

NIVA



RAPPORT LNR 4642-2003

E-18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter.	Løpenr. (for bestilling) 4642-2003	Dato 2003-02-25
	Prosjektnr. Undernr. O-21851	Sider Pris 45
Forfatter(e) Atle Hindar og Roger Roseth (Jordforsk)	Fagområde Samferdsel	Distribusjon
	Geografisk område Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen Aust-Agder	Oppdragsreferanse NIVA 1943/02
---	-----------------------------------

Sammendrag

I forbindelse med planleggingen av E 18-utbyggingen på strekningen Lillesand-Kristiansand (Nørholm-Timenes) ble det innledet et samarbeid mellom Statens vegvesen Aust-Agder, Vegdirektoratet og NIVA for på best mulig måte å ta hensyn til problemer knyttet til avrenning fra sulfidgneis. Det er gjort en vurdering av resipientene langs traseen, som er inndelt i sårbarhet/verdi i forhold til nåværende økologisk status og eksisterende påvirkning. Vi har vurdert effektene av steindeponier og ulike kryssingsalternativer med disse lokalitetene. Effektene er hovedsakelig knyttet til mulig påvirkning av avrenning fra sulfidholdig sprengstein, men avrenning av nitrogen fra sprengstoffrester i fyllinger og deponier er også vurdert. Avbøtende tiltak er anbefalt som del av arbeidet med reguleringsplan for traseen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Vei	1. Road
2. Sulfidberggrunn	2. Sulphide-containing bedrock
3. Sur avrenning	3. Acid runoff
4. Reguleringsplan	4. Development plan



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 82-577-4306-2



Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

OPS-prosjekt E 18 Nørholm-Timenes

E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter

Forord

Effekter av sulfidførende berggrunn på avrenningsvann og innsjøer ble dokumentert i området Lillesand-Kristiansand tidlig på 1990-tallet. NIVA gjorde dengang oppmerksom på at utsprengningsarbeider i dette området var årsak til problemene og at videre arbeider av denne typen måtte skje med varsomhet.

I forbindelse med planleggingen av E 18 utbyggingen på strekningen Lillesand-Kristiansand (Nørholm-Timenes) ble det innledet et samarbeid mellom Vegkontoret i Arendal, Vegdirektoratet og NIVA. NIVA har som del av dette samarbeidet gjennomført en egen kartlegging av vannkvaliteter i upåvirkede og påvirkede bekke- og innsjølokalteter i området. På basis av denne undersøkelsen har NIVA i samarbeid med Jordforsk vært med i prosessen fram mot reguleringsplan for å gi råd om kryssingsalternativer og avbøtende tiltak. Også andre forhold enn sulfidproblematikk er trukket inn og vurdert i foreliggende rapport.

Statens vegvesen, Aust-Agder har finansiert arbeidet. Kontaktpersoner ved Vegkontoret i Arendal har vært hovedprosjektleder Thor Inge Nilssen og de ansvarlige for de tre parsellene langs traseen; Yngve Wikeland, Jon Asbjørn Jensen og Nina Kjemperud. Arbeidet har skjedd i samarbeid med Vegdirektoratet ved Per Hagelia.

Grimstad, 25.02.03

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	8
2. Aktuelle resipientkonflikter og avbøtende tiltak	8
2.1 Generelle forhold i byggefase og driftsfase	8
2.1.1 Byggefase	8
2.1.2 Driftsfase	10
2.2 Forhold knyttet til sulfidholdig masse	11
2.2.1 Anaerobe våtmarksanlegg (kompostvåtmark)	12
2.2.2 Kanaler/grøfter med knust kalkstein	13
2.2.3 Anerobe kalksteinsfiltre	13
2.2.4 Aerob våtmark (fangdam)	14
2.2.5 Suspensjonskummer	14
2.2.6 Dykket lagring av sulfidholdige masser	15
2.2.7 Vurderinger av ulike avbøtende tiltak for sur avrenning	15
3. Sårbarhet og krysningspunkter	15
3.1 Sårbarhet og verdsetting av resipienter	15
3.1.1 Spesielt verdifulle og prioriterte resipienter	15
3.1.2 Middels prioriterte resipienter	16
3.1.3 Lite prioriterte resipienter	16
3.2 Kaldvasselva øst for Lillesand	18
3.3 Stordalen øst for Lillesand	19
3.4 Påkjøringsrampe Gilde	20
3.5 Moelva	21
3.6 Glamslandvassdraget	22
3.7 Fjelldalselva ved Bjelland	24
3.8 Vallesverdelva, Gåsetjønn og Steindalsbekken	25
3.9 Urdevatn, Kviksvatn, Studevotn og Krogevatn	26
3.10 Områder over tunneler	27
4. Problemstilling og mulige miljøtiltak	28
4.1 Kaldvasselva	28
4.2 Stordalen-Heldal	29
4.3 Påkjøringsrampe Gilde	32
4.4 Moelva	32
4.5 Glamsland	33
4.6 Fyllinger ved Kjerlingland	35
4.7 Fjelldalselva ved Bjelland	35
4.7.1 Plassering av overskuddsmasse	36
4.8 Vallesverdelva	37
4.9 Steindalsbekken	37
4.10 Urdevatn og Kviksvatn	38
4.10.1 Tunnel og kryssing ved Urdevatn	38

