blir for lav eller høy. Klassegrensene for pH i innsjøer/elver uten anadrom fisk er satt forskjellig avhengig av innholdet av kalsium og TOC (total organisk karbon). Grensene er kun satt for kalkfattige og svært kalkfattige elver, mens det på strekningen Ranheim – Værnes kun er middels til kalkrike resipienter. Generelt sett bør likevel ikke pH i ferskvann bli lavere enn 6 eller høyere enn 8,5.

I tillegg til pH-justering av rensed utslippsvann for kontroll på pH, utføres kontinuerlig overvåkning nedstrøms påvirkningsområdet fra anleggsarbeidene i alle 15 resipienter, ved bruk av multiparameterloggere (måler pH, temperatur, turbiditet). I tillegg utføres nå periodisk manuell vannprøvetaking for å følge opp og dokumentere pH-nivået i samtlige resipienter. Både logging og prøvetaking/analyser forutsettes videreført inn i anleggsfasen.

4 RESIPIENTER – STATUS FØR ANLEGGSTART

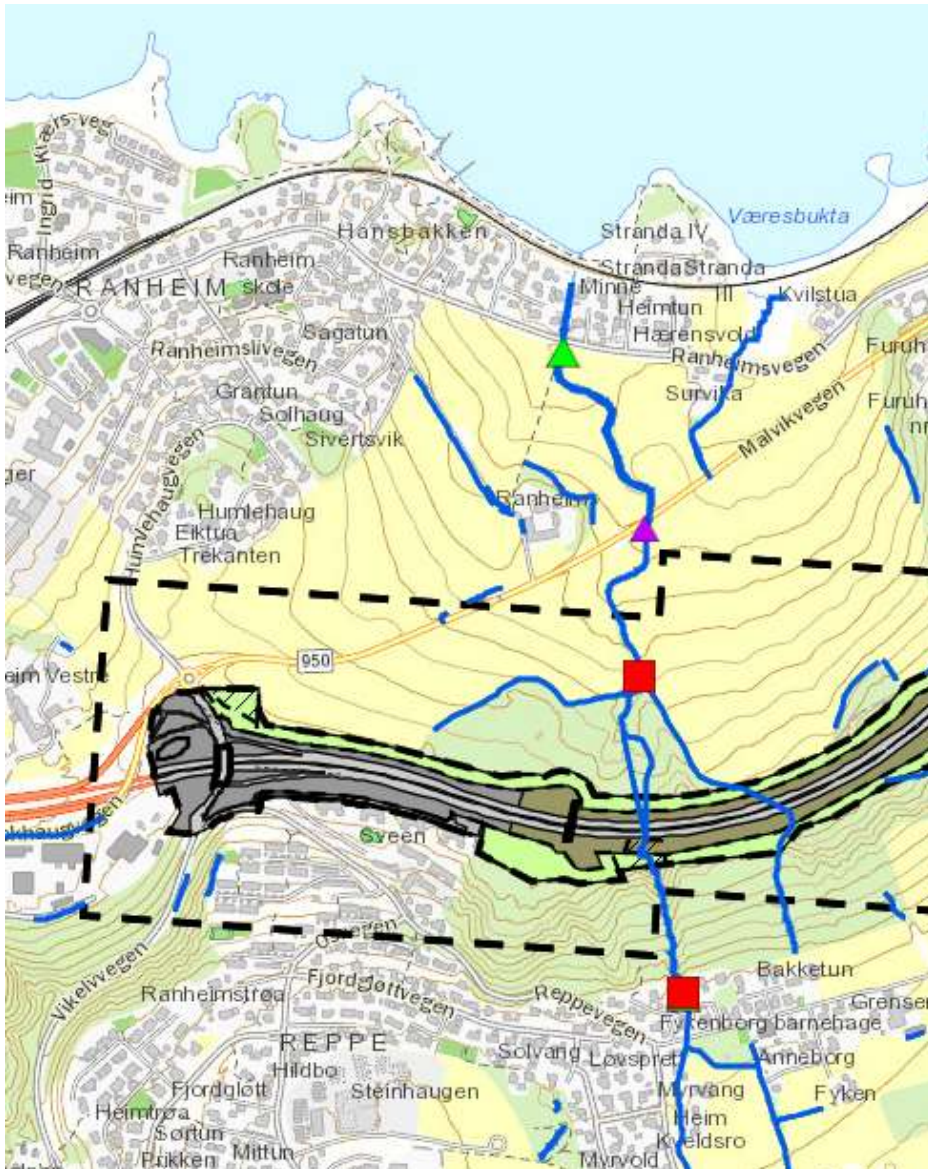
Status på kjemisk og økologisk tilstand for Reppesbekken og Værebekken, som potensielt kan bli påvirket av anleggsvirksomheten i Trondheimsdelen av prosjektet, beskrives her. Figur med plassering av målepunkter samt tabell med oversikt over vannforekomst ID, vanntype, nasjonal vanntype, kalsiumklasse, humus og turbiditet, er gitt for hver resipient i påfølgende underkapitler.

