

SFE Produksjon AS

Bredvatn kraftverk

Fagrapport Forurensning

Vannkvalitet og annen forurensning

2012-08-20 Oppdragsnr.: 5121084



Rev. 1	Dato: 16.1.2013	Beskrivelse Fagutredning forurensning og vannkvalitet	Utarbeidet TI	Fagkontroll LB	Godkjent OK

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
1.1	Bakgrunn	5
1.2	Innhold og avgrensning	5
1.2.1	Utredningsprogrammet	5
1.2.2	Avgrensninger	6
2	Metode og datagrunnlag	7
2.1	Metode	7
2.2	Plan og influensområde	11
2.3	Avgrensninger	11
2.4	0-alternativet	11
2.5	Datagrunnlag og datakvalitet	11
3	Beskrivelse av tiltaket	13
3.1	Kraftverket	13
3.1.1	Alternativ med inntak i Øvre Bredvatn	13
3.1.2	Alternativ med inntak i Nedre Bredvatn	13
3.2	Massedeponi	14
3.3	Arealbeslag	14
3.4	Nettilknytning	15
3.5	Hydrologiske konsekvenser	15
3.5.1	Alternativ Øvre Bredvatn	15
3.5.2	Alternativ Nedre Bredvatn	16
3.6	Avgrensning av området	18
4	Konsekvensvurdering	20
4.1	Dagens situasjon	20
4.2	Omfang	24
4.2.1	Generelle omfangsvurderinger	24
4.2.2	Alternativ Øvre Bredvatn 1	28
4.2.3	Alternativ Øvre Bredvatn II	29
4.2.4	Alternativ Nedre Bredvatn	29
4.2.5	Massedeponier	30
5	Avbøtende tiltak	34
5.1.1	Rensing av lekkasje- og produksjonsvann	34
5.1.2	Massetipp i sjø	35
5.1.3	Støy og støv	35
6	Kilder	36

Sammendrag

De største konsekvensene for forurensning er knyttet til anleggsfasen. Tunneldrivingen vil generere store mengder drifts- og drensvann som vil være påvirket av ulike forurensende stoff. Disse stoffene vil igjen være utvannet i lekkasjevann fra tunnelene. Førdspollen er vurdert å være en relativt robust resipient, men siden det er snakk om en relativt liten poll med terskel bør det vurderes å etablere renseanlegg for dette vannet.

Støy ved driving av tunnelene vil være begrenset så lenge aktivitetene skjer inne i fjellet. Bruken av helikopter vil variere i de ulike alternativene, og være betydelig høyere i alternativene Øvre Bredvatn 2 og Nedre Bredvatn enn i Øvre Bredvatn 1.

Dumping av steinmasser vil medføre en kraftig blakking av pollen knyttet til utvasking av steinmel fra sprengmassene og oppvirvlede partikler fra bunnsediment. På grunn av terskelen ved Sigdestad er vannutskiftningen i pollen begrenset. Det er derfor ventet at det meste av steinmelet blir sedimentert ute i Førdspollen. De direkte miljøvirkningene av dette blir derimot vurdert som begrensede siden sprengsteinen er sandstein som i liten grad lager farlige partikler.

Der sprengstein kommer i kontakt med vann vil vannet få økt konsentrasjon av nitrat og kalsium på grunn av rester av sprengstoff i avrenningsvannet. Nitratbindinger kan føre til overgjødsling av vannmassene men med tilsiaget og vannutskiftningen i Førdspollen er det liten grunn til å forvente eutrofieringseffekter.

Tippen i Førdsdalen er ikke ventet å medføre avrenning av sediment til Dalelva, men nitrogenverdiene i elva kan øke noe i perioden like etter etablering. Tippen kan også påvirke vannkvaliteten i en brønn ca. 150 m nedstrøms tippen i en periode. Transport av masser til tippen i Førdsdalen samt tipping av masser vil medføre støy- og støvplager for hus og hytter nederst i Førdsdalen.

Konsekvenser av forurensning i anleggsperioden.

Forurensning	ØB 1	ØB 2	NB	Dep.alt.1	Dep.alt.2
Ferskvatn	Liten negativ	Liten negativ	Liten negativ	Ubetydeleg	Liten negativ
Brønnar	Ubetydeleg	Ubetydeleg	Ubetydeleg	Ubetydeleg	Middels negativ
Marint miljø	Middels negativ*	Middels negativ*	Middels negativ*	Middels negativ	Middels negativ
Støy	Liten negativ	Middels negativ	Middels negativ	Liten negativ	Middels negativ

*Reinsing av produksjonsvatn vil redusere konsekvensen til liten negativ

1 Innledning

1.1 BAKGRUNN

I Ålfoten ligger SFE Produksjon AS sitt største kraftverk Åskåra 1. Inntaksmagasinet til kraftverket ligger i Store Åskorsvatnet, som etter konsesjonen kan reguleres 79,2 meter der HRV ligger på

kote 693,06 m (i følge NN1954). Lenger opp i vassdraget ligger magasinene Z-vatn som kan reguleres 21m fra HRV på kote 922,3 og X-vatn som kan reguleres 38 m fra naturlig sommvannstand på kote 935,63. Det ligger slik en stor uutnyttet kraftressurs i denne vannstrengen som alt er regulert og påvirket av kraftutbygging. Med bakgrunn i ønsket om bedre utnytting og en større produksjon av fornybar energi, ønsker SFE Produksjon AS å bygge ut Bredvatn kraftverk. SFE Produksjon AS har planer om å søke på to hovedalternativ.

Formålet med denne rapporten er å belyse eventuelle forurensende virkninger tiltaket kan føre til både i anleggsfasen og driftsfasen.

1.2 INNHOLD OG AVGRENSNING

1.2.1 Utredningsprogrammet

Utredninger skal svare på i utredningsprogram gitt av NVE:

Vannkvalitet/utslipp til vann og grunn

Det skal gis en beskrivelse av dagens miljøtilstand for vannforekomstene som blir berørt. Eksisterende kilder til forurensning skal omtales. Dersom det eksisterer vedtatte miljømål for vannforekomstene, f.eks. i forvaltningsplaner etter EUs vanndirektiv, skal dette gjøres rede for. Eventuelle overvåkningsundersøkelser i nærområdene skal beskrives.

Utslipp til vann og grunn som tiltaket kan medføre skal beskrives. Det skal gjøres rede for konsekvenser av tiltaket i alle berørte vannforekomster i anleggs- og driftsfasen. Konsekvensene av endrete vannføringsforhold i berørte vassdrag skal vurderes med vekt på resipientkapasitet, vannkvalitet og mulige endringer i belastning.

Eventuelle konsekvenser for vassdragets betydning som drikkevannskilde/vannforsyning og for jordvanning skal vurderes.

Potensiell avrenning fra planlagte massedepionier i eller nær vann/vassdrag skal spesielt vurderes i forhold til mulige effekter på fisk og ferskvannsorganismer.

Mulige avbøtende tiltak i forhold til de eventuelle negative konsekvensene som kommer fram skal vurderes, herunder eventuelle justeringer av tiltaket.

Utredningen skal baseres på prøvetaking, analyse og databearbeiding etter anerkjente metoder og eksisterende informasjon.

Annen forurensing

Eksisterende støyforhold og omgivelsenes evne til å absorbere støy skal beskrives. Dagens luftkvalitet omtales kort.

Tiltakets konsekvenser med tanke på stø, støvplager, rystelser og eventuelt andre aktuelle forhold skal utredes for anleggs- og driftsperioden, spesielt der dette vil forekomme i nærheten av bebyggelse.

Mulige avbøtende tiltak mot de eventuelle negative konsekvensene som kommer fram skal vurderes, herunder eventuelle justeringer av tiltaket.

1.2.2 Avgrensninger

Tiltakets mulige forurensende effekter på naturmiljø, fisk og ferskvannsføremål omtales i egen temautredning. Denne utredningen peker på mulig virkninger, men det gjøres ikke mer dyptgående vurderinger av effekter på fagtema som omhandles i egne rapporter.

2 Metode og datagrunnlag

2.1 METODE

Konsekvensutredningen på forurensning er bygget opp av tre hoveddeler etter mal fra Statens vegvesens håndbok 140 om konsekvensutredninger (Statens vegvesen, 2006). Metoden er imidlertid ikke godt tilpasset forurensningstemaet. Det er derfor gjort tilpasninger og justeringer som bl.a. tar opp i seg nyere føringer fra bl.a. vannforskriften. Vurderingene blir mer deskriptive, men det vil likevel gis en konsekvensgrad basert på den status og de vurderinger av omfang som gjøres. Vurderingene vil bli gjort for anleggsfase og driftsfase. Vurderingene vil bli gjort for de temaene utredningsprogrammet beskriver.

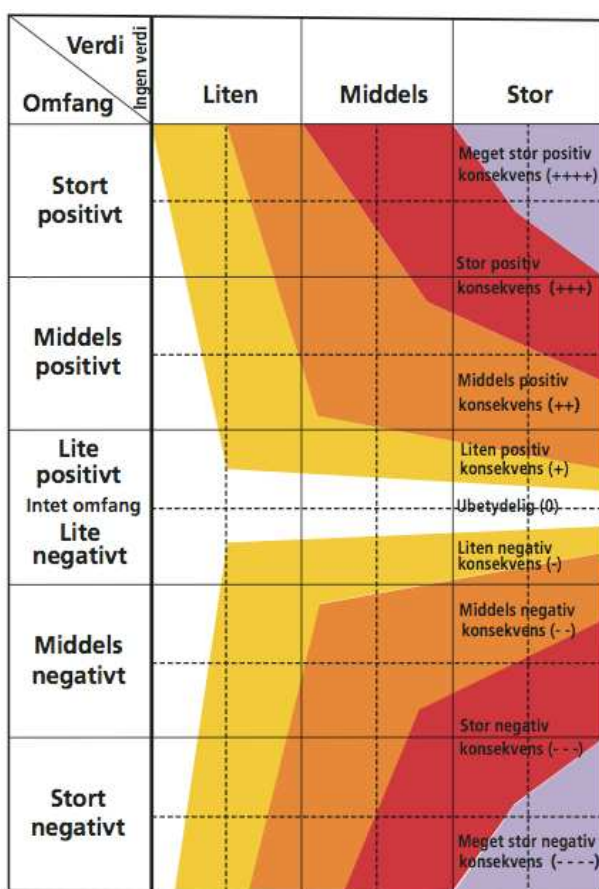
De tre hoveddelene i metoden er som følger:

- **Status.** Vurdering av dagens status for aktuelle lokaliteter med tanke på vannkvalitet, støv, støv og rystelser.
 - o For status for vannkvalitet i vassdraget legges informasjon fra Vann-nett, Vannmiljø og andre overvåkningsrapporter til grunn.
 - o For grunnvann og drikkevann gis det en deskriptiv beskrivelse der det ikke foreligger vannkvalitetsdata. Ved klassifisering av tilstand/miljøkvalitet legges Veileder 01:2009 til grunn (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009). Aktuelle tabeller for angivelse av vannkvalitet er vist i Tabell 2-2, Tabell 2-3 og Tabell 2-4.
 - o For støv, støv og rystelser gjøres det en konkret vurdering av status i dag ved hver aktuell lokalitet.
 - o Det vil ikke gjøres en konkret vurdering av verdi for hver lokalitet som blir berørt av tiltaket, men det legges til grunn at alle lokaliteter har middels verdi jfr. Håndbok 140 (Statens vegvesen, 2006). Håndbok 140 gir elementer som vurderes enten lite, middels eller stor verdi.
- **Omfang.** Vurdering av omfanget tiltaket har på aktuelle lokaliteter.
 - o For vannkvalitet gjøres det en vurdering av hvilke endringer tiltaket vil føre til. Videre vil det gjøres vurderinger opp mot miljømålene ihht vannforskriften for de aktuelle vannforekomstene som kan bli berørt.
 - o For støv, støv og rystelser legges en konkret vurdering av effektene ved hver enkelt lokalitet til grunn.

- o Omfangsvurderingen vil deles inn i fem grupper (Tabell 2-1) så langt dette passer.
- **Konsekvens.** Angivelse av konsekvensgrad.
 - o Konsekvensgraden vil være en vurdering av hvor store endringer tiltaket vil føre til i forhold til dagens status.
 - o Konsekvensbegrepene benyttet i Statens vegvesens håndbok 140 vil bli benyttet så langt det passer. Konsekvensvifta (Figur 2-1) benyttes så langt den passer.
 - o Siden det legges til grunn at verdien i all hovedsak er middels vil konsekvensgraden i all hovedsak sammenfalle med omfangsgraden.