4.10.2 Planlagt massedeponi oppstrøms Urdevatn (Gale Raundalen)	39
4.10.3 Massedeponi ved Kviksvatn	40
4.11 Studevatt og Krogsvatn	41
4.11.1 Vegfylling Studevatt	41
4.11.2 Kryssing Krogsvatn	41
5. Kontrollundersøkelser	42
6. Referanser	43
Vedlegg A. Ammoniakk ved økende pH	44
Vedlegg B. Kvartærgeologisk kart (løsmasser)	44
Vedlegg C. Borpunkter i Urdalen	45

Sammendrag

Utsprengning i sulfidførende berggrunn har gitt negative effekter på avrenningsvann og innsjøer i området Lillesand-Kristiansand (Hindar og Lydersen 1994). Etter avdekkingen av denne sammenhengen gjorde NIVA oppmerksom på at videre utsprengningsarbeider i dette området måtte skje med varsomhet. I forbindelse med planleggingen av E 18 utbyggingen på strekningen Lillesand-Kristiansand (Nørholm-Timenes) ble det innledet et samarbeid mellom Vegkontoret i Arendal, Vegdirektoratet og NIVA for på best mulig måte å ta hensyn til disse forholdene.

Rapporten er utarbeidet i forbindelse med reguleringsplan for ny E 18 mellom Lillesand og Kristiansand. Det er gjort en vurdering av resipientene langs traseen, som i hovedsak betår av mindre og mellomstore vassdrag, men også sjøresipienter. Disse lokalitetene er inndelt i sårbarhet/verdi i forhold til nåværende økologisk status og eksisterende påvirkning.

Vi har vurdert effektene av steindeponier og ulike kryssingsalternativer med disse lokalitetene. Det er gitt generelle og spesielle anbefalinger om avbøtende tiltak. Effektene er hovedsakelig knyttet til mulig påvirkning av avrenning fra sulfidholdig sprengstein, men avrenning av nitrogen fra sprengstoffrester i fyllinger og deponier er også vurdert. I tillegg er mer generelle forhold vurdert med tanke på mulig påvirkning av viktige resipienter.

Det er gitt generelle og spesielle anbefalinger om kryssingsalternativer og avbøtende tiltak. I prosessen med reguleringsplanen er det kommet fram anbefalinger som har vært med å påvirke den endelige reguleringsplanen. Forhold knyttet til planer som er lagt til side er ikke tatt med i rapporten.

Vi har valgt å omtale forhold i både anleggsfasen og den mer langsiktige driftsfasen for E 18. Dette er hensiktsmessig fordi anleggsfasen er hektisk med full drift på maskiner og der rask framdrift er viktig. Faren for akutte effekter er stor og det kreves spesielle tiltak og også spesiell oppfølging/kontroll. Driftsfasen er en stabil fase hvor avbøtende tiltak kan endres i tråd med de effekter og behov for videre rensing en ser over tid.

I anleggsfasen er det viktig å samle opp problemvann, jevne ut belastningen på resipient og sedimentere/forbehandle avrenningsvann. I denne fasen kan det også være forsvarlig å lede avrenning midlertidig til sjøresipient.

Avbøtende tiltak for sulfidmasser kan deles i to grupper;

- oppbygging av fyllinger og deponier på en slik måte at vanninntrengningen blir minst mulig og at avrenningen nøytraliseres før slipp til resipient
- oppsamling av problemvann og behandling på stedet før vannet slippes videre til resipient.