For resipienter som er beskrevet på Miljødirektoratets Vann-nett portal, er det resitert før Multiconsults egen kartlegging og overvåkning.

Multiconsult har til nå utført to runder med vannprøvetaking, henholdsvis 21.11.2018 og 06.03.2019. Hver prøverunde omfatter prøvetaking opp- og nedstrøms framtidig anleggsområde. Foreliggende risikovurdering tar utgangspunkt i kartlagt miljøtilstand i prøvepunktet som ligger nedstrøms i hver resipient, ettersom dette representerer situasjonen som kan bli påvirket av anleggsarbeidene. For detaljert beskrivelse av resultater både opp- og nedstrøms henvises det til rapport [4] fra utført kartlegging av miljøstatus. Her inngår også mer detaljert beskrivelse av den kontinuerlige overvåkingen av temperatur, elektrisk konduktivitet, pH, turbiditet og vanddybde, som utføres i målepunkt nedstrøms i resipientene.

4.1 Reppesbekken

Reppesbekken har utspring i Glennsettjønnen og Solemstjønnen, som begge ligger ca. 1,7 km sør for E6. Figur 5 viser plassering av prøvepunkt opp- og nedstrøms for regulert anleggsområde. Det er planlagt stabiliserende tiltak i bekken og nærliggende områder med avrenning til Reppesbekken, i form av motfyllinger med sprengstein og oppgravde masser, samt peling. I tillegg forventes generell avrenning fra anleggsarbeider.



Figur 5 Plassering av prøvepunkt i Reppesbekken (■ = første prøverunde kjemiske undersøkelser, ▲ = andre prøverunde kjemiske undersøkelser, ▲ = økologiske undersøkelser).

Kommentar fra KU utført av Asplan Viak [15]

Bekken har relativt intakt bekkeløp både ovenfor og nedenfor E6. Sjøørret kan i teorien vandre opp til kulvert under E6. Dette innebærer en anadrom strekning på ca. 900 meter. Fra E6 og opp: Beregnet påvirkning av suspendert stoff fra rensed anleggsvann. Kolonner markert i rødt henviser de tre forskjellige metodene grenseverdiene er beregnet ut i fra, ref. kapittel 4.p er imidlertid bekken for bratt for fisk. Bekken har liten vannføring, noe som er begrensende for fisk. Tilførsel av leire og tilstopping av bekkeløpet med kvist og kvas kan ytterligere redusere mulighetene for sjøørret [16]. Vannprøver i august 2011 viste tilfredsstillende nivåer av total fosfor og TKB, men noe høy verdi for total nitrogen indikerer landbruksforurensning. Tilstand for laksefisk og bunndyr er vurdert som moderat/dårlig [17]. I følge www.vannnett.no er økologisk tilstand vurdert som dårlig, og det er risiko for at miljømålet ikke nås innen 2021.

4.1.1 Kjemisk tilstand iht. prøvetaking utført av Multiconsult

Resultater fra prøvetaking er gjengitt i rapport «Overvåkningsrapport vannkvalitet ferskvann – Trondheim», [4], i tillegg til klassifisering av elvetype basert på analyseresultatene. Se rapport [4] for en mer detaljert forklaring av klassifiseringen.

