

Fv. 44 Prestbru – Bjånesbakken

Delstrekning 2



Søknad om utslipp fra midlertidig anleggsarbeid

Hans Olav Sømme

Fv. 44 Prestbru – Bjånesbakken Delstrekning 2
Søknad om utslipp fra midlertidig
anleggsarbeid

Ecofact rapport: 894

www.ecofact.no

Referanse til rapporten:	Sømme, H. O. 2022. Fv. 44 Prestbru – Bjånesbakken Delstrekning 2. Søknad om utslipp fra midlertidig anleggsarbeid. Ecofact rapport 894.
Nøkkelord:	Renseanlegg, forurensset grunn, sprengning, laks, elvemusling, resipient, miljørisikovurdering
ISSN:	1891-5450
ISBN:	978-82-8262-893-8
Oppdragsgiver:	Rogaland fylkeskommune
Prosjektleder hos Ecofact AS:	Hans Olav Sømme
Prosjektmedarbeidere:	
Kvalitetssikret av:	Sina Thu Randulff
Forside:	Øvre deler av myrområdet langs delstrekning 2. Foto: Hans Olav Sømme

www.ecofact.no

Postadresse:
Ecofact AS
Postboks 560
4302 SANDNES

Besøksadresse:
Ecofact AS
Dreierveien 25
4321 SANDNES

INNHold

FORORD	4
SAMMENDRAG	5
1 INNLEDNING	4
1.1 BAKGRUNN	4
1.1 OM SØKER.....	5
1.2 OM SØKNADEN.....	5
2 TILTAKSBESKRIVELSE OG MULIGE UTSLIPP	6
2.1 OM ANLEGGSSARBEIDENE	7
2.1.1 Utgraving av myrmasser	7
2.1.2 Sprengning av berg	9
2.1.3 Utslippspunkt.....	10
2.2 VANNMENGDER	10
2.2.1 Vann fra byggegrop.....	11
2.2.2 Vann fra sprengningsarbeider	11
2.3 FORURENSNINGSKOMPONENTER	12
2.3.1 Suspendert stoff	13
2.3.2 Nitrogenforbindelser	14
2.3.3 pH.....	14
2.3.4 Organiske miljøgifter	15
2.3.5 Metaller.....	15
3 RESIPIENTBESKRIVELSE	16
3.1.1 Sårbarhetsvurdering.....	16
3.1.2 Innsamling av bakgrunnsverdier	17
3.2 VANNGREKOST LITLÅ BEKKEFELT	18
3.2.1 Økologisk kvalitet	18
3.2.2 Kjemisk tilstand	19
3.3 RESIPIENTBEKKEN	19
3.3.1 Sårbarhetsvurdering.....	20
4 MILJØRISIKOVURDERING	21
4.1 GENERELLE BETRAKTNINGER	21
4.2 INNBLANDINGSFAKTOR OG BEREGNING AV KONSENTRASJON I RESIPIENT.....	22
4.2.1 Utslipp av anleggsvann fra byggegrop.....	22
4.3 RISIKOVURDERING	24
4.3.1 Suspendert stoff	24
4.3.2 Nitrogenforbindelser	24
4.3.3 Metaller.....	24
4.3.4 pH.....	25
4.3.5 Olje	25
4.4 FORSLAG TIL GRENSEVERDIER FOR UTSLIPP	26
5 OPPFØLGING, OVERVÅKING OG RAPPORTERING	26
5.1 OPPFØLGING	26
5.1.1 Plan for ytre miljø (YM-plan)	26

5.2	TILTAKSLISTE.....	27
5.3	OVERVÅKING	28
5.4	RAPPORTERING	28
6	STØV.....	28
7	STØY.....	29
8	REFERANSER.....	30
	VEDLEGG	31

FORORD

I forbindelse med utbygging av ny fv. 44 Prestbru – Bjånesbakken har Rogaland fylkeskommune engasjert Ecofact til å utføre miljørisikovurderinger og søknader for utslipp fra midlertidig anleggsarbeid. Vi takker for god dialog og et spennende oppdrag!

Sandnes
01.09.2022

Hans Olav Sømme

SAMMENDRAG

Rogaland Fylkeskommune skal bygge ca. 1 650 m ny veg langs Fv. 44 Åna-Sira vegen i Sokndal kommune, og søker om tillatelse til utslipp i vann fra midlertidig byggevirkksomhet. Planområdet går fra Prestbru i vest mot Titania AS i øst og videre sørover mot Jøssingfjorden. Tiltaket består av to delstrekninger. For begge delområdene vil det bli behov for utslipp av anleggsvann. Foreliggende dokument gjelder utslipp av anleggsvann fra midlertidig anleggsarbeid på delstrekning 2.

Det vil foregå omfattende anleggsvirkksomhet langs vegtraseen, inkludert graving og masseutskifting av forurensede myrmasser og sprengning av berg. Det legges til grunn at bekken som renner gjennom myra ledes utenom byggepropa. Anleggsvannet skal samles opp, renses i renseanlegg og slippes ut ved ett utslippspunkt i resipienten.

Høye partikkelkonsentrasjoner har potensiale til å kunne nedslamme gyteområder og ha negativ påvirkning på fisk, elvemusling og andre vannlevende organismer. Videre kan høye metalkonsentrasjoner forringe vannmiljøet og føre til spredning av forurensning.

Resipienten, Litlå bekkefelt, er en del av Sokndalsvassdraget. Bekken renner gjennom en stor steinfylling før den når Stemmetjørna, og senere Litlå. Stemmetjørna benyttes til bading og en vurdering av resipientens sårbarhet viste at denne har lav sårbarhet ovenfor naturmangfold, men høy sårbarhet ovenfor vannmiljø.

Ved bruk av de foreslåtte grenseverdiene for suspendert stoff, olje og metaller vurderes det at de beregnede utslippsmengdene ikke vil gi uakseptabel negativ påvirkning på naturmangfold og vannmiljø i resipienten. Utslipp og konsentrasjoner i resipienten skal overvåkes i hele tiltaksperioden slik at tiltak kan iverksettes ved behov.

1 INNLEDNING

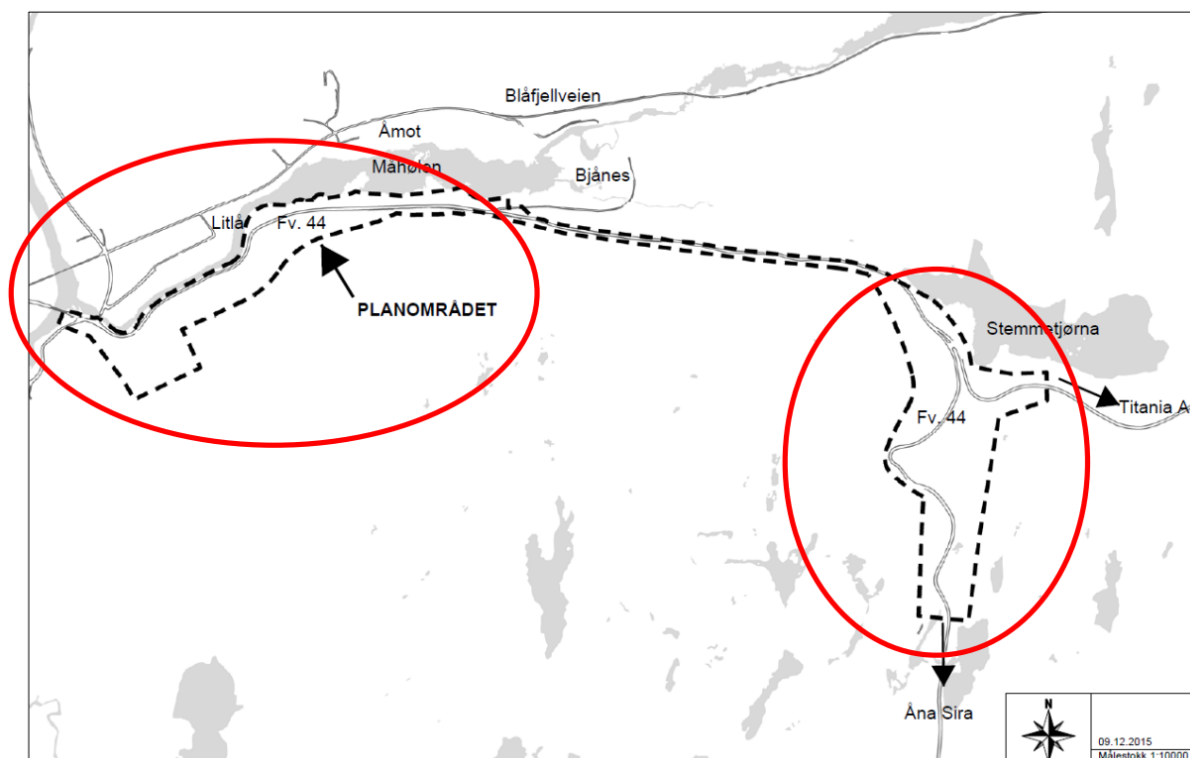
1.1 Bakgrunn

Rogaland Fylkeskommune skal bygge ca. 1 650 meter ny veg langs Fv. 44 Åna-Siravegen i Sokndal kommune, Rogaland (figur 1.1). Planområdet går fra Prestbru i vest mot Titania AS i øst og videre sørover mot Jøssingfjorden. Innenfor planområdet er det to delstrekninger; delstrekning 1 i vest og delstrekning 2 i øst, som vist i figur 1.2. For begge delområdene vil det bli behov for utslipp av anleggsvann.

Rogaland fylkeskommune søker med dette om tillatelse til utslipp i vann fra midlertidig byggevirkksomhet fra delstrekning 2.



Figur 1.1. Planområdets plassering i Sokndal kommune.



Figur 1.2. Planområdet er delt i to; delområde 1 i vest og delområde 2 i øst. Delområdene er markert med røde omriss og planområdet med sortstiplet linje. Det er det østre delområdet som omtales her.

1.1 Om søker

Søker er Rogaland fylkeskommune. Kontaktinformasjon er gitt i tabell 1.1.

Tabell 1.1. Søkers kontaktinformasjon.