Tabell 2-1. Kriterier for et tiltaks potensielle virkning på forurensningstemaene som vurderes.

	Stort positivt omfang	Middels positivt omfang	Lite/intet omfang	Middels negativt omfang	Stort negativt omfang
Overflatevann Grunnvann Støv Støy Rystelser	Tiltaket vil i stor grad styrke/virke positivt/øke kvaliteten på temaet som vurderes.	Tiltaket vil styrke/virke positivt/øke kvaliteten på temaet som vurderes.	Tiltaket vil stort sett ikke endre kvaliteten på temaet som vurderes.	Tiltaket vil svekke/virke negativt/ redusere kvaliteten på temaet som vurderes.	Tiltaket vil i stor grad svekke/virke negativt/ redusere kvaliteten på temaet som vurderes.



Figur 2-1. Konsekvensvifta. Kilde: Håndbok 140 (Statens vegvesen, 2006).

Datagrunnlag og klassifisering av tilstand

Databasen Vannmiljø (Klif, 2013) er gjennomgått for å finne data på aktuelle lokaliteter i tiltaksområdet.

I vurderinger av tilstandsklasser (vannkvalitet) for de forskjellige vannforekomstene er Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009) benyttet.

Tabell 2-2 og Tabell 2-3 viser tilstandsklassene for henholdsvis totalt fosfor og totalt nitrogen i elver. Som nevnt er det vanntype RN7 som er aktuell i dette tilfellet.

Tabell 2-2. Tilstandsklasser og klassegrenser for totalt fosfor i elver. Kilde: (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	kalkfattige, klare,	6	11	17	30	60
Lavland	RN3	kalkfattige, humøse	9	17	24	45	83
Lavland	RN1	moderat kalkrik, klar	8	15	21	38	75
Lavland		moderat kalkrik, humøs	11	20	29	53	98
Skog	RN5	kalkfattige, klare,	5	8	11	23	45
Skog	RN9	kalkfattige, humøse	8	14	20	36	68
Fjell	RN7	kalkfattige, klare,	3	5	8	17	30

Tabell 2-3. Tilstandsklasser og klassegrenser for totalt nitrogen i elver. Kilde: (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009).

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a; RN2	Kalkfattige, klare, grunne	250	300	400	575	1000
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	225	300	350	475	800
Lavland	LN3a; RN3	Kalkfattige, humøse	300	400	500	800	1300
Lavland	LN1; RN1	Kalkrike, klare	275	375	450	700	1200
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	300	450	550	900	1500
Skog	LN5; RN5	Kalkfattige, klare	225	275	325	475	800
Skog	LN6; RN9	Kalkfattige, humøse	275	350	450	675	1100
Fjell	LN7; RN7	Kalkfattige, klare	200	225	275	400	575

For tarmbakterier og partikler er det ikke utviklet egne klassegrenser knyttet til vanntype. Tabell 2-4 benyttes derfor jamfør føringene gitt i Veileder 01:2009 (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 2009).

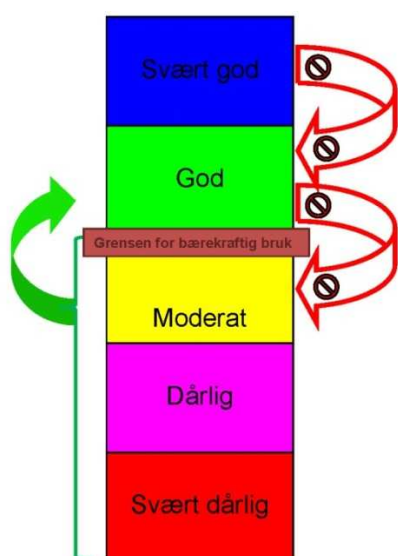
Tabell 2-4. For tarmbakterier og partikler er tabellen under benyttet. Kilde: (Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanddirektivet, 2009).

Virkninger av:	Parametre:	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7 – 11	11 – 20	20 – 50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2 – 4	4 – 8	8 – 20	>20
	Siktedypp, m	>6	4 – 6	2 – 4	1 – 2	<1
	Prim. Prod., gC/m ² år	<25	25 – 50	50 – 90	90 – 150	>150
	Total nitrogen, µg/l	<300	300 – 400	400 – 600	600 – 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mgC/l	<2,5	2,5 – 3,5	3,5 – 6,5	6,5 – 15	>15
	Fargetall, mg Pt/l	<15	15 – 25	25 – 40	40 – 80	>80
	Oksygen, mgO ₂ /l	>9	6,5 – 9	4 – 6,5	2 – 4	<2
	Oksygenmetn. %	>80	50 – 80	30 – 50	15 – 30	<15
	Siktedypp, m	>6	4 – 6	2 – 4	1 – 2	<1
	KOF _W , mgO ₂ /l	<2,5	2,5 – 3,5	3,5 – 6,5	6,5 – 15	>15
	Jern, µgFe/l	<50	50 – 100	100 – 300	300 – 600	>600
	Mangan, µg Mn/l	<20	20 – 50	50 – 100	100 – 150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05 – 0,2	0,01 – 0,05	<0,01	0,00
	Ph	>6,5	6,0 – 6,5	5,5 – 6,0	5,0 – 5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5 – 1	1 – 2	2 – 5	>5
	Susp. stoff, mg/l	<1,5	1,5 – 3	3 – 5	5 – 10	>10
	Siktedypp, m	>6	4 – 6	2 – 4	1 – 2	<1
Tarmbakterier	Termotol. koli. bakt., ant./100ml	<5	5 – 50	50 – 200	200 – 1000	>1000

Miljømål

Miljømålet for alle vannforekomster er standard miljømål etter vannforskriften hvis ikke annet er nevnt. Miljømålet er at alle vannforekomster skal ha minst god økologisk tilstand. Det er ikke tillatt å forringe tilstanden (se Figur 2-2). For nærmere detaljer om dette henvises det til Veileder 01:2009.

Vannforskriftens §12 åpner på visse vilkår opp for ny aktivitet eller nye inngrep selv om dette skulle føre til at miljømålene ikke nås. Utnytting til vannkraft kan være et slikt tiltak. I vurderingene av vannkvalitet legges standard miljømål til grunn. Eventuelle unntak som følge av bruk av §12 vil måtte klarlegges i senere saksbehandling.



Figur 2-2. Illustrasjon av miljømålet (rød strek). Dersom økologisk og kjemisk tilstanden er god eller bedre er miljømålet nådd. Det er ikke tillatt å forringe den økologiske eller kjemiske tilstanden. Vannforskriftens § 12 åpner imidlertid på visse vilkår for ny aktivitet eller nye inngrep selv om dette skulle føre til at miljømålene ikke nås.

2.2 PLAN OG INFLUENSOMRÅDE

Planområdet ansees i forurensningsutredningen å utgjøre alle arealer som blir direkte berørt av tiltak i terrenget, avrenning fra anleggsarbeid og tipper samt vassdrag berørt av endringer i vannføring eller vannstand.

Influensområdet er varierende avhengig av hvilke naturkvaliteter som vurderes. For overflatevann vil dette området strekke seg fra et fysisk tiltak og i fallretningen til nærmeste vassdrag. Når først forurensinger et åpent vassdrag kan influensområdet strekke seg mange kilometer nedover vassdrag og ut i fjordområder. Situasjonene for grunnvann kan være liknende, men spredningshastighet er som regel senere og spredningsavstand er som regel kortere enn for overflatevann. Influensområdet vurderes dermed individuelt for hver enkelt lokalitet og kvalitet som vurderes.

2.3 AVGRENSNINGER

Denne utredningen vi i hovedsak omfatte forurensninger som kan påvirke vannkvalitet og grunnvannskvalitet. Forurensninger som kan påvirke spesielle naturmiljøverdier behandles i konsekvensutredningen for naturmiljø.

Når det gjelder støv, støy og rystelser vil dette bli vurdert i den grad det berører mennesker. Eventuelle negative konsekvenser disse temaene måtte føre til for naturmiljøet vil bli vurdert i naturmiljørapporten.

2.4 0-ALTERNATIVET

Vurderingen av konsekvenser gjøres opp mot 0-alternativet som er dagens situasjon. Det vil si med dagens overføringer og reguleringer i vassdraget oppstrøms Store Åskårvatnet og utnyttelse av fallet fra Store Åskorvatn.

2.5 DATAGRUNNLAG OG DATAKVALITET

Feltarbeid

Det er utført feltarbeid i forbindelse med feltarbeidet knyttet til konsekvensutredningen for naturmiljø. Alle tipper og andre lokaliteter som kan bli berørt av tiltak i terrenget er besøkt i felt. Aktuelle elver og bekker er oversiktsbefart. Befaringen ble gjennomført over to dager i august 2012.

Kildemateriale

Det viktigste kildematerialet har vært følgende:

- Vannmiljø (<http://vannmiljo.klif.no/>)
- Vann-nett saksbehandler (<http://vann-nett.nve.no/saksbehandler/>)
- Granada (www.grunnvann.no)

Datakvalitet

Informasjon fra Vann-nett er en viktig kilde når det gjelder overflatevann. Her er det likevel varierende informasjonsmengder som er lagt inn avhengig av innsats og prioritering i de enkelte vannområder. Databasen skal også inneholde forhold om grunnvann, men denne delen av databasen er nedprioritert fra sentralt hold. Data fra Granada ansees derfor som bedre.

I Vannmiljø ligger det ofte gode data. I de senere år har det også blitt slik at de aller fleste nye vannkvalitetsdata som samles inn av det offentlige legges inn i database. Her kan derfor datagrunnlaget være godt. Det kan imidlertid være noe forsinkelse i innleggingen av data. I praksis kan dette bety at data samlet inn i 2011 og 2012 ikke er synlig i databasen før våren 2013.

3

Beskrivelse av tiltaket

3.1 KRAFTVERKET

Et nytt Bredvatn kraftverk vil utnytte en fallhøyde som tidligere ikke har vært direkte benyttet til kraftproduksjon, men vil ta driftsvann fra dagens Åskåra 1 kraftverk. Deler av produksjonen i dagens Åskåra 1 kraftverk vil dermed bli overflyttet til Bredvatn kraftverk, men den totale produksjonen vil øke som følge av økt fallhøyde. Prosjektet vil dermed være en opprustning og utvidelse av dagens Åskåra 1 kraftverk.

Det er to hovedalternativ for inntak til Bredvatn kraftverk, i Øvre eller Nedre Bredvatn. Bortsett fra ulike inntaksmagasin, og dermed ulik lengde på vannvegen og mengde tippmasser, er de to alternativene så og si like. Det er planlagt tunnel ned til kraftstasjon i fjell nær kote 0. Avløpsvannet vil gå i ny avløpstunnel til fjorden.

3.1.1 *Alternativ med inntak i Øvre Bredvatn*

For alternativet med inntak i Øvre Bredvatn vil det bli etablert en ca. 5 meter høy betongdam samt tre lave betongterskler i utløpet av vannet. Vannet er planlagt regulert mellom kote 828 og 838.

Det er to alternativ for inntak i Øvre Bredvatn:

Alternativ Øvre Bredvatn 1 har inntak like ved dammen, og har lang tunnel som vil bli benyttet som tilkomst til damområdet i anleggsperioden, for så å bli vannveg til kraftstasjonen når anleggsfasen er over.