Basert på resultatene er Reppesbekkens kjemiske tilstand vurdert, se Tabell 7.

Tabell 7 Kjemisk tilstand samt tilstand for næringsstoffer, registrert ved nedstrøms prøvestasjon i Reppesbekken. Parameter som utgjør grunnlag for klassifisering i parentes.

	Kjemisk tilstand	Næringsstoffer (TOT-P, TOT-N, ammonium)
Reppesbekken, oppstrøms	Klasse II «God» / klasse III «moderat» (arsen)	Dårlig (TOT-N)
Reppesbekken, nedstrøms	Klasse II «God» / klasse III «moderat» (arsen)	Svært dårlig (TOT-N)

4.1.2 Økologisk tilstand iht. overvåking

Tabell 8 viser økologisk tilstand basert på innsamlede data ved egne undersøkelser i tilknytning til oppdraget E6 Ranheim-Værnes [4].

Tabell 8: Økologisk tilstand registrert ved egne stasjoner i Reppesbekken. Parameter som utgjør grunnlag for klassifisering i parentes.

	Økologisk tilstand
Reppesbekken, oppstrøms	Svært god (ASPT)
Reppesbekken, nedstrøms	God (ASPT)

4.1.3 Viktige naturverdier

Vi kjenner ikke til særlig viktige registreringer av naturverdier knyttet til Reppesbekken, men det er verdt å nevne sjørreten som har en sårbar status i Trondheimsfjorden sett under ett. Trondheim kommune overvåker tetthet av laksefisk i bekken og fant i 2017 at tilstanden for dette kvalitetselementet var svært dårlig [18]. Det er ikke kjent at det er betydelige bestander av ål eller elvemusling i vassdraget. Bekken har lav eller ingen vintervannføring som følge av drenering til jordbruk, veianlegg og bebyggelse. Naturgrunnet for sjørret er lavt og til dels sviktende. En ålefaring er imidlertid registrert fra bekken i 2016, og det er grunn til å anta at den kan ha vært et oppvekst- og ernæringsområde for ål i tidligere tider.

4.2 Værebekken

Værebekken drenerer skogs- og myrområder øverst i nedbørfeltet, men med stadig større andel landbruksarealer nedover mot fjorden.



Figur 6: Plassering av prøvepunkt i Værebekken. All overvåking er gjennomført ved disse to prøvepunktene.

Kommentar fra KU utført av Asplan Viak [15]

Bekken er preget av bekkelukkinger både nedenfor og ovenfor E6. Nedstrøms E6 er kantvegetasjon intakt på kortere strekninger hvor bekken har åpent løp. Naturlig anadrom strekning (sjørret) er 5-600 meter, men bekkelukking gjør at muligheten for oppgang av sjørret i realiteten er svært begrenset. Periodevis liten vannføring er også begrensende for laksefisk. Vannprøver i august 2011 indikerer god vannkvalitet, men høy måling av total nitrogen indikerer noe landbruksforurensning. Tilstand for laksefisk er vurdert som moderat/dårlig, men for bunndyr er tilstanden vurdert som god [17]. I følge www.vann-nett.no er økologisk tilstand vurdert som antatt moderat, og det er risiko for at miljømålet ikke nås innen 2021.

4.2.1 Kjemisk tilstand iht. prøvetaking utført av Multiconsult

Resultater fra prøvetaking er gjengitt i rapport «Overvåkningsrapport vannkvalitet ferskvann – Trondheim» [4] i tillegg til klassifisering av elvetype basert på analyseresultatene.

Basert på resultatene er Værebekkens kjemiske tilstand vurdert, se Tabell 9.

Tabell 9 Kjemisk tilstand samt tilstand for næringsstoffer, registrert ved nedstrøms prøvestasjon i Reppesbekken. Parameter som utgjør grunnlag for klassifisering i parentes.

	Kjemisk tilstand	Næringsstoffer (TOT-P, TOT-N, ammonium)
Reppesbekken, oppstrøms	Klasse II «God»	Klasse II «God»
Reppesbekken, nedstrøms	Klasse II «God» / klasse III «moderat» (arsen)	Svært dårlig (TOT-N)

4.2.2 Økologisk tilstand iht. prøvetaking av Multiconsult

Tabell 10 viser økologisk tilstand basert på innsamlede data ved egne undersøkelser i tilknytning oppdraget «E6 Ranheim-Værnes».

