



Statens vegvesen



13/7389-

Fylkesmannen i Rogaland
Postboks 59
4001 STAVANGER

Behandlerenhet:
Region vest

Saksbehandler/innvalgsnr:
Mette Alsvik - 51911432

Vår referanse:
2013/082733-001

Deres referanse:

Vår dato:
10.07.2013

Søknad om tillatelse til utslipp fra anleggsdrift og fra driftsfase Entreprise E05 Hundvågtunnelen med dagsone Buøy

Statens vegvesen skal etablere ny rv.13 fra Stavanger til Solbakk i Rogaland fylke. Hensikten med prosjektet er å etablere fastlandssamband mellom Ryfylke og Nord-Jæren, samt å gi ny forbindelse til Hundvåg. Arbeidene er delt inn i flere entrepriser. I entreprise E05 starter tunnelarbeidene for Hundvågtunnelen opp. Planlagt anleggsperiode vil være Mars 2014 til november 2017.

Etablering av ny veg vil blant annet medføre utslipp av vann fra driving av tunneler og avrenning/utvasking fra deponerte masser i anleggsfasen. I driftsfasen vil det være utslipp av vaskevann fra tunnel og overvann fra veg i dagen.

Dette dokumentet er en søknad om utslippstillatelse for tiltakets anleggsfase og driftsfase, og gjelder for Hundvågtunnelen med tilhørende dagsone på Buøy.

E39 Eiganestunnelen rv. 13 Ryfast
Med hilsen

Gunnar Eiterjord
Prosjektleder

Mette Alsvik
Ytre miljøansvarlig

Postadresse
Statens vegvesen
Region vest
Askedalen 4
6863 Leikanger

Telefon: 02030
Telefaks: 57 65 59 86
firmapost-vest@vegvesen.no
Org.nr: 971032081

Kontoradresse
Lagårdsveien 80
4010 STAVANGER

Fakturaadresse
Statens vegvesen
Regnskap
Båtsfjordveien 18
9815 VADSØ
Telefon: 78 94 15 50
Telefaks: 78 95 33 52

Statens vegvesen Region vest

Søknad om tillatelse til utslipp fra anleggsdrift og fra driftsfase

Entreprise E05 Hundvågtunnelen med dagsone Buøy

SHA_YM-045

2013-07-10 Oppdragsnr : 5111687



E02	2013-07-10	Rettar ette rkommentarar SVV	Jokjo	-	jokjo
E01	2013-07-09	Til kommentar Svv/ behandling hos Fylkesmann	iw	jokjo	BjKle
Rev.	Dato:	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontroll	Godkjent

Innhold

1	Innledning	7
1.1	Generelt	7
1.2	Om prosjektet	7
1.3	Om utbygger	8
1.4	Varighet av anleggsperioden	8
1.5	Riggområder	8
1.6	Ytre miljø i prosjektet	8
2	Vann fra tunneldriving	11
2.1	Innlekkasje- og produksjonsvann	11
2.2	Vannkvalitet	11
2.2.1	Generelt 11	
2.2.2	Nitrogenforbindelser	11
2.2.3	pH 12	
2.2.4	Suspendert stoff	13
2.2.5	Organiske miljøgifter	13
2.2.6	Tungmetaller	13
2.3	Vannmengder tunnelvann	13
2.3.1	Forutsetninger	13
2.3.2	Hundvågtunnelen – E05	15
2.4	Utslippspunkt	15
3	Vann fra fremtidig veganlegg	16
3.1	vann fra fremtidig veganlegg	16
3.2	Utslippspunkter	16
3.3	Vannmengder fra tunnel	16
3.3.1	Drensvann	16
3.3.2	Tunnelvask	17
3.4	Vannkvalitet	18
3.4.1	Generelt 18	
3.4.2	Vaskevann fra Hundvågtunnelen	19
3.5	Utslippspunkter	19
4	Vannbehandling	20
4.1	Generelt	20
4.2	Anleggsfase	20
4.2.1	Lekkasje- og produksjonsvann fra tunneldriving	20
4.2.2	Vann fra verkstedsrigg/vaskeplass	22
4.2.3	Anleggsvann- lensevann fra byggegrop ved Buøy	22
4.3	Fremtidig veganlegg (vaske- og overvann)	22
4.3.1	Tunnel 22	
4.3.2	Dagsoner (overvann)	23

5	Utslippspunkter og krav til utslipp	24
5.1	Planlagte utslippspunkter	24
5.2	E05 Krav til utslipp	25
6	Utslippskrav, overvåking og rapportering i anleggsfasen	26
6.1	Foreslåtte utslippskrav i anleggsfasen	26
6.2	Overvåking og oppfølging i anleggsfasen	26
6.2.1	Entreprenør	26
6.2.2	Byggherrestyrt	28
7	Beredskapsplan	29
8	Referanser	30

Vedlegg 1: Tegninger:

- 05-G20-201, Oversikt drens og vaskevannssystem, Plan og Profil
- 05-G20-202, Oversikt drens og vaskevannssystem, Plan og Profil
- 05-G21-290, Utløpskum for stigerør Grasholmen
- 05-G21-291, Utløp drens- og vaskevann Grasholmen
- 04-G10-121 (Eiganes, men samme prinsipp gjelder for Hundvåg)

Vedlegg 2: Miljørisikovurdering

- SHA/YM-044 Miljørisikovurdering av utslipp, E05 Hundvågtunnelen

Sammendrag

Statens vegvesen skal etablere ny rv.13 fra Stavanger til Solbakk i Rogaland fylke. Hensikten med prosjektet er å etablere fastlandssamband mellom Ryfylke og Nord-Jæren, samt å gi ny forbindelse til Hundvåg. Ryfylkes fastlandsforbindelse (Ryfast) skal avløse de to ferjesambandene Stavanger-Tau og Lauvvik-Oanes. Den nye veggen vil i hovedsak gå i tunnel.

Dette dokumentet er en søknad om utslippstillatelse for tiltakets anleggsfase og driftsfase, og gjelder for Hundvågtunnelen med tilhørende dagsone på Buøy.

Etablering av ny veg vil blant annet medføre utslipp av vann fra driving av tunneler, vaskevann fra tunnel, overvann fra veg i dagen og avrenning/utvasking fra deponerte masser. Overskuddsmasser fylles ut i sjø for å etablere nye landområder på to steder, ved Solbakk (nytt vegareal) og ved Buøy (nytt areal til næringsareal). Det er utarbeidet separate utfyllingssøknader for disse arbeidene.

Det blir gjennomført en rekke avbøtende miljøtiltak knyttet til anlegget, og disse ivaretas i egen YM-plan for prosjektet.

Ulike vannresipienter vil påvirkes av utslipp fra den nye veggen.

Det søkes med dette fylkesmannen om tillatelse til:

- Utslipp i anleggsfasen av rensset vann fra tunneldriving til sjø ved Buøy.
- Utslipp i driftsfasen av rensset vaskevann fra tunnel via borhull til sjø ved Grasholmen.
- Utslipp av overvann fra veg i driftsfase til sjø ved Buøy (Bangarvågen).
- Utslipp av rensset vann fra byggegrop ved Buøy

Det er utarbeidet separat søknad om utslipp for drifts- og anleggsfase for de andre delene av utbyggingen, entrepriise E02 (Solbakk) og E03 (Hundvåg nord) og entrepriise E04 Eiganestunnelen med del av Hundvåg.

1 Innledning

1.1 GENERELT

Statens vegvesen skal etablere ny rv.13 fra Stavanger til Solbakk i Strand kommune i Rogaland fylke. Hensikten med prosjektet er å etablere fastlandssamband mellom Ryfylke og Nord-Jæren, samt å gi ny forbindelse til Hundvåg. Ryfylkes fastlandsforbindelse (Ryfast) skal avløse de to ferjesambandene Stavanger-Tau og Lauvvik-Oanes. I tillegg skal prosjektet avlaste sentrumsområdene for gjennomgangstrafikk mellom Hundvåg og E39.

Etablering av ny veg vil blant annet medføre utslipp av vann fra driving av tunneler i anleggsfasen (lekkasje- og produksjonsvann) samt innlekkasje- og vaskevann fra tunneler og overvann fra dagsoner i driftsfasen. Dette dokumentet er en søknad om utslippstillatelse for vann i drifts- og anleggsfasen, og inneholder, sammen med vedlegg 1, en vurdering av utslippets påvirkning på ytre miljø i disse fasene. Det vises til kapittel 36 i Forurensningsforskriften, som stiller krav til behandling av tillatelser etter forurensningsloven. Øvrige forhold som omhandler ytre miljø i prosjektet blir ivaretatt gjennom andre prosesser, deriblant gjennom egen plan for ytre miljø som er utarbeidet for hver enkelt entrepriise.

1.2 OM PROSJEKTET

Figur 1 gir en oversikt over entreprisene knyttet til Rv 13 Ryfastforbindelsen i Stavanger og Strand kommune. Dagsonene er blåst opp.

Rv 13 Ryfast, består av Hundvågtunnelen på 5,6 km (entrepriise E05) og Solbakktunnelen på 14,35 km (E02 og E03). Denne utslippssøknaden gjelder E05 som omfatter Hundvågtunnelen med dagsone på Buøy.

Eiganestunnelen, entrepriise E04 og E06, er ikke en del av arbeidet med Rv. 13, men er knyttet til arbeidet med E39, Eiganes. Det er utarbeidet separate utslippssøknad for arbeidene med E39. Det er også sendt separat utslippssøknad for entreprisene E02 og E03, som omfatter Solbakktunnelen og Hundvåg nord.

I prosjektet inngår bl.a. nødvendig omlegging og nybygging av tilkomstveger, gang- og sykkelveger, samt støytiltak i de berørte områdene. Prosjektet omfatter videre bru, kulverter, portaler, støyskjermmer og VA.

1.3 OM UTBYGGER

Utbygger er Statens vegvesen region vest. Kontaktinformasjon er vist i

Tabell 1 Firmapresentasjon

Organisasjon	Statens vegvesen Region vest
Organisasjonsnummer	971 032 081
Besøksadresse	Lagårdsveien 80, Stavanger
Telefon	02030
Kontaktperson	Mette Alsvik og Berit Skjellerudsveen
E-post	firmapost-vest@vegvesen.no

1.4 VARIGHET AV ANLEGGSPERIODEN

Planlagt anleggsperiode for denne entreprisen er som følger;

- Entreprise E05: Mars 2014 til november 2017
- Tunnelarbeider: Mars 2014 til januar 2017.

1.5 RIGGOMRÅDER

Entreprenøren kan benytte områder avsatt til riggområde som rigg/midlertidig deponering. Hvordan entreprenøren ønsker å bruke området til rigg/midlertidig deponi, skal framgå av entreprenøren sin riggplan.

Riggområder og anleggsveger skal generelt sett etableres slik at de medfører minst mulig terrenginngrep. Eksisterende vegetasjon bevares i størst mulig grad. Dette blir ivaretatt i kontrakter med entreprenør generelt og synliggjort spesielt i rigg- og marksikringsplaner som utarbeides for hver entreprise (Z-tegninger).

1.6 YTRE MILJØ I PROSJEKTET

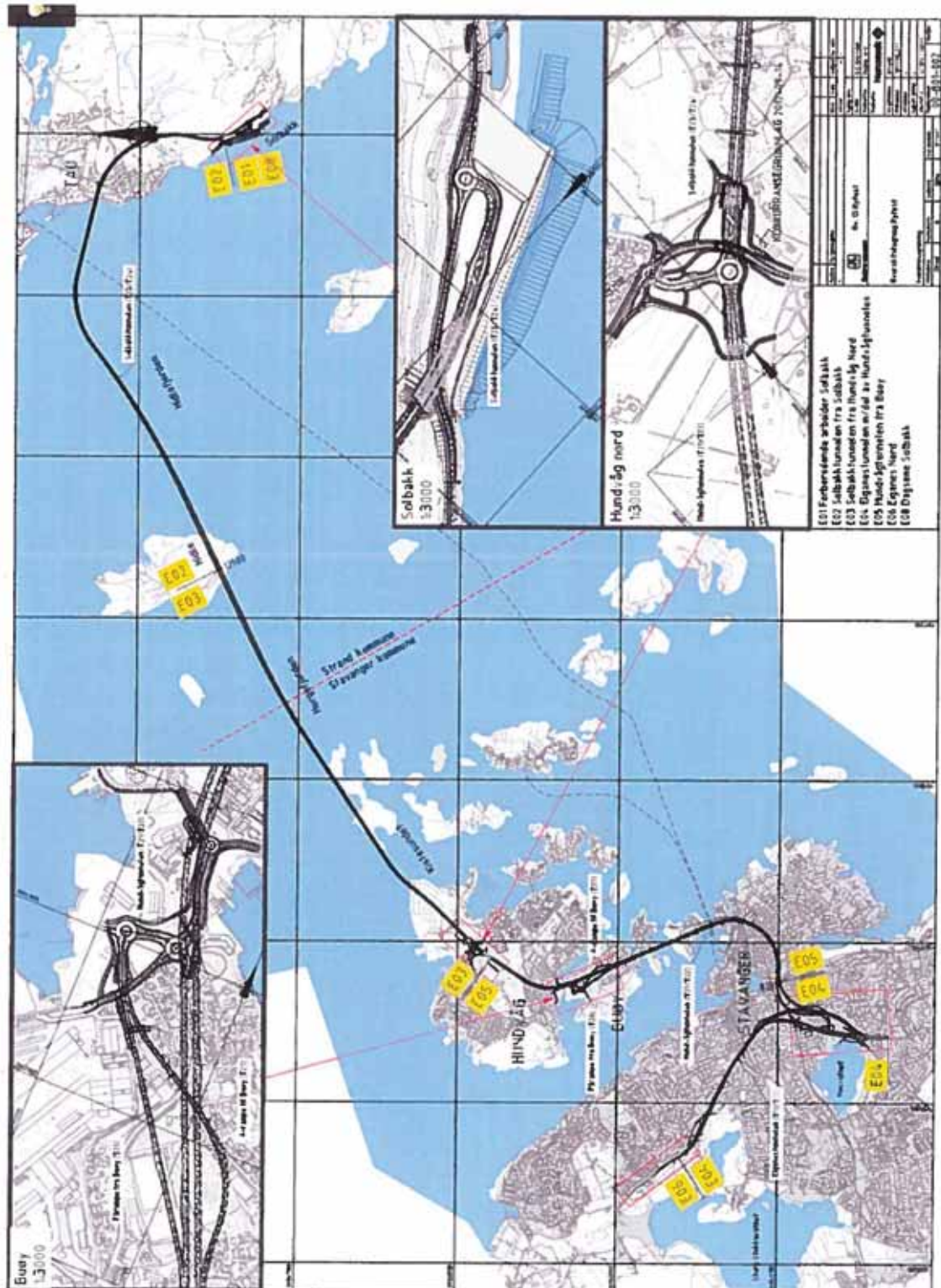
Overskuddsmassene fra tunneldrivingen i prosjektet er planlagt benyttet til utfylling i sjø ved Solbakk og ved Buøy. Søknader om utfyllinger etter Forurensningsloven oversendes separat.

