

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Miljøriskovurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i Vangsvatnet ved Voss	Løpenr. (for bestilling) 6238-2011	Dato 11.11.2011
	Prosjektnr. Undernr. 11116	Sider Pris 21
Forfatter(e) Torleif Bækken, Trine Dale og Eigil Iversen	Fagområde Integrert vannforvaltning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

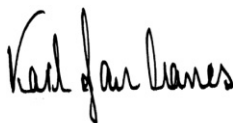
Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen, Hordaland	Oppdragsreferanse Vidar Jacobsen
--	--

Sammendrag. Det planlegges å bruke tunnelmasse (sprengstein) for å fylle ut områder i Vangsvatnet ved Voss sentrum. Statens vegvesen har ønsket å få en vurdering av hvordan dumping av fyllittholdig tunnelmasse kan påvirke den økologiske tilstanden i Vangsvatnet og Vosso, spesielt med hensyn på den meget utsatte laksestammen i vassdraget. Vi anbefaler at konsentrasjonene av potensielt skadelige fyllittpartikler i Vangsvatnet, og ved utløpet av Vangsvatnet holdes meget lave, spesielt i de mest sårbare periodene for laksen (sept. - des. og mai - juni). Vangsvatnet kan skjermes mot partikler fra fyllingen med en siltgardin. Det er lite sannsynlig at de øvrige forurensningskomponentene fra utfyllingen vil medføre problemer for vassdraget dersom de angitte tiltakene settes i verk. En stabilisering/massefortrengning av fyllingen skal foregå ved sprengning med dynamitt i bløte masser under steinfyllingen. Det forventes at det meste av energien fanges opp i røysa og omliggende masse under vann. Dersom det mot formodning blir en kraftig trykkbølge ut i vannmassene, kan dette skade fisk som oppholder seg i nærområdet til fyllingen. Det forventes ikke utlekking av stoffer fra sprengningen som medfører problemer for vannkvalitet og biologi i Vangsvatnet.

Fire norske emneord 1. Tunnelmasse 2. Fyllitt 3. Partikler 4. Laks	Fire engelske emneord 1. Tunnel blasted rock 2. Phyllite 3. Particles 4. Salmon
--	---



Torleif Bækken
Prosjektleder



Karl Jan Aanes
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

**Miljørisikovurdering ved dumping av sprengstein fra vegtunnel i
Vangsvatnet ved Voss**

Forord

Tunnelmasse fra nærliggende vegarbeider er planlagt brukt til utfylling i Vangsvatnet ved Voss sentrum. Fordi tunnelmassen har et stort forurensningspotensiale og Vangsvatnet med Vosso nedstrøms har et sårbart økosystem, har Statens vegvesen gitt NIVA i oppdrag å foreta en vurdering av hvordan dumping av tunnelmassen kan påvirke den økologiske tilstanden i Vangsvatnet og Vosso, spesielt med hensyn på den meget utsatte laksestammen i vassdraget. Oppdragsgiver har vært representert ved Vidar Jacobsen. Forsker Trine Dale har hatt ansvar for fiskedelen, mens forsker Eigil Iversen har vurdert utlekking fra steinmassene. Prosjektleder ved NIVA har vært seniorforsker Torleif Bækken.

Oslo 11.11.2011

Torleif Bækken

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	7
2. Forurensningspotensialet ved dumping av tunnelmasse	7
2.1 Partikkelforurensning	7
2.2 Nitrogenavrenning og pH	8
2.3 Metallavrenning	8
2.4 Rester fra tettemasse	8
2.5 Olje og kjemikalier	8
3. Dagens tilstand i Vossovassdraget	9
3.1 Generelt	9
3.2 Vannkjemi	9
3.3 Planktonorganismer og bunndyr	9
3.4 Fisk	9
3.4.1 Laks	9
3.4.2 Ørret	10
3.4.3 Røye	11
3.4.4 Tre-pigget stingsild	11
3.4.5 Ål	11
4. Vurdering av miljørisiko for Vossavassdraget	12
4.1 Spredning av forurensninger	13
4.2 Partikkelforurensning	13
4.2.1 Fisk	14
4.2.2 Andre organismer	16
4.3 Sprengstoff og pH	16
5. Tiltak	17
5.1.1 Partikler	17
5.1.2 Sprengstoff, pH og andre forbindelser	18
6. Overvåkning	18
7. Tilleggsvurderinger	18
7.1 Stabilisering/massefortrengning i fylling	18
7.2 Svovelinnhold i tunnelmassen	19
7.2.1 Test av sulfidholdig geologisk materiale	19
7.2.2 Bufferegenskaper – ABA-test	19
7.2.3 Syrepotensiale – NAG-test	19
8. Litteraturliste	20

Sammendrag

Det planlegges å bruke tunnelmasse (sprengstein) for å fylle ut områder i Vangsvatnet ved Voss sentrum. Tunnelmassen inneholder generelt flere forurensende stoffer som kan påvirke økosystemet i Vangsvatnet og vassdraget nedstrøms med lakseelven Vosso. Statens vegvesen har ønsket å få en vurdering av hvordan dumpingene av tunnelmassen kan påvirke den økologiske tilstanden spesielt med hensyn på den meget utsatte laksestammen i vassdraget.

Fisk kan tolerere ganske høye konsentrasjoner av normale, avrundede, steinpartikler. Steinpartiklene fra foreliggende sprengsteinfylling er dannet av fyllitt, og forventes å bestå av skarpe til dels nåleformede partikler, og at de derfor har et langt større skadepotensiale enn naturlige partikler. Vosso ble i 2006 definert som et nasjonalt laksevassdrag, noe som innebærer at bestanden skal ha særskilt beskyttelse. Vi anbefaler derfor at konsentrasjoner holdes meget lave for denne type partikler i Vangsvatnet, og at konsentrasjonene ved utløpet av Vangsvatnet, spesielt i de mest sårbare periodene for laksen (sept. - des. og mai - juni) holdes spesielt333 lave.

Vangsvatnet kan skjermes mot partikler fra fyllingen med en siltgardin. Siltgarden kan ved avslutningen av utfyllingen forsiktig legges på bunnen for å dekke til den lett resuspenderbare massen av fyllitt- og andre typer partikler som har akkumulert her. Det synes ikke mulig pga bunnforholdene å anlegge starten av utfyllingen som en ytre sjeté. Vi ser det som lite sannsynlig at de øvrige forurensningskomponentene fra utfyllingen vil medføre problemer for vassdraget dersom de angitte tiltakene settes i verk.

For kontroll og dokumentasjon av tilstanden omkring utfyllingsområdet og i utløpselva anbefaler vi at det etableres en overvåking under anleggsarbeidet. En stabilisering/massefortrengning av fyllingen skal foregå ved sprengning med dynamitt i bløte masser under steinfyllingen. Det forventes at det meste av energien fanges opp i røysa og omliggende masse under vann. Dersom det mot formodning blir en kraftig trykkbølge ut i vannmassene, kan dette skade fisk som oppholder seg i nærområdet til fyllingen.

Det forventes ikke utlekking av stoffer fra sprengningen som medfører problemer for vannkvalitet og biologi i Vangsvatnet. Det finnes en rekke tester som benyttes for å karakterisere forvittringsegenskapene til geologisk materiale. Svovelinnholdet er lavt i de aktuelle fyllittmassene og utlekking anses å være uproblematisk for vannkvalitet og biologi i Vangsvatnet og i vassdraget nedstrøms, både vurdert som svovelforbindelser og som forsuring med påfølgende metallutlekking.

1. Innledning

Det planlegges å bruke tunnelmasse (sprengstein) til å fylle ut et område i Vangsvatnet ved Voss sentrum. Tunnelmasse inneholder generelt flere forurensende stoffer som kan påvirke økosystemet i Vangsvatnet og lengre nedstrøms i Vosso. Statens vegvesen har ønsket å få en vurdering av hvordan dumpingen av tunnelmassen kan påvirke den økologiske tilstanden i vassdraget spesielt henblikk på den meget utsatte laksestammen i dette vassdraget. Avbøtende tiltak som kan redusere forurensningspresset blir foreslått.