Avbøtende tiltak for nitrogenavrenning (ammonium og nitrat) fra sprengstoffrester er vanskelig fordi det kreves biologisk opptak eller bakteriell omsetning. Mulige løsninger er infiltrasjon i løsmasser, stimulere naturlige/seminaturlige våtmarksanlegg til økt nitrogenopptak og avledning til sjøresipient. Vi har vurdert mulighetene for eutrofiering i en del resipienter som forholdsvis små i og med at det også må være tilgang på fosfor for å stimulere vekst. Fosforbelastningen er generelt lav i de aktuelle lokalitetene. Sjøresipienter bør imidlertid gis en egen resipientvurdering, eventuelt med undersøkelser, fordi kystvannet normalt inneholder mer fosfor. Nitrogentilførselen kan dermed i større grad gi problemvekt av alger i sjøvann enn i ferskvann. Fare for ammoniakkdannelse i forbindelse med bruk av sprøytebetong krever egne tiltak.

Vi har anbefalt å følge anlegget på kort og lang sikt, både i form av opplæring/bevisstgjøring av entreprenør og medarbeidere og i form av kontrollundersøkelser.

Summary

Title: Road E 18 and sulphide-bearing bedrock; recommendations of measures to counteract acid runoff and other harmful effects for surface water recipients.

Year: 2003

Author: Atle Hindar and Roger Roseth

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4306-2

Blasting of sulphide-containing bedrock may cause acidification and damage of fish populations and other sensitive freshwater organisms. NIVA has documented that development of new areas for service industries along the coast of the two Agder counties in Southern Norway has had this effect due to a relatively narrow band of sulphide-containing gneisses in the area.

Due to possibilities of negative effects on water resources planning of new road constructions in this area has included questions regarding anticipated acid runoff from the road, tunnels and rock-fills along the new line.

This report considers the ecological status and value of streams, rivers, lakes and coastal waters, and the possible effects on water chemistry and biology due to acid runoff. Also, runoff of nitrogen compounds from explosives, particles from crushed bedrock and micro-pollutants from tunnel-washing have been included. Measures are recommended to minimize negative effects during construction works and as part of the more long-term maintenance of the road.

This report is a contribution to the development plan for the new E18 between the cities of Lillesand and Kristiansand.

1. Bakgrunn

Utsprengning i sulfidførende berggrunn har gitt negative effekter på avrenningsvann og innsjøer i området Lillesand-Kristiansand (Hindar og Lydersen 1994). Ved oksidasjon av sulfid til sulfat dannes det svovelsyre som føres ut i vassdragene slik at pH reduseres. Ved at det skjer reaksjoner i jord og bekkesig tilføres bufferstoffer, normalt først og fremst kalsium og magnesium. Det fører til at pH-verdien i vannet øker. En del av buffervirkningen kan imidlertid også føre til utlekking av uorganisk aluminium, som er giftig for fisk og andre organismer.

Konsentrasjoner av uorganisk aluminium i området 0.05-0.1 mg/L anses som problematisk, men etter utsprengning i sulfidgneis er det målt verdier på flere milligram per liter og pH-verdier på mellom 4.0 og 4.5. Uten buffereffekten i løsmasser ville pH i tilrenningen til f.eks. Langedalstjenn ved Lillesand trolig vært under 3.0 (Hindar og Lydersen 1994).

Etter avdekkingen av denne sammenhengen gjorde NIVA oppmerksom på at videre utsprengningsarbeider i dette området måtte skje med varsomhet. I forbindelse med planleggingen av E 18 utbyggingen på strekningen Lillesand-Kristiansand (Nørholm-Timenes) ble det innledet et samarbeid mellom Vegkontoret i Arendal, Vegdirektoratet og NIVA for på best mulig måte å ta hensyn til disse forholdene.

NIVA har i denne prosessen vurdert vannkjemiske forhold i en rekke naturlige og påvirkede resipienter langs planlagt E 18 (Hindar og Lydersen 2002). Upåvirkede lokaliteter med eller uten sulfidgneis er undersøkt. Også lokaliteter i tidligere undersøkelser er prøvetatt for å se utviklingen over en 10-årsperiode.

Denne rapporten er et resultat av videre samarbeid om reguleringsplanen for traseen, og omhandler kryssingspunkter mellom planlagt E 18 og vassdrag/innsjøer. Det er gitt vurderinger og anbefalinger om avbøtende tiltak.

2. Aktuelle resipientkonflikter og avbøtende tiltak

I denne rapporten behandles først og fremst forhold som har direkte med sulfid- og forsureningsproblematikken å gjøre. Vi har imidlertid også valgt å omtale mer generelle forhold som kan påvirke vassdrag under anleggs- og driftsfasen fordi enkelte av de aktuelle avbøtende tiltak kan redusere flere mulige påvirkninger. Av særlig interesse er antatte problemer med nitrogenavrenning etter sprengning fordi omfang og effekter er relativt lite kjent.