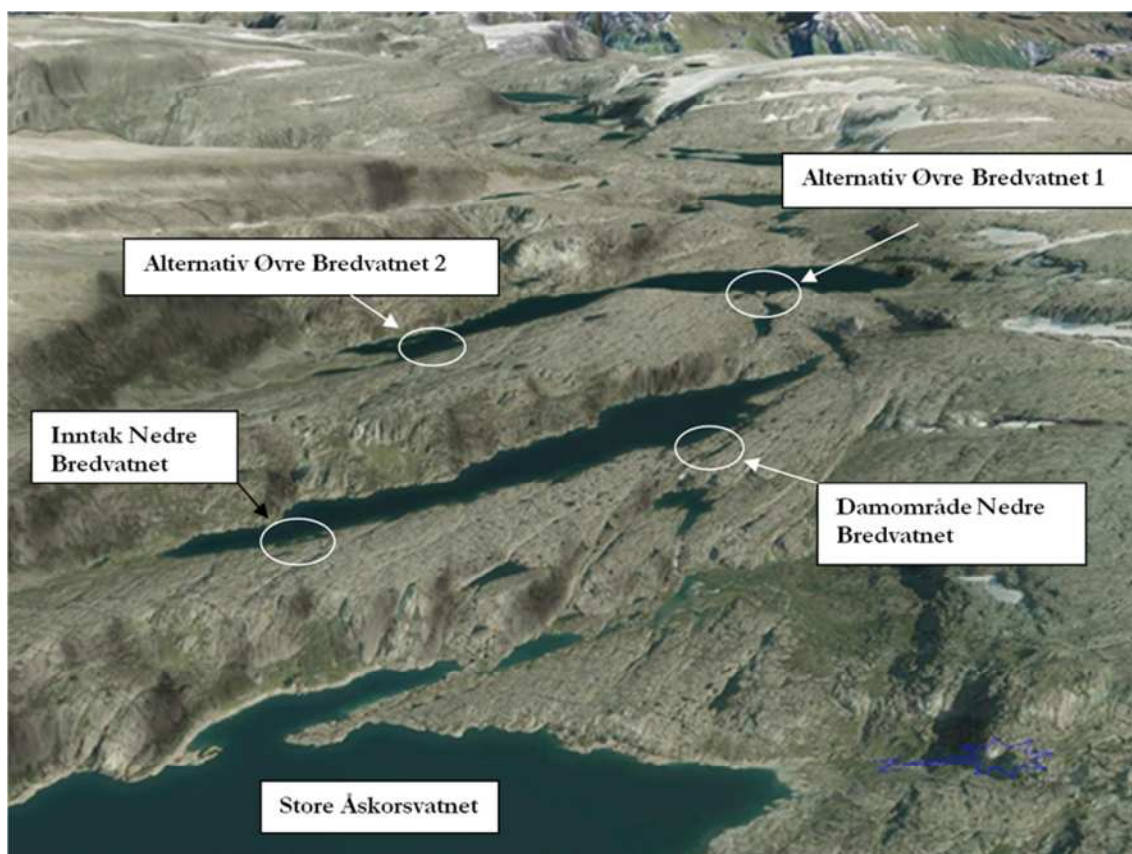
Alternativ Øvre Bredvatn 2 har inntak via sjakt i nordenden av vannet, og dermed en kortere tunnel frem til kraftstasjonen. For dette alternativet må all transport i tilknytning til bygging av dam, sjakt og inntak skje med helikopter.

For begge inntaksløsningene fra Øvre Bredvatnet blir det ny avløpstunnel fra kraftstasjonen som ligger i fjell til fjorden. Tilkomsten til kraftverket blir via eksisterende tunnel til Åskåra 1 og 2.

3.1.2 *Alternativ med inntak i Nedre Bredvatn*

For alternativet med inntak i Nedre Bredvatn vil det bli aktuelt med flere lave terskler over en lengde på om lag 100 meter. Det er planlagt å regulere vannet mellom kote 787 og 797. Inntak og lukehus er planlagt i nordvestre ende av vannet. Det er planlagt sjakt og tunnel ned til kraftstasjon i fjell nær kote 0. All transport for anleggsarbeidet med dam, sjakt og inntak må skje med helikopter.

Det blir ny avløpstunnel fra kraftstasjonen som ligger i fjell til fjorden. Tilkomsten til kraftverket blir via eksisterende tunnel til Åskåra 1 og 2.



Figur 3-1. 3D-utsnitt som viser de alternative dam og inntaksområdene i Øvre og Nedre Bredvatn

3.2 MASSEDEPONI

Som følge av etablering av tunnel og kraftstasjon i fjell vil det bli produsert opp til 360 000 m³ tunneltmasser ved valg av Alternativ Øvre Bredvatn 1, 290 000 m³ ved valg av Alternativ Øvre Bredvatn 2 eller 240 000 m³ tunneltmasser ved valg av Alternativ Nedre Bredvatn som inntaksmagasin. All massen fra tunnelene skal tas ut nede ved fjorden.

Det foreligger to alternativ for deponering av masser:

- Deponialternativ 1: Alle massene blir deponert i fjorden som utvidelse av de to eksisterende tippene i fjorden, ved messebygget og ved lagerbygget.
- Deponialternativ 2: 50 000 m³ blir deponert på land ved massetaket sør for Førde for senere bruk til samfunnsnyttige formål, mens resten av massene blir fordelt på de to eksisterende tippene i fjorden, ved messebygget og ved lagerbygget.

3.3 AREALBESLAG

For å etablere dam og inntak kan det bli behov for et areal på ca. 10 daa i anleggsfasen og 3 daa i driftsfasen for alle inntaksalternativene.

Tilkomsten til ny tunnel vil gå via eksisterende tilkomsttunnel til Åskåra 1 og 2 og vil ikke beslaglegge areal utover det som i dag er benyttet i forbindelse med kraftproduksjon. Nytt avløp vil ligge nær eksisterende avløp i fjorden.

Riggplass er planlagt ved fjorden ved eksisterende messebygg og lagerbygg på SFE sin eiendom, samt utfyllt tippareal på naboeiendommen, tilsammen 8 daa. I tillegg vil tomte til den nedlagte taubanestasjonen vest for Åskåra kraftverk benyttes. Dette er et areal på ca. 11 daa.

Tipp i fjorden vil beslaglegge et areal under havoverflaten på ca. 20 daa, hovedsakelig på eksisterende tipper/sjøbunn. En del av tippet på ca. 10 daa vil stikke over havoverflaten. Et eventuelt tippområde på land ved eksisterende massetak sør for Førde vil dekke ca. 10 daa.

3.4 NETTILKNYTNING

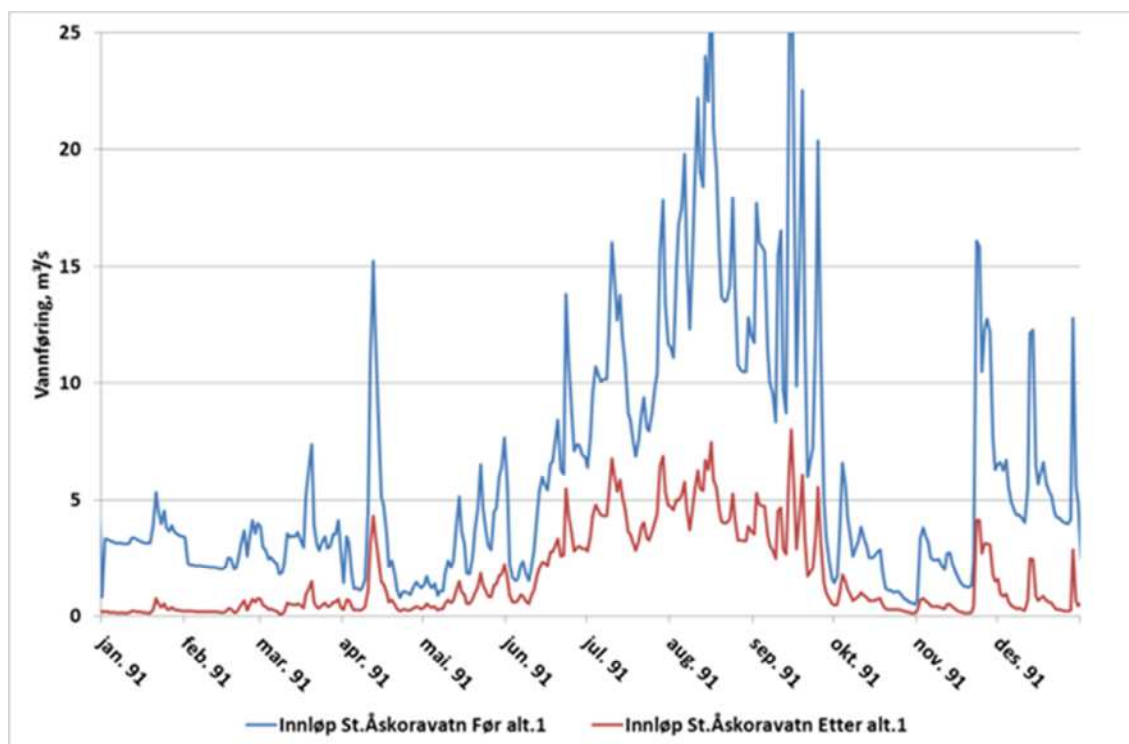
Kraften vil bli ført i 132 kV kabel i avløpstunnelen og i kulvert over veien til eksisterende koblingsanlegg i Åskåra.

3.5 HYDROLOGISKE KONSEKVENSER

3.5.1 *Alternativ Øvre Bredvatn*

Vannføring

I Figur 3-2 er det vist kurve for vannføring før og etter utbygging i et normalt år ved innløpet i store Åskorvatn, ved realisering av alternativ Øvre Bredvatn. Kurven viser at vannføringen blir redusert etter en utbygging, men at restfeltet fremdeles gir tilsig gjennom hele året, særlig under snøsmeltingen om sommeren. Restvannføringen blir på 1,6 m³/s, eller ca. 27 % av dagens vannføring. Etter utbyggingen vil variasjonsmønsteret i vannføringen over året bli mer i samsvar med naturtilstanden i vassdraget, ettersom det i dag er kunstig høye vannføringer i elva på grunn av tilføring av vann og tapping av magasin lenger opp i vassdraget i vintersesongen.



Figur 3-2. Vannføring i et middels år ved innløpet til Store Åskorvatn ved utbygging av Øvre Bredvatn som inntaksmagasin.

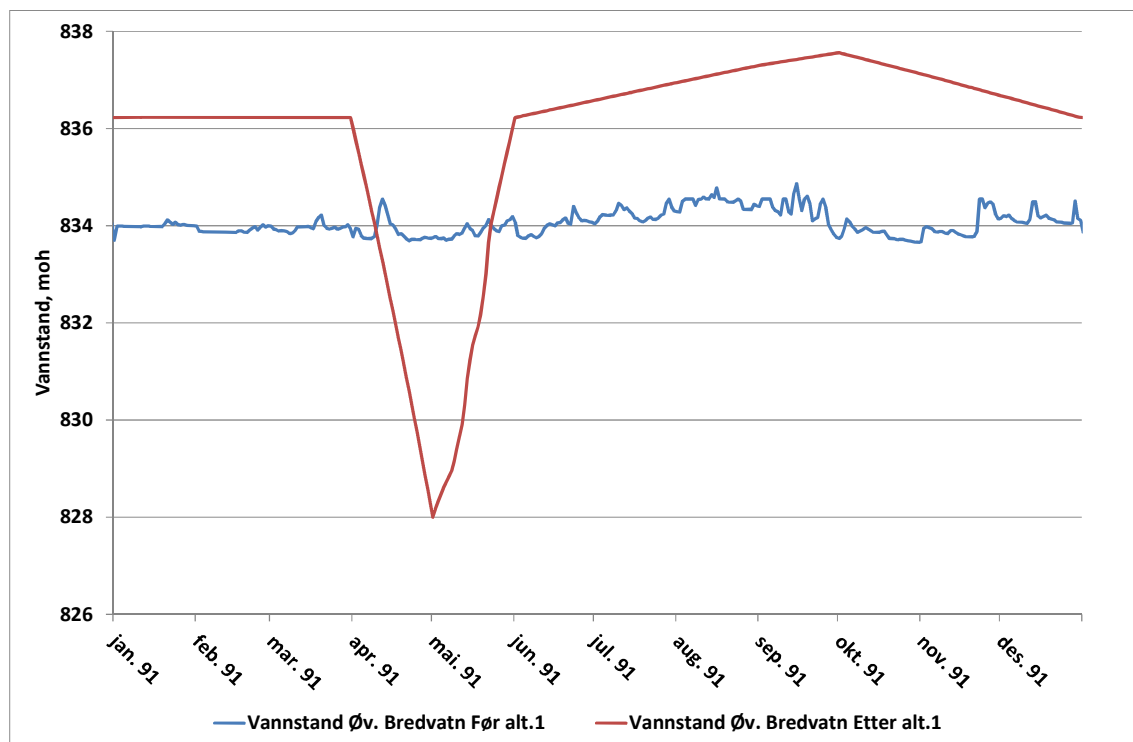
Rett nedstrøms dammen vil det i praksis ikke være vannføring siden det ikke er planlagt slipp av minstevannføring. Bare sjelden, ved store flommer, vil det kunne bli flomoverløp på inntaksmagasinet. I simuleringsperioden på 27 år ville det ha blitt overløp bare tre av årene.