2. Forurensningspotensialet ved dumping av tunnelmasse

Anleggsvirksomhet i forbindelse med tunneldriving og vegbygging kan medføre betydelige inngrep i naturen og påvirke nærliggende vassdrag. Det gjelder i første rekke avrenning av forurenset tunnelvann og avrenning fra sprengsteindeponier og fyllinger. I tillegg kommer forurensninger fra annen anleggsvirksomhet, anleggsveger og fra anleggsriggområder.

Forurensningsbelastningen fra sprengsteinfyllinger vil vesentlig dreie seg om følgende forhold:

1. Partikkelforurensning som følge av dumping av tunnelmasse
2. Nitrogenavrenning fra sprengstoffrester (NO_3 og NH_4) fra massedeponier med sprengstein.
3. Høy pH (basisk) grunnet bruk av betong på vegger og tak og til injisering i tunnelen.
4. Metallavrenning fra boreslam og sprengstein. Forurensningspotensialet avhenger av metallinnholdet i bergarten. Sur avrenning og utvasking av metaller som følge av blottlegging av sulfidholdige mineraler eller drenering av myrer.
5. Rester av uherdet tettemasse dersom det anvendes annen tettemasse enn betong.
6. Olje og PAH-rester i avrenning fra sprengstein. Oljespill fra anleggstrafikk og riggområder.

2.1 Partikkelforurensning

Muligheten for partikkelforurensning av vann og vassdrag er alltid til stede ved tunneldriving, massedeponering og annen anleggsvirksomhet. Effektene på bekker, elver og innsjøer kan variere sterkt, fra dramatisk til minimale effekter hvor skadelige virkninger knapt kan registreres. Dette skyldes at effekten av partikler på akvatiske organismer i et gitt tilfelle er et komplekst samspill mellom ulike faktorer (se under).

Den europeiske innlandsfiske kommisjonen EIFAC (Alabaster & Lloyd 1980) angir retningsgivende verdier for hvor mye partikler som kan tåles med hensyn til fisk (salmonider og karpefisk), hvor det heter at under 25 mg/l er det ikke rapportert noen skader. Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier, og er vurdert i forhold til avkastning. Canadiske myndigheter oppgir retningslinjer i form av en maksimal anbefalt økning i forhold til vassdragets utgangspunkt. I stille vann bør ikke konsentrasjonen øke med mer enn 25 mg/L ved kort tids eksponering og ikke med mer enn med 5 mg/L dersom eksponeringstiden overstiger 24 timer. I rennende vann bør økningen være mindre enn 25 mg/L dersom bakgrunnsverdiene er i spennet 25-250 mg/L. Dersom utgangspunktet er > 250 mg/L anbefales bare en økning på maks 10 % (Billotta & Brazier 2008). Det er verdt å merke seg at dette gjelder naturlig eroderte partikler. Dette vil trolig ikke

være den partikkeltypen som er dominerende ved fyllingen i Vangsvatnet. Ulike partikkeltyper har ulikt skadepotensiale (Hessen et al. 1992)

2.2 Nitrogenavrenning og pH

Sprengstoff fører til betydelige tilførsler av nitrogenholdige stoffer i anleggsperioden. Nitrogen fra udetonert sprengstoff vil være i form av nitrater (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). Nitrogenavrenningen vil i seg selv ikke være et stort problem for ferskvann, men når sprøytebetong anvendes, kan avrenningsvannet bli sterkt basisk, avhengig av type akselerator i betongen og mengden prelletap (Bækken 1998, Bækken 2001, Bækken et al 2007). Ved høy pH (basisk) går noe ammonium over til ammoniakk (NH_3). Avrenning fra fersk sprengstein kan være sterkt basisk og inneholde betydelige konsentrasjoner av ammoniakk.

2.3 Metallavrenning

Metaller kan løses ut i forbindelse med tunnelarbeid og vaskes ut i resipienten fra metallholdige massedeponier. Berggrunnen inneholder langt mer metaller per vekt enhet enn det vannet i resipientene gjør, og partikkelholdig vann kan derfor inneholde relativt høye metallkonsentrasjoner. Særlig den sure avrenningen fra sulfidrike bergarter utløser store mengder metaller, bl.a. aluminium som er skadelige for fisk og andre vannlevende organismer. Uten tiltak er denne påvirkningen varig (Hindar m.fl. 1992). Vi kjenner ikke til at slike bergarter er påtruffet i fjellet der tunnelen er anlagt.

2.4 Rester fra tettemasse

For å unngå vanninntregning i tunneler brukes ulike metoder og tettemasser. Noen typer tettemasser har vist seg å avgi giftige stoffer etter ufullstendige herdeprosesser. Særlig har fokus vært på akrylamid og metylolacrylamid. Disse stoffene er meget vannløslige og vil følge tunnelvannet og avrenning fra sprengsteinfyllingen ut i resipienten. Andre typer kan inneholde hormonhermende stoffer som ftalater. Ofte brukes nå betong til injisering. Søl av uherdet betong øker pH i tunnelvannet og i avrenningsvann fra sprengsteindeponier.

2.5 Olje og kjemikalier

Ved større anleggsarbeider er det muligheter for oljespill fra selve anleggsarbeidene. Avrenning fra sprengsteindeponiet vil også inneholde oljerester etter boreolje og sprengstoff, men mest som finfordelte partikler i vannmassen. Her finnes også PAH, rester etter ufullstendig forbrenning ved sprengninger og eksos fra anleggsmaskiner (Bækken og Tjomsland 2005). Oljesøl kan gi virkninger i selve vannmassene ved at oljen finfordes inn i vannmassene i turbulente elver og øker konsentrasjonen av de mest vannløslige komponentene. Ellers vil virkningen stort sett være tilgrising av strender langs elver, innsjøer og fjorder med skader på båter, fiskeredskap, jordbruksprodukter (vanning), rekreasjon, fugleliv osv.

3. Dagens tilstand i Vossovassdraget

3.1 Generelt

Vossovassdraget er det største vassdraget i Hordaland, hvorav Vangsvatnet (8 km²) er den største innsjøen i vassdraget. Ovenfor Vangsvatnet har vassdraget tre forgreininger; Strandaelva, Raundalselva og Bordalselva. Fra Vangsvatnet renner Vosso via Evangervatnet (og skifter navn til Bolstadelva) ut i Bolstadjorden (**Figur 1**). På strekningen nedstrøms Vangsvatnet har Vossovassdraget en rekke sidevassdrag, hvor Teigdalselva er den viktigste når det gjelder laskefisk. I dette notatet legger vi vekt på den lakseførende (anadrome) strekningen av Vossavassdraget, med unntak av den lakseførende Teigdalselva. Vi har gjort denne avgrensingen da vi anser det som lite sannsynlig at eventuelle effekter i Vangsvatnet i særlig grad påvirker forholdene oppover i sideelvene.

3.2 Vannkjemi

Den naturlige vannkvaliteten i Vossovassdraget er ionefattig og har lavt innhold av organisk materiale. Vannet er svakt sur med pH litt i overkant av 6. (Faafeng et al 1977)

3.3 Planktonorganismer og bunndyr

Det er utført en lang rekke studier av biologi i Vangsvatnet og Vosso. Det er stort sett vanlige sammensetninger og tettheter både av planktonorganismer og bunndyr (Faafeng et al 1977,).