2.1 Generelle forhold i byggefase og driftsfase

Ved vurdering av miljøutfordringer knyttet til avrenning og forurensning fra nye veisystemer er det naturlig å skille mellom byggefase og driftsfase. Ved utslipp til vann eller grunnvann i byggefase må det søkes om utslippstillatelse fra fylkesmannen. I driftsfase er utslipp fra veier unntatt fra forurensningsloven, og det kreves ikke utslippstillatelse. Føringer mht. miljøtiltak og overvåking gitt i KU må imidlertid følges opp.

2.1.1 Byggefase

Følgende forhold kan gi resipientkonflikter i byggefase:

- Bruk av sprengstoff med ammoniumnitrat gir sterkt nitrogenholdig avrenning fra steintipper, massedepoier og tunneldriving

- Høyt innhold av ammonium kombinert med høy pH (f.eks fra betongarbeider) gir dannelse av ammoniakk som er svært giftig for fisk og bunndyr
- Endrede avrenningsforhold langs vegtrasé som følge av skjæringer og fyllinger
- Blottlegging av løsmasser langs vegen gir økt erosjon og partikkeltransport

Sprengstoffet som brukes ved bygging av veger og tunneler er ammoniumnitrat. Produktet består av mer enn 99 % ammoniumnitrat og mindre enn 0,4 % anti-klumpemiddel. Ved eksplosjon forsvinner noe nitrogen som gass og noe blir tilgjengelig for utvasking som nitrogenforbindelser (Bækken 1998). Ved sprengning blir nitrogenforbindelsene nitrat og ammonium tilgjengelig for utvasking. Ved pH høyere enn 8,5 (vedlegg A) er det fare for at ammonium omdannes til ammoniakk som er svært giftig for fisk og bunndyr. Ved bruk av sprøytebetong vil pH kunne øke til et nivå der en får overgang til ammoniakk og effekter på fisk- og bunndyrsamfunn. Ved svært høy pH kan en imidlertid også få en effektiv ammoniakk avdrivning til luft, slik at ammoniakk forsvinner permanent fra vannfasen. Avdriften anses forøvrig ikke å representere noen fare i og med at den vanligvis fortynnes raskt i omkringliggende luft.

Ved tunnelanlegg har det tidligere blitt brukt kalkfelling for å sedimentere partikler i driftsvannet. Dette har også skapt en høy pH-verdi i utløpsvann og fare for miljøeffekter nedstrøms.

Siden miljøkonsekvenser knyttet til ammoniakkavrenning er lite beskrevet, har vi valgt å ta med to utdrag fra rapporter som omhandler dette.

Her er utdrag fra Bækken (1998):

”For å få bedre kunnskap om hvor mye nitrogen som renner av fra sprengstein fra tunneler, og hvor mye av dette som kan forefinnes som ammoniakk, har Statens vegvesen ønsket å sette igang en utlekkingsstest på tunnelmasse. Testen ble utført på representative, uspylte delprøver fra 8 salver. Prøvene hadde en masse omkring 11 tonn. Det ble anvendt emulsjonssprengstoff bestående i hovedsak av NH_4NO_3 . Forbruket var i gjennomsnitt 555 kg/salve. Til fjellsikring ble det anvendt sprøytebetong. Gjennomsnittlig avrenning av total nitrogen var 24,2 g N/tonn og tilsvarte 14,7 % av nitrogenet i benyttet sprengstoff. Ved dumping av tunnelmasser vil konsekvenser for vannkvalitet og biologi avhenge av mengden sprengstoffrester, pH-verdi samt resipienttype og størrelse. Det bør vurderes å sette i verk tiltak som reduserer avrenningen av nitrogen fra tunnelanlegg. Tiltaksmetoder og virkningen av tiltak på nitrogenavrenning fra tunneler er lite/ikke utprøvd. Mulige innfallsvinkler er: bedre arbeidsrutiner for å redusere søl av sprengstoff ved håndtering og lading, og spyling av røysa før utkjøring med oppsamling og rensiltak på tunnelvannet.”