Tabell 10 Økologisk tilstand registrert ved egne stasjoner i Værebekken. Parameter som utgjør grunnlag for klassifisering i parentes.

	Økologisk tilstand
Værebekken, oppstrøms	God (ASPT)
Værebekken, nedstrøms	God (ASPT)

4.2.3 Viktige naturverdier

Vi kjenner ikke til særlig viktige registreringer av naturverdier knyttet til Værebekken, men det er verdt å nevne sjørreten som har en sårbar status i Trondheimsfjorden, og at hvert bekkesystem som fungerer som gyte- og oppvekstlokaliteter for sjørret er viktige. Som i Reppesbekken overvåker Trondheim kommune tetthet av laksefisk i Værebekken. Resultatene i 2017 indikerte at tilstanden for dette kvalitetselementet lå mellom dårlig og svært dårlig [18]. Det er ikke kjent at det forekommer bestander av ål eller elvemusling i bekken.

5 MILJØRISIKOVURDERING UTSLIPP TIL RESIPIENT

For utslipp til fjorden anbefaler EUs Technical Guidance Document [19] at det benyttes en initiell fortynningsfaktor på 10 for utslipp i kystnære områder. Fortynningsgraden for elver og bekker må derimot sees i sammenheng med respektiv vannføring. I påfølgende underkapitler presenteres middelvannføring og alminnelig lavvannføring for respektiv resipient sammen med potensiell påvirkning fra planlagte tiltak og anleggsarbeider. Tabell 11 gir en oversikt med verdi 0 (usannsynlig) til 4 (forventet påvirkning) av

potensiell påvirkning fra anleggsarbeidene til nærliggende resipient, basert på planlagte arbeider og tiltak som er beskrevet i utslippssøknaden.

Tabell 11 Oversikt over potensiell påvirkning i samtlige resipienter, hvor 0 er usannsynlig og 4 er forventet påvirkning.

Resipient	Potensiell påvirkning						
	Nitrogenforbindelser	Fosfor	Suspendert stoff	Organiske miljøgifter	pH	Tungmetaller	Olje og kjemikalier
Reppesbekken	3	3	4	2	3	2	2
Værebekken	4	3	4	3	3	2	3
Gjennomsnitt	3,5	3	4,0	2,5	3	2,0	2,5

Tabell 11 indikerer at det forventes påvirkning av suspendert stoff (SS) i begge resipienter. Utover SS er det forventet størst påvirkning av nitrogenforbindelser som følge av uomsatt sprengstein i vegfylling og til grunnstabiliserende tiltak langs traséen. Det vurderes også som sannsynlig at utslippsvann vil inneholde forhøyede verdier av total fosfor og total nitrogen som følge av terrenginngrep i jordbruksområder. Det vurderes som sannsynlig at pH i utslippsvann vil kunne påvirke pH i resipient som følge av forhøyet pH fra betongarbeider og sprengstein. Påvirkning av organiske miljøgifter og tungmetaller relateres i hovedsak til tunnelvann samt noe fra sprengstein, mens olje og kjemikalier i hovedsak relateres til uhell/spill.

5.1 Metode

For tungmetaller og prioriterte miljøgifter (PAH) foreligger det verdier på årlig gjennomsnitt samt tillatt maksimalverdi i resipient, som tilsvarer hhv. øvre grense i klasse II (God) og øvre grense i klasse III (Moderat) [1]. Det er ikke påvist syredannende bergarter på strekningen Ranheim – Værnes, og det er heller ikke registrert andre potensielle kilder til utlekking/avrenning av tungmetaller i forbindelse med planlagte anleggsarbeider som vil overstige de nevnte grenseverdiene. Fastsettelse av en grenseverdi for suspendert stoff i rensed anleggsvann vil også være et tilstrekkelig tiltak mot utslipp av tungmetaller. Det er derfor ikke etablert spesifikke grenseverdier for tungmetaller.