Vannstand

I Feil! Fant ikke referansekilden. er det vist fyllingskurver for vannstanden i Øvre Bredvatn i et normalt år.

I dag er vannet uregulert, mens det etter en realisering av alternativ Øvre Bredvatn vil bli regulert mellom kote 828 (LRV) og kote 838 (HRV). Vannstandsvariasjonene vil øke etter en utbygging, og ved normal drift vil vannstanden senkes på vinteren for å øke produksjonen i tunglastperioden og heves igjen under snøsmeltinga om sommeren. Dette gir lavere vannstand om vinteren og litt høyere vannstand om sommeren sammenlignet med i dag.

Tørrlagt areal ved LRV er estimert til 0,10 km², mens neddemt areal ved HRV er estimert til 0,09 km².



Figur 3-3 Vannstand i Øvre Bredvatn før og etter utbygging i et normalt år.

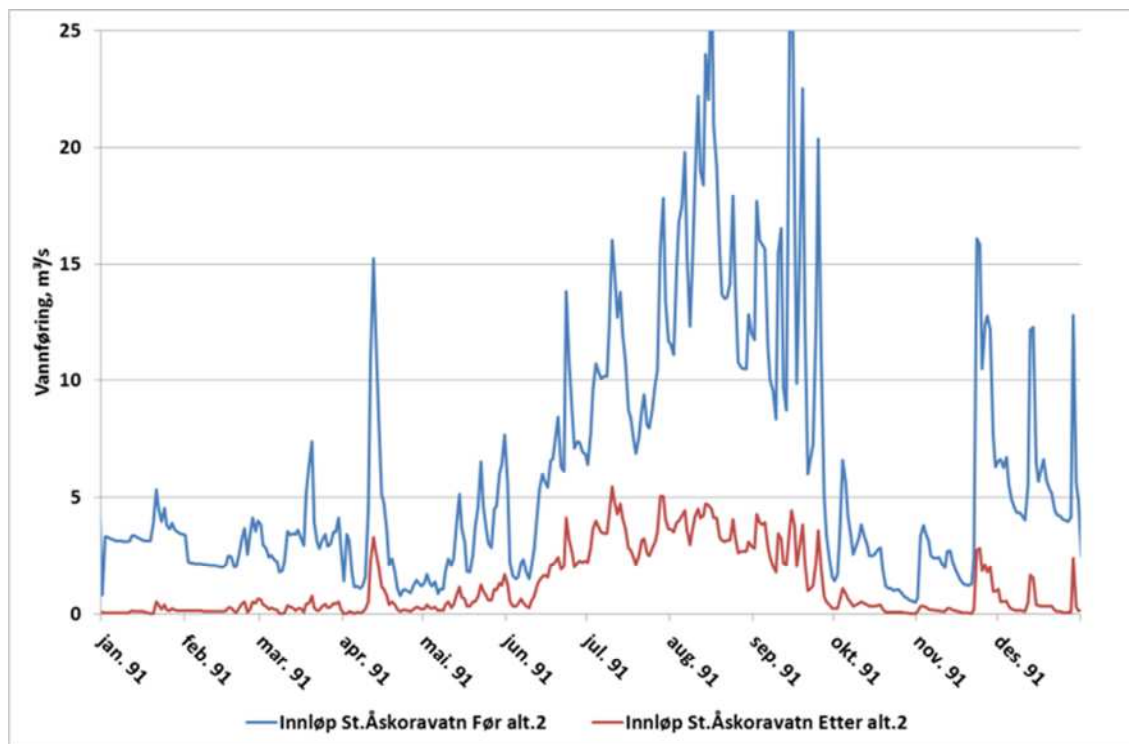
3.5.2 Alternativ Nedre Bredvatn

Vannføring

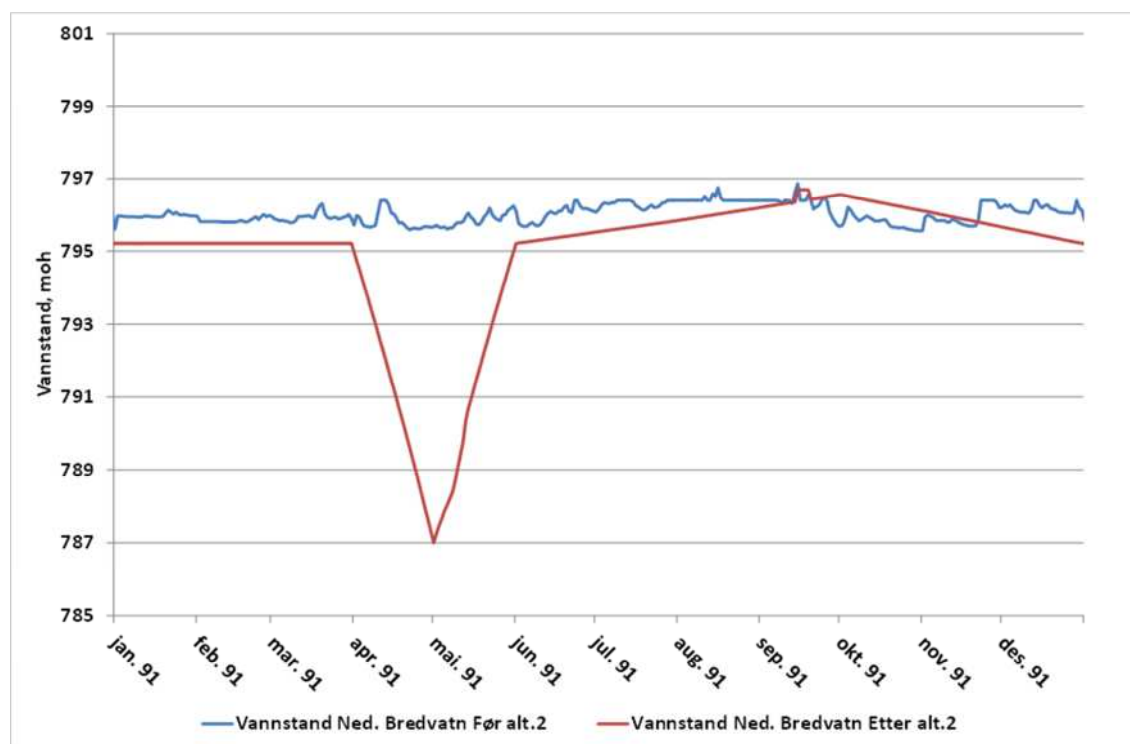
I Figur 3-4 er det vist kurver for vannføring før og etter utbygging i et normalt år, ved innløpet i Store Åskorvatn ved alternativ Nedre Bredvatn.

Kurven viser at vannføringen blir redusert etter en utbygging, men at restfeltet fortsatt gir vannføring gjennom hele året, særlig under snøsmeltingen om sommeren. Restvannføringen blir på 1,1 m³/s, eller ca. 18 % av dagens vannføring. Etter utbyggingen vil variasjonsmønsteret i vannføringen over året bli mer i samsvar med naturtilstanden i vassdraget, ettersom det i dag er kunstig høye vannføringer i elven på grunn av tilføring av vann og tapping av magasinene lenger opp i vassdraget i vintersesongen.

Rett nedstrøms dammen vil det i praksis ikke være vannføring siden det ikke er planlagt slipp av minstevannføring. Bare sjelden, ved store flommer, vil det kunne bli flomoverløp på inntaksmagasinet. I simuleringsperioden på 27 år ville det ha blitt overløp i sju av årene.



Figur 3-4 Vannføring i et middels år ved innløpet til Store Åskorvatn ved utbygging av Nedre Bredvatn som inntaksmagasin.



Figur 3-5. Vannstand i Nedre Bredvatn før og etter utbygging et normalt år.

Vannstand

I Figur 3-5 er det vist fyllingskurve for vannstanden i Nedre Bredvatn i et normalt år. I dag er vannet uregulert, mens det etter en realisering av alternativ Øvre Bredvatn vil bli regulert mellom kote 787 (LRV) og kote 797 (HRV). Vannstandsvariasjonene vil øke etter en utbygging, og ved normal drift vil vannstanden bli senket på vinteren for å øke produksjonen i tunglastperioden og fylt opp igjen under snøsmeltingen om sommeren. Om sensommeren og høsten vil vannstanden bli tilnærmet som den er i dagens situasjon.

Tørrlagt areal ved LRV er estimert til 0,12 km², mens neddemt areal ved HRV er estimert til 0,014 km².

3.6 AVGRENSNING AV OMRÅDET

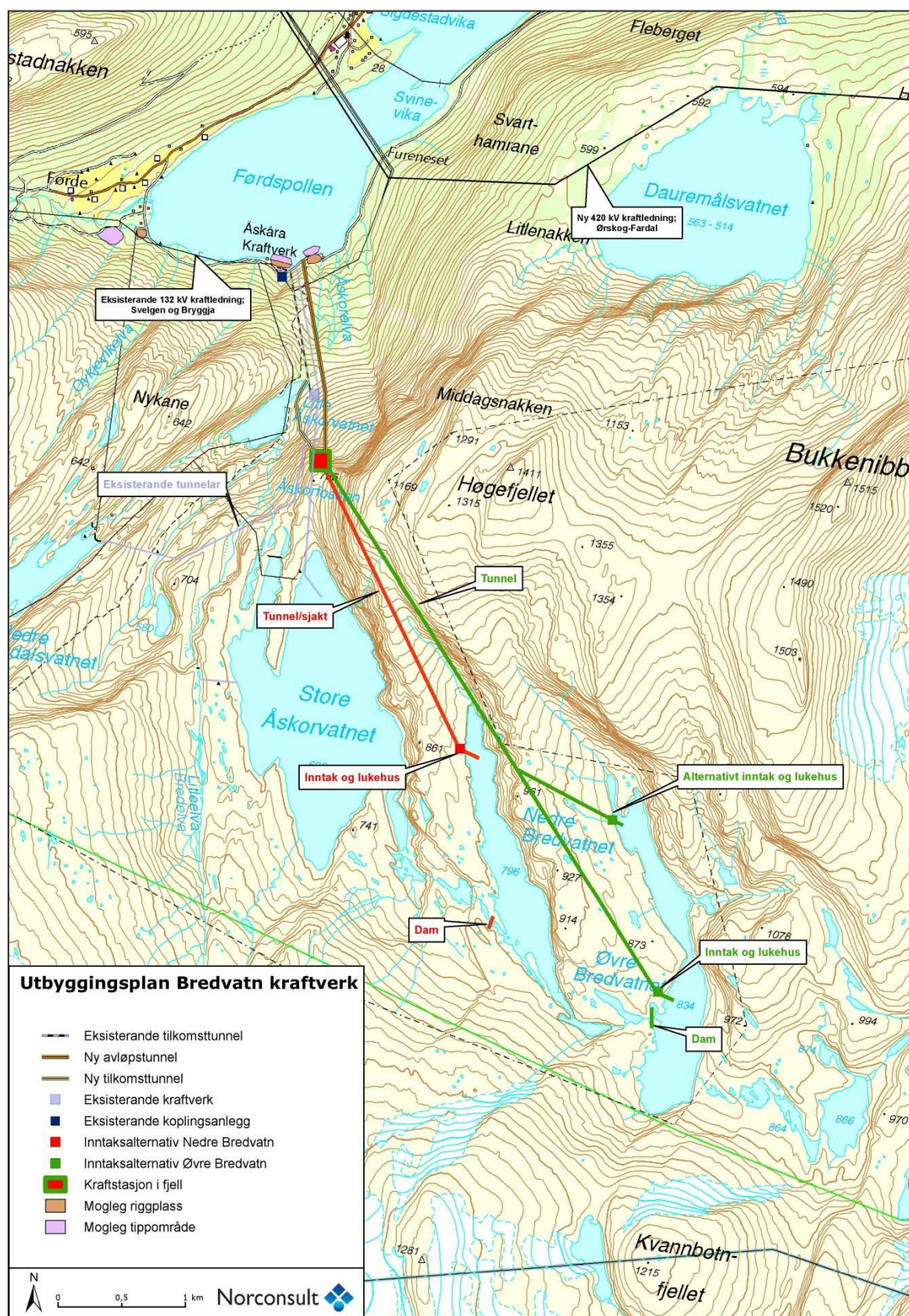
Tiltaksområdet ligger innerst i Ålfoten i Bremanger kommune i Sogn og Fjordane, ca. 30 km øst for kommunesenteret Svelgen. Bygdesenteret i Ålfoten ligger ca. 4 km fra kraftverksområdet i Åskåra, og på den andre siden av fjorden. Tiltaksområdet ligger rett nord for Ålfotbreen og Ålfoten landskapsverneområde. Området er allerede påvirket av vannkraftutbygging gjennom Åskåra kraftverk (90 + 41 MW) med tilhørende reguleringer og overføringer, i tillegg til Øksneelvane kraftverk (14+14 MW), Dauremål kraftverk (4,95 MW) og Bjørndal kraftverk (4,95 MW) med tilhørende reguleringer og overføringer som ligger i fjellområdet mellom Ålfoten og Hyenfjorden.