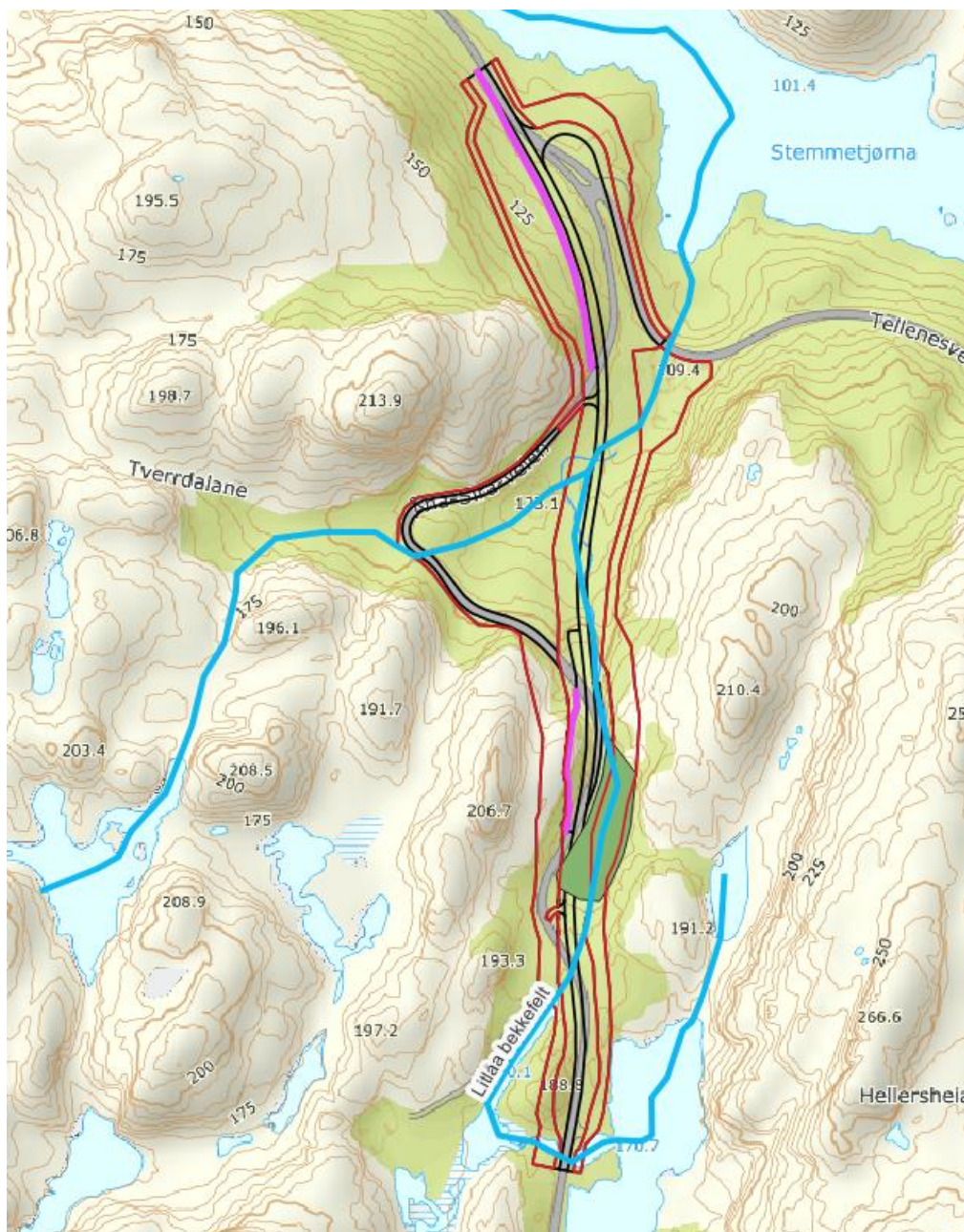
Organisasjon	Rogaland fylkeskommune
Organisasjonsnummer	971 045 698
Adresse	Arkitekt Eckhoffsgate 1, Stavanger
Kontaktperson	Laura Hauch Kaufmann, naturviter, Samferdselsavdelingen
Telefon	51 51 66 00
E-post	firmapost@rogfk.no

1.2 Om søknaden

Foreliggende søknad vurderer effekter og behov for avbøtende tiltak i sammenheng med resipientenes sårbarhet og potensielle påvirkninger. Løsninger beskrives på prinsippnivå, og utforming av renseløsninger og nøyaktig plassering av utslippspunkt gjøres av entreprenør når denne er valgt.

2 TILTAKSBESKRIVELSE OG MULIGE UTSLIPP

Delstrekning 2 omfatter bygging av ca. 900 meter veg fra avkjørselen til Titania, og sørover langs Åna-Siravegen som vist i figur 2.1. Vegstrekningen overlapper med en myr og det vil bli behov for å masseutskifte deler av denne. Langs deler av strekningen skal det også etableres fjellskjæringer. Gjennom hele tiltaksområdet renner enn bekk med utløp i Stemmetjørna, se figur 2.1.



Figur 2.1. Kart med avgrensning av planområdet (ytre, røde streker), og planlagt ny veg (svart linje). Som del av arbeidene skal det etableres fjellskjæringer (rosa streker) og gjøres masseutskiftinger av myr (grønt polygon). Gjennom planområdet renner det en bekk, markert med blå strek.

2.1 Om anleggsarbeidene

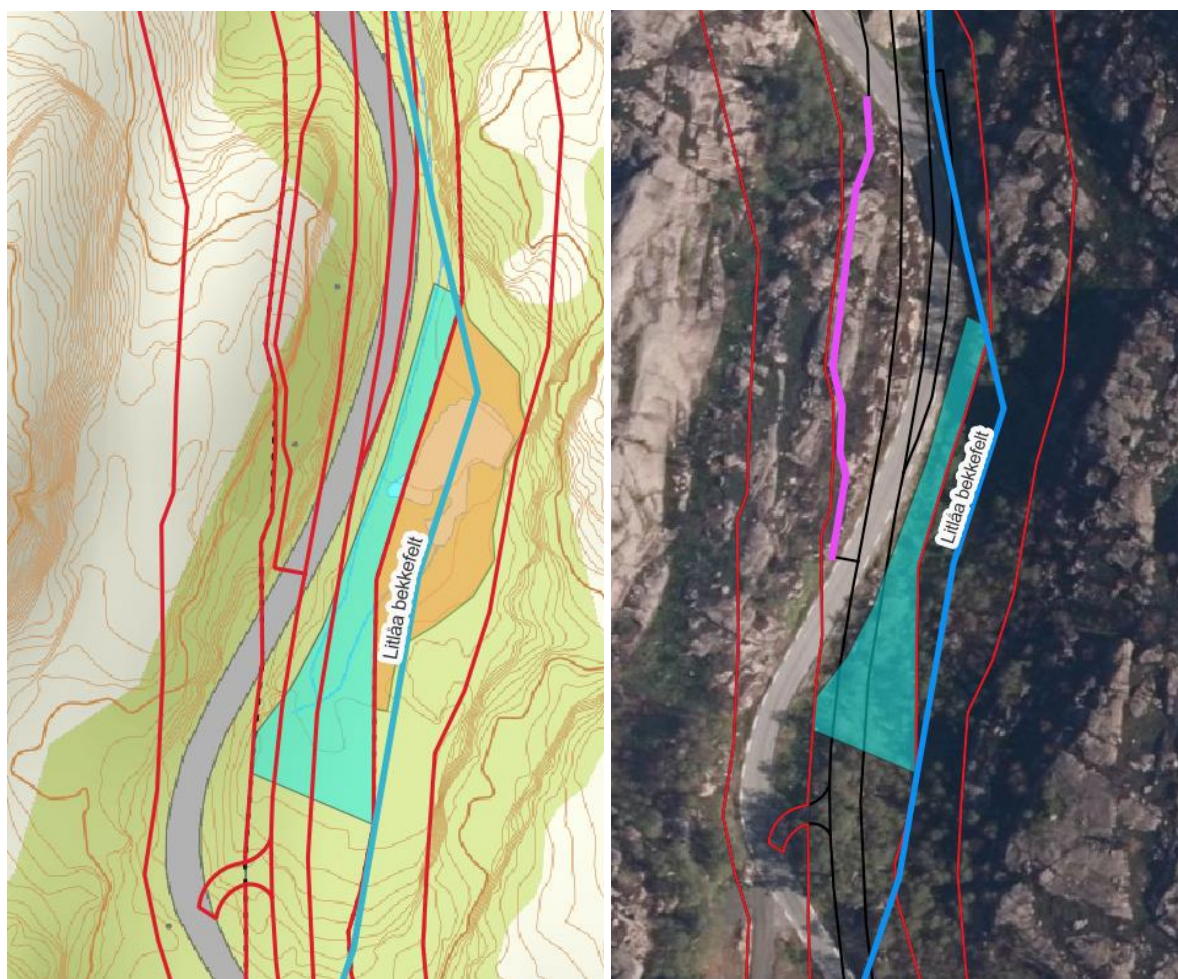
2.1.1 Utgraving av myrmasser

På østsiden av eksisterende vei ligger det en myr. Gjennom myra renner en bekk med opphav fra navnløst tjern i øst (figur 2.1). For å forbedre grunnen til ny vei skal deler av myrmassene masseutskiftes. Arealet som skal masseutskiftes utgjør ca. 1200 m² og er vist i figur 2.2 med turkis skravur.