For håndtering av forurensete løsmasser innenfor tiltaksområdet, vil det bli utarbeidet egne tiltaksplaner for forurenset grunn som skal behandles av tiltaksmyndighet (Stavanger kommune) etter forurensningsforskriften. For entreprise E05 gjelder dette lokalitet med forurenset grunn ved Bangarvågen.

Det er ikke planlagt egne permanente landbaserte massedeponier for tunnelstein i prosjektet. Det kan bli mellomlagring av tunnelstein i forbindelse med knuseverk

(entreprenør har mulighet til å benytte tunnelstein til vegunderbygning), som evt. etableres innenfor riggområdet på Hundvåg.

Det er utarbeidet egen YM-plan for prosjektet som ivaretar andre forhold knyttet til ytre miljø.



Figur 1 Oversiktsplan med entrepriser (E01 - E08). Soknaden gjelder E05.

2 Vann fra tunneldriving

2.1 INNLEKKASJE- OG PRODUKSJONSVANN

I drivefasen av tunnelen vil det bli dannet drifts- og dreinsvann fra ulike kilder;

- innlekking av vann fra omliggende berg (innlekkasjevann)
- driftsvann fra boremaskiner (produksjonsvann)
- avrenning fra byggegrop
- avrenning fra (midlertidig) deponerte masser

Vannet kan bli påvirket av ulike forurensninger fra;

- sprengstoff
- injeksjonsmasser (det skal benyttes sementbaserte tetningsmidler)
- betong
- ulike forurensninger fra uhellsutslipp
- utslipp/lekkasjer (av drivstoff, hydraulikkolje, bremsevæske osv.)

2.2 VANNKVALITET

2.2.1 *Generelt*

Lekkasjevann er rent vann. Dette blandes imidlertid med produksjonsvann før utslipp. Mengde av lekkasjevann i tunnelvannet øker etter hvert som tunnelen drives, og kan være stor dersom man passerer svakhetssoner. Kvaliteten på tunnelvannet vil variere noe i anleggsperioden på grunn av varierende mengder av innlekkasjevann som fortynner produksjonsvannet.

I drivefasen av en tunnel anses følgende parametere å være mest sentrale når det gjelder utslipp av vann:

- Suspendert stoff (SS)
- Tot-N (NH_4 og NO_3)
- pH
- Tungmetaller
- Organiske forbindelser

2.2.2 *Nitrogenforbindelser*

Forurensningen fra sprengningsarbeider er i stor grad knyttet til andelen uomsatt sprengstoff som blir igjen i massene etter detonering. Her finnes nitrogenforbindelser som kan være uheldige for miljøet.

Andelen uomsatt sprengstoff avhenger av mange faktorer, blant annet lokale bergforhold, funksjonsfeil på tennere og generelt søl under lading. Gode rutiner i anleggsfasen kan bidra til å redusere nitrogeninnholdet i vann som slippes ut fra tunneldrivingen.

Emulsjonssprengstoffene, som i hovedsak består av ammoniumnitrat, inneholder i overkant av 25 % nitrogenforbindelser. Uomsatt sprengstoff inneholder om lag like deler ammonium- og nitratforbindelser. Ammoniumnitrat er lett løselig i vann. Andel uomsatt sprengstoff varierer, men mengden ligger ofte mellom 10 og 15 %. Denne prosentandelen er målt ved sprengninger i normalt fjell og med erfaren operatør. Av uomsatt nitrogen etter sprengning vil ca. halvparten kunne vaskes ut av tunnelmassene og gå videre til resipienten. Erfaringer og teoretiske beregninger viser at 2-5 % av total nitrogen i sprengstoffet følger tunnelvannet ut i resipient. Nitrogeninnholdet i tunnelvann kan dermed være svært høyt.

Ved tunnelbygging for jernbanetrasé Jong-Asker viste målinger at konsentrasjonen av total nitrogen varierte med vannmengdene og var lavest ved høye vannmengder. Ved en vannmengde på 140 m³/døgn lå nitrogenkonsentrasjonen på ca. 50 mgN/l (Mengder av uomsatt N som følger sprengsteinsmassene ut i forbindelse med utfyllingen omtales i miljørisikovurderinger, vedlegges søknad om utfylling).

Når nitrogenforbindelsene lekker videre fra sprengstein til vannresipient vil dette kunne gi en uønsket eutrofiering i resipienten. Fosfor som kommer fra berggrunnen antas å være lite tilgjengelig for organismene, da dette vil være partikulært bundet.

Mengden ammonium som omdannes til ammoniakk øker med temperaturen dersom pH holdes konstant. Ammoniakk har en giftvirkning på mange vannlevende organismer. Giftigheten av utslipp vil være en kombinert funksjon av totalt nitrogenutslipp, pH og temperatur. Ved konstant pH øker mengden ammonium som omdannes til ammoniakk med temperaturen. Andelen ammoniakk øker også med pH i avløpsvannet. Ammoniakk er giftig i lave konsentrasjoner, men har ikke langtidseffekt i resipienten. Dersom man har utslipp i gyteområder, kan resultatet av en slik påvirkning for eksempel være noen svake årsklasser av fisk.

Se også vedlagt vedlagt risikovurdering.

2.2.3 pH

Ved tunnelsprengning kan det ved behov benyttes alkalisk sprøytebetong for sikring. Alkaliske sementprodukter vil kunne føre til at avrenningsvannet får en høy pH-verdi, noe som gjør at større deler ammonium omdannes til ammoniakk. Det er ikke uvanlig at pH kommer opp i 10-12,5 rett etter bruk av sprøytebetong. Høy pH og store variasjoner i pH vil også i seg selv kunne påvirke plante- og dyreliv på en negativ måte.

Sjøvann har god bufferkapasitet sammenlignet med ferskvann. Utslipp med høy pH vil derfor ikke ha de samme konsekvensene i sjøvann som i elver og innsjøer.

Se også vedlagt risikovurdering.

2.2.4 Suspendert stoff

Driving av tunnelen vil kunne generere store mengder partikler og tunnelvannet vil i perioder ha høyt innhold av suspendert materiale i form av blant annet steinstøv fra boring og sprengning.

Skarpe partikler fra sprengsteinstøv kan gi mekaniske skader på blant annet fiskegjeller.

I vannresipienten kan suspendert materiale medføre forandring i yngelforholdene, oksygenmangel i vannmassene og endring i næringstilgang til bunndyrene.

Se også vedlagt risikovurdering.

2.2.5 Organiske miljøgifter

Jord- og vannresipienter vil kunne bli påvirket av diesel- og oljesøl, samt eventuelle løsemidler, fra anleggsmaskiner. Oljeforurensninger vil kunne gjøre stor skade på alle levende organismer i vann- og jordresipienter. Forbrenningsmotorer slipper ut ulike miljøgifter som også kan spres videre via tunnelvannet.

Se også vedlagt risikovurdering.

2.2.6 Tungmetaller

Berggrunnen i området vil kunne påvirke tungmetallinnholdet i vann fra drivefasen. Metallene er i stor grad partikkelbundet og i vann med høyt innhold av suspendert materiale vil konsentrasjonen av tungmetaller kunne være betydelig

Se også vedlagt risikovurdering.

2.3 VANNMENGDER TUNNELVANN

2.3.1 Forutsetninger

Vannmengdene som må håndteres i forbindelse med tunneldrivingen avhenger som tidligere nevnt først og fremst av;

- innlekking av vann fra omliggende berg (innlekkasjevann)
- driftsvann fra boremaskiner (produksjonsvann)

Innlekking av vann til tunnelen vil avhenge av geologiske forhold i området. Knusingssoner og vannførende sprekker, kan være vanskelig å anslå. For å sikre at innlekkasjene ikke blir for store, vil det bli gjennomført tettingsarbeid (injeksjon av sementbaserte tetningsmidler) under tunneldrivingen. Det er foreslått følgende lekkasjekrav som er lagt til grunn for beregningen av vannmengder:

Hundvågtunnelen: Varierer fra 10 l/min *100 m til 20 l/min *100 m (til sammen for begge løp).

For å drive tunnelarbeid må boreriggene tilføres driftsvann som kjøler utstyr og fjerner borkaks. Erfaringsmessig ligger vannmengden på en borerigg vanligvis på 200-350 l/min. I beregninger av vannmengder benyttet 350 l/min.

For beregninger av totale vannmengder til utslipp, er det i tillegg lagt følgende forutsetninger grunn;

- Tunnelen blir drevet med to til fire rigger (to løp i en eller to retninger)
- 6 dagers arbeidsuke
- Arbeidstid 16 timer, kl. 07-23
- Boreriggene er i drift 50 % av tiden

Det vil kunne være drift på flere rigger samtidig. Det er derfor gjort beregninger av maksimal vannmengde til utslipp og her er bidraget fra flere rigger inkludert Denne vannmengden vil være retningsgivende for dimensjoneringen av vannbehandlingsanlegget.

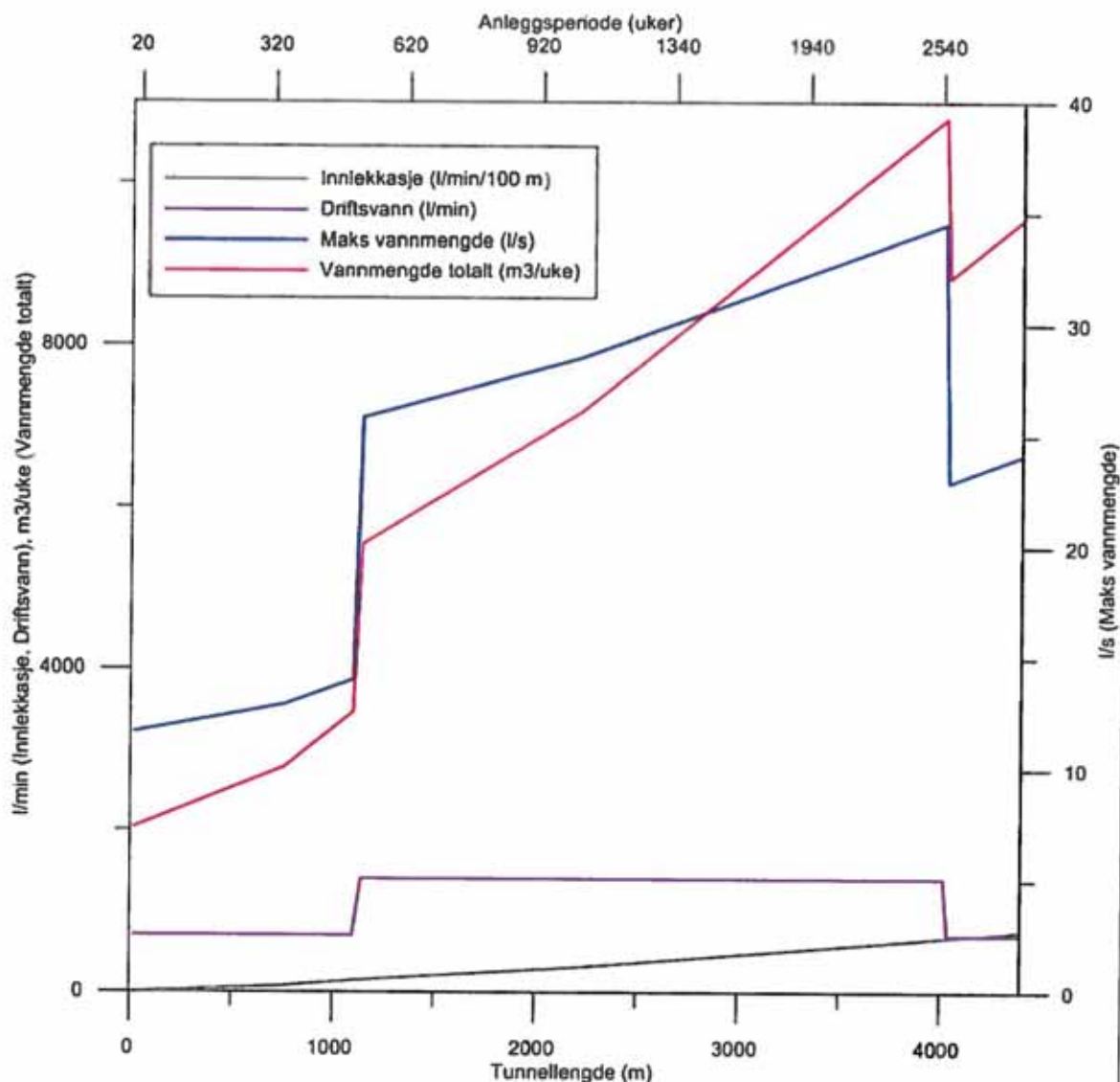
Påboret vann er tilfeldige vanninntrengninger i tunnelen. Vannmengder fra slike kilder er svært vanskelig å anslå og risikoen for slike hendelser blir betydelig redusert ved tettearbeidene som gjennomføres. Det er derfor ikke tatt hensyn til dette i de videre beregningene av vannmengder.

For å dempe problemene med støv inne i tunnelen blir utspregte masser (røysa) ofte spylt med vann. Siden tunnelen er lang og dyp, forutsettes det at entreprenør ikke kommer til tiltransportere rent vann til dette formålet, men i stedet legger opp til gjenbruk av innlekkasjevann. Vannmengdeberegningene inneholder derfor ikke bidrag fra denne vanningen.

Vannmengden som må pumpes ut og behandles før utslipp, vil øke etter hvert som tunnellengde øker og at bidraget fra innlekkasjevann etter hvert blir dominerende. Utviklingen i vannmengder, etter hvert som tunnelen blir lenger, er vist i figur 2.