Metaller, PAH og PCB skal overvåkes iht. overvåkingsprogram for prosjektet [3]. Resultatene skal vurderes fortløpende av personell med miljøfaglig kompetanse og må vurderes mot vannføring i resipient og tilstandsklassene i Vannforskriften. Dersom overvåkning av resipient nedstrøms utslippspunktet indikerer tilførsel av tungmetaller som kan forårsake at grenseverdi for klasse II (God) som årlig gjennomsnitt overstiges, skal det iverksettes avbøtende tiltak.

For suspendert stoff, pH og nitrogenforbindelser, er det utført beregning av teoretisk påvirkning ved utslipp av rensed anleggsvann til resipientene. Beregningene tar utgangspunkt i konsentrasjoner som er dokumentert ufarlig (jf. kap. 3) i tillegg til å vurdere kort- og langtidspåvirkninger i situasjoner med utslipp som overstiger grenser for ufarlig påvirkning. Beregningene er utført iht. prinsippet:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

Hvor C = konsentrasjon og V = volum.

Naturlig konsentrasjon og volum i resipienten før utslipp av rensed anleggsvann er hhv. C_2' og V_2' , og V_1 er mengde vann sluppet ut i resipient.

Det foreligger ikke dimensjonerte mengder av utslippsvann til hver resipient. Derfor er beregnede grenseverdier utført ved tre metoder, hvor $V_2 = V_1 + V_2'$

1. Betinget volumstrøm av rensed utslippsvann (V_1 [l/s]) og ukjent konsentrasjon i resipient (C_2 [mg/l]):

$$C_2 = [(C_1V_1) + (C_2'V_2')] / V_2$$

2. Beregnet mengde utslippsvann (V_1 [l/s]) for å oppnå betinget konsentrasjon i resipient (C_2 [mg/l]) etter utslipp:

$$V_1 = [V_2'*(C_2' - C_2)] / (C_2 - C_1)$$

3. Beregnet konsentrasjon i utslippsvann (C_1 [mg/l]) med betinget volumstrøm av rensed utslippsvann (V_1 [l/s]) og betinget konsentrasjon i resipient (C_2 [mg/l]) etter utslipp:

$$C_1 = [C_2V_2 - C_2'V_2'] / V_1$$

5.2 Reppesbekken

Beregning og vurdering utslipp i anleggsfasen

I anleggsfasen kan Reppesbekken bli påvirket av anleggsarbeider. Detaljert informasjon om Reppesbekken finnes i rapport «Overvåkingsrapport vannkvalitet ferskvann - Trondheim» [4]. Beregnet påvirkning av suspendert stoff fra anleggsvann er gitt i Tabell 13. Grunnlagsinformasjon brukt i beregninger er vist i Tabell 12 **Error! Reference source not found.** Tabell 14-Tabell 16 viser beregninger av påvirkning av henholdsvis suspendert stoff (SS), pH og total ammonium fra utslippsvannet.

Tabell 12 Oversikt nedbørsareal nedstrøms utslippspunkt i resipient, middelvannføring og alminnelig lavvannføring iht. NEVINA.

Reppesbekken	Nedbørsareal [km ²]	Middelavrenning [l/(s*km ²)]	Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]
	2,1	17,4	5,2

Tabell 13: Beregnet påvirkning av suspendert stoff fra rensed anleggsvann. Kolonner markert i rødt henviser de tre forskjellige metodene grenseverdiene er beregnet ut i fra, ref. kapittel 5.1

Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	200	1	10	46,0	44,2
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	200	1	10	20,8	96,8
Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	200	1	4,9	41,0	25,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	200	1	1,5	12,2	25,0
Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	111,4	1	10,0	46,0	25,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	50,8	1	10,0	20,8	25,0

Beregningene i

Tabell 13 indikerer at en grenseverdi på 200 mg/l suspendert stoff i utslippsvannet vil gi 44,2 mg SS/l i resipient ved middelvannføring og 96,8 mg SS/l i resipient ved alminnelig lavvannføring.