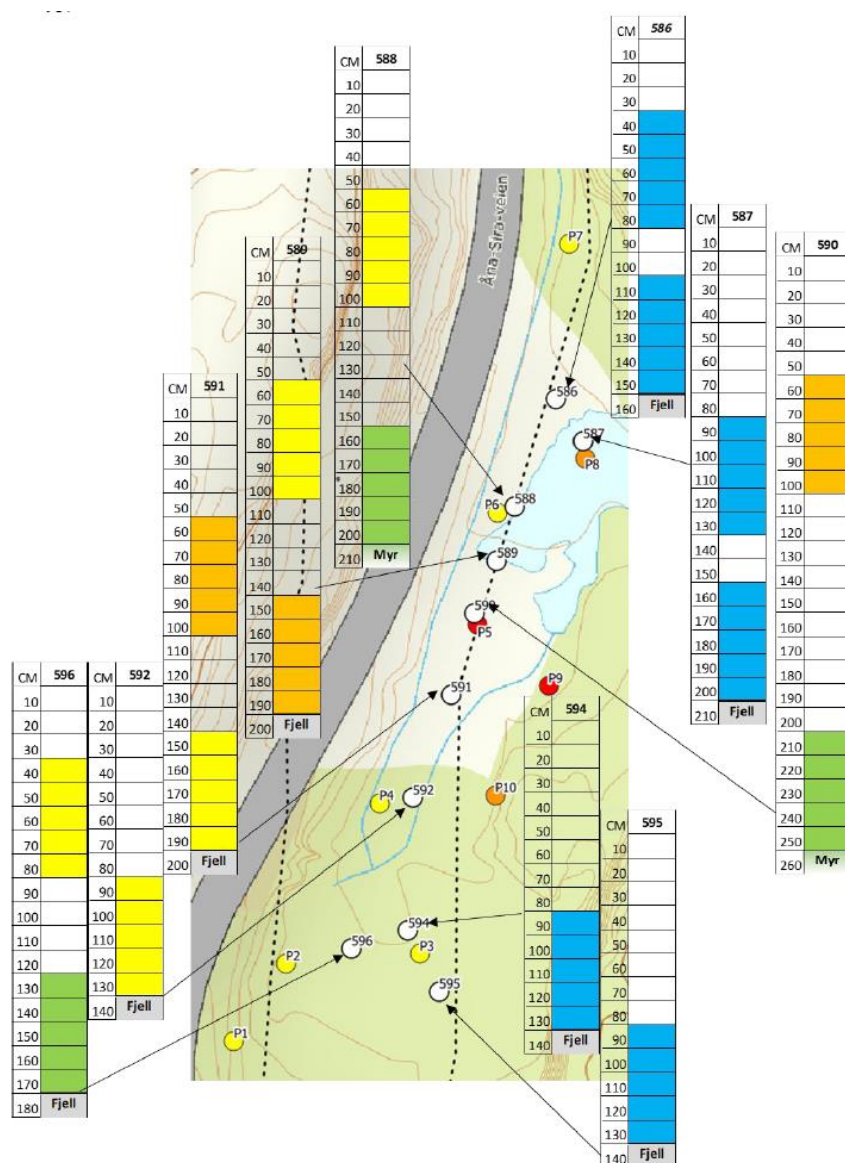
Miljøtekniske undersøkelser har vist at massene i myra er forurensset (Sømme, 2022) med konsentrasjoner av arsen, bly, kobber og sink i tilstandsklasse 3 (moderat) og 4 (dårlig). Undersøkelsen viste at massene noen steder er forurensset ned til 200 cm dybde. Horisontal og vertikal utbredelse av forurensningen er vist i figur 2.3.

Den miljøtekniske undersøkelsen viste også at toppjorda (< 30 cm) i deler av myra, er forurensset av benzen opp til tilstandsklasse 5 (svært dårlig) (røde sirkler i figur 2.3). Høye konsentrasjoner ble også påtruffet i prøvepunkt P4, P6, P8 og P10 hvor konsentrasjonene tilsvarer tilstandsklasse 3 og 4.

Som del av de miljøtekniske undersøkelsene ble det også utarbeidet tiltaksplan for forurensset grunn (Sømme, 2022), som gir føringer for hvordan de forurensede massene skal behandles. Tiltaksplanen er godkjent av Sokndal kommune.



Figur 2.2. Topografisk kart til venstre og flyfoto til høyre. I forbindelse med bygging av ny vei skal deler av myra masseutskiftes. Areal som skal masseutskiftes er vist med turkis skravur. Areal med brun skravur i venstre bilde skal ikke masseutskiftes, men inngår likevel i midlertidig anleggsbelte.



Figur 2.3. Tilstandsklassifiserte analyseresultater av jordprøver fra myrområdet. Hvite sirkler er stasjoner hvor det ble tatt ut kjerne for kartlegging av vertikal forurensning. Fargede sirkler er stasjoner hvor det ble tatt prøve av overflatejorda (< 30 cm). Blå = tilstandsklasse 1 (bakgrunnsverdi), grønn = tilstandsklasse 2 (god tilstand), gul = tilstandsklasse 3 (moderat tilstand), oransje = tilstandsklasse 4 (dårlig tilstand) og rød = tilstandsklasse 5 (svært dårlig tilstand). Figur hentet fra Sømme (2022).

2.1.2 Sprengning av berg

De to fjellskjæringene skal lages ved sprengning av berg. Sammenliknet med delstrekning 1 er sprengningsvolumet omtrent det samme, ca. 40 000 m³. Overvann fra sprengningsområdet kan inneholde forhøyede partikkelkonsentrasjoner, men mesteparten av vannet vil infiltreres i sprekker i grunnen, i nærliggende vegetasjon og/eller i den store steinfyllingen som ligger nord for den sørligste fjellskjæringen (figur 2.4). For å redusere risikoen for miljøpåvirkning kan det etableres fanggrøfter nedstrøms sprengningsområdet.



Figur 2.4. Nord for den sørligste fjellskjæringen ligger det en stor steinfylling hvor mye av overvannet fra sprengningsarbeidene trolig vil infiltreres, før det eventuelt når bekken som renner igjennom anleggsområdet.

2.1.3 Utslippspunkt

For å ha kontroll på utslippene fra anleggsområdet, lettere utføre nødvendig rensing og overvåking, bør det etableres ett utslippspunkt. Dette er også lagt til grunn i videre vurderinger. Utslippspunktet plasseres av entreprenør der det er mest hensiktsmessig.

2.2 Vannmengder

Hovedkilden til utslippsvannet vil være vann fra byggegrop. Vannet vil bestå av nedbør som faller innenfor selve byggegropa, og av innlekket vann fra omkringliggende terreng, inkl. anleggsområder. Bekken som renner gjennom myra vil tilføre store vannmengder til anleggsområdet og vanskeliggjøre arbeidene som skal gjøres. For å holde byggegropa mest mulig tørr, ikke forurens bekkevannet, samt for å minske innlekkasjen til byggegropa, bør bekkevannet ledes utenom byggegropa.

2.2.1 Vann fra byggegrop

I beregning av mengde anleggsvann er det lagt til grunn at bekken som går gjennom myrområdet ledes utenom byggegropa, som nevnt i kap. 2.2. På denne måten får en kontroll på vannmengdene som må behandles i renseanlegg. Anleggsvann fra byggegrop blir da;

- Areal byggegrop (m^2) x nedbørsmengde

Som utgangspunkt for beregning av overvann i nedbørsfeltet er det tatt utgangspunkt i den høyeste registrerte årsnedbøren i løpet av de siste 5 år. Data er hentet fra værstasjon i Jøssingfjorden. På bakgrunn av nedbørsmengdene er det mulig å beregne en konservativ, gjennomsnittlig nedbørsmengde ($Q_{\text{gjennomsnitt}}$) innenfor nedbørsfeltet. $Q_{\text{gjennomsnitt}}$ er estimert ved å dele opp gjennomsnittlig årlig nedbør til liter per døgn. Nedbørsfeltet vil tilsvare arealet til byggegropa. For å fange opp bidraget fra tilsig fra omkringliggende områder er nedbørsfeltet satt til 1500 m^2 . Det er også estimert vannmengder for et flom-scenario med varighet i 60 min og returperiode på 25 år ($Q_{25 \text{ år}}$) med IVF-kurve hentet fra værstasjon på Time (SN44190). Beregnede vannmengder er vist i tabell 2.1.

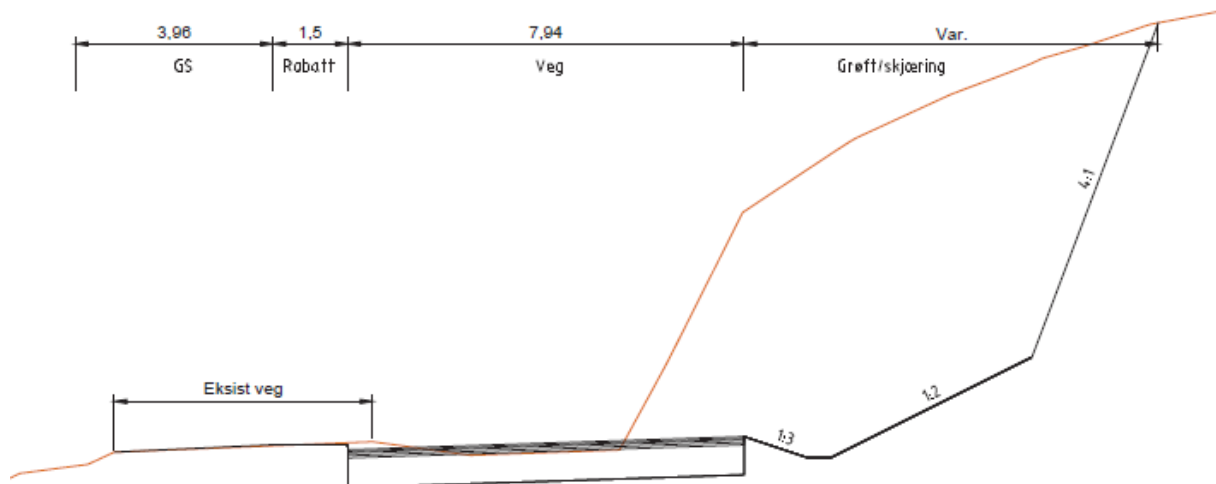
Som tabellen viser er den beregnede vannmengden for $Q_{\text{gjennomsnitt}}$ meget lav (0,14 l/sek). Selv ved bruk av $Q_{\text{gjennomsnitt}}$ vil nedbørsintensiteten variere gjennom anleggsperioden. For å bedre fange opp slike episoder er det valgt å benytte $Q_{\text{gjennomsnitt}} = 2 \text{ l/sek}$.

Tabell 2.1. Beregnede vannmengder i nedbørsfeltet.

	Årlig nedbør (mm)	Flom scenario (mm, varighet 60 min)	Nedbørsfelt (m^2)	Volum (l/sek)
$Q_{\text{gjennomsnitt}}$	2844 mm		1 500	0,14
$Q_{25 \text{ år}}$		30	1 500	12,5

2.2.2 Vann fra sprengningsarbeider

Tidlig i anleggsfasen, før sprengningsarbeidene er begynt, vil overvann samles i eksisterende vegggrøft. Etter hvert som arbeidene skrider frem, vil overvann også samles i grøft nedenfor fjellskjæring (se eksemplifisert skisse i figur 2.5). Store deler av overvannet vil trolig infiltreres i grøftene, i bergsprekker, og i løsmasser. Ved store nedbørsmengder kan det likevel bli behov for oppsamling og håndtering. I slike tilfeller er det viktig at det er etablert samlegrøfter som leder vannet til et oppsamlingspunkt for videre håndtering.



Figur 2.5. Snitt som viser eksisterende veg, planlagt veg og grøft/fjellskjæring

2.3 Forurensningskomponenter

Anleggsvannet vil bestå av overvann fra byggegrop og innlekket vann fra nærliggende anleggsområde.

Kvaliteten til overvannet kan bli påvirket av

- Forurensede myrmasser
- Sprengning
- Betongarbeider
- Forurensninger fra uhellsutslipp av drivstoff, smøremidler og kjemikalier
- Gravearbeider

Kvaliteten på anleggsvannet vil variere i anleggsperioden, dette er hovedsakelig på grunn av at forurensningskonsentrasjonene er ulikt fordelt i myrmassene. Videre vil varierende mengder innlekkasjevann og eventuelt overvann, fortynne anleggsvannet.