3.4 Fisk

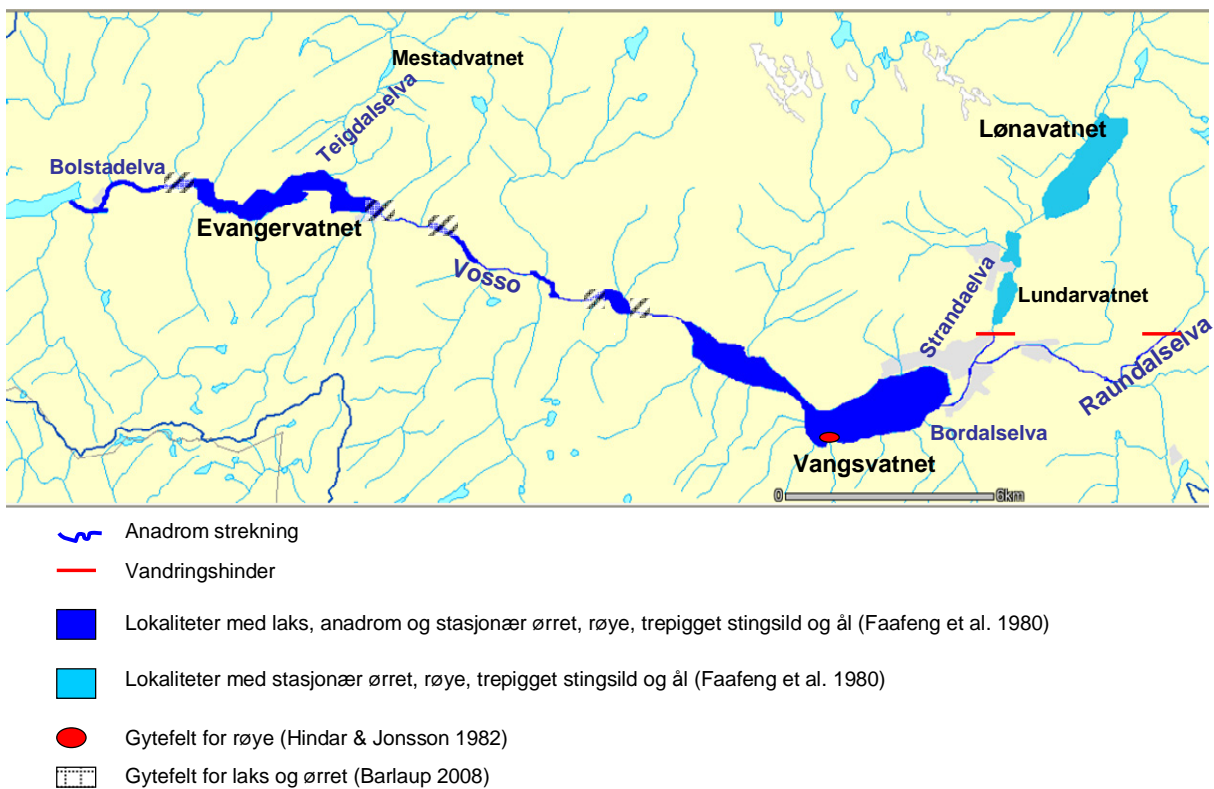
Vossavassdraget har et betydelig produksjonspotensiale, og elvestrekningene og innsjøene i vassdraget representerer i utgangspunktet gode oppvekstvilkår for fiskeyngel. Det finnes fem fiskearter i vassdraget (Faafeng et al. 1980); laks, ørret, røye, trepigget stingsild og ål. De fire første gyter i Vossovassdragets elver og innsjøer, mens ålen bruker vassdraget som oppvekstområde.

3.4.1 Laks

Vossovassdraget har historisk vært en av Vestlandets beste lakselever. Det fremste kjennetegnet for laksestammen i Vossavassdraget er at en uvanlig stor andel av bestanden har et sjøopphold på flere år samt at den er spesielt storvokst (Barlaup 2008). Øvre grense for naturlig utbredelse av laks er Rognsfossen i Strandaelva og Palmafossen i Raundalselva (**Figur 1**). Gytefisketellinger i årene 2000-2007 viser at omkring 16 % av gytefisken registreres på strekningen ovenfor Vangsvatnet mens resten i vassdraget nedstrøms. Gyteperioden for laks i Vossavassdraget er fra midten av november til midten av desember. De fleste eggene klekker i mai, og etter en å ha livnært seg på plommesekken en periode kommer yngelen opp av grusen sent i juni eller tidlig i juli (Barlaup 2004). Kjente gyteplasser er Vassenden, innløpet til Evangervatnet, utløpet av Flagehølen, utløpet av Seimsvatnet og utløpet av Skorvehølen. Dette betyr at mange av de viktigste gyteplassene ligger nedstrøms en eventuell fylling i Vangsvatnet.

Laksen (Parren) bruker 2-4 år før den smoltifiserer og vandrer ut av vassdraget. Smoltutvandringen skjer vanligvis i en konsentrert (3-6 uker) periode om våren; i Vossavassdraget er denne perioden fra begynnelsen av mai til midten av juni. Utvandringen har imidlertid en "topp", og i perioden fra 2001-2007 vandret 70 % av smolten ut i tidsrommet 5. mai-25 mai (Barlaup 2008). Utvandringen av smolt synest i stor grad å være styrt av stor eller økende vannføring i elva.

I perioden 1949-1987 var de gjennomsnittlige årlige fangstene fra Vossovassdraget og nærliggende fjordområder på omkring 11 tonn (Barlaup 2004, 2008). I ferskvannsdelen har de årlige fangstene vært på $3886 \text{ kg} \pm 2295 \text{ kg}$ (gjennomsnitt \pm standardavvik) i perioden 1867-2001. Fra 1987 til 1988 var det dramatisk nedgang i elvefangstene, og de vedvarende lave fangstene i årene som fulgte førte til at laksebestanden i Vossovassdraget ble fredet f.o.m. 1992. Årsaken til sammenbruddet i laksebestanden er ikke kjent, men følgende faktorer har vært vurdert som skadelige eller potensielt skadelige for laksebestanden; reguleringer, veibygging langs vassdraget og senking av vannstand i Vangsvatnet, forsurening i ferskvann, giftig aluminium i brakkvann, lakselus påslag på utvandrende smolt og innblanding av rømt oppdrettslaks. Flere av påvirkningsfaktorer i ferskvannsdelen av Vosso laksens leveområde er i dag vesentlig forbedret, og de eksisterende miljøforholdene i elva regnes ikke for å være et hinder for å gjenoppbygge og opprettholde en god laksebestand (Barlaup 2008). Vosso ble i 2006 definert som et nasjonalt laksevassdrag, noe som innebærer at bestanden skal ha særskilt beskyttelse (St pr 32, Miljøverndep).



Figur 1. Figuren viser en oversikt over Vossavassdraget.

3.4.2 Ørret

Vossavassdraget har bestander av både innlandsørret (stasjonær) og sjøørret (vandrende). Innlandsørret og sjøørret er samme arten, men har ulikt levested. I Vangsvatnet og Evangervatnet består bestanden av både vandrende og stasjonære individer, mens man finner utelukkende innlandørret i de øvre deler av vassdraget (**Figur 1**). Sjøørreten har den samme utbredelse i vassdraget som laksen, og gyteplassene er langt på vei sammenfallende med laksens. Gytefisketellinger i årene 2000-2007 viser at omkring 28 % av gytefisket registreres på strekningen ovenfor Vangsvatnet mens resten - nedenfor (Barlaup 2008). Sjøørreten foretar fødevandring ut i nærliggende kyst og fjordstrøk, men kommer som regel tilbake for å gyte hvert år. Utvandringen fra Vassdraget foregår grovt sett i den samme

perioden som for laksen, men utvandringen ser ut til å være noe senere og noe mindre synkron (Barlaup 2008). Sjøørreten er i utgangspunktet en ettertraktet sportsfisk, men bestanden har vært så lav at den i perioder har vært totalfredet (1992-1993). Nå er det åpnet for sjøørrettfiske i visse strekninger av hovedvassdraget (Handlingsplan).

Innlandsørret vandrer fra gytebekkene og ut i nærmeste innsjø. Den vokser mye saktere enn sjøørreten og blir sjelden mer enn 30 cm (Faafeng et al. 1980). Siden både laks- og sjøørret bestandene er såpass redusert betrakter Voss kommune nå innlandsørreten som den viktigste fiskeressursen i vassdraget (Handlingsplan).

Prøvefiske i Vangsvatnet i 2007 estimerte at den årlige rekrutteringen av ørret til innsjøen var rundt 6000. Fangstene under prøvefisket var omtrent like store i øvre og nedre basseng i Vangsvatnet (Sægrov 2007).