Det går vei langs fjorden, og flere kraftledninger krysser fjorden i området. Den nye 420 kV-ledningen Ørskog - Fardal skal også krysse fjorden her. Det går kraftledning fra koblingsanlegget i Åskåra opp til dammen ved Store Åskorsvatn, og en ledning sørvestover mot Blåbredvatnet.

Fra Førde opp til Nedre Sødalsvatnet går taubane for transport av materiell, men denne er ikke lenger benyttet. I tilknytning til alle magasinene er det lukehus, overføringstunneler og tunneltipper. Det er også bygd tunneler og betongdammer for overføringene av Skårdalselva og Bredelva. I vestre delen av vassdraget er det noen naust og enkle hytter for overnatting, og plattformer for landing med helikopter.

For tilkomst til de øvre delene av tunnelene til Åskåra 1 er det også etablert en landingsplattform i fjellveggen over Lisje Åskorsvatnet. I tillegg er det tilsammen 9 dammer og terskler ved Store Åskorsvatn, Z-vatn samt Nedre og Øvre Sødalsvatnet, og X-vatn, Blåbredvatn og Langevatn er etablerte senkingsmagasin. Det er ikke krav om minstevannføring i dagens anlegg. Det går sti langs Åskorelva opp mot Ålfotbreen landskapsverneområde.

Det er fra før tre magasin i vannstrengen som er tenkt utnyttet i Bredvatn kraftverk. X-vatn og Z-vatn ligger ovenfor Bredvatna og er rene overføringsanlegg. Store Åskorsvatn ligger nedstrøms Nedre Bredvatn og er det eneste som er utnyttet til strømproduksjon. Vannene mellom Z- og X-vatn er varig senket og hele vannstrengen er påvirket av tappingen. Skårdalselva som tidligere rente til Hope i Hyen er i dag overført til X-vatn. Åskåra 1 ble satt i drift i 1970, og med bakgrunn i det har man god oversikt over produksjonspotensialet fra Øvre/Nedre Bredvatn.



Figur 3-6 Utbyggingsplan for Bredvatn kraftverk.

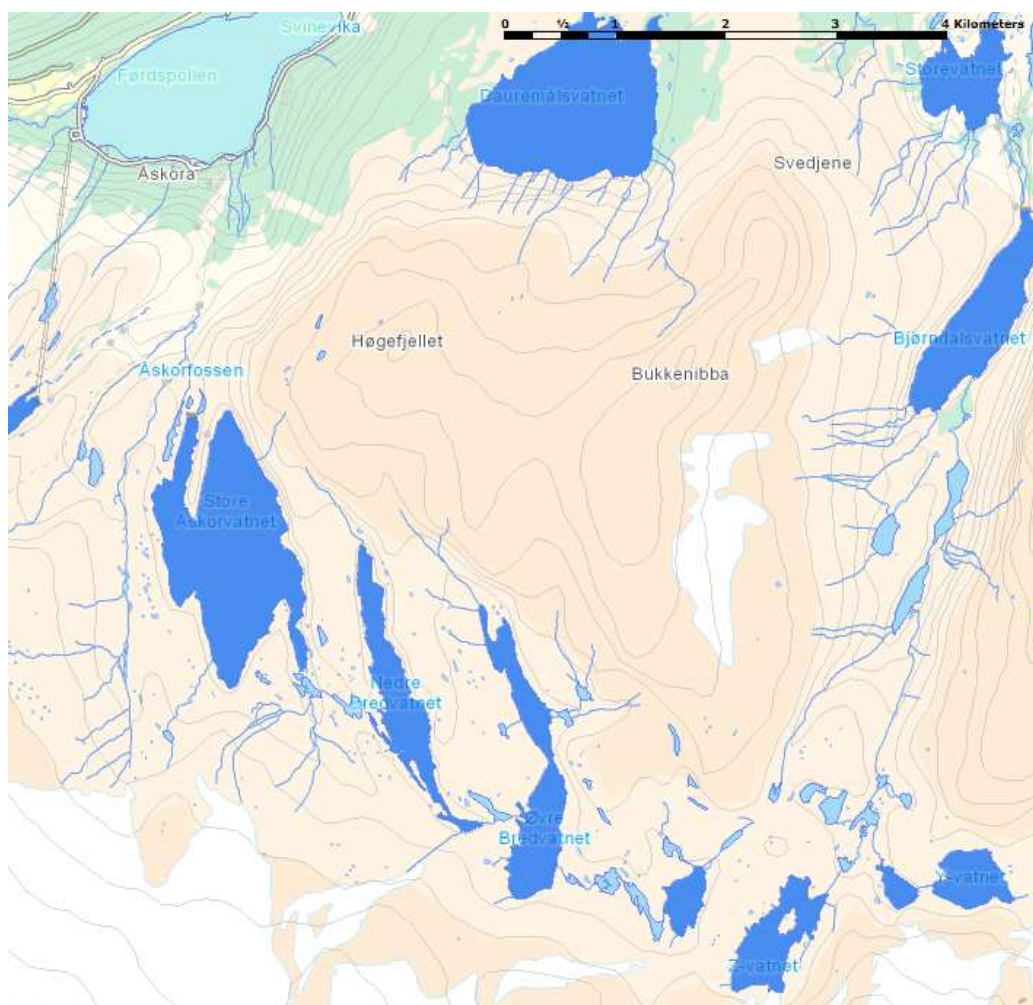
4 Konsekvensvurdering

4.1 DAGENS SITUASJON

Overflatevann - vannforekomster

I Vann-nett (NVE, Vann-nett Saksbehandler, 2012) ligger det inne 5 overflatevannforekomster som kan berøres av tiltaket. Disse og en rekke andre forekomster er vist i

Figur 4-1. I tabellen er aktuelle vannforekomster listet opp og økologisk tilstand (vannkvalitet) er oppgitt og kommentert basert på det som fremkommer i Vann-nett og Vann-nett Portal (NVE, 2013). Det er angitt i egen kolonne hvilken del av tiltaket som kan berøre vannforekomsten.



Figur 4-1. Vannforekomster i tiltaksområdet. Kilde: Vann-nett januar 2013.

Tabell 4-1. Oversikt over vannforekomster i tiltaksområdet som kan bli berørt av tiltaket samt angivelse av økologisk tilstand med kommentarer. Kilde: Vann-nett. Januar 2013.

Vannforekomst (VF)	Navn	Økologisk tilstand	Del av tiltak som kan berøre VF
Øvre Bredvatn	086-28097-L	Tilstand: moderat Påvirket av overføring fra Z-vatn, X-vatn og Skordalselva.	Regulert vannstand
Nedre Bredvatn	086-28093-L	Tilstand: Moderat Påvirket av overføring fra Z-vatn, X-vatn og Skordalselva.	Regulert vannstand
Store Åskårvatnet	086-1780-L	Tilstand: Moderat. Lokaliteten er påvirket i middels grad av sur nedbør og i svært stor grad av kraftutbygging med en reguleringshøyde på 79,2 meter.	Noe endret vannføringsregime.
Elv fra Nedre Bredvatn	086-168-R	Tilstand: moderat Sur nedbør og påvirket av overføring fra Z-vatn, X-vatn og Skordalselva.	Endring av vannføring
Dalelva	086-159-R	Tilstand: Moderat Om lag 40 % av nedslagsfeltet er overført. Kan ha ført til redusert oppgang av laks og sjøørret. Påvirket av lakselus.	Avrenning fra steintipp.
Ålfoten (Førdspollen)	0282011600-C	Tilstand: God Lite påvirkning. Landbruk? Lang oppholdstid.	Utfylling tippmasser, blakking, utslipp

Overflatevann - vannkvalitet/miljøtilstand

I basen vannmiljø ligger det resultater fra tidligere vannprøver i de berørte vannforekomstene. De fleste dataene stammer her fra NIVAs undersøkelser i 2004. Antallet parametre er noe begrenset så data fra et tilgrensende fjellvann er tatt med da resultatene herfra trolig er representative for berørte vassdrag.

Tilstanden i Øvre Bredvatn, Nedre Bredvatn ved vannstrenger vurderes som moderat da vassdragene er påvirket av overføring av vann fra Z-vatn, X-vatn og Skordalselva. Store Åskorvatn er regulert med en reguleringshøyde på 79 meter og påvirkningen av dette vurderes som stor.

Vannkvaliteten i vassdraget er god eller svært god for alle parametre foruten faktorer knyttet til sur nedbør. I disse høyereliggende vannene med svært liten bufferevne har sur nedbør gitt pH-verdier ned på 5,7 som gir en tilstandsklasse på middels god.

Det foreligger ingen målinger av termotolerante koliforme bakterier, men det er ikke påslipp av avløpsvann på berørte strekninger eller husdyrbeite av noe omfang langs vassdraget.

Det foreligger få data om forholdene i Førdspollen. Selve pollen er ca. 2 kvadratkilometer. Fra eldre dybdekart later det til at pollen har en maksimaldybde på 120 meter. Ved Sigdestad er det en markert terskel, men det ser ut til at dybden kan være opptil 20 meter.

Fra marint kartverk fremgår det at havbunnen er dominert av stor stein og blokk til et godt stykke ut fra land utenfor Åskåra kraftverk. Dette er trolig del av den grove ura langs Åskorelva. Ute i Førdspollen domineres bunnen av leire.

Tabell 4-2. Vannkvalitetsdata fra berørte vassdrag hentet fra Vann-info. Prøvene baserer seg på målinger gjennomført av NIVA i 2004. Totalt fosfor (tot - P), totalt nitrogen (tot - N), total oppløst karbon (TOC), turbiditet og pH. Nedre Sødalsvatnet blir ikke berørt, men er representativt for de øvrige vannene.

Lokalitetsnavn	Tot P (µg/ l)	Tot N (µg/l)	TOC (mg/l)	Turbiditet (FTU)	pH
Utløp Nedre Bredvatn	-	50	-	0,6	5,86
Store Åskorvatn	0,69	37	-	1,55	5,77
Dalelva	-	-	-	-	6,3
Nedre Sødalsvatnet	1,04	47	0,83	0,61	6,1

Grunnvann og drikkevann

For grunnvann og drikkevann er det hentet informasjon fra NGUs nettside www.grunnvann.no og den nasjonale grunnvannsdatabasen Granada (NGU, 2012). Det er kun en brønn som ligger i nærheten av tiltaksområdet. Dette er nede på sletta sør for Førdselva. Brønnen ble boret i 2003 og benyttes til vannforsyning av en enkelthusstand. Løsmasseprofilen er steinrøys/grov grus. Området er angitt å ha tynt morenedekke. Boredybden er ca. 12 meter.

Tabell 4-3. Informasjon om brønner som kan bli berørt av tiltaket. Kilde: Granada (NGU, 2012).

Nr	Type	Bruk
32591	Løsmassebrønn	Enkelthusholdning



Figur 4-2. Det ligger en boret brønn i løsmassene nede på sletta sør for Førdselva.

Støv, støy og rystelser

Det er ingen bebyggelse ved Åskåra kraftverk. Fra tunnelpåslaget til nærmeste bebyggelse er det i overkant av en kilometer. Mellom tiltaksområdet og husene som ligger på motsatt side av Førdspollen er det i liten grad noen naturlig skjerming, mens husene nederst i Førdsdalen ligger skjermet med terrengformasjoner. Transporten fra tunnelpåslaget til tippen som er foreslått i Førdsdalen vil passerer to boliger og en hytte.