Alt vann som genereres fra arbeider med utgraving av myrmasser skal behandles i egnet renseløsning før det kan slippes til resipient. De mest aktuelle forurensningsparameterne er:

- Suspendert stoff
- Nitrogenforbindelser fra eventuelle sprengningsarbeider
- pH
- Organiske miljøgifter
- Metaller

2.3.1 Suspendert stoff

Gravearbeider kan generere betydelige mengder partikler, og anleggsvannet kan i perioder få høyt innhold av suspendert materiale. Konsekvenser av høye konsentrasjoner av suspendert stoff i vann kan være nedslamming av planter og bunnsubstrat. I vassdrag kan dette påvirke gyteområder hvor fiskeegg og gytesubstrat kan bli nedslammet av partikler. Langvarige utslipp av anleggsvann med høyt partikkelinnhold kan også redusere solinnstråling, og videre redusere fotosyntesen og den totale produksjonen i elva. Leveområdene for planter og dyr kan bli betydelig forringet, f.eks. ved at hull og groper i substratet nedslammes med reduksjon av leve- og beiteområder for bunndyr og fisk. Tiltak som reduserer partikkeltilførselen til resipienten kan i betydelig grad redusere skadeomfanget. En slik situasjon kan forhindres ved at det treffes tiltak for å redusere partikkeltilførselen til resipienten.

Den europeiske innlandsfiskekommisjonen (EIFAC) har utarbeidet grenseverdier for effekter av suspendert stoff på fisk (tabell 2.2). Det bemerkes at verdiene ikke kan brukes til å si noe om subletale skader eller relateres til fiskeart.

Tabell 2.2. Effekt av partikler fra naturlig erodert materiale på fisk (retningslinjer fra den europeiske innlandsfiskekommisjonen).

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.

Grenseverdiene i tabell 2.2 gjelder naturlige partikler med avrundede kanter, slik som en venter forekommer i myrmasser. Gravearbeider i slike naturlige masser, i eller nært vassdrag kan gi høye partikkelkonsentrasjoner. Økt tilføring av naturlig avrundende partikler kan også være et problem under rigging hvor vegetasjon skal ryddes og grunnen klargjøres for anleggsutstyr. Runde, naturlige partikler er mindre skadelige enn nåleformede/flisete partikler som dannes ved bryting av berg. Slike skarpe partikler kan penetrere gjeller hos fisk og bunndyr, noe som kan føre til slimutsondring, åndenød og infeksjoner. Effektene kan føre til massiv fiskedød (Jacobsen m.fl., 1987).

Tilføring av partikkelrikt prosessvann fra anleggs- og gruvevirksomhet i Norge har vist effekter på bestander av anadrom fisk, og redusert tetthet og mangfold av bunnlevende dyr og krepseplankton, som igjen gir dårligere næringsgrunnlag for fiskeyngel (Statens vegvesen, 2015). Det antas at situasjonene vil normaliseres igjen en tid etter at utslippet har opphørt, men man skal være ekstra oppmerksom på sårbare lakse- og ørretstammer. Anadrome vassdrag vil være mest sårbar i den perioden som er viktig for reproduksjon hos laksefisk, som i praksis betyr oktober-juni. Toleransen til fisk vil også være avhengig av den naturlige bakgrunnsverdien i vassdraget (Bækken m.fl., 2011).

2.3.2 Nitrogenforbindelser

Ved utsprengning av fjellskjæringer vil det forekomme rester av uomsatt sprengstoff i steinmassene. Det benyttes vanligvis langt mer sprengstoff ved utsprengning i tunnel (normalt 2,5 kg/m³) sammenlignet med utsprengning i skjæringer (0,6-0,7 kg/m³) (Statens vegvesen, 2015).

Vanligvis benyttes emulsjonssprengstoff bestående av i hovedsak NH₄NO₃ med et nitrogeninnhold på 26,2 % (NFF, 09). Rundt 7-15 % av nitrogenet forblir uomsatt etter sprengningen, og vil kunne finnes igjen i avrenningsvann og i sprengmasser. Av det uomsatte nitrogenet, kan opp til ca. 50 % kunne følge anleggsvannet ut til resipient, mens det resterende forblir i sprengmassene. Mengdene som følger med avrenningsvannet vil også avhenge av om sprengmassene spyles eller om nitrogenet vaskes ut ved hjelp av nedbør. Erfaring tilsier likevel at den reelle andelen av totalt nitrogen som følger avrenningsvannet forventes å være lavere enn 50 % av uomsatt nitrogen.

Det er en omtrentlig 50:50-fordeling mellom nitrat-N (NO₃-N₂) og ammonium-N (NH₄-N₂) i sprengstoff, og dette forholdet er forventet å gjenspeiles i avrenningsvann fra sprengrøysa, og i sigevann fra tipp/deponi. Avrenning av nitrat og ammonium er ikke nødvendigvis problematisk for vannkvaliteten i resipienten, men gir tilførsel av næringssalter som kan virke eutrofierende. Dette gjelder særlig resipienter med liten grad av fortynning. Nitrogen er begrensende faktor for algevekst i saltvann, mens fosfor er begrensende faktor i ferskvann. Nitrogenholdig avrenning kan derfor ha større eutrofierende effekt i brakkvann og saltvann enn i ferskvann (Vikan, 2013).

2.3.3 pH

Høy pH

Dersom det skal benyttes sedimentbaserte produkter i vegbyggingen, som f.eks. betong, kan dette føre til at anleggsvannet får en forhøyet pH. Episoder med høy pH vil i tilfellet inntreffe i perioden hvor produktet benyttes, og i en kort tid etterpå, under herding. Effekter av høy pH på fisk og bunndyr er ikke godt kjent, men det antas negative effekter særlig ved lengre tids eksponering. Det antas at det kun i liten grad skal benyttes betong under byggingen og det forventes derfor liten negativ effekt i resipienten som følge av høy pH.

Lav pH

Bergarter med sulfider og andre svovelførende mineraler kan gi sur avrenning i kontakt med oksygen og vann. For eksempel svartskifer og alunskifer kan inneholde høye konsentrasjoner av metaller, og i kombinasjon med at disse skifrene kan ha syredannede egenskaper er det viktig å være spesielt oppmerksom på forekomsten av slike bergarter (Statens vegvesen, 2015). Det er ikke registrert tilfeller av alunskifer i det aktuelle området.

2.3.4 Organiske miljøgifter

Olje og diesel

Søl av olje, diesel og andre kjemikaler kan påvirke vannresipienten. Dersom olje når vannresipienten kan den finfordeles i vannmassene og slik øker konsentrasjoner av de mest vannløselige komponentene. Oljeforurensning kan skade organismene i resipienten og særlig laks og sjøørret kan være utsatt. Ellers vil virkningen stort sett være tilgrising av strender langs elver, innsjøer og fjorder med reduksjon av kvaliteten til leveområder for fugl, rekreasjon, fiskeredskaper med mer.

Når det gjelder grenseverdier i resipient, foreligger det lite informasjon rundt toksiske effekter av olje i akvatisk miljø. Enkelte rapporter refererer til en PNEC-verdi (predicted no-effect concentration) i ferskvann på 1 mg/l for oljefraksjonene C10-C35, som sannsynligvis vil utgjøre mesteparten av oljen som potensielt kan slippes ut.

Benzen

Benzen er en organisk forbindelse og naturlig forekommende i oljeprodukter. Molekylet består av en ring med seks karbonatomer som hver har ett hydrogenatom hver bundet til seg. På grunn av den enkle strukturen er naturlig forekommende i oljeprodukter. Benzen er generelt lite løselig i vann og fordampes raskt under anaerobe forhold. Av denne grunn vurderes den humane risikoen som større enn den økologiske risikoen.

På grunn av massedisponering og risiko for human helse må toppmasser med høye benzenkonsentrasjoner graves ut tidlig i anleggsfasen, før det gjøres inngrep i øvrige masser.

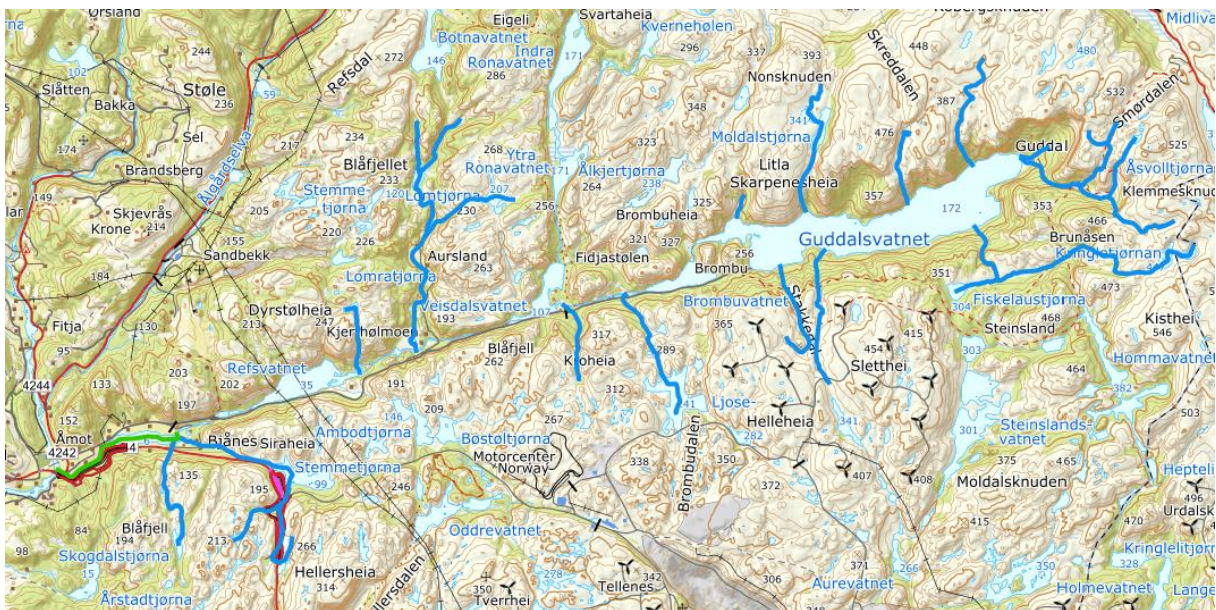
2.3.5 Metaller

Metaller kan løses ut i forbindelse med graving i forurensede masser og sprengning av ber, og kan slik nå resipienten via overvann. Løssmasser og berggrunnen vil naturlig ha høyere metallkonsentrasjoner enn vannet i resipienten. Vann med høye partikkelkonsentrasjoner kan derfor inneholde relativt høye metallkonsentrasjoner. Det er imidlertid kun løste metaller som er biotilgjengelige, og med potensiale for negative effekter i resipienten.