- Maks vannmengde (l/s): beregnet for periodene i døgnet hvor det er drift (dimensjonerende for utforming av sedimenteringsanlegg)
- Driftsvann (l/min): vannforbruk på rigger i de periodene hvor det er drift
- Innlekkasje (l/min): basert på tettekrav for to løp
- Vannmengde - totalt (m³/uke): Innlekkasje- og driftsvann

2.3.2 Hundvågtunnelen – E05



Figur 2 Vannmengder fra driving av Hundvågtunnelen, entrepriise E05.

Knekkpunkter viser overgang mellom ulike tettekraav og antall rigger i drift.

2.4 UTSLIPPSPUNKT

Utslippspunkter er vist i [Kapittel 5](#).

Renset tunnelvann fra entrepriise E05 (Hundvågtunnelen) er planlagt ført til sjø ved Buøy (resipient Stavanger havn).

Strømmålinger fra området viser at utslipp grunnere enn 15 m ned i vannmassene vanligvis ikke vil akkumuleres i resipienten. Se vedlagte risikovurdering.

3 Vann fra fremtidig veganlegg

3.1 VANN FRA FREMTIDIG VEGANLEGG

I driftsfasen vil fremtidig veganlegg kreve håndtering og bortledning av;

- overvann fra dagsoner
- innlekkasjevann fra tunnelen
- vaskevann fra tunnelen

Vegtrafikk gir opphav til mange ulike forurensningstyper som kan spres til jord, luft og vann i området.

Forurensninger fra veg i driftsfase vil kunne omfatte:

- vegstøv fra slitasje på vegbanen (særlig ved piggedekkbruk)
- tungmetaller og organiske miljøgifter/PAH fra avgasser og slitasje på bildekk og asfaltdekke
- salt fra vegsalting

I tillegg kan vannet bli påvirket av ulike forurensninger fra;

- ulike forurensninger fra uhellsutslipp
- utslipp/lekkasjer (av drivstoff, bremsevæske osv.)
- brann i tunnelen (vann fra slukkingsarbeid)

3.2 UTSLIPPSPUNKTER

Utslippspunkter for vaskevann fra tunnel og overvann fra veganlegget er vist på figur 3

Utslipet skal skje på 10 meters dybde i resipienten.

3.3 VANNMENGDER FRA TUNNEL

3.3.1 Drensvann

Vannmengder for drensvann avhenger av innlekkasjen. Dette er rent vann, og derfor ikke drøftet videre.

3.3.2 Tunnelvask

Vannmengder som benyttes ved vask i tunneler avhenger av flere parametere, bl.a. tunnallengde, tunnelklasse (tverrsnitt), samt vaskefrekvens (som bl.a. avhenger av ADT) og vannforbruk pr. m² under vask. Enkelte av disse parameterne avhenger dessuten av hvilke driftsrutiner utførende entreprenør følger. Det er store variasjoner i hvor ofte tunneler faktisk vaskes.

Det er derfor vanskelig å estimere årlig forbruk av vaskevann. Det er likevel gjort et overslag for å vise hva som kan bli situasjonen i Hundvågtunnelen.

Gjennom et driftsår gjennomføres det ulike typer av vaskeoperasjoner.

- Helvask (omfatter vask av alle flater inne i tunnelen, vegger, tak, vegbane, skilt og lysrekke).
- Veggvask (omfatter vask av vegger, skilt og lysrekke og evt. skylling av vegbane).
- Teknisk vask (omfatter kun vask av skilt, lysrekke og andre tekniske installasjoner).

I dimensjoneringsforutsetningene for Hundvågtunnelen er vannforbruket for en helvask satt til 140 l/m tunnel (per løp). Det forutsettes en reduksjon i vannmengden som når sedimentasjonsbassenget (via fordamping/absorpsjon og opptak via suge-/feiebler) på ca. 25 %, til ca. 105 l/m tunnel. Dette er i størrelsesorden tilsvarende vannmengder som er benyttet under prosjektering av E39 (Lysehorntunnelen og Skogafjelltunnelen (se Tabell 2) og også for Solbakkunnelen.

Tabell 2 Vannforbruk ved tunnelvask, ett løp (tall fra prosjektering av E39 Lysehorntunnelen og Skogafjelltunnelen) for tunnelklasse T9,5

		Vannforbruk		T9,5	
		l/m ²	l/km	Buelengde	Vannforbruk liter pr m
Vask, bare tak		5		11,72	58,6
Vask, vegg til 3,5 m		5		7	35
Nisje, bankett og vegbane		3		10,4	31,2
Installasjoner	Såpe		1000		1
Kabelbruer	Såpe		1000		1
Helvask				29,12	126,8

Vegdirektoratets internrapport for renholdsrutiner for tunnelveger, utstyr og vegbane (Vegdirektoratet 2003, intern rapport nr. 2337), gir retningslinjer for vaskefrekvens (se Tabell 3).

Tabell 3 Renholdsrutiner for tunnelveger, utstyr og vegbane (Vegdirektoratet 2003, intern rapportnr. 2337). ÅDT er per tunneløp.

<i>Minimumskrav til vaskerutiner</i>			
<i>ÅDT pr. tunneløp</i>	<i>Helvask inkl. vask av kjørebanen/ bankett</i>	<i>Halvvaske inkl. vask av kjørebanen/ bankett</i>	<i>Vegbane/ bankett</i>
<i>> 20000</i>	<i>1 pr. år</i>	<i>5 pr. år</i>	<i>6 pr år</i>
<i>10001 - 20000</i>	<i>1 pr. år</i>	<i>3 pr. år</i>	<i>4 pr år</i>
<i>5001 - 10000</i>	<i>1 pr. år</i>	<i>1 pr. år</i>	<i>2 pr. år</i>
<i>1501 - 5000</i>	<i>1 pr. år</i>		<i>1 pr. år</i>
<i>501 - 1500</i>	<i>hvert 5. år</i>		<i>1 pr. år</i>
<i>< 500</i>	<i>hvert 10. år</i>		<i>1 pr. år</i>

Ut fra en ÅDT på 28 000 for to tunneløp i Hundvågtunnelen antas det at tunnelen vil gjennomgå en 1 helvask, 3 halvvaske og 4 vask av vegbane/bankett årlig.

Ut fra forutsetningene som er omtalt over, er årlig vannmengde til utslipp etter tunnelvask for begge løp i Hundvågtunnelen anslått til ca. 5000 m³.

Vannmengden etter en helvask, som vil være dimensjonerende for rensebassenget, er beregnet til ca. 1420 m³. Det er da antatt at 75% av vaskevannet kommer til renseanlegg. I tillegg til dette skal vaskevannsledningene brukes som overløpsledninger for regnvann fra dagsonene rett utenfor tunnelportalene på Buøy og Hundvåg, sannsynlig vannmengde er ca 430 m³ ved en 200-årsflom.

3.4 VANNKVALITET

3.4.1 Generelt

Drensvann fra tunnelen er rent grunnvann som pumpes ut mer eller mindre kontinuerlig.

Forurensningsstoffer, først og fremst i form av støv og mindre partikler, som oppkonsentreres i tunnelen, blir fjernet med jevnlig vask i driftsfasen. Høye konsentrasjoner av forurensningsstoffer i vaskevannet kan gi akutt giftvirkning på levende organismer, men i hovedsak er det bruk av såpe i vaskeprosessen som har slik virkning.

Tankbilvelt eller lignende i tunnel er svært sjelden, men vil kunne ha betydelige konsekvenser dersom slike hendelser inntreffer. Oljeutskilleren i tilknytning til renseanlegg for vaskevann, vil ivareta væske fra et eventuelt tankbilhavari i tunnelen. Brannvann kan samles opp i sedimentasjonsbassengene. Vannet transporteres til spesialmottak dersom det er forurenset.

Generelt sett vil overvann fra dagsoner inneholde de samme forurensningsstoffene som vaskevannet, men konsentrasjonene vil være lavere siden disse vaskes ut jevnlig med nedbør. I tillegg vil støvpartikler føres bort med vind. Forurensningene er i hovedsak bundet til partiklene. Overvann kan også være påvirket av vegsalt. Vegsalt er lettøselig og følger vannstrømmer lett. Vanlig ferskvann vil være lettere enn vann med høye saltkonsentrasjoner. I ferskvannsresipienter kan dette føre til mindre sirkulasjon i vannet og

dermed oksygenfattige forhold på bunnen. I dette prosjektet skal overvannet imidlertid føres til resipient med saltvann.

Vannbehandling er omtalt i kapittel 4.

3.4.2 Vaskevann fra Hundvågtunnelen

I søknad om utslipp for entreprisene E02 og E03, med Solbakktunnelen, er det anslått en forurensingsproduksjon i tunnel. Det er forventet at forurensingsproduksjonen per km tunnel vil være noe høyere i Hundvågtunnelen sammenlignet med Solbakktunnelen, da Hundvågtunnelen har høyere ÅDT. Solbakktunnelen er imidlertid lenger enn Hundvågtunnelen.

Bruk av sedimentasjon har vist svært gode resultater ved rensing av vaskevann fra tunneler. Turbiditet er et indirekte mål på mangde partikler. Målinger gjort av Bioforsk (Bioforsk, 2012) 27. mai 2011 i rensebasseng i Nøstvedt-tunnelen viser at turbiditeten i rensebassenget økte til 388 FTU etter vask av tunnelen. Ett døgn etter avsluttet vask var turbiditeten redusert til 115 FTU, det vil si en «rensegrad» på ca 70%. Etter to uker var turbiditeten redusert til 12FTU, det vil si 97% «rensegrad». Etter en ukes sedimentasjon var «rensegraden» på ca 93%. Dette tyder på at partiklene i all hovedsak sedimenterer allerede etter 7 dager i bassenget. Store deler av forurensingene i vaskevannet er knyttet til partikler.

Det forventes ikke at dette utslippet vil ha store effekter på sjøresipienten. Vannet vil gå gjennom renseanlegg med sedimentasjon og oljeutskiller.

Utslipet vil bli fortynnet med rent innlekkasjevann fra tunnelen før utslipp til sjø. I sjøen vil det rensede vannet få svært stor fortynning.

3.5 UTSLIPPSPUNKTER

Drens- og vaskevann fra tunnel fra det fremtidige veganlegget, planlegges ført til sjø ved Grasholmen. Utslippspunkter er vist på figur 3. Resipient vil dermed være indre del av Stavangerfjorden.

Overvann fra dagsone på Buøy føres via sandfang til sjø ved Bangarvågen.

4 Vannbehandling

4.1 GENERELT

Utslipp av vann til sjø setter mindre strenge krav til kvalitet på utslippsvannet sammenlignet med utslipp til ferskvannsresipienter, da sjøresipienter generelt sett er en mer robuste enn ferskvannsresipienter. Utslippsgrense vil variere med resipientens sårbarhet og brukerinteresser i området, men vi har i andre prosjekter gjort miljørisikovurderinger i områder med friluftsliv og badeliv samt relativt sårbare ålegraslokaliteter.

Sjøvann har god bufferevne og tåler utslipp av vann med høy pH godt. Det er derfor ikke vanlig å sette strenge krav til pH på rensset tunnelvann ved utslipp til slike resipienter. Da det i dette prosjektet er fisk og andre verdier i sjøresipientene, kan det i perioder ved enkelte utslippspunkter likevel være aktuelt å justere pH på vannet som slippes ut for å unngå stor grad av ammoniakkdannelse (bare aktuelt dersom overvåking viser at dette er nødvendig). Dette vil gi en bedre beskyttelse av resipienten sammenlignet med fjerning av nitrogen, som er vanskelig å få til på en effektiv måte. Det må dermed påregnes at tunnelvannet i perioder vil kunne ha høyt innhold av nitrogen, men det skal iverksettes tiltak som sikrer at andel ammoniakk ikke blir for høy i forhold til tåleevne. Se også vedlagt risikovurdering. Overvåking er beskrevet i kap. 6.2.

For å sikre en god innblanding i vannmassene i resipient skal tunnelvannet slippes ut på et dyp som er tilstrekkelig for å sikre god fortykning og forsøke å unngå synlig blakking av vann ved strandkanten, men ikke dypere enn terskler i området. Ved utslipp under terskelnivå vil oppkonsentrering i bunnvannet kunne gi uheldige effekter.

Det er gjort miljørisikovurdering av utslippet og forslag til grenseverdier for tunnelvannet er satt ut fra dette og i sammenheng med resipienten.

4.2 ANLEGGSPHASE

4.2.1 Lekkasje- og produksjonsvann fra tunneldriving

Vann fra tunneldrivingen må samles opp og renses før det slippes videre til sjø. Utslippt skal tilfredsstillende krav til kvalitet gitt i kapittel 6.

Før tunneldriving starter, skal det etableres et renseanlegg som skal benyttes for tunnelvann og vann fra verkstedsrigg. Anlegget må til en hver tid være dimensjonert for maksimal belastning fra tunnelen. Tradisjonelle renseanlegget består av sedimentasjonsanlegg (kontainerløsning eller liknende, gjerne kombinert med grøfter og terskeldammer inne i fjellet) og oljeutskiller, samt med enhet som åpner for evt. pH-justering av utløpsvann. En slik løsning er nærmere beskrevet under, men endelig utforming/valg av rensemetode gjøres imidlertid av entreprenør. Det blir uansett opp til entreprenøren å dimensjonere renseanlegget slik at renseeffekten blir tilstrekkelig. Det blir stilt krav om at arbeidet skal

gjøres av personell med dokumenterbar kompetanse på dimensjonering og utforming av renseanlegg.

Erfaringsmessig har sedimenteringsbasseng en god effekt siden en stor del av de forurensede stoffene foreligger på partikulær form. Bruk av fler-trinns sedimentasjon med ulike forkammer (også inne i tunnelen) vil holde tilbake de tyngste partiklene og mye av sementpartiklene, mens finere partikler sedimenteres i etterfølgende kammer med roligere strømningsforhold. Generelt vil større volum og overflate på bassenget gi bedre kvalitet på det rensede vannet. Vannet må strømme rolig gjennom bassenget.