3.4.3 Røye

Røya er naturlig utbredt opp til og med Lønnavatnet i Strandavassdraget. Vangsvatnet har en betydelig bestand av røye. Her er røya den antallsmessig dominerende arten av laksefisk. I Vangsvatnet gyter røya blant annet ved Saganaset (**Figur 1**) (Hindar & Jonsson 1982). Gyting foregår i en bratt gradient fra 2 -25 meter. Fra 2-5 m er bunnsstratet grus (~0,5cm), fra 5 -20 m en blanding av grus og stein. Fra 7 meter og nedover er grus/stein stratet dekket av et slamlag som øker i tykkelse med økende dyp (Hindar & Jonsson 1982). Gyteperioden er fra slutten av oktober til begynnelsen av januar, med en topp i november (Hindar & Jonsson 1982).

Det var tidligere et aktivt fiske på røyebestanden i Vangsvatnet. Fangsttrykket gikk betydelig ned utover 90 tallet, noe som førte til nedgang i fiskestørrelse og økte parasittproblemer (Sægrov 1997). Det ble foretatt en utfisking i 1998-1999 og dette tiltaket resulterte i økt størrelse og redusert parasittforekomst (Sægrov 2007). Ved siste prøvefiske var bestanden dobbelt så stor i det nedre bassenget av Vangsvatnet sammenliknet med det øvre, og fangstene i nedre bassenget var dominert av større (og eldre) fisk. Det ble estimert en årlig rekruttering av røye på 7-8000, noe som tillater et årlig uttak i størrelsesorden 500-1000 kg (Sægrov 2007).

3.4.4 Tre-pigget stingsild

Tre-pigget stingsild er utbredt opp til og med Lønnavatnet. Dette er en liten fisk på 5-8 cm, og beskattes ikke. Stingsilden lever hovedsakelig på grunt vann, men kan også finnes i øvre vannlag over innsjøenes dypere deler (Faafeng et al. 1980). På grunn av overlappende diett antar man at stingsilden er næringskonkurrent med ørret på grunt vann i innsjøer

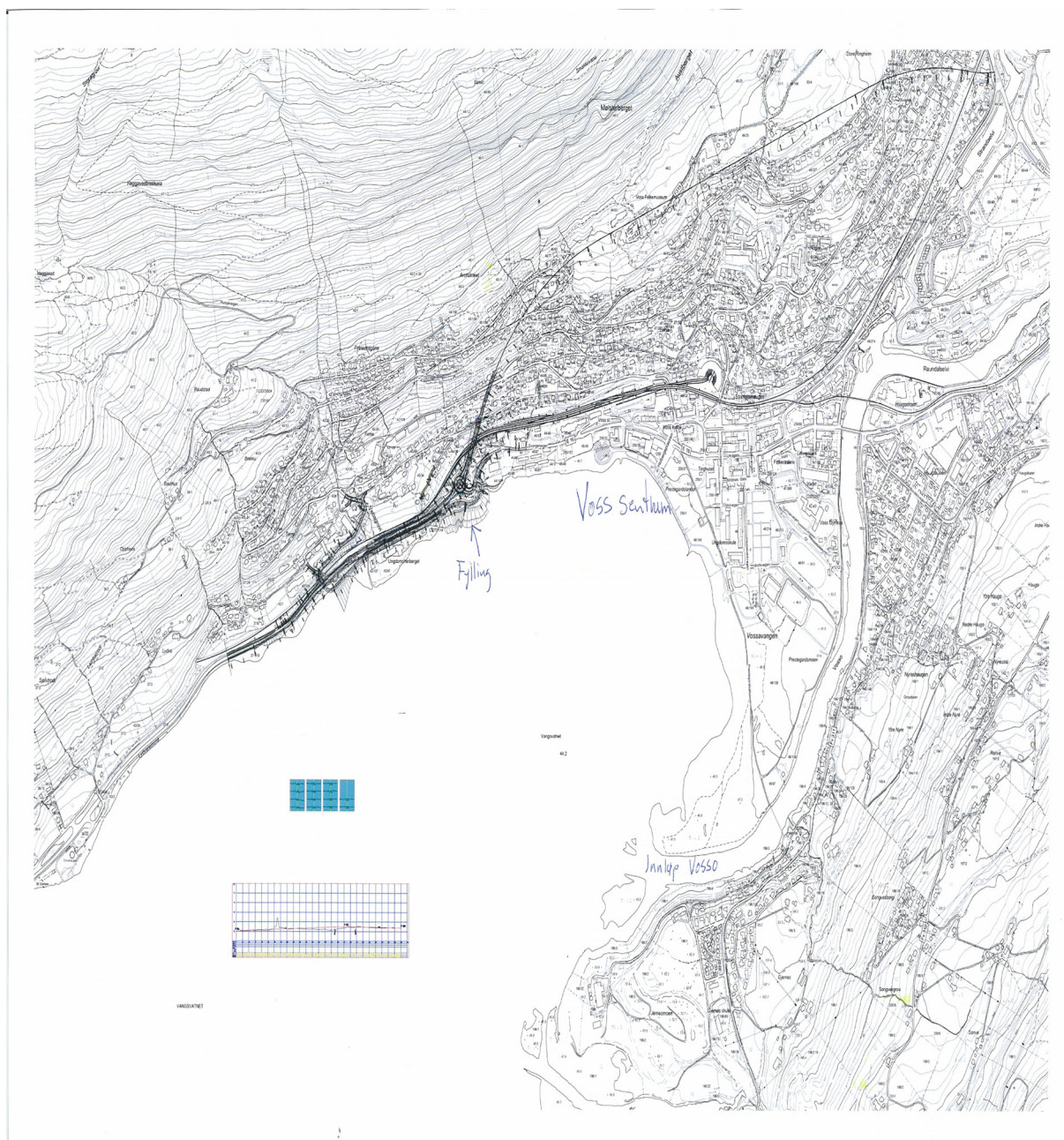
3.4.5 Ål

Ålen antas å gyte i Sargassohavet, og driver med havstrømmer til våre farvann. Ålen har flere store endringer av utseende og fysiologi gjennom livet. Når den når kysten vår kalles den glassål. Den vandrer opp i elvene som ålefaring og denne oppvandringen skjer om våren og sommeren. Generelt lever ålen på grunt vann, hvor den spiser insektslarver, snegler og muslinger. Flere rapporter og publikasjoner fremholder at Vangsvatnet har en betydelig bestand av ål (Faafeng et al. 1980, Hindar & Jonsson 1982, Handlingsplan), men vi er ikke i stand til å finne noen publikasjoner som nærmere beskriver ålens levested i vassdraget. Det er viktig å merke seg at ålen er utryddingstruet og er i kategorien "kritisk truet" (CR) på Norsk Rødliste 2006 (www.artsdatabanken.no).

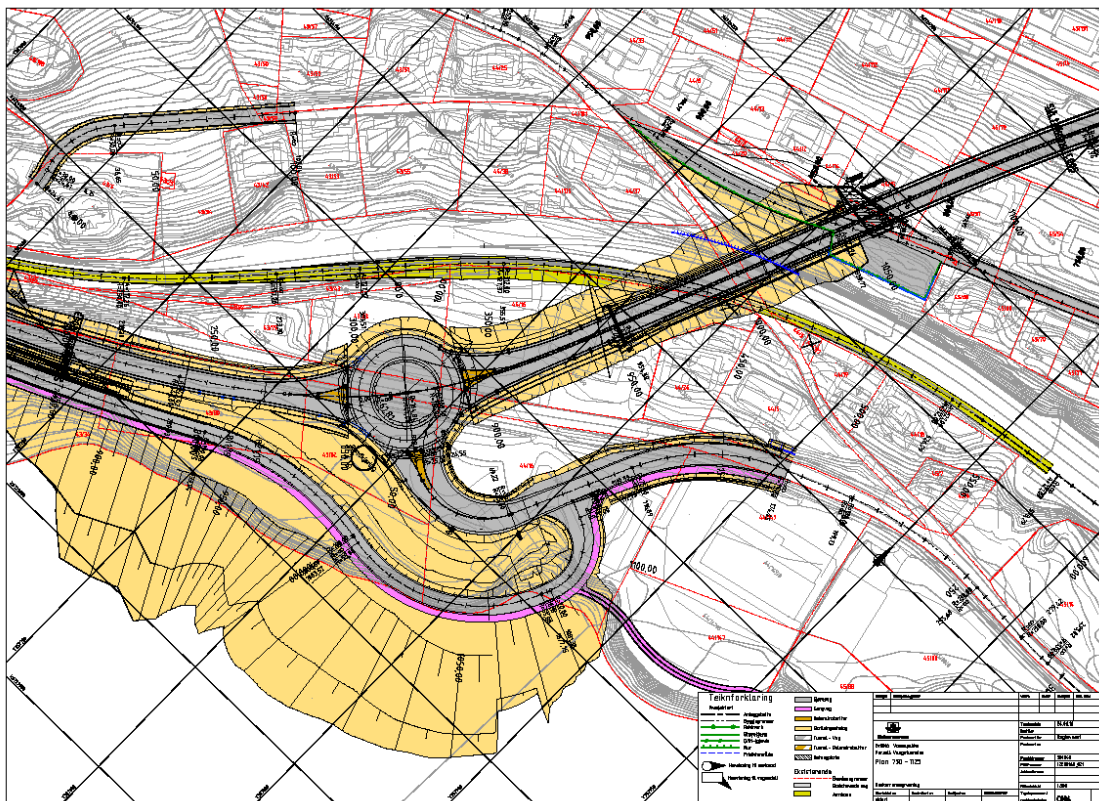
Bunndyrundersøkelser i Vosso i forbindelse med anleggsarbeider i Vangsvatnet og særlig arbeider som ble gjort i utløpet viste en kraftig reduksjon i tettheter på strekningen nedstrøms.