Avrenning fra byggegropa i myra vil gjenspeile den kjemiske sammensetningen i myrmassene, mens avrenning fra utsprengningsområdet vil gjenspeile den kjemiske sammensetningen av berggrunnen der. Som følge kan konsentrasjonen av enkelte metaller bli forhøyet. Høye konsentrasjoner kan være toksiske, og akutt toksiske (spesielt kobber), for vannlevende organismer (Statens vegvesen, 2015a). Metaller bundet til partikler i avrenningsvannet vil kunne reduseres med partikkelfjerningstrinn.

3 RESIPIENTBESKRIVELSE

Utslippsvannet fra tiltaksområdet ønskes sluppet ut i vannforekomsten *Litlå bekkefelt 026-711-R*. Vannforekomsten er en samling av små, sidebekker til elva Litlå (figur 3.1). Litlå er igjen en sideelv av Sokndalselva som munner ut i havet ved Sogndalstrand. Vannforekomsten Litlå og Sokndalselva er beskrevet i rapport *Miljørisikovurdering Fv. Prestbru – Bjånesbakken Delstrekning 1*. Siden vannforekomst Litlå bekkefelt består av flere, adskilte bekker, vil et utslipp i den ene bekken ikke gi direkte påvirkninger i øvrige deler av vannforekomsten. I det følgende er det derfor gitt en generell beskrivelse av hele vannforekomsten, og deretter en beskrivelse av selve resipientbekken.



Figur 3.1. Vannforekomst Litlå bekkefelt er en samling av mindre sidebekker til elva Litlå som igjen er en del av vassdraget Sokna. Sidebekkene som utgjør vannforekomsten er i kartet markert med blå streker. Vannforekomst Litlå er markert med grønn strek. Rødt indikerer plassering av de to delstrekningene; delstrekning 1 i vest og delstrekning 2 i øst.

3.1.1 Sårbarhetsvurdering

Det ble utført en sårbarhetsvurdering av resipientbekken i henhold til metoden beskrevet i Statens vegvesens rapport nr. 597; Vannforekomsters sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen (Statens vegvesen 2016). Her defineres vannforekomsters sårbarhet slik: «En vannforekomst sin evne til å tåle og eventuelt restitueres etter aktiviteter eller endringer i miljøforholdene». Med vannforekomst menes det i denne sammenheng bekken, elven eller vannet som kan påvirkes. Hensikten med sårbarhetsvurderingen er å vurdere om planlagte tiltak for håndtering av avrenning og vannbehandling er tilfredsstillende eller om det bør iverksettes ytterligere tiltak for å rense avrenningsvannet.

For vannforekomster som har høy sårbarhet kan det være aktuelt å stille høyere krav til renseseffekt for de løsninger som velges.

Sårbarhet defineres i kategoriene lav, middels og høy i henhold til kriteriene som er vist i tabell 3.1. Disse inkluderer kriterier fra vannforskriften og naturmangfoldloven, og i vurderingene tas det bl.a. hensyn til tilstand, størrelse (fortynning), brukerinteresser, annen påvirkning samt forekomster av sårbare arter og naturtyper.

Tabell 3.1. Sårbarhetsmatrise for vurdering av vannforekomsters sårbarhet basert på kriterier fra vannforskriften (øverst) og naturmangfoldloven (nederst).

Kriterier for sårbarhet	Lav sårbarhet (1)	Middels sårbarhet (2)	Høy sårbarhet (3)
Økologisk og kjemisk tilstand	Ikke relevant (se tekst)	Svært god økologisk tilstand og ingen VRS/EUs pri. nær EQS	God økologisk tilstand og ingen VRS/EUs pri. nær EQS
Størrelse på vannforekomst	Svært stor eller stor	Middels	Små
Vanntype mht kalk	Svært kalkrik	Moderat kalkrik	Svært kalkfattig eller kalkfattig
Vanntype mht humus	Svært humøs	Humøs	Svært klar eller klar
Beskyttet område iht vannforskriften	Nei, ingen beskyttede områder	Ja, for en type beskyttelse	Ja, for flere typer beskyttelser
Andre påvirkninger	Ingen	Noen (1-2)	Mange (>2)
Brukerinteresser/økosystem-tjenester	Ubetydelige	Ja, noen	Ja, sterke/mange
Vei langs vannforekomst	Liten del av vei berører vannforekomsten	Store deler av vei går langs vannforekomsten	Veien går langs mesteparten av vannforekomsten
Kantvegetasjon mellom vei og vann	Betydelig kantvegetasjon mellom vei og vannforekomst	Kantvegetasjonen er delvis redusert	Kantvegetasjonen mangler i stor grad
Poeng			

Kriterier for sårbarhet	Lav sårbarhet (1)	Middels sårbarhet (2)	Høy sårbarhet (3)
Relevante naturtyper	Ingen/Ja (Verdi C)	Ja (Verdi B)	Ja (Verdi A)
Ansvarsarter	Ingen	1	> 1
Truede arter	Ingen	1-2	> 2
Fredede arter	Ingen	-	1
Prioriterte arter	Ingen	-	1
Nær truede arter	1-2	2-5	> 5
Poeng			

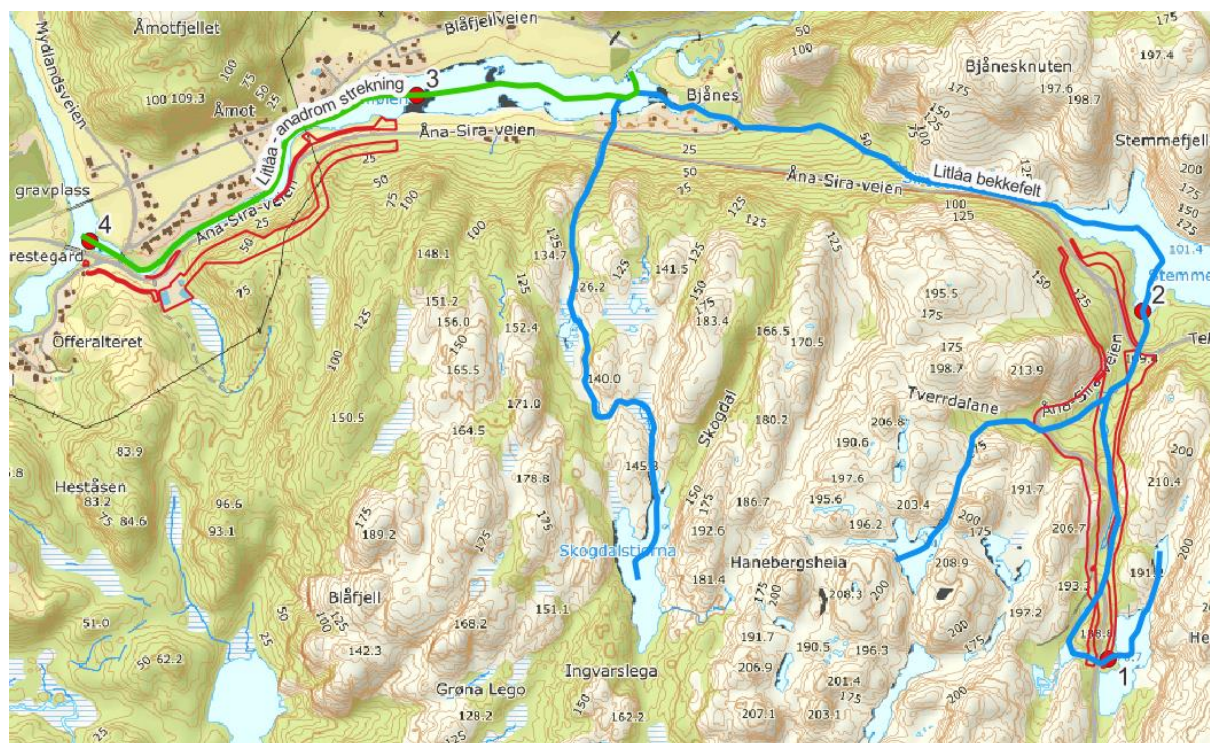
Etter en gjennomgang og poengsetting (1-3) av alle kriterier i sårbarhetsmatrisene beregnes en gjennomsnittsverdi for sårbarhet i henhold til kriteriene for vannforskriften og naturmangfoldloven. Sårbarheten defineres etter gjennomsnittsverdien slik som vist i tabell 3.2. Det samlede vurderingen baseres på den høyeste sårbarhetsvurderingen for de to sårbarhetsmatrisene.

Tabell 3.2. Kategorier av sårbarhet.

Lav sårbarhet (1)	Middels sårbarhet (2)	Høy sårbarhet (3)
<1,7	1,7-2,3	> 2,3

3.1.2 Innsamling av bakgrunnsverdier

For å innsamle bakgrunnsverdier for turbiditet og suspendert stoff utføres det prøvetaking ved 4 stasjoner langs de to delstrekningene (figur 3.2). Første overvåkningsrunde er utført og det planlegges flere runder før oppstart av anleggsarbeider.



Figur 3.2. For å innsamle bakgrunnsverdier for turbiditet og suspendert stoff utføres det overvåking ved fire stasjoner (røde sirkler) i vannforekomstene Litlå anadrom strekning (grønn strek) og Litlå bekkefelt (blå strek). De to planområdene er vist med røde streker.

3.2 Vannforekomst Litlå bekkefelt

Vannforekomsten Litlå bekkefelt er en del av vassdraget Sokna og er en samling av mindre sidebekker til Litlå. Tabell 3.3 viser generell informasjon om vannforekomsten.

Tabell 3.3. Generell informasjon om vannforekomst Litlå. Kilde: Vann-nett.no

Litlå – anadrom strekning	
Vannforekomst ID	026-711-R
Vannkategori	Elv
Vanntypekode	RSL1811
Størrelse	Små (< 10 km ²)
Klimasone	Lav(< 200moh.)
Kalsium	Svært kalkfattig type 1d
Humus	Klar (TOC2-5)
Turbiditet	Varierende, målinger utført våren 2022 viste turbiditetsverdier mellom 0,3 og 10 FNU.

3.2.1 Økologisk kvalitet

På grunn av lav pH (pH=5,2) er den økologiske tilstanden i vannforekomsten satt til moderat (vann-nett). pH er det eneste kvalitetsparameteres som er benyttet i tilstandsklassifiseringen.