Sedimentasjonsbassenget bør utformes slik at volumet kan økes, eller slik at det er mulig filtrere vannet i sandfilter eller gjøre andre tilpasninger, dersom det skulle bli vanskelig å oppnå krav stilt til partikulært utslipp. Slambasseng skal ha plass til nødvendig slamvolum og renseanlegget skal utformes slik at det har god oljeavskilling. Det finnes imidlertid løsninger som baserer seg på sentrifugerings-/syklonløsninger, som også kan komme til å bli benyttet. Som tidligere nevnt skal renseløsning velges av entreprenør, som uansett valg av metode skal oppfylle de krav som stilles til utslippet.

Uavhengig av valgt løsning, skal vannet fra tunnelen føres gjennom oljeutskiller før utslipp i resipient. Det legges til grunn at en evt. tillatelse gitt også vil dekke utslipp fra oljeavskiller knyttet til renseanlegget.

Rensing av vannet med hensyn på nitrogen anses ikke som hensiktsmessig. I rensebasseng for overvann ved Skullerudkrysset i Oslo er det rapportert om renses effekter på 38% for Tot-N, men generelt sett har rensemetodikk med hensyn på nitrogen i slikt vann ikke vært i bruk.

Det er et krav til entreprenør at anlegg for rensing av tunnelvann blir bygget så tidlig at vannet blir rensed fra starten av anleggsperioden. Anlegget må være tilstrekkelig dimensjonert fra oppstarten.

Kontrollrutiner for drift av anlegget, samt måling av slamnivå og vannmengder skal innarbeides i entreprenørens kontrollplaner som fremlegges byggherre.

Det anbefales på generell basis at vannet på borerigg resirkuleres i størst mulig grad. Dette vil kunne redusere vannmengder og dimensjoneringsvolum betydelig. Det er opp til entreprenør å vurdere om dette er hensiktsmessig og praktisk mulig i dette tilfellet.

Entreprenøren skal sørge for at anlegget konstrueres og utrustes slik at følgende forutsetninger tilfredsstilles:

- Bassenget skal være tett, overbygget og sikret mot frost. Det skal være god atkomst for drift og kontroll av anlegget
- Vannet inn i bassenget skal fordeles jevnt over hele bredden
- Bassenget skal ha nødvendige dykkere og skjermes for å holde slam tilbake og for å få oljen til å flyte opp
- Det skal være mulig å måle slamnivået i bassenget. Kritisk slamnivå som sikrer anleggets funksjon, skal merkes og være synlig for byggherre. Merkingen vil også fungere som indikator på at tømning er nødvendig.
- Utstyr for å fjerne olje fra renseanlegg, samt grøfter og dammer inne i tunnelen, må til enhver tid finnes på anlegget.

Drift av renseanlegg i anleggsperioden:

- Renseanlegget krever daglig drift og tilsyn.
- Renseanlegget skal være i drift så lenge rensing er påkrevet. Entreprenøren er ansvarlig for renselanleggenes drift i denne perioden. Entreprenøren er ansvarlig for oppsamling og avhending av alt slam fra rensesprosessen.
- Før anlegget settes i drift skal det foreligge en detaljert driftsinstruks, også for den daglige oppfølgingen av anlegget, samt navn og telefonnummer til personell som er ansvarlige for drift, kontroll og vedlikehold av renselanlegget.
- Dersom anlegget ikke tilfredsstillere renseskrav, er entreprenøren ansvarlig for eventuelle forurensningsgebyrer dette medfører.
- Renseanlegget overvåkes med måling av vannføring og vannkjemi.
- Slam fra renselanlegg skal håndteres som forurenset avfall dersom ikke annet kan dokumenteres (slammet skal analyseres for miljøgifter som dokumentasjon).

4.2.2 Vann fra verkstedsrigg/vaskeplass

Dersom verkstedsriggen etableres på en lokalitet som ikke gir rom for å utnytte renselanlegg for tunnelvann, må det etableres egen rensenhet for dette vannet. Rensekravene og kravene til overvåking og prøvetaking vil være de samme som for tunnelvann.

4.2.3 Anleggsvann- lensevann fra byggegrop ved Buøy

Det legges opp til at man skal etablere en tett spunt i anleggsfasen ved byggegrop ved Buøy. Vannmengde som må håndteres fra byggegrop vil avhenge av hvor tett spunt blir. Sannsynligvis vil mengden vann bli veldig begrenset.

Anleggsvann, grunnvann og overvann som kommer i kontakt med gravegrop eller andre deler av anleggsområdet i dagsonen (ikke tunnelvann), vil kunne inneholde spor av eventuelle miljøgifter som finnes i grunnvannet eller i løsmassene. Forurensningen er i stor grad partikulært bundet, og vil kunne reduseres ved sedimenteringsløsninger på lik linje med tunnelvannet.

Det settes derfor samme renseskrav for anleggsvannet som for tunnelvannet.

4.3 FREMTIDIG VEGANLEGG (VASKE- OG OVERVANN)

4.3.1 Tunnel

Det er planlagt at det etableres separate systemer for henholdsvis vaskevann og drenevann i tunnelen. Vaskevann fra tunneler i drift omfattes av forurensningsloven, mens drenevannet er rent.

Drenevannet i tunnelene ledes uten sedimentering til ulike inntaksmagasiner, hvorfra det pumpes ut.

Tunnelens vaskevann skal samles opp i renselanlegg som omfatter sandfang, oljeutskiller og sedimentasjonsbasseng. Vaskevannet går igjennom sandfang og oljeutskiller før det renner over i et sedimentasjonsbasseng. I sedimenteringsbassenget skal vaskevannet ha en oppholdstid på minimum 2 uker. Dette for å sikre tilstrekkelig sedimentering, samt nedbryting av potensielt giftige såpekomponenter. Deretter skal det rensede vaskevannet

føres til tunnelenes pumpesystem og føres ut sammen med dreinsvannet. Renset vaskevann blandes altså med rent dreinsvann og fortynnes før utslipp til resipient. Systemet er satt opp med en pumperate på 5 l/s fra rensebasseng til dreinssystemet.

Vaskevann ledes til dykket utløp i sjø. For å sikre en god innblanding i vannmassene i resipient, slippes vannet ut på et dyp som er tilstrekkelig for å sikre god fortynning, men ikke dypere enn terskler i området. Ved utslipp under terskelnivå vil oppkonsentrering i bunnvannet kunne gi uheldige effekter. Sjø er generelt å betrakte som gode resipienter for utslipp av vann. Utslipp av vaskevann er begrenset til noen få ganger i året (se Tabell 3).

Brannvannet følger i prinsipp samme vei som vaskevannet. Behandling av avløp fra brannvann må vurderes i hvert enkelt tilfelle avhengig av vannets tilstand. Avløpsvannet transporteres til spesialmottak dersom det er forurenset.

Oljeavskilleren er dimensjonert slik at den kan holde væsken fra et tankbilhavari (40 m³).

Se vedlagte tegning 04-G10-121 som viser prinsipp for drenering i Eiganestunnelen. Tilsvarende løsning vil sannsynligvis bli valgt for Hundvågtunnelen.

4.3.2 Dagsoner (overvann)

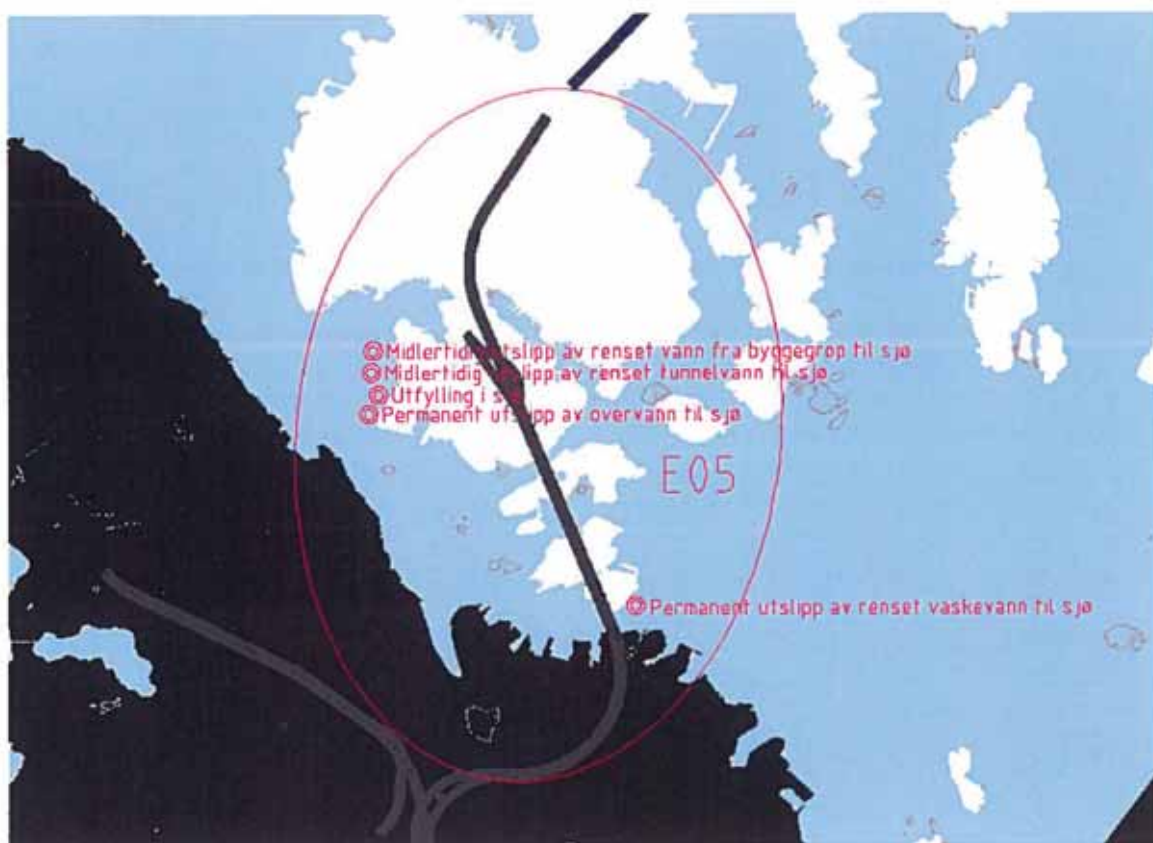
Utslipp av vann fra dagsone skal generelt gå via sandfang før utslipp til sjøresipient.

Dagsonene i prosjektet er så små at saltavrenningen vil være svært begrenset. Noe salt vil renne av på overflaten og samles opp i jorden og vegetasjonen, og noe vil føres med overvannssystemet ut i resipient. Utslipp av salt regnes først og fremst som et problem ved utslipp til innsjøer.

5 Utslippspunkter og krav til utslipp

5.1 PLANLAGTE UTSLIPPSPUNKTER

Planlagte utslippspunkter for vann fra entreprise E05 Hundvågtunnelen er vist på figur 3. under.



Figur 3 Planlagte utslippspunkter, Hundvågtunnelen E05.

5.2 E05 KRAV TIL UTSLIPP

<p>Utslipp til vann i anleggsperioden</p>	<p>Tunnelvannet skal samles opp og renses i sedimentasjonsbasseng og oljeutskiller før påslipp til sjø. Vann fra verkstedrigg skal renses i samme renseanlegg før utslipp i resipient. Vann fra byggegrop ved Buøy renses tilsvarende.</p> <p>Vannet skal tilfredsstillere krav angitt i kapittel 6</p> <p>Vannet skal slippes ut slik at man får best mulig innblanding i vannmassene, det vil si i de øvre 15 meterne av vannsøylen.</p> <p>Utslippspunktet skal være på ca 10m dybde.</p>
<p>Utslipp av vann i driftsperioden</p>	<p>Vaskevann fra Hundvågstunnelen slippes til sjø ved Grasholmen.</p> <p>Vaskevannet skal samles opp og renses i sedimentasjonsbasseng før utslipp til sjø. Utslipp skal skje slik at man får god innblanding i vannmassene. For Entreprise E03 stiller Stavanger kommune krav om å slippe ut vaskevann på 10m dybde.</p> <p>Utslippspunktet skal være på 10m dybde.</p> <p>Overvann fra dagsone føres via sandfang og videre ut i sjø ved Bangarvågen.</p>
<p>Overvåking i anleggsperioden</p>	<p>Overvåking av vannkvalitet i resipient ved utslippspunkt;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Det skal tas prøver av vann fra rensenhet for tunnelvann. • Det tas prøver i resipient for å vurdere behov for pH-justering <p>Overvåking av utfyllingsarbeider;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eventuelle krav til overvåking er beskrevet i egen søknad om utfylling ved Buøy.

6 Utslippskrav, overvåking og rapportering i anleggsfasen

6.1 FORESLÅTTE UTSLIPPSKRAV I ANLEGGSFASEN

Det blir stilt krav om at entreprenør skal rense tunnelvann før utslipp. Det foreslås følgende krav til vannet som slippes til sjø:

- suspendert stoff (ukesmiddel, 400 mg/l)
- total olje (THC) (ukesmiddel, 50 mg/l)

De foreslåtte kravene er basert på en vurdering av innblanding i resipient, miljørisikovurdering og krav som er stilt til tilsvarende utslipp i andre prosjekter.

Det foreslås i tillegg et overvåkingsprogram i sjø utenfor utslippspunktet, som skal sikre at belastningen på resipienten ikke blir uakseptabel. Dette er beskrevet i kap. 6.2. Foreslått tiltaksgrense for konsentrasjoner av ammoniakk i sjø, knyttet til den byggherrestyrte overvåkingen er;

- ammoniakk (NH₃) (målt i sjø): 25 µg/l

6.2 OVERVÅKING OG OPPFØLGING I ANLEGGSFASEN

6.2.1 Entreprenør

Entreprenøren vil bli pålagt miljøovervåking av egne anleggsaktiviteter. Her inngår målinger med håndholdt utstyr, uttak og analyse av vannprøver, dokumentasjon og måling av vannmengder ført til utslipp. Dette innarbeides i miljørapporter som forelegges i byggemøter.

Kontrollrutiner for drift av anlegget, samt måling av slamnivå (som sikrer at kritisk vannnivå opprettholdes) og vannmengder skal innarbeides i entreprenørens kontrollplaner.

Entreprenør skal måle og dokumentere vannmengder som føres til utslipp. Dette skal gjøres ved hjelp av automatisk vannmengdemålinger.