4. Vurdering av miljørisiko for Vossavassdraget

Utfyllingen av tunnelmasse er planlagt i den nordøstre delen av Vangsvatnet, nær Voss sentrum (Figur 2 og Figur 3)



Figur 2. Oversikt over nordøstre del av Vangsvatnet med angitt utfyllingsområde



Figur 3. Detaljsskisse av fyllingsområdet.

4.1 Spredning av forurensninger

Hovedstømningen i Vangsvatnet skyldes inn og utløp av hovedelven (Bjerknes og Aanes, 1990). Strømretningene i overflatevannet er imidlertid sterkt vindpåvirket. Spredningen og fortynningen av forurensninger fra utfyllingsområdet vil derfor kunne være forskjellig alt etter hvilket sjikt partikler/avrenning lagres inn i og strømmingen her. Det er likevel rimelig å anta at storparten av lette partikler, som ikke sedimenterer raskt, holder seg i overflatevannet og følger strømmingene her. Til slutt vil de minste partiklene kunne nå utløpet av Vangsvatnet og transporteres videre gå ut i Vosso.

4.2 Partikkelforurensning

Tunnelmasser består av selve sprengsteinen og steinstøv/borkaks fra boring av ladehull og sprengningen. Konsentrasjonene av partikler kan variere mye. Mengden vil variere etter anvendt metode og type berggrunn. Massen av steinstøv direkte fra boring av ladehull kan grovt anslås til 1 % av total tunnelmasse. En del av dette vil ligge igjen i tunnelen, noe vil komme ut via tunnelvannet, men mye vil også være med sprengsteinen til fyllingen. Den delen av steinstøvet som dannes under sprengningen vil i stor grad følge sprengsteinen og vaskes av under dumpingene i Vangsvatnet.

Ulike typer partikler har ulikt skadepotensiale. Masser fra tunnelldriving og knusing består generelt av nydannede skarpe, flisige eller nålformede partikler. Tunnelmassene som skal deponeres i Vangsvatnet er videre oppgitt å være fyllitt. Dette er en bergart som kan danne skarpe, nålformede partikler. Flisige og nålformede partikler har vist seg å kunne gi alvorlige skader ved forholdsvis lave konsentrasjoner (Jacobsen et al 1987). Vi kjenner ikke nærmere til form og størrelsesfordelingen av partikler i foreliggende prosjekt. Men vi må anta at det etter dumpingene vil foreligge skadelige

partikler i konsentrasjoner i vannfasen som uten tiltak kan utgjøre en trussel for deler av økosystemet i Vangsvatnet og Vosso.

Det vil virvles opp partikler fra bunnsedimentet av Vangsvatnet der hvor massene deponeres. Vi kjenner ikke disse massene mht mektighet og sammensetning. Dersom bunnsedimentet inneholder større konsentrasjoner av miljøgifter som ikke ønskes spredt videre i vassdraget bør det tas hensyn til dette.

4.2.1 Fisk

Fisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og litteraturen beskriver letale (dødelige), sub letale (ikke dødelige) og adferdsmessige effekter. Klogging og irritasjon på gjeller kan gi subletale effekter som svekket immunsystem (Herbert & Merkens 1961, Redding et al. 1987) og problemer med osmoregulering. Av adferdsmessige effekter er det vist at suspenderte uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster (Robertson et al. 2007), vandringsmønster (Bisson & Bilby 1982)(Whitman et al. 1982), reproduksjonsevne (gir ugunstige forhold på gytegrunner)(Walling et al. 2003, Greig et al. 2005), næringstilbud (Shaw & Richardson 2001) og evnen til å finne næring (Robertson et al. 2007). De to sistnevnte kan naturlig nok få konsekvenser for vekst.

Effekter av suspenderte partikler avhenger av i) konsentrasjon, ii) eksponeringstid, iii) partikkelstørrelse/form (bergart) samt iv) egenskaper ved organismen selv slik som alder/livstadium.

Det er ikke mange dokumenterte eksempler på akutt dødelighet forårsaket av forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler, og de LC_{50} ¹ verdiene som oppgis varierer svært mye. Ytterpunktet er en studie av Lake & Hinch fra 1999. De observerte LC_{50} (96 timers eksponering) på hele 164.500 mg/L for juvenil Coho laks. Oppsummert viser andre studier med et noenlunde likt forsøksoppsett 96 timers LC_{50} fra rundt 10.000 -30.000 mg/L (Herbert & Merkens 1961, Servizi & Gordon 1990, Servizi & Martens 1991).

Basert på resultater fra 80 "published and adequately documented reports" laget Newcombe & Jensen (1996) modeller (likninger) som forsøkte å gi en generell sammenheng mellom biologisk respons, partikkelkonsentrasjon og varighet på eksponeringen. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for letal effekter (dødelighet) hos voksen laksefisk: Eksponeringstid 1-7 timer, letal dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >22.000 og >3000 mg/L. Eksponeringstid 1 til 6 dager, dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >3000 og > 400 mg/L. Eksponeringstid i 2-7 uker, dødelighet kan da oppstå ved henholdsvis >400 og > 55 mg/L. Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier.

Direkte subletale effekter er skader på vev og forstyrrelser av fysiologien som ikke er alvorlige nok til å forårsake død. Gjelleskader og stress er eksempel på slike "tilstander". Det er også et stort spenn i hvilke konsentrasjoner som oppgis å forårsake subletale skader. Når det gjelder gjelleskader er det igjen studiet til Lake & Hinch 1999 som utgjør et ytterpunkt. De observerte mekaniske skader på gjellene ved konsentrasjoner > 41.000 mg/L (coho laks)(96 timers eksponering). Oppsummert viser studier med et noenlunde likt forsøksoppsett gjelleskader (f. eks hyperplasi, hypertrofi og gjelleløsning) ved partikkellekonsentrasjoner fra 270 -10.000 mg/L (Herbert & Merkens 1961, Servizi & Martens 1987, Goldes et al. 1988). Fysiologisk stress kan måles på flere måter. Hos coho yngel ble forhøyede nivåer av blodsukker (sekundær stress indikator) målt ved konsentrasjoner over 1360

¹ LC_{50} verdier. LC betyr "lethal dose" eller "dødelig dose" og LC 50 refererer til den konsentrasjonen av en substans hvor 50 % av forsøksdyrene dør. For at resultater skal kunne sammenliknes trenger man som nevnt i teksten vite eksponeringstid og dette er som regel også oppgitt. Dersom det står 96 timers LC_{50} betyr dette "den konsentrasjonen hvor 50 % av dyrene var døde etter å ha blitt eksponert i 96 timer".

mg/L (Servizi & Martens 1992), mens forhøyede plasma kortisol verdier ble målt ved 2-3000 mg/L (både ved 24 og 192 timers eksponering) (Redding et al. 1987).