Beregnet påvirkning fra rensed anleggsvann i intervallet pH 6 til pH 9 ved både 10 l/s og 50 l/s utslipp av rensed anleggsvann, indikerer et pH-intervall i resipient etter påslipp tilsvarende hhv. pH6,3 – pH8,2 og pH6,1 – pH8,6. Dette viser at pH i rensed anleggsvann innenfor et intervall på pH6 – pH9 gir akseptabel pH i resipient både ved middel vannføring og alminnelig lavvannføring ved opptil 50 l/s utslipp av rensed anleggsvann, se Tabell 14 og Tabell 15.

Tabell 14 Beregnet påvirkning av pH ved utslipp av 10 l/s rensed anleggsvann.

pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	6	7,96	10	46,0	6,6
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	6	7,96	10	20,8	6,3
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	9	7,96	10	46,0	8,1
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	9	7,96	10	20,8	8,2

Tabell 15 Beregnet påvirkning av pH ved utslipp av 50 l/s rensed anleggsvann.

pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	6	7,96	50	86,0	6,2
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	6	7,96	50	60,8	6,1
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	9	7,96	50	86,0	8,3
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	9	7,96	50	60,8	8,6

Tabell 16 indikerer at det ved utslipp av rensset anleggsvann lik 10 l/s kan aksepteres konsentrasjon av total ammonium lik 100 µg/l ved normal vannføring, og 50 µg/l ved alminnelig lavvannføring. Som et regneeksempel kan det ved utslipp av rensset anleggsvann lik 50 l/s, aksepteres konsentrasjon av total ammonium lik ca. 50 µg/l ved normal vannføring, og ca. 35 µg/l ved alminnelig lavvannføring. Dette gjelder for situasjoner med temperatur over 25°C og pH > 8 jf. kap. 3.2, da grenseverdi i resipient er satt til øvre grense av klasse II, som er 30 µg/l.

Tabell 16 Beregnet påvirkning av total ammonium fra rensset anleggsvann.

Total ammonium (NH₃ + NH₄)	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	[µg/l] i utslippsvann = C1	[µg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	[µg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	98,4	11	10,0	46,0	30,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	50,5	11	10,0	20,8	30,0
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	36,0	43,7	11	50,0	86,0	30,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	10,8	34,1	11	50,0	60,8	30,0

Basert på en skjønsmessig vurdering av bekkens fysiske-kjemiske egenskaper vurderes den å ha middels økologisk tåleevne.

5.3 Værebekken

Beregning og vurdering utslipp i anleggsfasen

I anleggsfasen kan Værebekken bli påvirket av anleggsarbeider. Informasjon om Værebekken er gitt i Tabell 17. Beregnet påvirkning av suspendert stoff fra anleggsvann er gitt i Tabell 18.

Tabell 17 Oversikt nedbørsareal nedstrøms utslippspunkt i resipient, middelvannføring og alminnelig lavvannføring iht. NEVINA.

Værebekken	Nedbørsareal [km ²]	Middelavrenning [l/(s*km ²)]	Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]
	1,7	18	5,1

Tabell 18: Beregnet påvirkning av suspendert stoff fra rensed anleggsvann. Kolonner markert i rødt henviser de tre forskjellige metodene grenseverdiene er beregnet ut i fra, ref. kapittel 5.1.

Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	200	1	10	41,4	49,1
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	200	1	10	18,5	108,5
Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	200	1	3,8	35,2	25,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	200	1	1,0	9,5	25,0
Suspendert stoff	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	SS [mg/l] i utslippsvann = C1	SS [mg/l] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	SS [mg/l] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	100,4	1	10,0	41,4	25,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	45,4	1	10,0	18,5	25,0

Beregningene i Tabell 18 indikerer at en grenseverdi på 200 mg/l suspendert stoff i utslippsvannet vil gi 49,1 mg SS/l i resipient ved middelvannføring og 108,5 mg SS/l i resipient ved alminnelig lavvannføring.