Entreprenør skal ta ut ukeblandprøver av rensset anleggsvann som føres til utslipp, med vannmengdeproposjonal vannprøvetaker. Vannprøvetakeren settes opp med uttak av ca. 4 – 6 delprøver per døgn til en samledunk for ukeprøve. Ukeblandprøvene skal analyseres for;

- Total olje (THC), analyser skal gjøres på homogeniserte prøver
- Partikler (SS)
- pH
- Nitrogen (Tot-N)

Resultater skal foreligge senes 7 dager etter prøven er levert.

For intern kontroll skal det i tillegg samles opp og analyseres en en-måneders blandprøve for enkelte metaller (aluminium, arsen, bly, kadmium, kvikksølv, kobber, sink, krom og nikkel) og PAH.

Håndholdt utstyr for måling av pH, ledningsevne og turbiditet skal være på anlegget. Ved hjelp av dette skal entreprenør skal utføre daglig kontroll av renseløsning for anleggsvann fra tunnelen og dokumentere målinger og visuelle vurderinger av utløpsvann for:

- pH
- temperatur,
- ledningsevne
- turbiditet

Innsamlede registreringer skal samles i miljøperm.

Det foreslås at prøvetakingsprogrammet revideres etter ett års anleggsvirksomhet, slik at det kan gjøres justeringer av for eksempel hyppighet, dersom utslippskonsentrasjonene viser seg å være stabile/ustabile og akseptable/uakseptable. Dette gjøres i samarbeid med byggherre og forurensningsmyndighet.

Ved utslipp som overstiger angitte rensekraft eller mistanke om svikt i renseløsning skal det utføres miljøbefaring med målinger og evt. uttak av vannprøve i resipient utenfor anleggsområdet. Byggherre skal informeres og bistå.

Renseanlegget skal være i drift så lenge rensing er påkrevet. Entreprenøren er ansvarlig for renselanleggenes drift i denne perioden. Entreprenøren er også ansvarlig for oppsamling og avhending av alt slam fra rensesprosessen.

Før anlegget settes i drift skal det foreligge en detaljert driftsinstruks samt navn og telefonnummer til de som er ansvarlige for drift, kontroll og vedlikehold av renselanlegget.

Entreprenør skal ha en beredskap som gjør det mulig å iverksette pH-justering av utslippsvann i løpet av 24 timer. En evt. pH-justering kommer til anvendelse dersom den byggherrestyrte overvåkingen i sjø, viser at konsentrasjonen av ammoniakk i sjø overskrider 25 µg/l, i en avstand 20 m fra utslippspunkt. Byggherre er ansvarlig for å kommunisere dette til entreprenør.

Renseløsninger for anleggsvann fra tunneldriving skal tømmes for slam før kritisk nivå (som sikrer renseløsningens funksjon) overskrides. Inspeksjon og tømning skal noteres i miljøperm. Før tømning skal det utføres en vurdering av slamkvaliteten for å bestemme

disponering. Slam fra renseanlegget skal håndteres som forurenset avfall dersom ikke annet kan dokumenteres (slammet skal analyseres for miljøgifter som dokumentasjon).

6.2.2 Byggherrestyrt

Siden sjøvann har god bufferevne og tåler utslipp av vann med høy pH godt, er det i utgangspunktet ikke lagt opp til utslippskrav knyttet til pH i tunnelvannet. Det er heller ikke lagt opp til nitrogenrensing av vannet, selv om det må påregnes at nitrogeninnholdet vil være høyt i perioder. Det legges i stedet opp til et overvåkingsprogram for resipienten, som sikrer at det iverksettes tiltak mot at andel ammoniakk ikke blir for høy i forhold til tåleevne. Dette vil gi en bedre beskyttelse av resipienten sammenlignet med fjerning av nitrogen, som er vanskelig å få til på en effektiv måte. Det foreslås derfor at byggherre står ansvarlig for at det jevnlig tas ut vannprøver fra resipienten, rett ved utslippspunktene, samt ved ytterligere punkt ca. 20 meter fra utslippspunktet. Det foreslås at det som et minimum tas vannprøver en gang hver måned, men at hyppigheten vurderes dersom resultatene fra entreprenørens egen overvåking tilsier at dette er nødvendig. Det kan også være nødvendig å revurdere hyppigheten dersom forutsetningene for drivingen av tunnelen endres på en måte som tilsier at risiko for skadelig utslipp blir høyere. For å dokumentere dagens tilstand, foreslås det at det tas ut enkelte vannprøver før anleggsstart, og da gjerne over en lengere periode siden anleggsperioden vil pågå gjennom flere årstider. Resultatene fra prøvetakingen i anleggsfasen skal benyttes for å vurdere om man må pålegge entreprenøren endringer i sitt vannbehandlingsanlegg, f.eks. å pålegge entreprenøren justering av pH på vannet som slippes ut, slik at man unngår ammoniakkdannelse.

Parametre som skal undersøkes vil være;

- Suspendert stoff
- pH
- T-N
- NH3

Generelt

Det skal utarbeides årlige rapporter til fylkesmannen i henhold til krav som fylkesmannen stiller. Rapporter vil inneholde beskrivelse av gjennomførte arbeider og overvåkingsresultater. I tillegg skal det utføres avviksrapportering ved vesentlige avvik.

7 Beredskapsplan

Entreprenøren skal utarbeide egen beredskapsplan for ytre miljø (uhell, utslipp til vann, grunn av ukjent grunnforurensning, osv). Beredskapsplanen skal inkludere varslingsrutiner til forurensningsmyndighet og byggherre.

Beredskapsplan skal legges frem for byggherre før oppstart.

I driftsorganisasjonen må det bygges inn nødvendig beredskap med hensyn på teknisk svikt av utstyr, alle sentrale pumper, ventiler og andre sentrale komponenter må ha nødvendige reservedeler. Det skal være organisert beredskap med varslingsrutiner etc i tilfelle uforutsette utslipp skulle skje. Beredskapen må beskrive avbøtende tiltak knyttet til de ulike hendelsene. Det skal legges opp til en beredskap som sikrer god vinterdrift.

Det blir stilt krav til entreprenør om at kjemikalier som blir benyttet på en slik måte at det kan medføre fare for forurensning skal være testet for nedbrytbarhet, toksisitet og akkumulerbarhet. Testing skal utføres av laboratorier som er godkjent i samsvar med Good Laboratory Practice (GLP) og/eller akkreditert ihht NS-EN/IEC 17025:1999. Virksomheten plikter å ha et system for substitusjon av kjemikalier (Substitusjonsplikten).

8 Referanser

Bioforsk (2012). Renseanlegg for vaskevann fra veggtunneler. Dokumentasjon av renseanlegg og utprøving av rensefilter. Vol. 7 nr. 115-1012.

COWI, E6 Skaberud-Kolomoen. Beskyttelse av vannmiljø. Statens vegvesen, region Øst. 2005.

Meland, S. (2012). Tunnelvann – En kilde til vannforurensning

NIVA (2010). *Revisjon Håkvikvassdraget. Miljøriskovurdering knyttet til forurensning fra tunnelvann, avrenning fra steintipper og riggplasser*

NIVA (2003) Kjemisk tilstand i vegnære innsjøer. Påvirkning fra avrenning av vegsilt, tungmetaller og PAH.

Norconsult (2012) Rv. 13 Ryfast. Søknad om utslipp fra midlertidig anleggsdrift og fra driftsfasen. Entrepriene E02 Solbakktunnelen og E03 Hundvåg Nord.

Norconsult (2013) Søknad om utslipp fra midlertidig anleggsdrift og fra driftsfasen. Entreprise E04 E39 Eiganestunnelen med del av Hundvåg

Norsk Forening for Fjellsprengeteknikk. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09, august 2009.

Roseth, R. og Amundsen, C.A., Vaskevann fra veggtunneler - forurensningsstoffer og behandling

Roseth, R. og Meland, S. (2006) Forurensning fra sterkt trafikkerte veggtunneler. Rapport 2006. Bioforsk og Statens vegvesen.

Varela (2006). The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast.

Weideborg, Mona, (2010)

http://faggruppeba.no/ikbViewer/Content/808452/02_Weideborg_Mona.pdf

Weideborg, M. (2006) Tunneldrift og ytre miljø. Aquateam, 2006.

Wist, Ingunn, (2010) Søknad om utslippstillatelse fra midlertidig anleggsdrift og utslipp i driftsfasen, E39 Svegatjørn – Rådal

Vedlegg 2

Miljørisikovurdering av utslipp

Statens vegvesen Region vest

E05: Rv. 13 Ryfast Miljørisikovurdering av utslipp

SHA-YM_044

2013-03-01 Oppdragsnr.: 5111687



A04	2013-03-01	Entrepriise E05	Glhau	IW	BjKle
A03	2012-09-06	Justert etter informasjon om ålegras	Glhau	Pebec/Grs/Ellun	BjKle
A02	2012-05-14	Justert vannmengder fra utslippspunkter	Glhau	JMD	
A01	2012-03-29	FORELØPIG	Glhau/ pebec	JMD	
Rev.	Dato:	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontroll	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Innhold

1	Innledning	5
2	Mulige effekter av utslippene	6
2.1	Olje	6
2.1.1	Fisk 6	
2.1.2	Strandsone og bunnsamfunn	7
2.2	pH	7
2.3	Nitrogenforbindelser (NH ₄ ⁺ /NH ₃ og NO ₃ ⁻)	8
2.3.1	Fisk 8	
2.3.2	Tilstandsklasser	8
2.4	Suspendert stoff (SS)	9
2.4.1	Fisk 9	
2.5	Metaller	10
3	Om fortynning og beregning av konsentrasjoner i resipienten	11
4	Utslippspunkter	12
4.1	Sjø ved Buøy	12
4.1.1	Problemstillinger	12
4.1.1.1	Utfylling	12
4.1.1.2	Vann fra tunnelen	12
4.1.1.3	Lensevann fra byggegrop på Buøy	12
4.1.2	Resipienten	13
4.1.2.1	Stavanger havn	13
4.1.3	Miljørisikovurdering	14
4.1.3.1	Olje	14
4.1.3.2	pH	14
4.1.3.3	Nitrogenforbindelser	14
4.1.3.4	Suspendert stoff	14
4.1.3.5	Konklusjon	15
4.2	Sjø ved Grasholmen	15
4.2.1	Problemstillinger	15
4.2.1.1	Vann fra tunnelen	15
4.2.2	Resipienten	16
4.2.2.1	Stavangerfjorden indre	16
5	Forslag til overvåking av resipientene	17
6	Referanser	18

Sammendrag

Statens vegvesen skal etablere ny rv.13 fra Stavanger til Solbakk i Rogaland fylke. Hensikten med prosjektet er å etablere fastlandssamband mellom Ryfylke og Nord-Jæren, samt å gi ny forbindelse til Hundvåg. Ryfylkes fastlandsforbindelse (Ryfast) skal avløse de to ferjesambandene Stavanger-Tau og Lauvvik-Oanes. Den nye vegen vil i hovedsak gå i tunnel.

Dette dokumentet er miljørisikovurdering av de planlagte utslippene fra Hundvågtunnelen med tilhørende dagsone på Buøy (E05).

Risikovurderinger er gjennomført for å vurdere om utslippene vil ha uakseptable, negative effekter. Det er fokusert på utslippet i anleggsfasen, da dette utslippet, spesielt i prosjekter med så mye tunneler som her, forventes å gi størst effekt. Det er fokusert på suspendert stoff, olje, nitrogenforbindelser og pH. Det forventes god fortykning av utslippsvannet ved de planlagte utslippspunktene. Det er også gitt overordnet forslag til overvåking under tiltaket.

1 Innledning

Det er gjennomført miljørisikovurdering av planlagt utslipp fra anleggsfasen for å vurdere om utslippet vil ha uakseptable, negative effekter. Det er fokusert på utslippet i anleggsfasen, da dette utslippet, spesielt i prosjekter med så mye tunneler som her, forventes å gi størst effekt. Det er fokusert på suspendert stoff, olje, nitrogenforbindelser og pH. Miljørisikovurdering for hvert enkelt utslippspunkt er omtalt i de etterfølgende avsnittene. Anleggsfasen vil variere mellom de ulike entreprisene. Dette er beskrevet i selve utslippssøknaden.

Det er fokusert på naturverdier som er sårbare for slike utslipp, som fisk. Statens vegvesen har foretatt en enkel kartlegging av ålegraslokalteter rundt Hundvåg. Lokalitetene ligger på nord og nordøstsiden av Hundvåg og vil ikke påvirkes av utslippet fra entreprise E05.

2 Mulige effekter av utslippene

2.1 OLJE

Erfaringsmessig er oljeinnholdet i vann fra slike anleggsarbeider, hovedsakelig forårsaket av brudd på hydraulikkslanger på anleggsmaskiner inne i tunnelen. Generelt kan utslipp av olje kan forårsake negative effekter i resipienten dersom konsentrasjonene er for høye. Av visuell forurensning vil det kunne legges seg oljefilm på vannoverflaten, selv ved lave utslippskonsentrasjoner. I tillegg vil det knyttes risiko til effekter på biologiske verdier i nærheten av utslippsstedet. Fjerning av partikler fra utslippsvannet vil føre til reduksjon av konsentrasjonen av organiske forurensninger som bindes til partiklene. Olje vil ha effekter på organismer i det marine miljø.

Oljefraksjonene C_{10} - C_{12} og C_{12} - C_{35} vil utgjøre hovedandelen av oljen som vil slippes ut.

2.1.1 Fisk

Oljeforbindelser i utslippet vil i all hovedsak være løst i vannmasser, og det er derfor fokusert på effekter på organismer i vannsøylen. Det vurderes at olje i utslipp fra tunelldrivingen ikke vil ha potensial til å danne et oljefilmag tykkere enn 0,01 mm. Dette er grenseverdi for effekter for sjøfugl som befinner seg på sjøoverflaten (French-McCay 2004). Effekter på sjøpattedyr vil heller ikke være fokus, da tilgrising ikke vil være sannsynlig med slike utslipp.

Fisk kan ta opp stoffer gjennom huden og over gjellene fra oljekomponenter i vannsøylen og bli påvirket av dette. De kan også få i seg olje gjennom føden eller bli påvirket indirekte av forandringer i økosystemet (endret fødetilgang). Gyteprodukter som egg og larver samt ung fisk er mest sårbar.