Modellene til Newcombe & Jensen (1996) (beskrevet over) foreslår også grenseverdier for subletale effekter. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for voksen laksefisk: Eksponeringstid 1-7 timer, effekter ved henholdsvis >403 og >55 mg/L. Eksponeringstid 1 til 6 dager, effekter ved henholdsvis > 55 og > 7 mg/L. Eksponeringstid i 2-7 uker, effekter ved henholdsvis >7 og > 3 mg/L. Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier.

En godt dokumentert indirekte subletal effekt er redusert vekst. Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved relativt lave konsentrasjoner; eksempelvis 50 mg/L for ørret (Herbert & Richards 1963, Sykora et al. 1972), 84 mg/L for Coho laks (Sigler et al. 1984) og 100 mg/L hos harr (McLeay et al. 1987). Redusert vekst kan være et resultat av redusert fødeinntak og/eller økte metabolske kostnader (McLeay et al. 1987). Hos Atlantisk laks øker fødeinntaket opp til konsentrasjoner på 180 mg/L, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson et al. 2007). En moderat økning i partikkelkonsentrasjon (og dermed turbiditet) ser dermed ut til å gi fisken en oppfatning av redusert predasjonsrisiko. Over et spesifikt nivå blir imidlertid denne effekten utjevnet ved at fisken selv får økende problemer med å se (reduert reaktiv distanse) sitt eget bytte (gjelder for en visuell predator) (se Shaw & Richardson 2001).

En siste type indirekte subletal effekt er adferdsrespons. Hos Atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominans hierarki og reduksjon i territoriell atferd inntreffer ved konsentrasjoner >60 mg/L (Robertson et al. 2007). Unnvikelses/flukt respons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) ser også ut til å inntreffe i spennet 60-180 mg/L hos Atlantisk laks (Robertson et al. 2007). Det er også eksempel på andre typer adferdsmessig respons som kan endre predasjons risiko, konkurranse med andre arter etc. Utfallet av denne type respons er umulig å forutse uten å se på andre elementer i økosystemet.

Selv ved lik konsentrasjon/eksponeringstid kan det hos en spesifikk art være stort sprik i målte effekter. En årsak er at egenskaper ved partikkelen, slik som størrelse og form (bergart), har betydning for skadepotensialet. Generelt ser små partikler ut til å gjøre mindre skade enn store (Servizi & Martens 1987) og avrundede partikler gjør mindre skade enn kantete (Lake & Hinch 1999). Bløte bergarter som knuses til fibrige nålformet støv, kleberstein/grønnstein, etc., synes mest skadelige (Hessen 1992). Metamorf leirskifer kan også tenkes å gi flisige, nålformede skadelige partikler, mens vulkanske bergarter som porfyrer, granitter, syenitter, samt grunnfjell som gneiss, synes mindre skadelig. En art er ikke like følsom gjennom hele livet og tidlige livstadier tenderer til å være mer følsomme (Servizi & Martens 1991). Årstid og temperatur spiller også inn, hvor samme art viser seg å ha ulik respons ved ulik årstid (Robertson et al. 2007) og ved ulike temperaturer (Servizi & Martens 1991).

Partikler kan også endre det fysiske miljøet, gjennom å slamme til bunnområder og vegetasjon. For laksefisk er tilgangen på gyteområder av en spesifikk beskaffenhet kritisk for suksessfull reproduksjon. Naturlig gytegrus har en bimodal fordeling av kornstørrelse (Carling & Reader 1982), hvor den grove grusen danner strukturen mens det fine materiale fyller innimellom. For mye fint sediment reduserer gytegrusens gjennomtrengelighet og porøsitet (Carling & McCahon 1987). Hvis gjennomtrengeligheten i sedimentet blir for dårlig reduseres tilgangen på oksygen og utluftingen av CO₂, og eggene klekker ikke (Turnpenny & Williams 1980). Porøsiteten er viktig for hvorvidt larvene kan bevege seg rundt i sedimentet og tilslutt hvorvidt de klarer å komme seg ut i de frie vannmassene (f.eks Crisp 1993).

Det nøyaktige skadepotensialet til partiklene fra disse fyllittmassene er ikke kjent. Vi forventer imidlertid at partiklene fra foreliggende sprengsteinfylling har et langt større skadepotensiale enn naturlige partikler, og at konsekvensen ved en eventuell skade på laksepopulasjonen kan bli store. Vi

vil derfor anbefale at en har fokus på å holde konsentrasjonen av partikler i resipienten så lavt som mulig. Under et utfyllingsarbeid i Vangsvatnet ved Bulken for ca 20 år siden, ble det målt mellom 0.3 og 6.0 mg/l av uorganisk suspendert stoff ved utløpet av Vangsvatnet (Bjerknes og Aanes 1990). Med gode avbøtende tiltak bør maksimalkonsentrasjonene på samme sted, grunnet foreliggende utfyllingsarbeid, kunne forventes å være lavere.

Vassdraget vil være mest sårbar i den perioden som er viktig for reproduksjon hos laksefisk. I praksis betyr dette oktober-juni.

4.2.2 Andre organismer

Ved partikkelforurensning vil leveområdene for planter og dyr bli mer eller mindre ødelagt; lystilgangen for plantene reduseres, i elver blir det en stadig skuring mot bunnsstrat og vegetasjon (begroing og annen vegetasjon), bunnsstratet tettes til og ødelegger tilholdssted for bunndyr og dekker til/slammer ned gyteplasser for fisk. I tillegg gir dette redusert næringstilgang for bunndyr og fisk, og derved en redusert produksjon. Denne situasjonen må i større eller mindre grad forventes i alle resipienter med avrenning fra massedeponier, men også som følge av tilførsler av tunnelvann og dreisvann fra annen anleggsvirksomhet. Tiltak for å redusere partikkeltilførselen til vassdragene kan i betydelig grad redusere skadeomfanget.

Bunndyrundersøkelser i Vosso i forbindelse med anleggsarbeider i Vangsvatnet og særlig i utløpet viste en kraftig reduksjon i tettheter i de nærmeste områdene (Bjerknes og Aanes 1990). Da bunndyr er næringsgrunnlaget for bl. a. lakseunger vil det kunne påvirke overlevelsen av disse. Det er vist at dyreplankton kan bli sterk påvirket av uorganiske partikler (Hessen 1992). Dersom det blir store partikkelutslipp med etterfølgende reduksjon i mengden dyreplankton, kan det indirekte påvirke røyepopulasjonen.

4.3 Sprengstoff og pH

Ladehullene fylles av slurrysprengstoff. Søl under ladning og udetonert sprengstoff fra i stykker-sprengte ladehull medfører at det blir rester av uomsatte sprengstoff. Dette er stort sett nitrogen i form av nitrat og ammonium (NO_3 og NH_4). Mye av dette blir med sprengsteinen ut på deponiene, resten løses i tunnelvannet. Mengdene vil variere med typen av fjell. Løst fjell gir flere istykkersprengte hull og mer udetonert sprengstoff. Udetonert mengde kan grovt anslås til 10 % av totalt forbruk. Ved sprengningsarbeider i dårlig fjell kan det bli betydelig mer (Bækken 1998).

Betong brukes til injisering/forinjisering, samt sprøytes normalt på tak og vegger i tunnelene. Det blir alltid noe tap (prelletap) og søl. Uherdet betong gir tidvis meget høye pH-verdier i tunnelvannet og i avrenningsvann fra sprengstein. I et miljø med høy pH går ammonium over til ammoniakk som er meget giftig for vannlevende organismer.

Konsentrasjonene av nitrat og ammonium kan bli høye i avrenning fra sprengsteindeponier. Det mest problematiske vil være konsentrasjonene av ammonium (NH_4). Ammoniakk er dødelig for mange vannlevende organismer. Ved høyere pH-verdier øker andelen ammoniakk. Ved lavere temperaturer synker andelen ammoniakk. Vannet i Vangsvatnet er svakt surt, og vi forventer derfor at høye pH verdier i avrenning fra fyllingen raskt blir nøytralisert etter dumping.