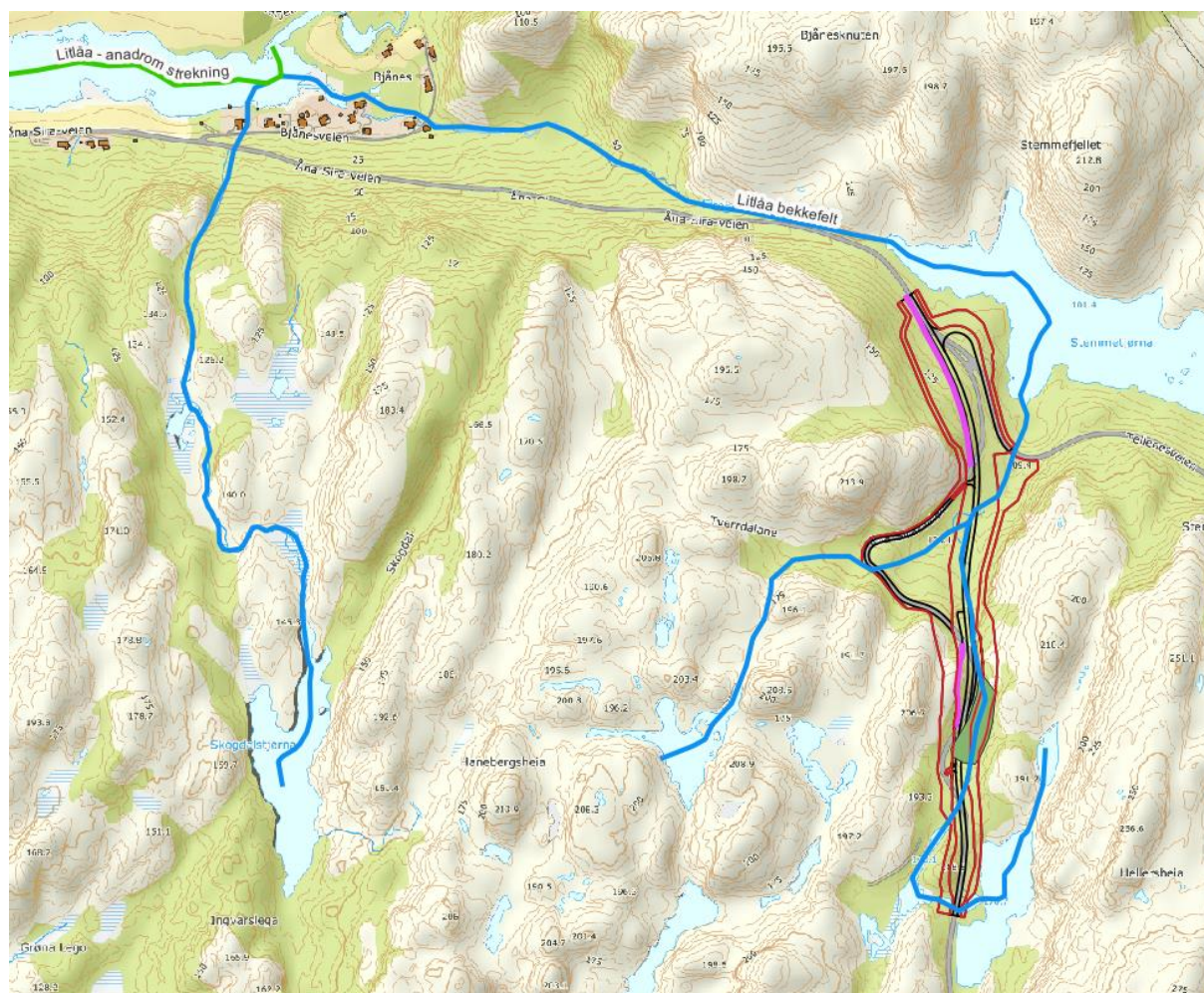
3.2.2 Kjemisk tilstand

Den kjemiske tilstanden i vannforekomsten er udefinert.

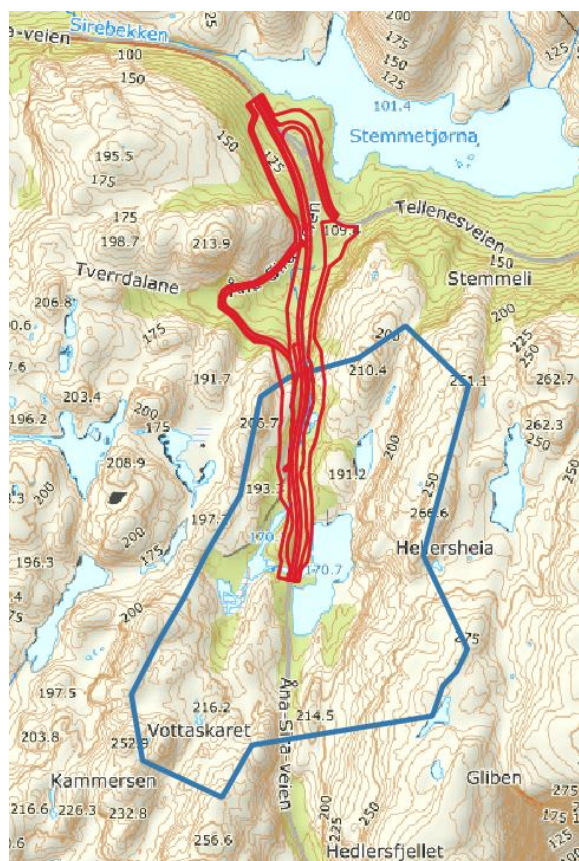
3.3 Resipientbekken

Resipientbekken er den del av vannforekomst Litlå bekkefelt og strekker seg fra Bjånes og opp til utspringet i Hellersheia (figur 3.2). Bekkestrekningen er ca. 2,3 km og omfatter innsjøen Stemmetjørna som er mye benyttet til bading. Oppstrøms Stemmetjørna har resipientbekken samløp med en annen bekk med utspring fra fjellområdene i vest, jf. figur 3.3.

Resipientbekken er smal og med en middelvannføring på 51 l/sek. Som middelvannføring i bekken er det benyttet data for middelavrenning for nedbørsfeltet, beregnet ved hjelp av NEVINA som er NVEs kartløsning for beregning av nedbørsmengder og nedbørsfelt.



Figur 3.3. Bekken som renner gjennom delstrekning 2 (resipientbekken) er en del av vannforekomst Litlå bekkefelt. Planområdet er markert med rød strek og den forurensede myra med grønt polygon.



Figur 3.4. Avgrensning av nedbørsfelt benyttet til beregning av vannmengder som tilføres myrområdet.

3.3.1 Sårbarhetsvurdering

Sårbarhetsvurderinger for resipientbekken er vist i tabell 3.4. Basert på vurderingen defineres resipienten som middels sårbar med hensyn på vannforskriften og lav sårbarhet med hensyn på naturmangfoldloven. Den samlede vurderingen baseres på den høyeste sårbarhetsvurderingen for de to matrisene, og resipientbekken får derfor *middels* sårbarhet etter metoden. Vurderingen indikerer at det bør iverksettes spredningshindrende tiltak for å redusere risikoen for miljøskade i resipienten. Fullstendig sårbarhetsvurdering for vannforekomst Litlå anadrom strekning kan ses i rapporten *Miljøriskovurdering Fv. Prestbru – Bjånes Delstrekning 1* hvor den ble vurdert til å ha høy sårbarhet.

Tabell 3.4. Sårbarhetsvurdering for resipientbekken basert på kriterier fra vannforskriften og naturmangfoldloven.

Kriterier for sårbarhet	Resipientbekken				
	Lav sårbarhet (1)	Middels sårbarhet (2)	Høy sårbarhet (3)	Antall kriterier	Kommentar
Økologisk og kjemisk tilstand					God økologisk og kjemisk tilstand
Størrelse på vannforekomst			3	1	<10 km ²
Vanntype mht kalk			3	1	Svært kalkfattig
Vanntype mht humus			3	1	Klar
Beskyttet område iht vannforskriften		2		1	Stemmetjørn badeplass
Andre påvirkninger		2		1	Sur nedbør, lakselus, rømt fisk
Brukerinteresser/økosystemtjenester	1			1	Fiske-, bade- og friluftsinnteresser
Vei langs vannforekomst	1			1	Store deler av tiltaksområdet tilgrenser vannforekomst.
Kantvegetasjon mellom vei og vann	1			1	Langs store deler av tiltaksområdet er kantvegetasjonen kun noen få meter.
Poeng	3	4	9	8	
Score	2,0				
Kriterier for sårbarhet	Resipientbekken				
	Lav sårbarhet (1)	Middels sårbarhet (2)	Høy sårbarhet (3)	Antall kriterier	Kommentar
Relevante naturtyper	1			1	Ingen
Ansvarsarter	1			1	Ingen
Truede arter	1			1	Ingen
Fredede arter	1			1	Ingen
Prioriterte arter	1			1	Ingen
Nær truede arter	1			1	Ingen
Poeng	6	0	0	6	
Score	1,0				

4 MILJØRISIKOVURDERING

4.1 Generelle betraktninger

Miljørisiko ved utslipp av vann kan grovt deles inn i risiko for akutte virkninger og risiko for kroniske virkninger. Faren for akutte virkninger vil avhenge av mange faktorer, hvor en av de viktigste er stoffkonsentrasjoner som oppstår i utslippspunktet eller i resipient. Faren for kroniske virkninger er oftest relatert til belastninger som er permanente eller svært langvarige. Kroniske virkninger vil også oppstå dersom det slippes ut stoffer som gir varige endringer av vann- eller sedimentkjemi eller stoffer der lave konsentrasjoner biomagnifiserer og blir problematiske i høyere trofinivåer.

Generelt er løste faser av stoffer i vann biotilgjengelige og med potensial for akutte virkninger på organismer. Utslipp av suspendert stoff og partikkelbundet forurensning vil primært være en spredningsmekanisme, og eventuelt medføre endret sedimentkjemi i områder der partiklene bunnfeller.

For tungmetaller og organiske forbindelser er normalt konsentrasjonene av partikkelbundet forurensning større enn konsentrasjoner løst i vannfasen.