Det er i dag ingen anleggsvirksomhet i tiltaksområdet og dagens nivå av støv, støy eller rystelser er svært begrenset.



Figur 4-3. Det finnes ingen bebyggelse nært Åskåra kraftverk. Avstanden til nærmeste bebyggelse er i overkant av en kilometer.

4.2 OMFANG

4.2.1 Generelle omfangsvurderinger

4.2.1.1 Deponering av sprengstein i vann

Generelt om sprengstein

Den voldsomme fysiske forvitringen som oppstår ved sprenging av fjell vil blottlegge metaller og dele opp mineraler i den aktuelle bergarten i alle størrelsesfraksjoner. Andelen finmateriale som produseres ved sprengning avhenger blant annet av bergartstypen og ladningsmetode. Ved sprengninger der det benyttes mye sprengstoff, for eksempel ved tunnelsprengninger, vil det bli produsert mye finpartikulært materiale. På lik linje vil bergarter med høyt sprøhetstall, som for eksempel granitt, gi høy produksjon av finpartikulært materiale ved sprengning (Sørensen, 1998). Hardheten i bergarten ser derimot ikke ut til å påvirke partikkelstørrelsen i sprengningen (Vigerust & Njøs, 1986).

Ved deponering av sprengstein er det vanlig at det følger med sprengstoffrester. Mengden sprengstoffrester avhenger blant annet av hvor vellykket sprengningen er, og dårlig detonasjon vil medføre mye sprengstoffrester. De vanligste sprengstofftypene i dag inneholder nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+). Noe av sprengstoffet vil forbli udetonert, og således ikke bli omdannet til nitrose gasser (Sørensen, 1998). Ved bruk av bulksprengstoff som Anfo og Emulsjon har undersøkelser vist at over 10 % av sprengstoffet forblir udetonert (Vestre, 2000a). Hovedbestanddelen av sprengstoffet, ammoniumnitrat, kan være et betydelig miljøproblem for resipienten.

Miljøeffekter av sprengstein i vann

Det er flere årsaker til at massedeponering av sprengstein i vann fører til endret vannkvalitet og dertil endrete leveforhold for vannlevende organismer. Partikler fra sprengstein kan reagere kjemisk med vannet og dermed endre vannkjemien, partikler kan være skadelige for akvatisk liv grunnet spiss og skarpkantet utforming, samt at tilslamming som følge av sprengstein kan ha negativ effekt på både fisk og bunndyr. I tillegg kan skadelige sprengstoffer bli vasket ut i vannet, noe som kan medføre giftvirkninger på akvatiske organismer eller eutrofiering av vannlokaliteten (Sørensen, 1998). Eksempler på dette er ammoniumnitrat, som kan bidra til eutrofiering av vassdrag. I tillegg kan ammonium under alkaliske forhold omdannes til det giftige stoffet ammoniakk.

Toleranseverdiene for de forskjellige forurensningsparameterne som oppstår ved sprengning vil variere avhengig av vassdragssamfunnet.

Partikkelforurensning

Partikkelforurensning som følge av sprengstein kan komme fra nydannede partikler fra steinmassen eller som oppvirkede partikler fra bunnsedimentet. Det er førstnevnte kilde som er den viktigste ved deponering av sprengstein, og partiklenes betydning i vannet avhenger av konsentrasjonen, størrelsen og formen til partiklene (Sørensen, 1998). Den europeiske innlandsfiskekommisjonen (EIFAC) har angitt grenseverdier for ulike partikkelkonsentrasjoners effekt på fiskeavkastning. Konsentrasjoner under 25 mg/L har i følge denne kommisjonen ingen negativ effekt på avkastningen, mens et godt eller middels fiske kan opprettholdes ved konsentrasjoner inntil 80 mg/L suspendert materiale (Alabaster & Lloyd, 1982). Disse grenseverdiene er derimot ikke direkte overførbare til partikkelforurensning fra sprengstein, da grenseverdiene til EIFAC baseres på naturlig eroderte partikler og avkastning i fisket snarere enn hva fisken tåler av påvirkning fra partiklene (Sørensen, 1998). I tillegg synes generelle grenseverdier å være lite anvendbare da skadevirkningene også vil påvirkes av eksponeringstid, fiskeart og partikkeltype. For eksempel synes laksefisk å ha relativt lav toleranseterskel for partikler (Hessen m.fl., 1989). Partikkelforurensning endrer både den vannkjemiske og biologiske tilstanden i vassdraget som blir utsatt for massedeponering. Siktedyp, mengden løste salter, pH og mineraler er alle parametre man kan forvente at vil endres. Disse faktorene kan naturligvis påvirke den akvatiske faunaen i tillegg til de direkte biologiske effektene som tilslamming og mekaniske skadeeffekter (Sørensen, 1998).

Tilslamming

Ofte er det en del finpartikulært materiale i sprengsteinmassen som dumpes i vassdrag. Når disse massene kommer i kontakt med vannet vil finmaterialet bli vasket av, noe som kan føre til tilslamming av vassdraget. I kontakt med vann vil sprengstein ofte forvitte raskere enn naturlig erodert stein. Dette skyldes et høyt innhold av sprekker og bruddflater i steinen forårsaket av sprengningen (Sørensen, 1998).

Tilslamming vil ofte medføre endret artssammensetting og redusert biomasse av bunndyrfaunaen, da biomassen av bunndyr synes å synke med økende grad av finsediment (Sørensen, 1998). Dette vil igjen føre til endret næringstilgang for fisk og andre akvatiske organismer som livnærer seg av bunndyr (Sørensen, 1998). Reetablering av den opprinnelige bunnfaunaen vil avhenge av hvor lang tid det tar før alt slammet er blitt vasket ut, og når det normale bunnsubstratet gjendannes (Hessen m.fl., 1989).

Tilslamming av gyteområder er også en potensiell biologisk effekt ved massedeponering, da rogn og yngel kan dø som følge av oksygenmangel (Sørensen, 1998). Den største oppvirkningen av

suspenderte partikler inntreffer ved deponering av sprengstein på grunt vann, og inntreffer dette på eller nær gyteområder til fisk kan tilslammingen bidra til en vesentlig nedgang i fiskeproduksjonen.

Under tipping av sprengstein og tunnelmasse i Vetlefjordelva i perioden 1987 til 1988, ble bunnssubstratet nedstrøms betydelig påvirket. Enkelte steder var det naturlige bunnssubstratet fullstendig tilslammet, men bare en måned etter at deponeringen opphørte var store deler av det øverste sedimentet spylt ut av elva selv om det riktignok fortsatt var store mengder finmateriale i elvegrusen. Derimot hadde begroing på steinene økt betraktelig på grunn av økt næringssalttransport (Hessen m.fl., 1989).

Mekaniske skadeeffekter

Små partikler fra sprengstein er ofte spisse, flisete og skarpe og kan således medføre betydelige konsekvenser for de fysiske effektene på det akvatiske livet (Hessen, 1988; Sørensen, 1998). For fisk vil graden av påvirkning avhenge av partikkelkonsentrasjonen, partiklenes form og størrelse samt eksponeringstiden, men også bunndyr og dyreplankton kan rammes av de skarpe partiklene. I ekstreme tilfeller kan partikler fra sprengstein forårsake direkte dødelige skader på fisk, men vanligere er slimsondring og irritasjon på gjellene. Dette kan derimot også være dødelig, da gjellene er svært følsomme ovenfor endringer i det fysiske miljøet samt at gjellene i tillegg til respirasjon har en viktig rolle for fiskens ioneregulering. Ved skade på fiskens slimlag vil faren for forstyrrelse av ionereguleringen øke ytterligere (Sørensen, 1998). Partikler fra bløte bergarter og mineraler synes å være mer skadelige enn hardere bergarter, da disse i hovedsak har nåleformet og fiberliknende struktur. Eksempler på potensielt skadelige bergarter og mineraler er skifer, grønnstein, amfibolitt og kloritt.

Partiklene i sprengstein er elektrisk polariserte. Partikler som i utgangspunktet ikke har form som kan anses å gi mekanisk skade på fisk, kan dermed likevel feste seg til fisk på grunn av sin positive ladning. Alle partikler i en sprengmasse kan dermed være en potensiell stressfaktor for fisk, og av den grunn medføre redusert produksjon av fisk (Sørensen, 1998).

Som tidligere nevnt påvirkes også annen akvatisk fauna av partikler fra sprengstein, og dyreplankton er enda mer følsomme for suspenderte partikler enn fisk (Hessen, 1992). Et eksempel er vannloppen *Daphnia*, som er en ikke-selektiv filtrerer og dermed svært utsatt for partikler fra sprengstein (Hessen, 1992; Sørensen, 1998). Forsøk har sågar vist klar reduksjon i overlevelse og oppvekst av *Daphnia* allerede ved partikkelkonsentrasjoner på 10 mg/L (Hessen, 1992).

Reduksjonen i fiskebestanden man fant etter deponering av sprengstein og tunnelmasse i Vetlefjordelva i 1987 og 1988, skyldes en kombinasjon av både tilslammingseffekter og mekaniske skadeeffekter. Ved mikroskopiske undersøkelser ble det påvist gjelleskader og irritasjon av overflatevev/slimdannelse, men det ble ikke påvist dypere sårskader. Partikkelskadene syntes dermed å være en stressfaktor snarere enn en direkte dødelighetsfaktor. I tillegg fikk rogn og plommeseckkyngel økt dødelighet som følge av tilslamming av bunn og gytegroper, samtidig som næringstilgangen til fiske ble redusert som følge av endringer i bunndyrfaunaen (Hessen m.fl., 1989).

Frigjøring og suspensjon av miljøgifter fra bunnsediment

Ved deponering av sprengstein i vann kan miljøgifter som finnes i bunnsedimentet frigjøres. Hvor alvorlig dette vil være avhenger av kjemien i vassdragets bunnssubstrat. Dersom det finnes betydelige mengder med tungmetaller og andre miljøgifter i bunnsedimentet kan suspensjon av disse gi giftvirkninger til den akvatiske faunaen (Sørensen, 1998). På grunn av bioakkumulasjon kan konsentrasjonen av disse øke oppover i de trofiske nivåene og således bli et problem for fisk

og pattedyr øverst i næringskjeden. Er derimot verdiene av miljøgifter i bunnsedimentet av beskjedent omfang, vil ikke suspensjon av bunnsediment være noe stort problem.

Sprengstoffrester

Der sprengstein kommer i kontakt med vann vil vannet få økt konsentrasjon av nitrat og kalsium på grunn av rester av sprengstoff i avrenningsvannet (Bækken & Lien, 1997; Urdal, 2001). Det er observert at nitrogenavrenningen har avtatt der sprengsteinmassene har ligget en tid på land før dumping, noe som i alle fall delvis kan forklares med utvasking på grunn av nedbør (Bækken & Lien, 1997). Økt konsentrasjon av nitrogen kan medføre økt grad av eutrofiering i vassdrag. I sjøvann er det ofte nitrat som er begrensende substansen for eutrofiering.

Nitrogene stoffer kan imidlertid gi giftvirkninger på dyrelivet dersom avrenningen inneholder ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3). Ved høy pH forskyves likevekten av disse stoffene mot ammoniakk, som også er den mest giftige (Sørensen, 1998).

Kjemisk reaksjon, avrenning og utvasking av metaller og ioner

Vannets ioneforhold og metallholdighet kan endres ved utfylling av sprengstein, og endringene påvirkes av de geologiske forholdene (Sørensen, 1998). Lav pH fører generelt til økt løselighet for de fleste metaller i berg. Den vanligste metallforbindelsen i fjellgrunnen er aluminium, som sammen med lav pH er svært skadelig for vannlevende organismer. Det har blitt påvist at sprengstein har ført til avrenning av metaller og således ført til skade på fisk og annen akvatisk fauna, blant annet av aluminium og krom fra finpartikulært granitt (Bækken & Lien, 1997).

4.2.1.2 Tunneldriving og produksjonsvann

I drivefasen av tunnelene vil det bli dannet drifts- og drensvann fra ulike kilder; innlekking av vann fra omliggende berg (innlekkasjevann), driftsvann fra boremaskiner (produksjonsvann), avrenning fra byggegrop og 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 og utslipp/lekkasjer (av drivstoff, hydraulikkolje, bremsevæske osv.)

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 og organiske forbindelser.

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. 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 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.

Driving av tunnelene 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.

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.