Ammoniakk er giftig og meget skadelig for de fleste vannlevende organismer ved konsentrasjoner over 1 mg/l. Laksefisk reagerer på konsentrasjoner ned mot 0,01 mg/l. Dette er tall som ligger lavere enn de anbefalt høyeste konsentrasjoner for laksefisk (0,02–0,025 mg NH_3 /l, WHO 1986).

Ammoniakken vil etter hvert delvis fordampe og delvis (avhengig av pH og temperatur) gå over til relativt ufarlig ammonium og videre oksidere til nitrat. Både ammonium og nitrat er plantenærings-

stoffer. I ferskvann får de som regel liten virkning, men i marine områder vil økt nitrogentilførsel (både NO_3^- og NH_4^+) gi en gjødslingseffekt.

Nitrogenkonsentrasjonene og pH i vannet omkring fyllingen vil øke. Fordi Vangsvatnet har en pH i overkant av 6, er det ikke sannsynlig at det vil være giftige konsentrasjoner av ammoniakk utover de aller nærmeste meterne til fyllingen. Eventuelt kan enkelte ”skyer” som skylles av under dumpingen ha forhøyede konsentrasjoner før de løser seg i innsjøvannet og fortynnes. Det er ikke sannsynlig at ammoniakk vil være et problem for vassdraget ved denne utfyllingen. Ved pH 6 og 10 grader vil andelen ammoniakk av ammonium være ca 0,2 promille. Det betyr at det må være urealistisk høye konsentrasjoner av ammonium i vannet før det gir giftige konsentrasjoner av ammoniakk.

Metaller vil i stor grad være partikkelbundet og lite/ikke tilgjengelige for biologisk opptak. PAH og olje vil også i stor grad være bundet i partikler. Oljen fra sprengstoff vil være emulgert som små og lette partikler. Vi kjenner ikke til eventuelle effekter av slike.

Som nevnt over vil det bl.a. også være olje, metaller og PAH i avrenningen fra fyllingen.. Olje og PAH kommer fra sprengstoff og maskiner. Det er påvist oljekonsentrasjoner i tunnel slam på 12.000 mg/kg. En stor del av denne oljen er emulgert og forekommer som partikler i urensset tunnelvann, men det må forventes at det også følger med denne type partikler sammen med sprengsteinen. Mengden av metaller avhenger av konsentrasjonene i fjellet. Ved for- og/eller etterinjisering anvendes ofte betong. Dersom andre stoffer er planlagt brukt, må dette informeres om i god tid slik at relevante reststoffer kan inngå i en overvåking av vannkvaliteten i resipienten.

5. Tiltak

I mange tilfeller er det relevant å betrakte risiko som et resultat av ”sannsynlighet ganger konsekvens”. Vossovassdraget er et nasjonalt laksevassdrag med en laskebestand som er svært svekket. Videre har vassdraget en bestand av en rødlistet art (Å1) noe som ytterligere fordrer en sterk grad av forsiktighet. Dette betyr at konsekvensen av en eventuell negativ påvirkning etter vår oppfatning kan betraktes som stor.

5.1.1 Partikler

Da effekter av partikler avhenger av mange forhold og utfallet i et gitt tilfelle ikke enkelt kan estimeres foreslår vi tiltak som har som målsetning å forhindre spredning av partikler. Der det er mulig rent teknisk/praktisk, foreslår vi at fyllingen starter med å bygge en sjeté som den ytre delen av fyllingen. For å begrense forurensningsspredning fra dette arbeidet bør/må det anvendes siltgardin. Den senere fyllingen på innsiden av sjeteen vil da foregå uten at det er åpen passasje ut til Vangsvatnet.

Vegvesenets vurdering av grunnforholdene ved den største utfyllingen (presentert på møte Voss den 2. mars 2011) viser at det ikke er mulig å bygge en ytre sjeté her. Utfyllingen må starte inne ved land og legges på lag for lag utover. Dette medfører at hvert lass som dumpes i vannet får vasket ut partiklene i innsjøen. For å begrense forurensningsspredning fra dette arbeidet bør/må det anvendes siltgardin. Det må vurderes om denne skal flyttes med utover etter hvert som fyllingen vokser eller om det er mulig å feste den permanent ved planlagt ytre kant av fyllingen. Den siste løsningen reduserer faren for større lekkasjer pga av flytting. Ved avsluttet arbeid vil det innenfor siltgarden ligge en større masse av lette partikler på bunnen, men også fremdeles suspenderte partikler i vannmassene (steinpartikler fra fyllingen og emulgert olje fra strengstoff). De letteste sedimenterte partiklene kan lett resuspendere. Etter avsluttet utfylling kan/bør dette hindres ved å legge siltgarden forsiktig ned på bunnen og derved dekke til partiklene. Siltgarden kan deretter dekkes helt eller delvis med en annen type

sand/steinmasse. Dersom siltgardin (eventuelt også sjeté) fungerer etter hensikten og hindrer partikkeltransport, forventes dette å være tilstrekkelige fysiske tiltak.

5.1.2 Sprengstoff, pH og andre forbindelser

Vannet i Vangsvatnet er svakt surt, og vi forventer derfor at høye pH verdier i avrenning fra fyllingen raskt blir nøytralisert etter dumping. Vi anser det derfor ikke nødvendig å gjøre spesielle fysiske eller kjemiske tiltak for å redusere faren for ammoniakkforurensning. Sjeté og siltgardin vil også redusere vannutskiftingen mellom innsjøvannet og det forurensede vannet omkring fyllingen, slik at vannløslige forurensninger som ammonium og pH vil få begrenset spredning. Ved å gjøre tiltak mot spredning av partikler vil også spredningen av metaller, emulgert olje og PAH bli redusert.

Dersom det anvendes andre tettestoffer enn betong i tunnelen må det oppgis hvilke stoffer dette er og klargjøres om hvorvidt dette kan være et problem.

6. Overvåkning

Vi anbefaler at det etableres et overvåkningsprogram for å kontrollere og dokumentere at det ikke foregår en spredning av partikler eller andre forurensninger fra utfyllingen. Vi anser at det å skissere et overvåkningsprogram ligger utenfor rammene av dette oppdraget.

7. Tilleggsvurderinger

7.1 Stabilisering/massefortrengning i fylling

Det planlegges å stabilisere fyllingen som legges i Vangsvatnet ved å utføre en sprengning i grunnen under røysa. Det skal anvendes dynamitt som plasseres i rør som ligger i bløte masser under fyllingen. Nødvendig mengde av sprengstoff avhenger av bl.a. dybden og fastheten av massene som skal fortrenses. Det skal utføres systematisk sprengning av fyllingen som angitt i Geoteknisk rapport for prosjektet (SVV 2011).

Bruk av dynamitt medfører en annen type potensiell forurensning enn for tunnelmassen. Den vesentligste bestanddelen er nitroglyserin, og involverer ikke stoffer som endrer pH i vesentlig grad selv om de kommer ut i vannet (slik som for betongrester i tunnelmassen). Det regnes heller ikke med at det blir særlige mengder av sprengstoffrester. Dersom det likevel kommer rester av sprengstoff gjennom røysa/innsjøbunnen ut i Vangsvatnet vil disse raskt fortynnes og være uproblematisk for vannkvalitet og biologi.

Denne sprengningen vil foregå under vann og kan medføre en trykkbølge ut i vannmassene. Det er imidlertid å forvente at det meste av energien fanges opp i røysa og omliggende masse under vann (som jo er målet for sprengningen). Dersom det mot formodning blir en kraftig trykkbølge ut i vannmassene, kan dette skade fisk som oppholder seg i nærområdet til fyllingen.

7.2 Svovelinnhold i tunnelmassen

7.2.1 Test av sulfidholdig geologisk materiale

Det finnes en rekke tester som benyttes for å karakterisere forvitringsegenskapene til geologisk materiale. Vi vil her referere til noen kanadiske tester som er mye benyttet (Mend, 2009)

7.2.2 Bufferegenskaper – ABA-test

ABA er en forkortelse for den engelske betegnelsen ”Acid Base Accounting” som er en test for å si noe om potensialet for dannelse av surt drens vann.