Tilgjengelig litteratur om påvirkning av olje på fisk er begrenset. Skade vil være avhengig av forhold som oljekonsentrasjon, oljetype, værforhold og tid på året. Forsøk på Stillehavslaks og annen fisk har vist at de tidlige stadiene er mer følsomme for toksiske effekter av olje enn voksenstadiet. Fisk i tidlige stadier vil også ha mindre evne til å bevege seg vekk fra forurensede områder enn voksne individer.

Olje som dispergeres eller løses opp i vannmassene kan ha toksiske effekter for fisk og planktoniske organismer. Vanligvis vil det være en stor innfluks av frittlevende biota, slik at vannsøylen raskt blir rekolonialisert etter at kilden til forurensingen er borte. Gyteprodukter som egg og larver fra annet en fisk er også sårbar for olje i vannsøylen.

Selv om fiskeegg og larver kan ha økt dødelighet under et akutt oljeutslipp er det rapportert få tilfeller om at utslipp har hatt en signifikant effekt på fiskebestander (Varela 2006). Skadeomfanget vil være svært avhengig av årstid, konsentrasjon av alger i vannmassene, sammensetningen av arter osv.

Forandring i sammensetning i planktonet kan igjen ha konsekvenser for andre deler av økosystemet, ved påvirkning av fiskebestander. I etterkant av Prestige-forliset ble effekter på plankton studert (Varela 2006) og sammenlignet med tidsserier fra før oljesølet. Det ble da ikke funnet forskjeller før og etter hendelsen, verken i forskjell i biomasse eller i artssammensetning. Det ble målt forhøyede konsentrasjoner av oljekomponenter i zooplankton (ekstern og intern dose), men ingen forskjeller i biomasse eller samfunnsstruktur.

Grenseverdi for toksiske effekter av alifatiske hydrokarboner >C10-C35, PNEC, for akvatiske organismer er 1 mg/l (Aquateam 2007).

PNEC for planktonarter satt på bakgrunn av LD50 funnet for en rekke arter av evertebrater, fisk eller alge og ulike oljeprodukter: 90 ppb (90 µg/L) (Hjermann 2007).

2.1.2 Strandsone og bunnsamfunn

Tildekking av overflater i strandsonen med olje kan påføre betydelig toksiske effekter på alt liv (biota). Skade på strand er ofte undervurdert, og vanskelig å vurdere. Det er ikke rapportert akutte effekter av olje på tang, og en av grunnene kan være at tang skiller ut slim som delvis kan forhindre at fersk olje kommer i kontakt med selve algen (NIVA 2010). Tynne blad- eller trådformede alger kan derimot bli utsatt for akutte effekter. Mindre arter uten skall (som mosdyr, tanglus og tanglopper) kan eksponeres direkte av oljen, og de er dermed utsatt for effekter av oljesøl. Sedimenter kan bli reservoarer for oljeforbindelser som synker til havbunnen. Noen bunn- og sedimentlevende evertebrater kan overleve eksponering, men kan akkumulere høye nivåer av forurensningen. Dette kan igjen påvirke predatorer som spiser disse.

Grenseverdi for effekter av alifatiske hydrokarboner (C₁₀-C₁₂) er 26 mg/kg tørrvekt (Nederlandsk grenseverdi, SRC_{eco} for sediment, (RIVM 2004). Slike konsentrasjoner medfører akutte toksiske virkninger. For fraksjonen C₁₂-C₁₆ er SRC_{eco} 280 mg/kg tørrvekt. Generelt forventes det at aromatiske og kort-kjedete alifatiske forbindelser er viktige for toksisiteten til oljeblandinger. Langkjedede alifatiske hydrokarboner bidrar i mindre grad til effekter av oljeforbindelsene på grunn av lav løselighet og lavt potensiale for bioakkumulering (RIVM 2004).

2.2 PH

Vannlevende organismer kan bli påvirket av variasjoner i pH. Tabell 1 under viser en oversikt over mulige effekter på fisk.

Tabell 1: Effekter av variasjoner i pH på fisk.

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.

Ålegras har en kritisk øvre grense for pH på 10-10,5, hvor fotosyntesen blir påvirket.

Sjøvann har god bufferkapasitet sammenlignet med ferskvann. Utslipp med høy pH vil derfor ikke ha de samme konsekvensene i sjøvann som i elver og innsjøer.

pH bør overvåkes i resipienten, for å sikre at grenseverdi for effekter ikke overskrides, dvs. pH holdes under 9 i resipienten. Dersom pH overskrider denne grenseverdien bør utslippsvannet nøytraliseres til akseptabel verdi.

2.3 NITROGENFORBINDELSER ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ OG NO_3^-)

Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % av nitrogen som ammoniumforbindelser og 50 % som nitratforbindelser. Toksisiteten av NH_x ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) vil være avhengig av pH-verdien i vannet. Ved normal pH i sjø (ca. 8-8,5) vil det meste av NH_x foreligge som ammonium, NH_4^+ . Ved høyere pH-verdier derimot, vil en større andel av NH_x finnes som ammoniakk, NH_3 . Ved anvendelse av sprøytebetong i tunneldrift kan avrenningen bli svært basisk og føre til dannelse av ammoniakk (Hindar og Roseth, 2003).

2.3.1 Fisk

Ammoniakk er akutt toksisk i lave konsentrasjoner for fisk. For vannlevende organismer er det satt en PNEC-verdi for ammoniakk på 0,4 $\mu\text{g/L}$. Alabaster og Loyd (1982) anbefaler å unngå ammoniakk-konsentrasjoner over 25 $\mu\text{g/L}$ i elver og innsjøer.

2.3.2 Tilstandsklasser

Nitratforbindelser kan føre til overgjødning av vannmassene. Dette kan gi økt algevekst og forstyrre likevekten mellom ulike organismer i vannet. Tilstandsklassene med hensyn nitrat-nitrogen er gitt i Tabell 2. Nitrat er vanligvis ikke det vekstbegrensende næringsstoffet i ferskvann. Eutrofiering vil derfor ikke oppstå så lenge det ikke også tilføres fosfor. I marine miljøer er nitrogen ofte vekstbegrensende og tilførsel av nitrat kan føre til eutrofiering (Bækken, 1998).

Tabell 2: Tilstandsklasser for nitrogen i overflatelaget i kystvann fra TA-1467/1997

Vanntype	Parameter	Årstid	I	II	III	IV	V
			Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Kystvann saltholdighet over 20	Nitrat (NO ₃) (µg N/L)	sommer (juni-august)	<12	12-23	23-65	65-250	>250
		vinter (desember- februar)	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Total nitrogen (µg N/L)	sommer (juni-august)	<250	250-330	330-500	500-800	>800
		vinter (desember- februar)	<295	295-380	380-560	560-800	>800
Ferskvann, Saltholdighet 0	Nitrat (NO ₃) (µg N/L)	sommer (juni-august)	<125	125-200	200-275	275-400	>400
		vinter (desember- februar)	<160	160-260	260-360	360-520	>520
	Total nitrogen (µg N/L)	sommer (juni-august)	<250	250-400	400-550	550-800	>800
		vinter (desember- februar)	<250	250-400	400-550	550-800	>800

Nitratkonsentrasjoner i resipientene bør ikke økes så mye som følge av utslippene at den nye tilstanden blir i tilstandsklasse IV eller V. Da eutrofiering ikke oppstår umiddelbart, kan en forhøyet konsentrasjon nært utslippet aksepteres.

2.4 SUSPENDERT STOFF (SS)

2.4.1 Fisk

Tabell 3 under er hentet fra rapport fra Norsk forening for fjellsprengeingsteknikk (NFF 2009) og viser effekter av forhøyede konsentrasjoner av naturlig eroderte partikler på fiske. Verdiene er basert på erfaringer fra suspendert stoff i elver, og det kan derfor forventes noe variasjon mellom disse grenseverdiene og effekter på marin fisk.

Tabell 3: Effekter av partikler fra naturlig erodert materiale på fisk (retningslinjer fra den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC, NFF(2009))

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

En litteraturstudie av NIVA (2008) gjort i forbindelse med konsekvensutredning av sjødeponering av masser fra Engebøfjellet omhandler effekter av uorganiske partikler på laksefisk og torskfisk. De viser at antallet studier gjort på estuarine/marine arter er lavt. Humborstad et al. (2006) viste effekter på gjeller hos torskfisk ved en eksponering ved 550 mg/L (etter 24 timers eksponering). Eksperimenter med green grouper (*Epinephelus coi*) viste effekter ved 50 mg/L (Au et al 2004).

Likevel vil det suspenderte stoffet i tunnelvann kunne utgjøre en høyere risiko for effekt på fisk, på grunn av at partikler fra fjellsprenging er veldig små og skarpe. Det er vist effekter på fisk av partikler fra tunnelvann ned til 25 mg/L, men dette gjelder for sprenging av steder med spesiell geologi. Ved høye konsentrasjoner av partikler i vannmassene vil voksen fisk sannsynligvis prøve å unngå utslippsområdet, og komme seg raskt unna påvirkningen.

Det anbefales at konsentrasjonsøkningen av partikler i resipientene holdes under 80 mg/L for å unngå et betydelig redusert fiske, og for å beskytte sårbare marine fiskearter.

2.5 METALLER

Ulike bergarter kan inneholde høye konsentrasjoner av metaller. Disse kan frigjøres ved tunnelarbeid og føres ut i resipienter. På Hundvåg er det fyllitt, som er en finkornet metamorf bergart. I fyllitt er det høye konsentrasjoner av arsen. Arsen kan gi både akutte og kroniske skader.

Konsentrasjonen av arsen i fyllitt Rogaland er i området 15-25 mg/kg (Bjørnå, 2010). Dette er lavere enn klassegrensen mellom tilstandsklasse II og III (52 mg/kg) (TA-2229/2007). Problemer med arsen vil derfor ikke være knyttet til sediment. Konsentrasjonen av arsen i vannmassene vil være knyttet til suspenderte partikler. Ved utslipp av vann med 400 mg/L suspendert stoff (som er høyeste planlagte konsentrasjon) med arsenkonsentrasjon 25 mg/kg og fortykning 1:10 i resipient, fås en konsentrasjon av arsen i vann på 1 µg/L som er under øvre grense for klasse I for sjøvann. Arsen-konsentrasjoner i utslippet vil derfor ikke være problematisk.

3 Om fortytning og beregning av konsentrasjoner i resipienten

Ved et punktutslipp oppstår en turbulent stråle og det dannes en plume av utslippsvannet. For en slik plume kan det gjøres beregninger for konsentrasjon ved ulike avstander fra utslippet. Det er lagt til grunn en diameter på utslippsrøret på 200 mm og utslipp av 35 L/s. Det gir en hastighet på utslippsvannet på ca. 1 m/s. Gjennomsnittlig hastighet på plumen vil avta til 10 % av opprinnelig innen 10 m. Ved denne avstanden vil gjennomsnittlig konsentrasjon være 5 % av opprinnelig konsentrasjon, dvs. fortytning 1:20 (Cushman-Rolsin 2010). Utenfor denne avstanden vil andre mekanismer være bestemmende for grad av fortytning.

Det ferske utslippsvannet vil ha lavere tetthet enn sjøvannet og vil derfor stige i vannsøylen etter utslipp og fortynnes. Vannet vil stige til tetthetsforskjellen er utlignet og kan fortsette helt til overflaten eller stoppes av lagdeling dypere i vannmassene. Lagdeling vil da begrense fortytningen.

Det er også vist fortytning av utslippet med en standard fortynningsfaktor på 1:10. Faktoren er hentet fra EUs retningslinjer for risikovurdering, Technical Guidance Document on Risk Assessment, fra 1996.

Denne standard fortynningsfaktoren er brukt i andre tilsvarende miljørisikovurderinger. Dette er ansett som meget konservativ fortytning, da utslippet til sjø normalt er til resipienter med god utskiftning.

4 Utslippspunkter

4.1 SJØ VED BUØY

4.1.1 Problemstillinger

4.1.1.1 Utfylling

Det er planlagt en utfylling av masser i sjø i tunnelåpningen ved Buøy. Utlegging av massene vil føre til utslipp av suspendert stoff, nitrose gasser og nitrogenforbindelser fra udetonert sprengstoff. Dette er vurdert i egen rapport som omhandler utfyllingen.

4.1.1.2 Vann fra tunnelen

Vann fra driving av Hundvågtunnelen er planlagt sluppet ut i sjøen ved Buøy. Det er beregnet et utslipp av vann på ca. 22 L/s (2 rigger). Rensing av utslippet antas til 400 mg SS/L.

4.1.1.3 Lensevann fra byggegrop på Buøy

Det legges opp til at man skal etablere en tett spunt i anleggsfasen. Vannmengde som må håndteres fra byggegrop vil avhenge av om man lykkes med dette. I så fall blir mengde veldig begrenset.

I 2003 og 2010 ble det gjennomført prøvetaking og analyse av totalt 14 prøver (S11-S15 og BU2312-BU2315) i det aktuelle, utfylte området. Det er analysert på standard analyser som omfatter 8metaller, PCB7, PAH16 og olje/THC/BTEX. Analyser viser at fyllmassene mot tunnelpåslaget generelt tilfredsstiller tilstandsklasse III (Klif veileder TA1553/2009) for alle komponenter, med de høyeste utslagene for arsen, bly og olje. Unntaket er borpunktene BU2312 og BU2313 som viser tyngre alifater (C12-C35) i tilstandsklasse V fra 100-200cm under terreng (Tabell).

Tabell 4 Analyseresultater fra borpunkt BU2312 og 2313 på Buøy. Tabellen viser alle resultater som overskrider tilstandsklasse III.

Parameter	Enhet	BU2312-02 jord	BU2313-02 jord
Dybde	cm	100-200	100-200
Tørrstoff	%	91,8	87,3
Fraksjon >C12-C35	mg/kg TS	3130	3260

Mengde suspendert stoff i et anleggsområde hvor det graves i mettet sone, vil være avhengig av massenes beskaffenhet og kornfordeling. Aktuelle fyllmasser er inhomogene og kornfordelingsanalyser vil derfor ikke gi et dekkende bilde.

Foreslåtte utslippskrav er identiske med utslippskrav for tunnelvann i driveperioden (vann fra byggegrop antas ført til sammen renseenhet som benyttet for tunneldriving).