4.2 Innblandingsfaktor og beregning av konsentrasjon i resipient

Ifølge veileder Miljødirektoratets *Veileder for fastsetting av innblandingssoner* M-46/2013 (Miljødirektoratet, 2013) vil innblanding/fortynning gjennomgå to faser; 1) primærfortynning som bestemmes av mengde utslippsvann og hastigheten ut i resipient, og 2) sekundærfortynning, der utslippsvannet fortynnes gjennom resipientens naturlige turbulente blanding og som foregår betydelig langsommere enn primærfortynningen. Videre angis primærfortynning å være i størrelsesorden 5-10 ganger innenfor en avstand på 10-30 meter fra utslippspunktet. Ved alle utslippspunkter med forskjellige konsentrasjoner i utslippsvann og resipient vil det derfor dannes en innblandingssone. Det er store variasjoner i fortynningseffekter i forskjellige resipienter og ut fra hvordan innblanding foregår.

4.2.1 Utslipp av anleggsvann fra byggegrop

Beregnete forhold mellom anleggsvann (før rensing) er vist i tabell 4.1. $Q_{\text{gjennomsnitt}}$ er beregnet til 1,4 l/s, men det er i beregningene lagt til grunn et konservativt volum på 2 l/s. Innblandingsfaktorene på nederste rad i tabellen gjelder ved 100 % innblanding mellom utslippsvann og bekkevann. Som middelvannføring i bekken er det benyttet data for middelavrenning for nedbørsfeltet, beregnet ved hjelp av NEVINA som er NVEs kartløsning for beregning av nedbørsmengder og nedbørsfelt. NEVINA oppgir ikke data for episoder med lav avrenning (lav vannstand i bekken). For likevel å kunne si noe om innblanding ved lav vannføring er det beregnet innblanding ved et scenario der vannmengden tilsvarer 1/3 av normal avrenning.

Tabell 4.1. Innblandingsfaktor i Litlå ved lavvannsføring (lvf) og middelvannføring (mvf).

Vannføring i resipient	
Bekk lvf (l/s) (1/3 av middelvannføring)	Bekk mvf (l/s), beregnet vha. NEVINA
17	51
Utslipp av 10 l/s ($Q_{\text{gjennomsnitt}}$)	
2	2
Innblandingsfaktor ved 100 % innblanding	
8,5	25,5

Anleggsvann fra byggegropa ved myra kan være påvirket av forurensning som følge av de forurensede massene i området. I tabell 4.2 – 4.4 vises beregnede konsentrasjoner av hhv. suspendert stoff og metallene arsen, bly, kobber og sink. Det er lagt til grunn utslipp av 100 mg suspendert stoff/L, noe som er ganske lavt i forhold til andre, liknende prosjekter. Grensa er satt lavt for å minske utslipp av partikkelbundne miljøgifter. For metaller er det benyttet grenseverdier tilsvarende utslipp ved 20 x AA -EQS. Det forutsettes at miljøgiftene er likt fordelt i myrmassene og at alle partikkelstørrelser vil ha samme konsentrasjon av miljøgifter knyttet til seg. Videre er forhold som miljøgiftenes relative fordeling mellom partikulær og løst form (og dermed deres resulterende biotilgjengelighet) ikke hensyntatt. I resipienten er det antatt bakgrunnskonsentrasjoner av miljøgifter som angitt i M-608.

Benzen er ikke inkludert i beregningene, dette på grunn av at stoffet fordampes raskt ved tilgang til oksygen og at den største risikoen er knyttet til human helse. Det er også lagt til grunn at utgraving av benzen-forurensede masser vil foregå i en egen operasjon hvor de ikke kommer i kontakt med anleggsvann som skal til resipient (Sømme, 2022).

Selv om sprengningsvolumet omtrent er det samme som for delstrekning 1 (ca. 40 000 m³ berg) vurderes det som lite sannsynlig at overvann fra sprengningsområdet utgjør risiko for nedslamming i resipienten. Dette på grunn av at overvannet vil infiltreres i grøfter, sprekker i berg, den store steinfyllinga, og i vegetasjonen på strekket mellom sprengningsområdet og resipient (også begrunnet i kap. 2.1.2). Når det gjelder utslipp av olje skal dette så langt som mulig unngås og risikoen for utslipp knyttes til eventuelle uhell. Av denne grunn er det ikke gjort beregninger av innblanding for disse parameterne. Det er imidlertid foreslått en generell grenseverdi for olje.

Beregningene som er utført har betydelig usikkerhet, dette fordi det alltid vil være variasjoner i vannkvalitet og vannmengder, både i utslippsvann og i bekkevann. Beregningene er utført på bakgrunn av vannføringer som beskrevet i kap 3.2 og tabell 4.1. Konsentrasjoner for turbiditet og suspendert stoff er hentet fra bakgrunnsobservasjon (se stasjonsplassering i figur 3.2).

Tabell 4.2. Beregning av konsentrasjon av suspendert stoff (SS) i Litlå ved utslipp av 100 mg/l SS. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannføring.

Utslippsmengde (L/S)	2 l/s (Qgjennomsnitt)	
Vannføring bekk	LVF	MVF
Konsentrasjon av SS i utslipp (mg/l)	100	100
Konsentrasjon av SS i resipient (mg/l)	2	2
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (mg/l)	12	6

Tabell 4.3. Estimert konsentrasjoner av utvalgte metaller i utslipp ved 20 x AA -EQS. Grønn = god kvalitet, gul = moderat kvalitet, oransje = dårlig kvalitet, rød = svært dårlig kvalitet.

Utslippsmengde (L/S)	2 l/s (Qgjennomsnitt)	
Vannføring bekk	LVF	MVF
Estimert konsentrasjon av arsen		
Konsentrasjon av arsen i utslipp (µg/l)	10	10
Konsentrasjon av arsen i resipient (µg/l)	0,15	0,15
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (µg/l)	1,2	0,5
Estimert konsentrasjon av bly		
Konsentrasjon av bly i utslipp (µg/l)	24	24
Konsentrasjon av bly i resipient (µg/l)	0,02	0,02
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding	2,5	0,9

(µg/l)		
Estimert konsentrasjon av kobber		
Konsentrasjon av kobber i utslipp (µg/l)	156	156
Konsentrasjon av kobber i resipient (µg/l)	0,3	0,3
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (µg/l)	16,7	6,2
Estimert konsentrasjon av sink		
Konsentrasjon av sink i utslipp (µg/l)	220	220
Konsentrasjon av sink i resipient (µg/l)	1,5	1,5
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (µg/l)	24,5	9,7

4.3 Risikovurdering

4.3.1 Suspendert stoff

Ved en utslippsgrense på 100 mg/l suspendert stoff, viser beregningene en økning fra 2 til 12 mg/l suspendert stoff ved lavvannsføring (tabell 4.2). Ved middelvannsføring er økningen svært liten; fra 2mg/l til 6 mg/l suspendert stoff. Disse konsentrasjonene ligger alle innenfor spennet i naturlige konsentrasjoner som har blitt målt i vassdraget, hvor konsentrasjonene varierte fra < 2 til 24 mg/l SS mellom stasjoner for bakgrunnsovervåking (figur 3.2). Slike konsentrasjoner utgjør ikke risiko for akutte eller kroniske virkninger i resipienten. Når bekkevannet når vannmassene i Stemmetjørna og videre med vannmassene nedover mot Litlå, vil økningen i konsentrasjonen av suspendert stoff trolig ikke være målbare.

4.3.2 Nitrogenforbindelser

For nitrogenforbindelser vurderes faren for eutrofiering å være relativt lav i ferskvannsresipienter med god vanngjennomstrømning. Ved lav vannføring er det imidlertid potensiale for at utslipp av høye nitrogenkonsentrasjoner kan forverre tilstanden i resipientenn. Som øvrige parametere vil konsentrasjonene synke drastisk etter hvert utslippsvannet fortynner seg nedover i resipienten. Det er ikke dokumentert fisk på strekningen mellom Stemmetjørna og tiltaksområdet. Dette, sett i sammenheng med at anadrom strekning i Litlå slutter ved Bjånes, gjør at det vurderes at et utslipp på 50 mg/l tot-n ikke utgjør noen risiko for fisk og andre vannlevende organismer i vannforekomsten.

4.3.3 Metaller

Partikkelbundne metaller er lite biotilgjengelige og utgjør normalt ingen stor risiko for vannlevende organismer. Ved at partikkelbundne metaller slippes ut, spres og sedimenterer i

resipienten, kan imidlertid tiltaket bidra til spredning og forflytning av forurensning. Der hvor forurensningen avsettes og eventuelt akkumulerer kan den utgjøre en risiko for sedimentlevende organismer.

Utgraving av myrmassene kan medføre mye finpartikler i overvannet og det kan derfor bli transport av partikkelbundet metall med anleggsvannet. Dette metallet vil være lite biotilgjengelig og utslippsmengden til resipient skal begrenses vesentlig gjennom reduksjon av suspendert stoff. Partikler som ikke bunnfeller i renseanlegget, vil være i små fraksjoner og holdes suspendert selv i svært svak strøm. Disse partiklene kan bunnfelle over lange avstander i resipient. Det vurderes som lite sannsynlig at utslippet vil forringe bunnssubstratet i resipienten ved at det blir permanent høyere metallnivåer.

I beregningene i Tabell 4.3 er det lagt til grunn grenseverdier på 20 x AA-EQS for metaller. Beregningene tyder på at dette medfører liten miljørisiko ved middelføring i resipienten hvor bekkevannet trolig vil ha metallkonsentrasjoner i god tilstand etter full innblanding med utslippsvannet. Dersom det skulle bli utslipp på ekstrem lavvannsføring, vil sannsynligvis konsentrasjonene i elven tilsvare dårligere enn god tilstand. Dersom det inntreffer slike episoder med lav vannføring og høye metallkonsentrasjoner, bør det utføres hastedanalyser og gjøres en vurdering om arbeidene kan fortsette, eller om de må opphøre frem til vannføringen øker. Med en slik praksis vurderes risikoen fra metaller, ved en utslippsgrense på 20 x AA-EQS, å være liten.

4.3.4 pH

Sokndalsvassdraget er kalket og har i dag en pH på ca. 6. Hensikten med å justere pH er å unngå ekstreme verdier og å redusere faren for ammoniakkdannelse. Sistnevnte vurderes som lite sannsynlig, dette på grunn av at vassdraget er surt og pH holdes kunstig oppe på ca. 6. I praksis har det vist seg krevende å holde pH fra drivevann helt stabilt innenfor små intervaller, men isolert sett er risikoen fra pH liten. Akvatisk biota har god toleranse for pH i intervallet 6-9 og dette foreslås som grenseverdier for pH.

4.3.5 Olje

Når det gjelder utslipp av olje, tas det utgangspunkt i at utgraving av myrmasser og sprengning av berg ikke skal generere større utslipp av olje. Det må iverksettes gode rutiner for anleggsarbeid, vedlikehold og tiltak ved spill for å redusere utslipp av olje til resipienten. Foreslått grenseverdi for olje er en maksimalverdi for å redusere økologisk risiko ved utslipp av olje.