4.2.1.3 Grunnvann og drikkevannskilder

Grunnvann og drikkevannskilder kan bli påvirket av forurensning i overflatevann dersom vannstrømmen går fra den forurensede overflatelokaliteten mot grunnvannet eller drikkevannskilden. Sannsynligheten for forurensning vil bl.a. avhenge av hvor lenge den forurensende belastningen er tilstede, strømningshastigheten i grunnvannet og filtreringskapasiteten massene rundt grunnvannet har for de aktuelle påvirkningene. Normalt vil det ta lang tid før fjellbrønner blir påvirket dersom det ikke er soner med meget løse bergarter inn i fjellbrønner. Løsmassebrønner kan bli raskere påvirket, men her er det ofte god filtreringskapasitet som kan fjerne eller holde tilbake mange av påvirkningene. Deponering av sprengstein i myrlendte områder kan også medføre mobilisering av myrvannet som vil påvirke vannkvaliteten i grunnvannsbrønner nedstrøms.

4.2.1.4 Støy, støv og rystelser

Støy, støv og rystelser har i hovedsak sammenheng med avstand til tiltaket, men også andre faktorer kan ha betydning. Når det gjelder støy vil vegetasjonssoner og andre topografiske forhold kunne ha stor betydning. I tillegg vil allerede eksisterende støykilder i miljøet kunne gjøre at omfanget av ny støy vil oppleves som mindre. Støy fra lastebiler som transporterer masser vil bl.a. være avhengig av om det er bratt oppoverbakke (mer motorstøy), bratt nedoverbakke (støy fra motorbrems) eller slakt fallende vei (lite støy fra motor eller brems). Selve tippingen av massene vil normalt lage en skrapelyd mot metall som høres godt. Støvelastning vil bl.a. være avhengig av om veien som kjøres på har grus- eller asfaltdekke. Det kan støve mer fra grusveier, men her er det også ofte lett å gjøre avbøtende tiltak i form av vanning og/eller salting. Nedbør vil vaske bort eller binde støv. Avstand fra støvkilden (enten kjøring i tunnelen eller på tippen) kan også påvirke hvor mye støv som dannes. Tippingen av masser kan gi støvutfordringer. Her kan dominerende vindretning også være av betydning for om støvet vil utgjøre en plage for omgivelsene eller ikke. Rystelser kan oppstå ved sprengningsarbeider. Det vil normalt være en sammenheng mellom nærhet til tiltaket og opplevde rystelser. I dette plan- og influensområdet er det i hovedsak fjell over tynne lag med grus og steinmasser. Ingen deler av tiltaket ligger under marin grense. Det er dermed mindre fare for at rystelser skal gi setninger i mer ustabile masser som leire eller kombinasjoner av leire og andre masser.

4.2.2 *Alternativ Øvre Bredvatn 1*

Anleggsfase: Som beskrevet i avsnitt 4.2.1.2 vil tunneldrivingen generere store mengder drifts- og drengsvann som vil være påvirket av ulike forurensninger fra sprengstoff, injeksjonsmasser, betong,

ulike forurensninger fra uhellsutslipp og utslipp/lekkasjer. Disse stoffene vil igjen være utvannet i lekkasjevann fra tunnelene. Førdspollen vurderes til å være en relativt robust resipient, men da det tross alt er snakk om en relativt liten poll med terskel bør det vurderes å etablere renseanlegg for dette vannet. Med i denne vurderingen er det faktum at Førdspollen i tillegg vil bli påvirket av massetippen som er planlagt ute i sjøen (se 4.2.5). Det vil være vesentlig vanskeligere å gjennomføre forurensningsdempende tiltak for tippmassene. Dersom det etableres en god renseløsning for drifts- og dreinsvann vurderes konsekvensene for vannkvalitet i Førdspollen å være begrenset. Dette alternativet vil medføre de største mengdene sprengstein som skal deponeres i Førdspollen og eventuelt i Førdsdalen og vil følgelig medføre mer sprengning. En kan forvente at utslippene av forurensende stoffer vil være størst for dette alternativet.

Støy ved driving av tunnelene vil være begrenset så lenge aktivitetene foregår inne i fjellet. Det vil være nødvendig med noe helikopterbruk, men da vannveiene i dette alternativet vil kunne benyttes som atkomst til inntaksområdet vil helikopterbruken være mer begrenset for dette alternativet.

Driftsfase: Vannkvaliteten i berørte vann og elvestrekninger vurderes til å være meget god. Som nevnt i beskrivelsene i kapittel 3 er vannforekomstene påvirket av sur nedbør, men for øvrige parametre er vannkvaliteten vurdert til å være meget god. Foruten eventuelle langtransporterte miljøgifter og sur nedbør er det ingen antropogene forurensningskilder til vassdraget. Ei heller avrenning fra jordbruk eller beitedyr. Fraføringen av vann på strekningen fra Øvre Bredvatn til Store Åskåravatn vil derfor ikke påvirke vassdragets resipientkapasitet og vurderes til å være uten betydning for vannkvaliteten i driftsfasen. Øvre Bredvatn er fra før beskrevet å ha tilstandsklasse moderat grunnet blant annet overføringen av vann fra Øksendalsvassdraget. En faktisk regulering av vannet vil øke påvirkningsgraden i tilstandsklassifiseringen, men ikke verre enn at vannet nok fremdeles vil vurderes som moderat påvirket.

4.2.3 *Alternativ Øvre Bredvatn II*

Anleggsfase: Konsekvensene for dette tiltaket vil være som beskrevet for alternativ ØB1, men i motsetning til dette vil dette alternativet medføre vesentlig mer helikoptertrafikk da vannveiene ikke kan benyttes som atkomst til inntaksområdet. Derimot vil denne løsningen medføre en reduksjon i mengde sprengstein på ca. 70.000 m³, altså mer enn hva som er planlagt deponert i Førdsdalen.

Driftsfasen: Konsekvensene vil være som beskrevet for ØB1.

4.2.4 *Alternativ Nedre Bredvatn*

Anleggsfase: Konsekvensene for dette tiltaket vil være som beskrevet for alternativ ØB1, men i motsetning til dette vil dette alternativet medføre vesentlig mer helikoptertrafikk da vannveiene ikke kan benyttes som atkomst til inntaksområdet. Derimot vil denne løsningen medføre en reduksjon i mengde sprengstein på ca. 120.000 m³. Dette vil medføre et redusert mengde stein deponert i Førdspollen, mindre sprengning og redusert mengde anleggsvann. Dette vil redusere belastningen på Førdspollen, men kan neppe sies å medføre noen vesentlig reduksjon i de negative konsekvensene som følger med tiltaket som steindumping som sådan, blakking i anleggsperioden og økt lokal eutrofiering i anleggsperioden. Det foreligger ingen indikasjoner på at utslippene som vil følge dette alternativet kommer under noen terskelverdi som gir vesentlig reduserte konsekvenser. Som for Øvre Bredvatn vil reguleringen av Nedre Bredvatn medføre en økt påvirkning på vassdraget, men dette vil neppe endre tilstandsklassifiseringen etter EUs vanddirektiv. Vannet vil trolig fremdeles vurderes som tilstandsklasse moderat.

Driftsfasen: Konsekvensene vil være som beskrevet for ØB1.

KONSEKVENSVURDERING AV UTBYGGINGSLØSNINGENE I ANLEGGSFASEN:

Tabell 4-4. Konsekvens av Øvre Bredvatn 1.

	Verdi	Omfang	Konsekvens
Ferskvann	++	-	Liten negativ
Brønner	0	0	Ingen
Marint miljø	+	-- (-)	Middels negativ*
Støy	+	-	Liten negativ

* Rensing av produksjonsvann vil redusere konsekvensene til liten negativ

Tabell 4-5. Konsekvens av Øvre Bredvatn 2.

	Verdi	Omfang	Konsekvens
Overflatevann	++	-	Liten negativ
Brønner	0	0	Ingen
Marint miljø	+	--	Middels negativ*
Støy	+	--	Middels negativ

* Rensing av produksjonsvann vil redusere konsekvensene til liten negativ

Tabell 4-6. Konsekvens av Nedre Bredvatn.

	Verdi	Omfang	Konsekvens
Overflatevann	++	-	Liten negativ
Brønner	0	0	Ingen
Marint miljø	+	--	Middels negativ*
Støy	+	--	Middels negativ

* Rensing av produksjonsvann vil redusere konsekvensene til liten negativ

4.2.5 Massedeponier

Som følge av etablering av tunnel og kraftstasjon i fjell vil det bli produsert opp til 360 000 m³ tunnelmasser ved valg av Alternativ Øvre Bredvatn 1, 290 000 m³ ved valg av Alternativ Øvre Bredvatn 2 eller 240 000 m³ tunnelmasser ved valg av Alternativ Nedre Bredvatn som inntaksmagasin. All massen fra tunnelene skal tas ut nede ved fjorden.

Det foreligger to alternativ for deponering av masser:

- Deponialternativ 1: Alle massene blir deponert i fjorden som utviding av de to eksisterende tippene ved messebygget og ved lagerbygget ved Ålfoten kraftverk.
- Deponialternativ 2: 50 000 m³ blir deponert på land ved massetaket sør for Førde for senere bruk til samfunnsnyttige formål, mens resten av massene blir fordelt på de to eksisterende tippene i fjorden, ved messebygget og ved lagerbygget.

Omfang

Deponialternativ 1 (D1): Dumpingen av steinmassene vil medføre en utvidelse av dagens utfylling som ble gjort i forbindelse med etableringen av Åskåra kraftverk. Områdene i sjøen som blir berørt vil derfor dels bestå av gamle tippmasser og dels naturlige sedimenter. Som beskrevet i kapittel 4.2.1.1 kan dumpingen av slike mengder sprengstein påvirke vannkvaliteten i Førdspollen betraktelig i anleggsfasen.

Tiltaket vil medføre en kraftig blakking av pollen knyttet både til utvasking av steinmel fra sprengmassene og oppvirvlede partikler fra bunnsedimentet. Steinmel fra sprengsteinen vil trolig blakke vannet i dumpingsområdet betraktelig. Strømmen fra utløpet til Åskåra kraftverk vil spyle steinmelet utover i pollen. I hele perioden med steindumping vil dette sette sitt tydelige preg på deler om ikke hele Førdspollen. På grunn av terskelen ved Sigdestad er vannutskiftingen i pollen noe begrenset. Det må derfor forventes at det meste av steinmelet etter hvert sedimenterer ute i Førdspollen og legger seg på bunnen i områder dominert av leire.

De direkte miljøvirkningene av dette vurderes derimot til å være begrenset. Sprengsteinen vil for dette tiltaket i hovedsak dreie seg om sandstein som i liten grad lager farlige partikler. Direkte skader på gjellelev i marine organismer er derfor noe lavere enn for andre bergarter. Det foreligger ingen opplysninger om at sjøbunnen i Førdspollen skal være forurensset. Oppvirvling av sedimenter her vil derfor kun ha en kortvarig blakkende effekt og ikke medføre mobilisering av tidligere sedimenterte forurensende stoffer.

Der sprengstein kommer i kontakt med vann vil vannet få økt konsentrasjon av nitrat og kalsium på grunn av rester av sprengstoff i avrenningsvannet. Nitratforbindelser har ikke direkte toksisk effekt, men 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 veiledning for klassifisering av miljøtilstand i henhold til vannforskriften (Veiledning 01:2009). I marine miljøer er nitrogen ofte vekstbegrensende og tilførsel av nitrat kan føre til eutrofiering (Bækken, 1998).

Det kan forventes en tilførsel av 13-40 kg nitrogen per 1000 m³ utsprengt masse (Hindar og Roseth, 2003). Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % ammoniumforbindelser og 50 % nitratforbindelser. Toksisiteten av NH_x (NH₃/NH₄⁺) 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, NH₄⁺. Ved høyere pH-verdier derimot, vil en større andel av NH_x finnes som ammoniakk, NH₃. Ved anvendelse av sprøytebetong i tunneldrift kan avrenningen bli svært basisk og føre til dannelse av ammoniakk (Hindar og Roseth, 2003).

Deponering av 360 000 m³ utsprengt masse tilsvarer ca. 4,7 - 14,4 tonn nitrogen fordelt på anleggsperioden som antas å være to år. Det tilsvarer en tilførsel på 2,4 - 7,2 tonn per år. 1,2 - 3,6 tonn ammoniumnitrogen og like mye nitratnitrogen hvert år. Ved pH 8,2 og temperatur 20 °C vil ca. 3,6 % av ammoniumnitrogen være tilstede som ammoniakk. Det tilsvarer et utslipp av 43 - 130 kg ammoniakknitrogen per år.