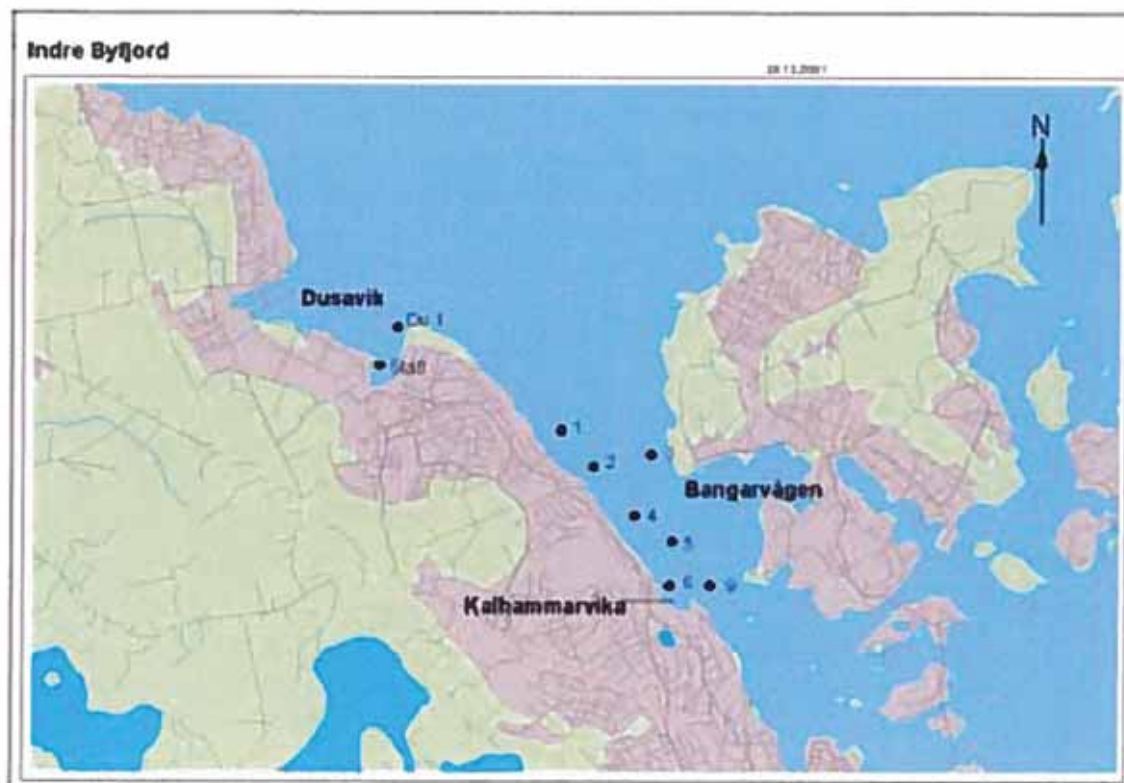
4.1.2 Resipienten

Renset tunnelvann skal etter planen slippes til Stavanger havn.

4.1.2.1 Stavanger havn

Stavanger havn er delvis lagdelt, beskyttet mot bølgeeksponering, har lav strømningshastighet og kort oppholdstid for bunnvann. Kjemisk og økologisk tilstand i havna er klassifisert som moderat. Forurensningen skyldes både diffuse kilder som avrenning fra byen og forurensning fra punktkilder fra industri (Vann-nett). Konsentrasjonen av nitrat og total nitrogen ble målt jevnlig i Stavanger havn i 1980 og 1981. Fem av målingene av nitrat i sommermånedene er lave og tilsvarer meget god tilstand. En av målingene i sommermånedene er veldig høy og i klasse IV, dårlig tilstand. I vintermånedene er fire av konsentrasjonene i klasse II, en på grensen mellom klasse II og III og en er i klasse III, moderat tilstand. For totalt nitrogen er to av prøvene fra sommermånedene i klasse II og de fire andre i klasse I. Alle prøver for totalt nitrogen i vintermånedene er i klasse I (Vannmiljø). Tjuholmen er viktig hekkeplass for sjøfugl, og vannkanten rundt benyttes av ærfugl til søk etter mat. (Naturbase).

Strømmålinger fra området viser at utslipp grunnere enn 15 m ned i vannmassene vanligvis ikke vil akkumuleres i resipienten (Fylkesmannen i Rogaland 2002). Utslipp på større dyp har mye lavere transporthastighet og vil sannsynligvis bli akkumulert i resipienten nær utslippsstedet. Dvs. at utslipp til Byfjorden i overlaget kan bli spredd over store områder, mens utslipp til lavere dyp vil ikke spres like raskt. Spredning fra lokaliteter 1-6 og 9 er meget sannsynlig, da strømmen her er sterkest, se Figur under.



Figur 1: Oversikt punkt for strømmålinger, Stavanger havn (Fylkesmannen i Rogaland 2002).

Ut fra foreliggende informasjon vil det være optimalt å legge utslippet av tunnelvann i området nær punkt 9 i figur 1 over Stavanger havn, i de øvre 15 meterne av vannsøylen. Da sikrer man rask fortykning av utslippet.

4.1.3 Miljørisikovurdering

4.1.3.1 Olje

Ved utslipp av 50 mg/L olje i tunnelvannet beregnes konsentrasjonen i resipienten til å være på 2,5 mg/l 10 meter utslippspunktet (fortynning 1:20). Dette er over grenseverdi for effekter på fisk (PNEC, 1 mg/L) og for effekter på plankton/ vannlevende larver (PNEC, 90 µg/L). Videre fortykning til PNEC (1 mg/L) kan forventes i nokså kort avstand fra dette, så det er bare forventet helt lokale negative effekter av oljeforbindelsene i utslippet.

Ved en oljekonsentrasjon på 20 mg/L i utslippet, må utslippet fortyknes minimum 20 ganger i resipienten for å nå akseptabel konsentrasjon for fisk (en fortykning som oppnås allerede 10 m fra utslippspunkt).

4.1.3.2 pH

Sjøvann har svært høy bufferkapasitet og pH forventes derfor ikke å påvirkes i betydelig grad av utslipp av tunnelvann.

4.1.3.3 Nitrogenforbindelser

Innholdet av nitrogen i drifts- og drensvann i anleggsfasen varierer fra 10 - > 100 mg N/L (Weideborg 2010). Med utgangspunkt i fortynning 1:20 i resipienten (10 m fra utslippet) gir dette en tilført konsentrasjonsøkning på 0,5- >5 mg N/L. Det er en konsentrasjon som tilsvarer tilstandsklasse V. I rensebassenger for overvann ved Skullerudkrysset i Oslo er det rapportert om renseeffekter på 38 % for Tot-N (Wist, 2010). Dersom denne formen for rensing benyttes for fjerning av partikler i vannet, og nitrogenrenseeffekten er tilsvarende, vil tilførselen av nitrogen være i klasse II til V. Konsentrasjonen i tunnelvannet kommer i tillegg til den opprinnelige konsentrasjonen i resipienten. For å oppnå konsentrasjon av totalt nitrogen i tilstandsklasse II i resipienten, må tunnelvannet fortyknes over 600 ganger dersom opprinnelig konsentrasjon er 100 mg N/L. Fordi effekten av økt konsentrasjon av nitrogen ikke er akutt, det aksepteres forhøyede konsentrasjoner lenger fra utslippet for nitrogen enn ammoniakk. Det er allikevel viktig å ta hensyn til langtidseffekter på grunn av utslippets varighet.

Ved pH 8,2 og temperatur 20 °C vil ca. 3,6 % av ammoniumnitrogen være tilstede som ammoniakk. Det tilsvarer i verste fall 180 µg/L etter første fortykning i resipienten (1:10) og 90 µg/L 10 meter fra utslippet (fortynning 1:20). Lavere pH og temperatur fører til redusert andel ammoniakk. Ved pH 8 og temperatur 5 °C vil kun 0,74 % være ammoniakk. Det gir konsentrasjon på 37 µg/L etter første fortykning i resipienten (1:10) og 18,5 µg/L 10 meter fra utslippet (fortynning 1:20) dersom innholdet av totalt nitrogen i det opprinnelige avløpsvannet er 100 mg/L. Ved opprinnelig nitrogenkonsentrasjon på 100 mg/L (pH8,2 og 20 °C) må tunnelvannet fortyknes minimum 100 ganger for å oppnå konsentrasjon under 25 µg/L.

4.1.3.4 Suspendert stoff

Konsentrasjonen av suspendert stoff ved rensing til 400 mg/L vil føre til en konsentrasjon på ca. 40 mg/L i resipienten. Dette er under grenseverdi for effekter på sårbare marine fiskearter, men man kan forvente noe effekt på fiske. Dersom partiklene fra sprenging blir veldig skarpe kan det likevel forekomme noe skade på gjellene til fisk som blir eksponert for disse konsentrasjonene.

Dersom rensing av suspendert stoff blir til 200 mg/L vil konsentrasjonen i resipienten bli ca. 20 mg/L. Ved slike konsentrasjoner vil man ikke forvente effekter på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

10 m fra utslippet vil konsentrasjonen være redusert til 5 % av opprinnelig konsentrasjon. Det tilsvarer en konsentrasjon på 20 mg/L eller 10 mg/L. Utenfor denne avstanden vil det derfor ikke forventes effekt på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Beregningene for suspendert stoff er konservative. De tar ikke hensyn til sedimentasjon som vil føre til en noe raskere reduksjon i konsentrasjon med avstand fra utslippet.

4.1.3.5 Konklusjon

Et sammendrag av konsentrasjoner i tunnelvann og beregnet konsentrasjonsøkning i resipienten er gitt i Tabell .

Tabell 5: Konsentrasjon i tunnelvann og konsentrasjonsøkning i resipient.

Parameter	Maksimal konsentrasjon i tunnelvann etter rensing	Konsentrasjonsøkning i resipient ved standard fortytning: 1:10	Konsentrasjonsøkning 10 m fra utslippet. Fortytning 1:20
Suspendert stoff (mg/L)	400 eller 200	40 eller 20	20 eller 10
Ammoniakk (µg/L)	1800	180	90
Total nitrogen (mg/L)	10-100	1-10	0,5-5
Olje (mg/L)	50 eller 20	5 eller 2	2,5 eller 1
pH	12	uendret	uendret

Det er vanskelig å forutsi konsentrasjonen av nitrogenforbindelser i utslippsvannet (data fra lignende utslipp varierer fra 10- 100 mg/L). Det forventes økninger av nitrogenforbindelser som kan gi noe økt algeblomstring i sommerhalvåret. Rett ved utslippet kan det forventes toksiske konsentrasjoner av ammoniakk for fisk. For å unngå oppkonsentrering av nitrogenforbindelser og dermed redusert konsentrasjon av oksygen i bunnvannet bør utløpet legges der vannutskiftingen er størst. Utslippet bør være på et dyp som tillater fortytning etter hvert som utslippsvannet stiger i vannmassene, men ikke dypere enn terskler i nærheten for å unngå oppkonsentrering i bunnvannet

Utenfor en avstand på 10 meter fra utslippet forventes det ikke effekter av suspendert stoff på sårbare marine fiskearter eller konsekvenser for fiske.

Dersom det oppstår høye konsentrasjoner av ammoniakk i en stor avstand fra utslippsledningen bør utslippet pH-justeres.

Ved rensing til 20 mg/l olje vil det kun være forventet helt lokale effekter av utslipp av tunnelvannet. Denne grensen bør settes som krav til rensing.

Det antas at pH i utslippet raskt vil nøytraliseres i den robuste sjøresipienten. Sjøvann har god bufferkapasitet mot endringer i pH.

4.2 SJØ VED GRASHOLMEN

4.2.1 Problemstillinger

4.2.1.1 Vann fra tunnelen

Ved Grasholmen vil det være et utslippspunkt for dreinsvann og vaskevann fra tunnelen i driftsfasen.

4.2.2 Resipienten

4.2.2.1 Stavangerfjorden indre

Stavangerfjorden indre er delvis lagdelt, beskyttet mot bølgeoppskylning, har lav strømningshastighet og moderat oppholdstid for bunnvann. Økologisk tilstand er ikke definert og kjemisk tilstand er satt til "oppnår ikke god". Forurensningen skyldes avrenning fra by og andre diffuse kilder (Vann-nett). Undersøkelser av nitratkonsentrasjonen i 1995 (sommer og vinter) er alle i tilstandsklasse I (Vannmiljø). Det er ingen registrerte verdifulle naturtyper i sjø i Stavangerfjorden indre.

5 Forslag til overvåking av resipientene

Utslippene bør overvåkes i forhold til turbiditet, nitrogenstoffer og pH. Referansestasjoner bør også etableres, siden tiltaket kommer til å foregå over flere årstider.

6 Referanser

- Alabaster og Loyd (1982). Water quality criteria for freshwater fish. 2nd ed. Butterworths, London.
- Aquateam 2007. Rapport nr. 06-039: Oppdatering av bakgrunnsdata og forslag til nye normverdier for forurenset grunn
- Bækken, Torleif, (1998) Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse, NIVA-rapport 3902-98
- Bjørnå, Ragnhild, 2010, Fyllitthåndtering i Rogaland, (<http://www.miljoringen.no/filopplas/filer/2010-11-17%20nr%205%20Ragnhild%20Bj%C3%B8rn%C3%A5.pdf>)
- Blue Planet, 2010, Overvåkning Rogaland, Rapport 1, September 2010
- Cushman-Roisin, Benoit (2010) Environmental Fluid Mechanics, John Wiley & Sons, Inc. Hanover, New Hampshire
- Ertfemeijer (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review.
- French-McCay (2004). Oil spill impact modelling: Development and validation.
- Fylkesmannen i Rogaland (2002). Tiltaksplan for opprydding av forurensete sedimenter i Stavanger Havn
- Hindar, Atle og Roseth, Roger, (2003) E-18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter, NIVA-rapport 4642-2003
- Hjermann (2007). Fish and oil in the Lofoten- Barents Sea system: synoptic review of the effect of oil spills on fish populations
- Karttjenesten Naturbase http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/NB3_viewer.asp
- Karttjenesten og database Artsdatabanken: <http://artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2>
- Karttjenesten Vannmiljø <http://vannmiljo.klif.no/>
- Karttjenesten Vann-nett <http://vann-nett.nve.no/saksbehandler/>
- National institute for Public Health and the Environment/ Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) (2004). Environmental Risk Limits for Mineral Oil (Total Petroleum Hydrocarbons). RIVM report 601501021/2004.
- NIVA (2008). Risikoen for skader på fisk og blåskjell ved gruveaktivitet på Engebøneset. En litteraturstudie om effekter av metaller og suspenderte partikler.
- NIVA (2010). Marinbiologiske undersøkelser i forbindelse med oljeutslipp fra M/S Full City Undersøkelser av flora og fauna i littoral- og sublittoralsonen
- Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09, august 2009.
- Van der Heide (2008). Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH.