Forenklet kan en si at en vil få surt sigevann fra avfallet dersom den syremengden som dannes under forvittringsprosessen overstiger avfallets evne til å nøytralisere syremengden. Testen omfattes av en rekke analyser og beregninger.

Det legges til grunn bestemmelse av totalt svovelinnhold, innholdet av sulfidsvovel, sulfatkonsentrasjoner og avfallets syrepotensiale (AP- Acid Potential) beregnet med utgangspunkt i sulfid-svovelinnholdet. I testen bestemmes nøytralisasjonspotensialet (NP) etter tilsetning av overskudd av syre med tilbaketitrering med lut til pH 8,3. En bestemmer også karbonatinnholdet og karbonat-nøytralisasjonspotensialet.

Forholdet mellom AP og NP er en av flere tester som beskriver avfallets potensiale for å danne surt sigevann.

Resultatene fra en eventuell ABA-test gjennomført på det aktuelle materiale vil sannsynligvis vise at avfallet vil ha et kraftig overskudd av basiske komponenter (ikke surt) siden svovelinnholdet er så lavt som 0,06 %.

7.2.3 Syrepotensiale – NAG-test

NAG er en forkortelse for ”Net Acid Generation” og er en test som benyttes for å karakterisere avfallets evne til å nøytralisere den syremengden som kan dannes ved oksidasjon av avfallets innhold av sulfider. En kan si at testen beskriver balansen mellom syremengden som teoretisk kan dannes og avfallets evne til å nøytralisere syren som kan dannes.

Testen utføres på en nedmalt prøve. Oksidasjonen av sulfider foretas ved tilsetning av hydrogenperoksid:



Syremengden som utvikles i reaksjonen ovenfor (H^+) forbrukes av avfallets innhold av basiske mineraler som karbonater eller andre syreforbrukende komponenter. Etter måling av pH-verdien titreres den eventuelt resterende syremengden med standard lut (NaOH) for å bestemme netto syremengde som er dannet.

Resultatene fra testen sammenholdes med de øvrige tester av avfallet.

På det aktuelle materiale vil en slik test sannsynligvis vise at det ikke kan påvises noen netto syremengde utviklet under testens betingelser siden svovelinnholdet er så vidt lavt.

Det er derfor å forvente at svovelinnholdet er uproblematisk for vannkvalitet og biologi i Vangsvatnet, både vurdert som svovelforbindelser og som forsuring med påfølgende metallutlekking.

8. Litteraturliste

- Alabaster, J.S. and Lloyd, R. 1980. Water quality Criteria for Freshwater Fish. – Butterworths, London.
- Barlaup, B.T. 2008. Vossolaksen-bestandsutvikling, trusselfaktorer og tiltak. DN-utredning 2004-7
- Barlaup, B.T. 2008. Nå eller aldri for Vossolakse- anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. DN-utredning 2008-9
- Berg, L., Northcote, T., 1985. Changes in territorial gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 42, 1410-1417.
- Bisson, P., Bilby, R., 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. North American Journal of Fisheries Management 4, 371-374.
- Bjerknes, V og Aanes, K-J. 1990. Anleggsarbeid på RV13 ved Bulken i Voss kommune. Effekter på vannkvalitet og bunndyr. – NIVA Rapport 2428.
- Bunt, C., Cook, S., Schreer, J., Philipp, D., 2004. Effects of incremental increases in silt load on the cardiovascular performance of riverine and lacustrine rock bass, *Ambloplites rupestris*. ENVIRON POLLUT 128, 437-444.
- Bækken, T.-1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. -NIVA Rapport 3920 - 98.
- Bækken, T.-2001. Utfylling av tunnelmasse i nedre del av Drammenselva. Overvåkning av vannkvaliteten.-NIVA Rapport 4348-2001
- Bækken, T og Tjomsland-2005. Utslipp av tunnelvann til Kortebekken. Virkninger på sediment og biologi i Kortebekken, Homansbekken og Ilene naturreservat-NIVA Rapport 4948-2005
- Bækken, T., Rygg, B. og Veidel, A. 2007. Rv. 311 Ringveg Nord Tønsberg- avrenning fra veg og tunnel i anleggsfasen. Overvåkning av vannkvalitet og biologi i Homansbekken og Ilene. Sluttrapport. – NIVA Rapport 5471-2007.
- Carling, P.A., Reader, N.A., 1982. Structure, composition and bulk properties of upland stream gravels. EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS 7, 349-365
- Carling PA, McCahon CP. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low-flow conditions. In Regulated Streams: Advances in Ecology, Craig JF, Kimper JB (eds). Plenum Press: New York; 229-244.
- Crisp, D.T., 1993 Population-densities of juvenile trout (*Salmo Trutta*) in 5 upland streams and their effects upon growth, survival and dispersal. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 30(4), 759-771
- Faafeng, B., Brettum, P., Kristoffersen, T., Lindstrøm, E-A., Matzov, D., Nilssen, J.P., Tjomsland, T. 1980. En undersøkelse av Vossevassdraget 1977. NIVA Rapport. ISBN 82-577-0225-0
- Goldes, S., Ferguson, H., Moccia, R., Daoust, P., 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J FISH DIS 11, 23-33.
- Greig, S., Sear, D., Carling, P., 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. SCI TOTAL ENVIRON 344, 241-258.
- Hessen D. 1992. Uorganiske partikler i vann. Effekter på fisk og dyreplankton. – NIVA Rapport 2787-1992.
- Herbert, D., Merckens, J., 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. International Journal of Air and Water Pollution 5, 46-55.
- Herbert, D., Richards, J., 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. International Journal of Air and Water Pollution 7, 297-302.
- Hindar, K., Jonsson B. 1982 Habitat and food segregation of dwarf and normal arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet Lak western Norway. CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES 39(7), 1030-1045

- Jacobsen, P., Aanes, K. J., Grande, M., Kristiansen, H. og S. Andersen. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød ved G.P. Jægtvik A.S., Langstein. NIVA-rapport no. 2038. 103 s. Lake, R., Hinch, S., 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 56, 862-867.
- Maire, O., Amouroux, J., Duchene, J., Gremare, A., 2007. Relationship between filtration activity and food availability in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. MAR BIOL 152, 1293-1307.
- McLeay, D., Birtwell, I., Hartman, G., Ennis, G., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 44, 658-673.
- Mend, 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Report 1.20.1, Dec. 2009, 579 pp.
- Newcombe, C., Flagg, T., 1983. Some effects of Mt. St. Helen's volcanic ash on juvenile salmonid smolts. MAR FISH REV 45, 8-12.
- Newcombe, C., MacDonald, B., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. N AM J FISH MANAGE 11, 72-82.
- Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. N AM J FISH MANAGE 39, 529-544.
- Redding, J., Schreck, C., Everest, F., 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. T AM FISH SOC 116, 737-744.
- Robertson, M., Scruton, D., Clarke, K., 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. T AM FISH SOC 136, 822-828.
- Servizi, J., Martens, D., 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. In: Smith, H., Margolis, L., Wood, C. (Eds.), Sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, population biology and future management., pp. 254-264.
- Servizi, J., Gordon, R., 1990. Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). B ENVIRON CONTAM TOX 44, 650-656.
- Servizi, J., Martens, D., 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 48, 493-497.
- Servizi, J., Martens, D., 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. CAN J FISH AQUAT SCI 49, 1389-1395.
- Shaw, E., Richardson, J., 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. CAN J FISH AQUAT SCI 58, 2213-2221.
- Sigler, J., Bjørn, T., Everest, F., 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. T AM FISH SOC 113, 142-150.
- Søgrov, H. 2007 Fiskeundersøkelinger i Vangsvatnet i 2007. Rådgivende biologer AS, rapport nr 1037, 16pp
- Turnpenney, A.W.H., Williams R., 1980. Effects of the sedimentation on the gravels of an industrial river system. J FISH BIOL 17,681-693
- Walling, D., Collins, A., McMellin, G., 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. HYDROBIOLOGIA 497, 91-108.
- Whitman, R., Quinn, T., Brannon, E., 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult Chinook Salmon. T AM FISH SOC 111, 63-69.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no