Tabell 19 Beregnet påvirkning av pH ved utslipp av 10 l/s rensed anleggsvann.

pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	6	7,96	10	41,4	6,6

Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	6	7,96	10	18,5	6,3
pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	9	7,96	10	41,4	8,1
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	9	7,96	10	18,5	8,3

Tabell 20 Beregnet påvirkning av pH ved utslipp av 50 l/s renset anleggsvann.

pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	6	7,96	50	81,4	6,2
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	6	7,96	50	58,5	6,1
pH	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V2'	pH [H+] i utslippsvann = C1	pH [H+] i resipient før utslipp = C2'	Vannføring utslipp [l/s] = V1	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V2 = V1+V2'	pH [H+] i resipient etter utslipp = C2
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	9	7,96	50	81,4	8,3
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	9	7,96	50	58,5	8,6

Beregnet påvirkning fra renset anleggsvann i intervallet pH6 til pH9 ved både 10 l/s og 50 l/s utslipp av renset anleggsvann, indikerer et pH-intervall i resipient etter påslipp tilsvarende hhv. pH6,3 – pH8,3 og pH6,1 – pH8,6. Dette viser at pH i renset anleggsvann innenfor et intervall på pH6 – pH9 gir akseptabel pH i resipient både ved middel vannføring og alminnelig lavvannføring ved opptil 50 l/s utslipp av renset anleggsvann, se Tabell 19 og Tabell 20.

Tabell 21 indikerer at det ved utslipp av renset anleggsvann lik 10 l/s kan aksepteres konsentrasjon av total ammonium lik ca. 90 µg/l ved normal vannføring, og ca. 45 µg/l ved alminnelig lavvannføring. Som et regneeksempel kan det ved utslipp av renset anleggsvann lik 50 l/s, aksepteres konsentrasjon av total ammonium lik ca. 42 µg/l ved normal vannføring, og ca. 33 µg/l ved alminnelig lavvannføring. Dette gjelder for situasjoner med temperatur over 25°C og pH > 8 jf. kap. 3.2, da grenseverdi i resipient er satt til øvre grense av klasse II, som er 30 µg/l.

Tabell 21 Beregnet påvirkning av total ammonium fra rensed anleggsvann.

Total ammonium (NH ₃ + NH ₄)	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V ₂ '	[µg/l] i utslippsvann = C ₁	[µg/l] i resipient før utslipp = C ₂ '	Vannføring utslipp [l/s] = V ₁	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V ₂ = V ₁ +V ₂ '	[µg/l] i resipient etter utslipp = C ₂
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	89,7	11	10,0	41,4	30,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	46,2	11	10,0	18,5	30,0
Total ammonium (NH ₃ + NH ₄)	Vannføring resipient uten utslipp [l/s] = V ₂ '	[µg/l] i utslippsvann = C ₁	[µg/l] i resipient før utslipp = C ₂ '	Vannføring utslipp [l/s] = V ₁	Vannføring resipient etter utslipp [l/s] = V ₂ = V ₁ +V ₂ '	[µg/l] i resipient etter utslipp = C ₂
Middelavrenning [l/(s*km ²)]	31,4	41,9	11	50,0	81,4	30,0
Alminnelig lavvannføring [l/(s*km ²)]	8,5	33,2	11	50,0	58,5	30,0

Basert på en skjønsmessig vurdering av bekkens fysiske-kjemiske egenskaper vurderes den å ha middels økologisk tåleevne.

6 OPPSUMMERING - GRENSEVERDIER

Metaller, PAH og PCB skal overvåkes iht. overvåkingsprogram for prosjektet [3]. Resultatene skal vurderes fortløpende av personell med miljøfaglig kompetanse og må vurderes mot vannføring i resipient og tilstandsklassene i vannforskriften, og mot samtidige målinger oppstrøms i samme resipient. Dersom overvåking av resipient indikerer tilførsel av tungmetaller som kan forårsake at grenseverdi for klasse II (God) som årlig gjennomsnitt overstiges, iverksettes avbøtende tiltak.

Anbefalte grenseverdier, baser på utført miljørisikovurdering av aktuelle resipienter innenfor Trondheim kommune, for forurensningskomponenter som forventes i anleggsvann, er vist i Tabell 22.

I tillegg til uttak og analyse av vannprøver, utføres kontinuerlig logging av pH, temperatur og turbiditet i resipientene, nedstrøms anleggsområdet. Vannkvaliteten logges kontinuerlig i en online løsning, med definerte alarmnivå for pH, temperatur og turbiditet. Alarmnivå for turbiditet kalibreres så langt det er mulig mot nivå av suspendert stoff.