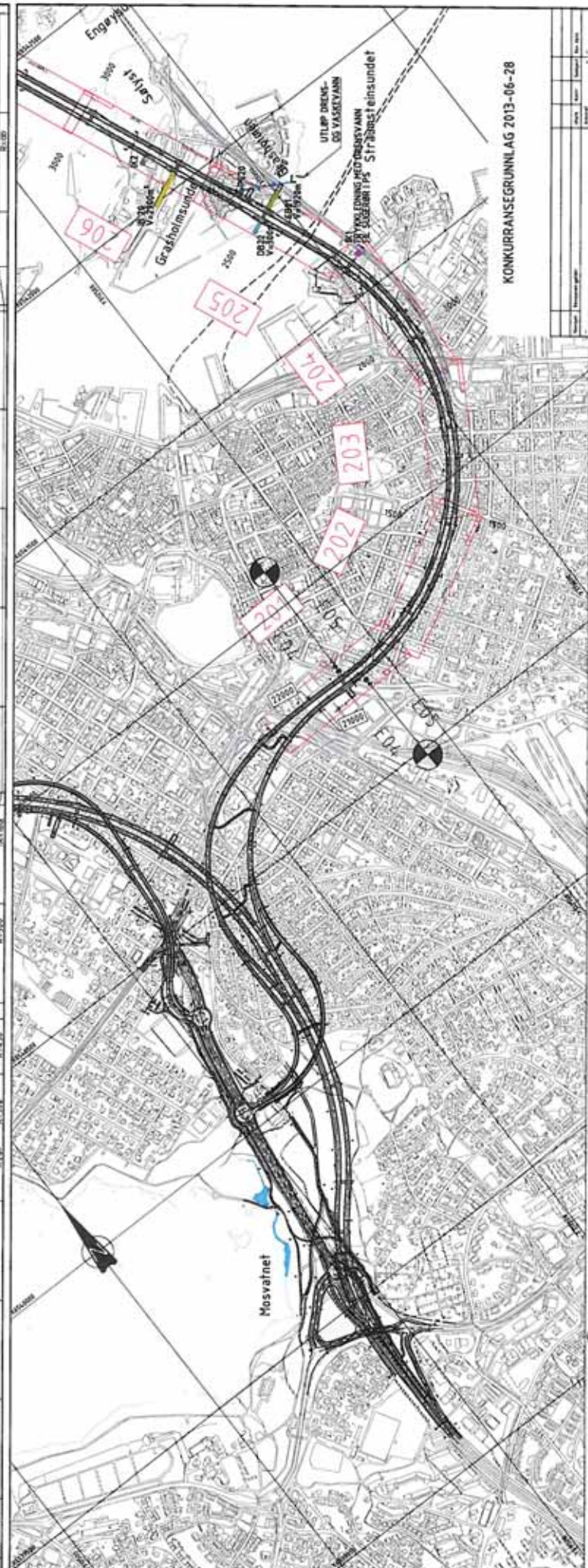
Varela (2006). The effect of the "Prestige" oil spill on the plankton of the N-NW Spanish coast.

Weideborg, Mona, (2010) http://faggruppeba.no/ikbViewer/Content/808452/02_Weideborg_Mona.pdf

Wist, Ingunn, (2010) Søknad om utslippstillatelse fra midlertidig anleggsdrift og utslipp i driftsfasen, E39
Svegatjørn – Rådal

Vedlegg 1

Tegninger



KONKURRANSEGRUNNLAG 2013-06-28

Rv. 13 Rylst	
Prosjekt nr.	131101200
Prosjekt navn	ENTREPRISE 05 HUNDVÅGTUNNELN FRA BURY
Prosjekt type	Drøring
Prosjekt fase	Prosjekt av og utarbeidingsplan
Prosjekt ansvar	Entreprenør
Prosjekt dato	13.06.2013
Prosjekt status	05-G02-201

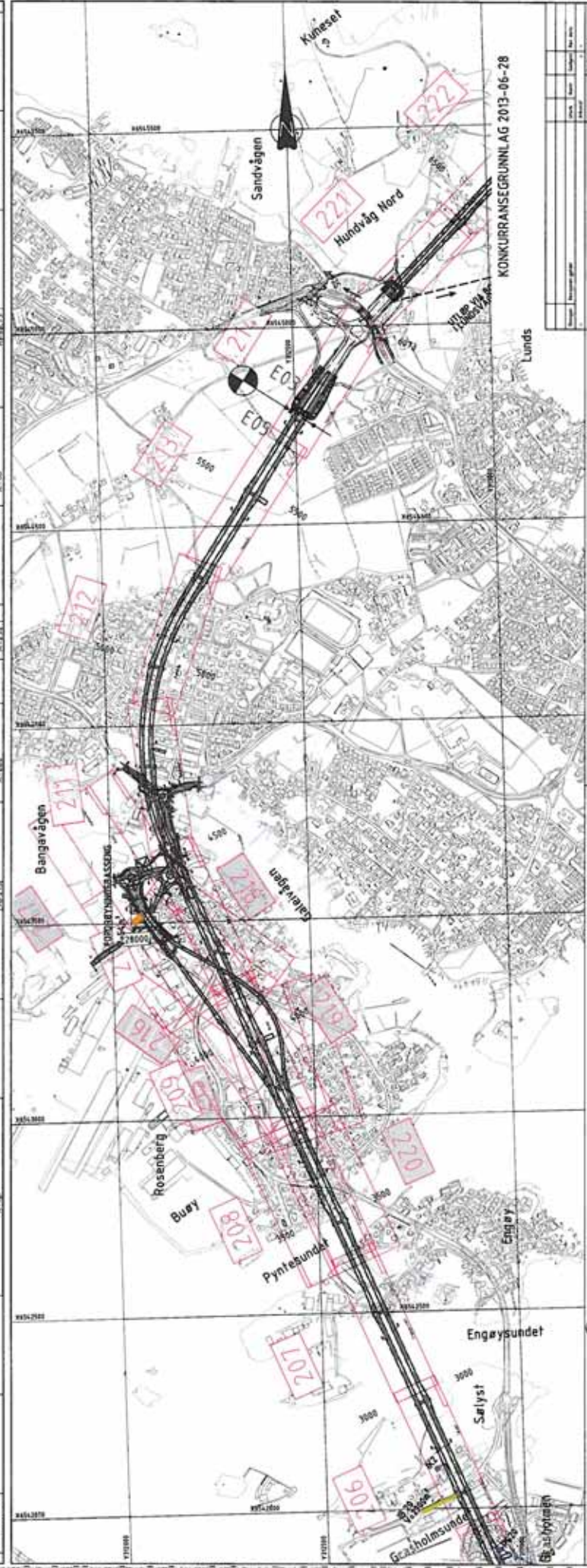
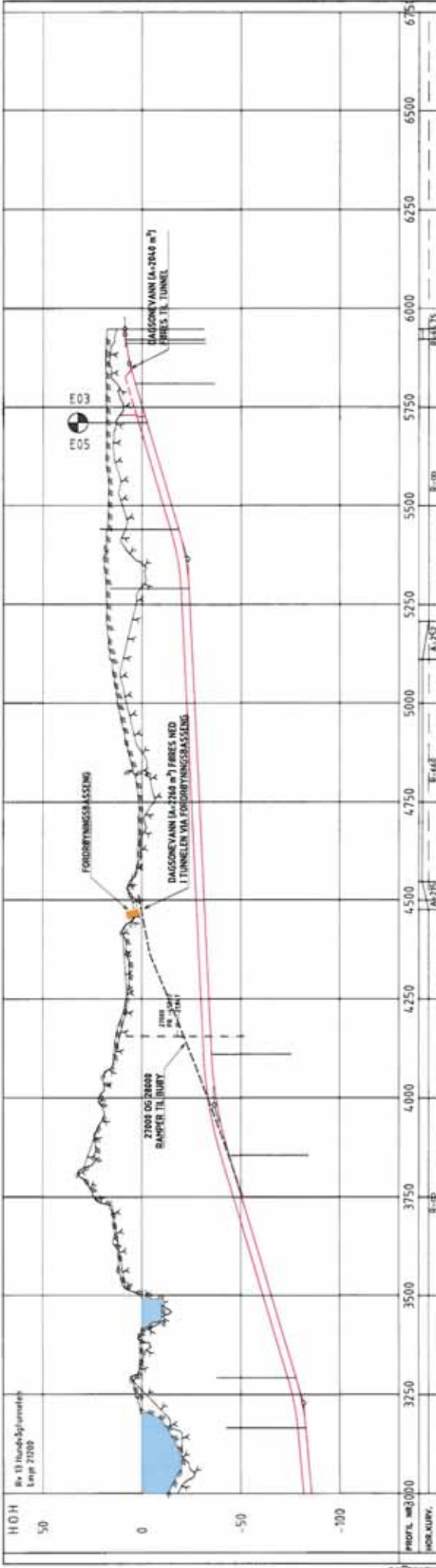
MERKNADER OG HENVISNINGER
 UTLØP BORNELL PÅ GRASHOLMEN, MFR 05-001-619, 05-021-790 OG 05-021-791.

TEGNFORKLARING

- INTAKSKUP FOR DRENSVANN (IK)
- SEDIMENTERINGSBASSENG (SB)
- DRENSBASSENG I LÅVBREKK (DB)
- TUNNEL I LÅVBREKK (LVB)
- FØRINGSBASSENG
- FØRINGSBASSENG

GRØNNE MELLOM KONTRAKT 04, 05 OG 03

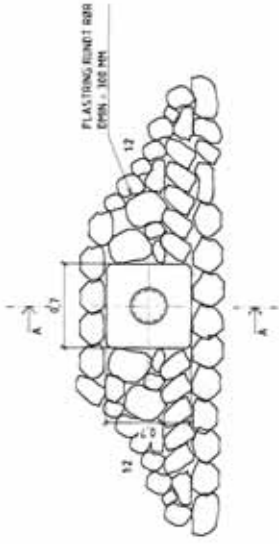
- NETTVERK (N)
- CA. UTLØP (U)
- CA. PROJEKTERTE SENTER VED (M)
- BORNELL
- OVERVANNLEDDING FRA INNTAKSKUP
- UTLØP FRA INTAKSKUP
- PUMPELEDDING FRA SEDIMENTERINGSBASSENG
- PUMPELEDDING FRA SEDIMENTERINGSBASSENG



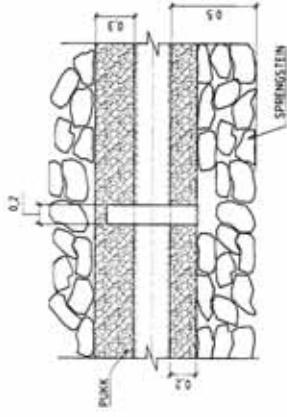
Rv. 13 Øyrest ENTREPRISE AS HUSDYLGATTUNNELN FRA BURY Drømtved Post og grunn Konkurransegrunnlag		Norconsult E. Grønli Egenrett Tittel 101010101 Prosjekt nr. 151010101		05-G02-202
--	--	--	--	-------------------

TEGNFØRKLARING INNTAKSKUM FOR DRENSVANN (IK) SEDIMENTERINGSBASSENG (SB) DRENERINGSSESS (LAVBREKK (DB) LUMPESTASJON (PS) FØRDRYNNINGSBASSENG		GRENSE MELLOM KONTRAKT 04, 05 og 03 RETNINGSSYNT CA. VOLUM (m³) CA. PROFILNYTTE GENTER VEG (m) BORNHULL OVERVANNLEIING FRA INNTAKSKUM PUMPER FRA INNTAKSKUM PUMPELEIING FRA SEDIMENTERINGSBASSENG
---	--	---

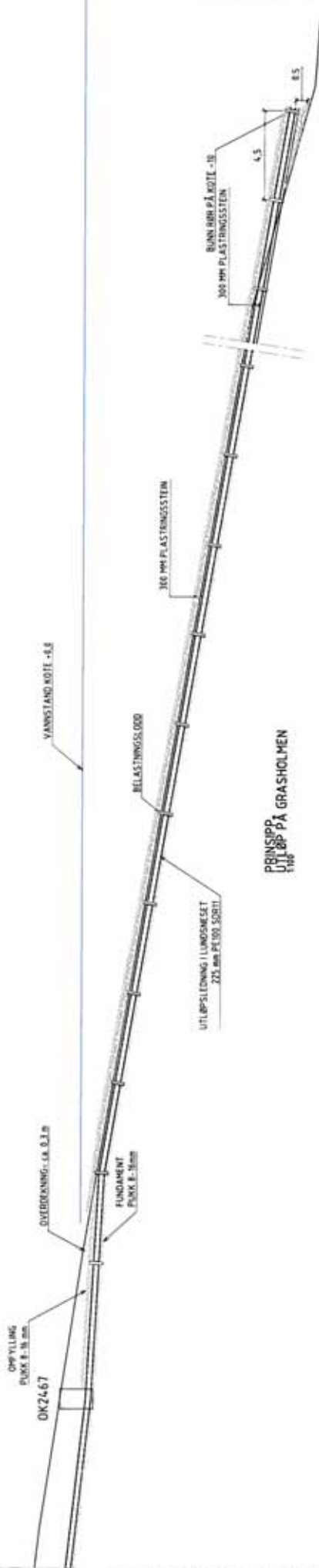
--	--	--	--	--



PLASTRING VED UTLØP
FRONT, 120



BELASTNINGSLODD VED UTLØP
SNITT A-A, 120



KONKURRANSEGRUNNLAG 2013-66-28

Prosjekt	Prosjekt nr.	Bl. nr.	Bl. dato	Bl. versj.
Oppdragsgiver				
Utøvelse				
Prosjektleder	Rv. B3 Bylast			
Prosjektleder	ENTREPRISE 05			
Prosjektleder	HUNDVÅGTUNNELEN FRA BUBY			
Prosjektleder	Drenering			
Prosjektleder	Form 21			
Prosjektleder	Prosjekt nr.	Bl. nr.	Bl. dato	Bl. versj.
Prosjektleder	05-621-291			