Førdspollen mottar vann fra Åskåravassdraget og Dalelva. Ferskvannstilførselen fra nedbørsfeltene rundt pollen er grovt regnet ca 67 millioner m³/år (NVE Atlas). Når tilførselen av nitrogenforbindelser fra sprengsteinsfyllingen fordeles på ferskvannstilførselen tilsvarer det en konsentrasjon av total nitrogen på ca. 75 µg/L pr år i tillegg til normalkonsentrasjonene som later til å ligge på ca 40-50 µg/L. I et tenkt tilfelle hvor all nitrogen fra sprengsteinen fordeles i det naturlige tilsiget av ferskvann til Førdspollen vil ferskvannet som tilføres pollen ha et innhold av total-nitrogen på 125 µg/L. Dette «forurensede» tilsiget av ferskvann vil etter veilederne for klassifisering faktisk fremdeles vurderes som tilstandsklasse «Meget god» (<200 µg/L). Da dette vannet igjen vil fortynnes i de store vannvolumene i Førdspollen med delvis utskifting med vann lengere ut i fjorden, er det liten grunn til å forvente eutrofieringseffekter eller endringer i pollens forurensningstilstand. Dette til tross for tilførselen av nitrogen fra anleggsvannet. I veilederne for miljøtilstand i kystvann er grensen for meget god tilstand satt til <250 µg/L total-nitrogen.

Massetippen i Førdspollen vil ligge tett inntil tunnelpåslaget og transporten av stein vil ikke passere bebyggelse. Det vil være betydelig støy i forbindelse av tipping av sprengstein fra dumpere. Da

avstanden til nærmeste bebyggelse er over en kilometer vil neppe tiltaket medføre for store støypager.

I driftsfasen vil massene etter hvert stabiliseres og tilførselen av sedimenter og næringsstoffer vil avta og etter hvert bli ubetydelige. Hvor lang tid dette tar vil avhenge bl.a. anleggstid, mengde deponert, formen på deponiet. Støv, støy og rystelser vil stoppe ved anleggsslutt.

Deponialternativ 2 (D2): 50 000 m³ av massene vil bli midlertidig deponert på land ved massetaket sør for Førde, gnr. 117, mens resten av massene vil bli deponert i fjorden ved de eksisterende tippene ved Ålfoten kraftverk.

Tippen i Førdsdalen er planlagt anlagt på oversiden av veien ca 70 meter fra Førdselva. Hele sonen mellom tippen og elva består av vegetasjon med en betydelig filtrering- og oppsamlingsevne. Det er derfor liten grunn til å frykte at avrenning fra tippen skal medføre direkte avrenningsfare av finsedimenter og eventuelle sprengstoffrester til Dalelva. Eventuell avrenning vil skje gjennom en infiltrasjon i grunnen først og dette vil filtrere bort finsedimenter, men vil i mindre grad holde tilbake nitrogenforbindelser. Konsentrasjonen av nitrogen i Dalelva er per i dag trolig lav. Det er tenkelig at verdiene på nitrogen kan stige noe nedstrøms tippen etter regnvær og snøsmelting når tippen er nyanlagt, men vil etter kort tid ikke gi ytterligere belastninger på vannforekomsten. Eventuelle forhøyede nitrogenverdier vurderes ikke å gi negative miljøkonsekvenser da fosfor i de aller fleste tilfeller er begrensende næringsstoff i ferskvann. Man vil derfor ikke oppleve økt eutrofiering selv om nitrogenkonsentrasjonene kan være noe forhøyet i perioder. For Dalelva vurderes tiltaket å kunne ha et lite negativt omfang.

Det ligger en borebrønn 150 meter nedstrøms den foreslåtte tippen. Brønnen ligger slik til at det ikke kan utelukkes at grunnvannskvaliteten kan bli påvirket. I første rekke vil steinmassene som deponeres kunne medføre mobilisering av myrvann fra myrer som ligger i tippområdet. Dette vil kunne påvirke vannkvaliteten i brønnen. I tillegg vil det som nevnt i forrige avsnitt være noe avrenning av nitrogenforbindelser til grunnvannet. Disse forbindelsene kan potensielt være giftige. Omfanget for brønnen vurderes som potensielt middels negativt da det er usikkert om tiltaket vil ha noen effekt og effektene nok vil være forbigående. Alternativ vannforsyning i anleggsperioden og noen år etter er derimot slett ikke enkel og omfanget heves følgelig til middels.

Transporten fra tunnelpåhugget til foreslått tipplassering i Førdsdalen medfører en transport på i underkant av 2 kilometer. Transporten av ca. 50.000 m³ med sprengstein vil kreve 10 000 passeringer med tyngre kjøretøy. Transporten vil medføre støy- og støypager for de fem bygningene som ligger nederst i Førdsdalen sør for elva. Disse bygningene ligger også godt innenfor støysonen som oppstår med tipping av stein på selve tippen. Dette vil også gjelde for gårdene som ligger på oppover Førdsdalen på nordsiden av elva. For de nevnte bygningene vurderes tipplasseringen i Førdsdalen til å medføre middels store negative konsekvenser.

Konsekvensene for det marine miljøet ved dumping av de resterende 250.000 m³ vil ikke bli vesentlig endret ved at en unnlater å tippe de siste 50 000 m³ her. De fleste av de beskrevne negative effektene for (D1) er ikke fullt ut proporsjonale med mengden sprengstein som dumpes. Løsningen med et landdeponi vurderes følgelig ikke til å redusere de negative effektene for det marine miljøet i Førdsdalen nevneverdig.

I driftsfasen vil massene etter hvert stabiliseres og tilførselen av sedimenter og næringsstoffer vil avta og etter hvert bli ubetydelige. Hvor lang tid dette tar vil avhenge bl.a. anleggstid, mengde deponert, formen på deponiet. Støv, støy og rystelser vil stoppe ved anleggsslutt.

KONSEKVENNS AV MASSEDEPONI I ANLEGGSSFASEN

Deponialternativ 1 (D1):

Tabell 4-7. Konsekvens av massedeponi D1.

	Verdi	Omfang	Konsekvens
Ferskvann	0	0	Ubetydelig
Brønner	0	0	Ubetydelig
Marint miljø	+ +	- -	Middels negativ
Støy	+	-	Liten negativ

Deponialternativ 2 (D2):

Tabell 4-8. Konsekvens av massedeponi D2.

	Verdi	Omfang	Konsekvens
Overflatevann	+	-	Liten negativ
Brønner	+	- -	Middels negativ
Marint miljø	+ +	- -	Middels negativ
Støy	+ +	- -	Middels negativ

5 Avbøtende tiltak

5.1.1 Rensing av lekkasje- og produksjonsvann

Vann fra tunneldrivingen bør renses før det slippes videre til resipient. 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 tunnelene. Med tanke på den lange anleggstiden, og økende vannmengder etter hvert som tunnelen blir lenger, er det åpnet for at entreprenøren kan utvide anlegget i løpet av anleggstiden. 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 rens metode gjøres imidlertid av entreprenør. Det blir uansett opp til entreprenøren å dimensjonere renseanlegget slik at rens effekten 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 å 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 utslipp.

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 rens basseng for overvann ved Skullerudkrysset i Oslo er det rapportert om rens effekter på 38 % for Tot-N, men generelt sett har rens metodikk med hensyn på nitrogen i slikt vann ikke vært i bruk. Det er i dette prosjektet fokusert på justering av pH framfor fjerning av nitrogen ved lufting eller lignende. Dette er særlig viktig ved bruk av alkalisk sprøytebetong og bruk av sementbaserte tetningsmidler. Justering av pH vil redusere dannelsen av ammoniakk, som kan ha akutt giftvirkning i resipienten. Det må imidlertid påregnes at utslipp fra renseanlegget for tunnelvann i perioder vil ha høyt innhold av nitrogen. Da utslippet er av begrenset varighet vil dette ha begrenset effekt i resipienten så lenge

ammoniakknivået ikke overstiger grenseverdi (25 µg/L, 20 m utenfor utslippspunkt). Tiltak med pH-justering av utslippsvann (til pH 8-10), iverksettes dersom den byggherrestyrte overvåkingen viser uakseptable konsentrasjoner. Entreprenør skal derfor ha, eller enkelt kunne etter-montere måleutstyr som automatisk doserer syre for å justere pH-verdien på vannet.

Det er et krav til entreprenør at anlegg for rensing av avløpsvann blir bygget så tidlig at vannet blir rensert 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 som nevnt tidligere 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.

5.1.2 *Massetipp i sjø*

En fortynning og påfølgende sedimentering ute i Førdspollen er å foretrekke fremfor konsentrering i området utenfor Åskåra kraftverk. Det anbefales derfor ikke bruk av siltskjørt.

5.1.3 *Støy og støv*

Støyende anleggsarbeid må utføres på tider av døgnet hvor skadevirkningene for lokalbefolkningen er minst mulig.

Støvplager kan generelt reduseres med salting og eventuelt vanning/spyling/vasking av utsatte veier.

For å sikre en god innblanding i vannmassene i resipient skal tunnelvannet slippes ut på et dyp som er tilstrekkelig for å sikre god fortynning 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.

6 Kilder

Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet. (2009). *Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann.* . Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet.

Klif. (2012). *Vannmiljø*. Hentet 2012 fra <http://vannmiljo.klif.no/>

NGU. (2012). *Granada - Nasjonal grunnvannsdatabase*. Hentet Oktober 2012 fra <http://geo.ngu.no/kart/granada/>

NVE. (2012). *Vann-nett Portal*. Hentet januar 2013 fra <http://vann-nett.nve.no/portal/Default.aspx>

NVE. (2012). *Vann-nett Saksbehandler*. Hentet januar 2013 fra <http://vann-nett.nve.no/saksbehandler/>

Nybakk, K. (pers. medd). Miljøkoordinator for Statnett på deler av Skagerak 4 prosjektet.

Saltveit, S. J. (2006). *Økologiske forhold i vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer*. Norges vassdrags- og energidirektorat.

Statens vegvesen. (2006). *Håndbok 140 - Konsekvensanalyser*. Statens vegvesen.

Bækken, T. 2000a. Uomsatt sprengstoff ved tunnelsprengning; miljø og sprengtekniske aspekter. Lest i: Statens vegvesen. 2006. Rapportkatalog: Avrenning av vann fra sprengningsarbeid.

Bækken, T. 2000b. Utslipp av tunnelvann til Mastebekken, Modum kommune – Virkninger på vannkjemi, bunndyr og fisk. NIVA. Lest i: Statens vegvesen. 2006. Rapportkatalog: Avrenning av vann fra sprengningsarbeid.

Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA. Lest i: Statens vegvesen. 2006. Rapportkatalog: Avrenning av vann fra sprengningsarbeid.

Bækken, T. & Lien, L. 1997. Drammenselva. Miljøvurderinger i forbindelse med utfylling av strandsone ved Mjøndalen. NIVA-rapport 3687.

Hessen, D.O. 1988. Biologiske effekter av partikler i vann. NIVA. Lest i: Statens vegvesen. 2006. Rapportkatalog: Avrenning av vann fra sprengningsarbeid.

Hessen, D.O. 1992. Uorganiske partikler i vann; effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport 2787.

Hessen, D.O., Bjerknes, V., Bækken, T. & Aanes, K.J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. Niva-Rapport. 36 s.

Lyngstad, E. 2004. Tverrslag Lieråsen tunnel. Erfaringer med behandling av alkalisk avløpsvann før utslipp til Verkenselva i Asker. Aquateam – Norsk vannteknologisk senter A/S. Rapportnr. 03-045.

Sørensen, J. 1998. Massedeponering av sprengstein i vann – forurensningsvirkninger. NVE Rapport nr.29. 32 s.

Urdal, K. 2001. Ungfisk og vasskvalitet i Urdalselva i 2001. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 519. 8 s.

Vestre, J. 2000. «Nitrogen» i sprengstein fra tunneldrift. Dyno Nobel. Lest i: Statens vegvesen. 2006. Rapportkatalog: Avrenning av vann fra sprengningsarbeid.

Vigerust, E. & Njøs, A. 1986. Sprengstein – sammensetning og vannhusholdning. NVE-VN-rapport nr. 10.