Samlet sett vurderes begge resipientene som relativt robuste i forhold til økologisk tåleevne, gitt at nevnte grenseverdier for risikofaktorer holdes innenfor de angitte

skadelige verdiene. Dette forutsetter at resipientene overvåkes i tilstrekkelig grad i anleggsperioden.

Tabell 22 Forslag til grenseverdier i rensed anleggsvann for utslipp til resipientene*

Resipient Parameter	Renset anleggsvann til Reppesbekken	
	Gjennomsnitt*	Maksimum enkeltverdier
pH	6-9	5,5-9,5
Suspendert stoff (mg/l)	200	400
Oljeforbindelser (mg/l)	10	20

*90% av tiden/90% av prøvene

REFERANSER

- [1] Miljødirektoratet, "Klassifisering av miljøtilstand i vann, Veileder 02:2018," 2018.
- [2] NGU, "Nye Veier, E6 trasé Ranheim-Værnes. Bruksegenskaper til bergartsmateriale langs traséen," 2019.
- [3] Multiconsult, "Søknad om utslipp av vann fra midlertidige anleggsarbeider," 2019.
- [4] Multiconsult, "Overvåkingsrapport vannkvalitet ferskvann - Trondheim," 2019.
- [5] "Substance evaluation report," European Chemicals Agency EC Number(s): 213-668-5, 2015.
- [6] "Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver," Direktorsgruppen for gjennomføring av vannforskriften, 2018.
- [7] "Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg," Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk, 2009.
- [8] "Effects of sediment on fish and their habitat," Fisheries and Oceans, Canada, 2000.
- [9] T. Bækken and T. Tjomsland, "Utslipp av tunnelvann til Kortenbekken. Virkninger på sediment og biologi u Kortenbekken, Homannsbekken og Ilene naturreservat," NIVA-rapport 4948, 2005.
- [10] F. Kroglund, E. Kleiven and K. J. Aanes, "Vurdering av årsak til fiskeød i Kleivsbekken, Kvinesdal kommune," NIVA-rapport nr. 5083, 2005.
- [11] "Uranium in Drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for Drinking-water Quality," WHO, 2004.
- [12] NGI, "Veileder for Miljødirektoratet M-310 2015, Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter," 2015.
- [13] J. Kalf, Limnology, Prentice Hall PTP ISBN 0-13-033775-7, 2001.
- [14] J. S. Alabaster and R. Lloyd, Water quality criteria for freshwater fish., Butterworth-Heinemann ISBN: 9781483163116, 1982.
- [15] Asplan Viak, "KU_Fagnotat E6 Ranheim-Værnes_naturmiljø," 2014.
- [16] M. A. Bergan, H. M. Berger, M. B. Skjøstad, T. Nøst and M. Haugen, "Sjøørretbekker i Trondheim, Sør-Trøndelag - Vannkvalitet, fisk og bunndyr; en vurdering av økologisk tilstand 2006, Berger feltBIO rapport 2 – 2008," Berger feltBIO, Stjørdal, 2008.
- [17] T. Nøst, "VANNOVERVÅKING I TRONDHEIM 2012 RESULTATER OG VURDERINGER, TM 2013/01," Trondheim kommune, Trondheim, 2013.
- [18] T. Nøst, "VANNOVERVÅKING I TRONDHEIM 2017 RESULTATER OG VURDERINGER, TM 2018/01," Trondheim kommune, Trondheim, 2018.
- [19] "Technical Guidance Document on Risk Assessment, TGD Part III," European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection, 2003.
- [20] D. Hessen, "Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton, rapport nr. O-89179," NIVA, 1992.
- [21] P. Jacobsen, K. J. Aanes, M. Grande, H. Kristiansen and S. Andersen, "Vurdering av årsak til fiskeød ved G.P. Jægtvik A.S., Langstein.," NIVA-rapport nr. 2038, 1987.
- [22] Multiconsult, "Overvåkingsrapport vannkvalitet ferskvann - Malvik og Stjørdal," 2019.