4.4 Forslag til grenseverdier for utslipp

Basert på utført miljørisikovurdering foreslås det grenseverdier for rensset anleggsvann fra byggegrop i myr. Grenseverdiene gjelder i hele perioden hvor det foregår inngrep i myr. Grenseverdiene gjelder for mengdeproporsjonale ukeblandprøver.

Grenseverdiene gjelder ikke for øvrige arbeider på delstrekningen, som for eksempel sprengningsarbeider, dette på grunn av at anleggsvann fra sprengningsarbeider er vurdert å utgjøre liten miljørisiko (jf. kap 4.2.1).

Det er ikke foreslått grenseverdier for nitrogenforbindelser, dette pga. liten økologisk risiko, samt at det ikke finnes noen effektiv renseteknikk som fjerner nitrogen fra anleggsvann. Eventuelle negative effekter av giftig ammoniakk kontrolleres derfor best gjennom pH-justering.

Metaller bør analyseres på både oppsluttede og filtrerte prøver.

Tabell 4.4, Forslag til grenseverdier og parametere for overvåking av utslipp til resipientbekken.

Parameter	Resipientbekken
Suspendert stoff (mg/l)	100
Oljeforbindelser (mg/l)	10
Arsen (µg/l)	10 (20 x AA EQS)
Bly (µg/l)	24 (20 x AA EQS)
Kobber (µg/l)	156 (20 x AA EQS)
Sink (µg/l)	220 (20 x AA EQS)
pH	6-9

5 OPPFØLGING, OVERVÅKING OG RAPPORTERING

5.1 Oppfølging

5.1.1 Plan for ytre miljø (YM-plan)

Rogaland fylkeskommune har utarbeidet en ytre miljøplan som gir føringer for hva som skal hensyntas i prosjektering og byggefasen. I tillegg skal utførende entreprenør utarbeide sin egen ytre miljøplan for prosjektet, der de videreutvikler og implementerer tiltakshavers YM-plan, i tillegg til å gjøre egne vurderinger av forhold, risiko og tiltak knyttet til ytre miljø for prosjekteringsfase og byggefase.

Entreprenørens YM-plan skal som minimum dekke følgende:

- Prosjektets miljømål og temaer
- Krav, oppfølging og tiltak knyttet til prosjektets miljømål

- Rigg- og marksikringsplan
- Rutiner for avvikshåndtering
- Oversikt over relevante dokumenter (rutiner, sjekklister) i entreprenørens internkontrollsystem for miljøoppfølging

Krav i tillatelser fra forvaltningsmyndighetene skal være innarbeidet i leverandørens YM-plan og rutiner.

Rutiner og sjekklister for arbeider som medfører risiko for skade på ytre miljø skal forelegges tiltakshaver til godkjenning ved etterspørsel.

For å sikre at alt relevant personell har fått nødvendig informasjon, skal det avholdes oppstartsmøte om YM før anleggsstart samt ved behov før oppstart av arbeid i delområder med særlig stor risiko for skade på ytre miljø (f.eks. arbeid i/nært vassdrag, forurensset grunn). I tillegg til at YM er et fast punkt på byggemøter, skal det avholdes særmøter for ytre miljø ca. annenhver uke for gjennomgang og oppfølging av nødvendige miljøtiltak i henhold til YM-planen.

I tillegg til vanlig byggherrepersonell, vil tiltakshaver ha naturviter/miljørådgiver tilgjengelig for rådgivning og oppfølging av YM i anleggsfasen. Det er satt krav i kontrakten om, at entreprenøren sin fagansvarlige for YM skal ha relevant faglig kompetanse og erfaring samt være til stede på anlegget i nødvendig omfang.

5.2 Tiltaksliste

Følgende kan anses som en ikke uttømmende liste med forslag til tiltak for å følge opp miljøkravene, samt ved uforutsette hendelser. Det legges til grunn at totalentreprenør, gjennom sitt internkontrollsystem og valg av løsninger, komplementerer og etablerer en operasjonell liste tilpasset prosjektet. En prosedyre/tiltaksliste skal sikre at vann fra anlegget er tilfredsstillende rensset, kontrollert og rapportert i henhold til krav fra tiltakshaver og eventuell utslippstillatelse for anleggsarbeidene:

- Overskridelse av grenseverdier satt i utslippstillatelse meldes uoppfordret til Statsforvalteren i Rogaland.
- Akutte utslipp varsles i henhold til forskrift om varsling av akutt forurensning eller fare for akutt forurensning.
- Containere rigges slik at de kan tømmes av slamsugebil.
- Det skal daglig (alle driftsdager) gjøres kontroll av renseløsninger og eventuelle oljeabsorbenter, oljeutskillere og liknende.
- Nivået av slam i hele renseanlegget skal kontrolleres. Kontroll av nivå samt tømming av slam registreres.
- Kalibrering av loggere utføres i samråd med leverandør av renseanlegget.
- Skjema for daglig kontroll fylles ut. Ansvarlig må pekes ut.
- Entreprenør skal registrere, journalføre og rapportere følgende:

- Logg med verdier for pH, turbiditet, mengde vann til utløp.
 - Eventuelt gjenbrukt vann skal rapporteres månedlig.
 - Kontrollskjema for daglig kontroll av renseanlegg.
- Kontrolldokumenter skal oppbevares i prosjektets levetid og overleveres tiltakshaver ved ferdigstillelse.

5.3 Overvåking

Utslipp til vann må overvåkes så lenge anleggsfasen pågår. Målingene skal gjennomføres slik at eventuelle overskridelser av utslippsgrenser oppdages raskt og avbøtende tiltak kan iverksettes. pH og turbiditet skal overvåkes kontinuerlig og i sanntid, og med alarm ved utslipp over grenseverdier. I tillegg foreslås det å ta ut mengdeproporsjonale ukeblandprøver som analyseres for olje, suspendert stoff, arsen, bly, kobber, sink og pH. For å unngå at målte verdier overstiger omsøkte grenseverdier, må det utarbeides en tiltaksliste. Det kan være aktuelt å benytte flokkulering for å oppnå ønsket rensegrad før utslipp. Kontinuerlige målinger og vannprøver skal representere forholdene ved normal drift på anlegget. Samtlige vannprøver skal prøvetas og analyseres i henhold til Norsk Standard. Dersom annen metode benyttes skal det dokumenteres at metoden gir tilsvarende nøyaktighet som Norsk Standard. Laboratoriene som benyttes skal være akkreditert for de aktuelle analysene.

5.4 Rapportering

I løpet av anleggsperioden skal entreprenør loggføre hver prøverunde, og dersom det oppstår avvik skal Statsforvalteren informeres. Etter at tiltaket er gjennomført skal det utarbeides en sluttrapport der overvåkingsresultater fra hele prosjektet oppsummeres.

5.5 Tiltakshavers krav til renseløsning

Tiltakshaver vil i sin kontrakt med entreprenør sette en rekke krav til renseløsninger. Kravene er vedlagt denne søknaden.

6 STØV

Luftforurensning i anleggsperioden knyttes først og fremst til utslipp av støv. Støv i anleggsfasen kan genereres fra

- Sprengning og knusing av masser
- Lasting og lossing av masser
- Anleggstrafikk, da spesielt på grusveier
- Støvflukt fra mellomlagrede masser

Hovedvekten av støvet fra slike kilder er større partikler som avsettes forholdsvis raskt og i kildens nærområde. Små partikler i form av svevestøv vil kunne finnes i mindre mengder.

Anbefalte retningslinjer i kapittel 2 og tabell 1 i Klima og miljødepartementets *Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging* (T-1520/2016), legges til grunn for anleggsfase og driftsfase.

7 STØY

Støy i anleggsfasen vil i hovedsak være relatert til sprengning av berg, gravearbeider, transport, massetipping og andre arbeider relatert til vegbygging. Før sprengning skal det etableres et varslingsystem slik at både arbeidere og beboere blir varslet i god tid.

Klima- og miljødepartementets veileder T-1442/2016 oppgir grenseverdier for begrensnings av støy fra bygg- og anleggsvirksomhet. Grensene gjelder for anlegg med total driftstid mindre enn 6 uker. For lengre driftstid skjerpes grenseverdiene for dag og kveld. Eventuelle avvik fra T-1442/2016 i anleggsfasen må avklares med rette myndighet.

8 REFERANSER

- Bækken T., 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA-rapport L.NR. 3920-98.
- Bækken T., 2000. Utslipp av tunnelvann i Mastebekken. Modum kommune. Virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk. Sluttrapport. NIVA-rapport L.NR 4287-2000.
- Bækken T., Dale T., Iversen, E. 2011. Miljøriskovurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i Vangsvatnet ved Voss. NIVA-rapport L.NR. 6238-2011.
- Direktoratsgruppen for gjennomføring av vannforskriften, 2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- Hessen, D. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton, rapport nr. O-89179.
- Jacobsen, P., Aanes, K. J., Grande, M., Kristiansen, M og Andersen, S. 1987. Vurdering av årsak til fiskedød ved G.P. Jægtvik A.S., Langstein., NIVA-rapport nr. 2038.
- Miljødirektoratet, 2013. Veileder for fastsetting av innblandingssoner. Rapport M-46/2013.
- Miljødirektoratet, 2021. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2020. Rapport M-2182/2021.
- NFF (Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk). 2009. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09.
- Rekefjord Stone, 2022. Internettside: <https://rekefjordstoneas.no/ansit-and-norit/>, besøkt 06.07.2022.
- Sandaas, S og Enerud, J, 2018. Utbredelse og bestandsstatus hos elvemusling Margaritifera margaritifera i Sokna. Soknedal kommune, Rogaland fylke 2018.
- Statens vegvesen, 2015. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Statens vegvesens rapporter. Nr. 389.
- Sømme, H. O. 2022. Fv 44 Prestbru - Bjånesbakken – Miljøtekniske grunnundersøkelser. Ecofact rapport 873.
- Sørensen, J. 1998. Massedeponering av sprengstein i vann – forurensningsvirkninger. NVE-rapport 29 1998.
- Vikan, H. 2013. Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann – Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. VANN 03.

VEDLEGG

Sømme, H. O. 2022. Estimering av myrmasser. Ecofact notat 3019-HOS.

Sømme, H. O. 2022. Fv 44 Prestbru - Bjånesbakken – Miljøtekniske grunnundersøkelser. Ecofact rapport 873.

Byggherres YM-plan og miljørisikovurdering.

Tiltakshavers krav til rensøsning.