Her er utdrag fra Bækken (2000):

”I forbindelse med midlertidig utslippstillatelse fra anleggsarbeider ved Kaggefoss Kraftverk i Modum kommune, ble det pålagt en undersøkelse av Mastebekken som blir resipient for tunnelvannet i anleggsperioden. Før anleggsstart hadde de 4 stasjonene samsvarende bunndyrsamfunn dominert av døgnfluearten *Baetis rhodani*. Det ble registrert et lite antall utsatte ørreter på nederste stasjon. Under anleggsperioden ble det påvist meget høye konsentrasjoner av ammonium og nitrat i bekken (NH_4^+ og NH_3 : maks 28 mg N/l, NO_3^- og NO_2^- : maks 37mgN/l). Dette skyldtes avrenning av sprengstoffrester. Bruk av betong i tunnelen medførte tidvis høye pH verdier (maks 10,2) som sammen med høye ammoniumverdier medførte meget høye konsentrasjoner av giftig ammoniakk (maks 7,2 mg N/l). Dette hadde klare biologiske virkninger. Bunndyrsamfunnet var sterkt redusert 1,5 mnd etter anleggsslutt, og var trolig nærmest utdødd under anleggsarbeidene. Det ble imidlertid registrert en begynnende gjeninnvandring av organismer på dette tidspunktet. Det ble ikke påvist fisk. Ett år seinere syntes bekken å være tilbake til tilnærmet normale biologiske tilstander sett utfra sammensetningen av bunndyrsamfunnet.”

Følgende avbøtende tiltak kan være aktuelle:

- resirkulering av driftsvann ved tunneldriving. Kontrollert og utjevnet utslipp av driftsvann til resipient med god resipientkapasitet;
- ved utslippsvann med høy pH fra områder hvor det er brukt sprøytebetong kan en lage utjevningssassenger, evt. med lufting for effektiv avdriving av ammoniakk. Bruk av kompressor kan være aktuelt;
- legge til rette for fullstendig antenning av sprengstoff vil også være viktig fordi forholdsvis mer da vil gå til luft. Spesielt i løst fjell bør en unngå at ett borehull sprenger i stykker nabohull før det antennes der;
- ammonium vil kunne bindes til jord og andre filtermaterialer. Bruk av filtre kan være aktuelt for å fjerne ammonium, men vil sannsynligvis være for kostbart. Tilsvarende kan en tenke seg systemer for dosering av syre for å hindre pH-økning og ammoniakkdannelse;
- etablering av sedimentasjonsbassenger eller fangdammer som kan redusere partikkelbelastning til vassdrag. En svært enkel løsning under anleggsfasen kan være bruk av en eller flere fiberduk-gardiner for utfiltrering av partikler i en utgravd sedimentasjonsdam. Disse plasseres slik at de dekker hele strømningsstverrsnittet i sedimentasjonsdammen slik at vannet må finne veien gjennom disse. Disse må skiftes/ristes når de går fulle av sediment;
- sedimentasjonsbassenger kan også fungere som utjevningssassenger og fordrøyningsbassenger for å utjevne akutte forurensningspulser. De kan også gi en viss sikkerhet mot akutte utslipp av olje eller kjemikalier;
- stegvis blottlegging av løsmasser etterfulgt av rask tilsåing;
- utnytte de minst konfliktfylte utslippsstedene for utslipp av avrenning fra anleggsområder;
- analysere driftsvann fra tunneldriving før utslipp til resipient. Minimere sjokkeffekt til resipient etter gjennombrudd gjennom gradvise utslipp av evt. akkumulert driftsvann;
- ukontrollert søl av materialer (sprøytebetong, sprengstoff, kjemikalier) som kan skape problemer bør selvsagt unngås.

Vi må understreke at erfaringene med tiltak mot ammoniakkdannelse og rensing av ammoniakk er begrensede. Dette bør utprøves i full skala under kontrollerte betingelser så raskt som mulig. Avdamping, pH-senkning og fortykning er ulike alternativer som bør utredes.

2.1.2 Driftsfase

Følgende forhold kan gi resipientkonflikter i driftsfasen:

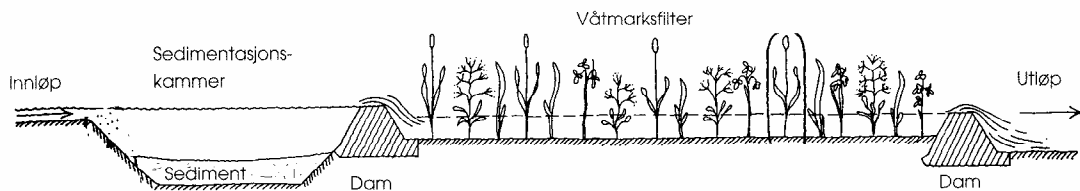
- Endrede avrenningsforhold der tette flater gir langt høyere flomtopper
- Avrenning fra veg med forhøyet innhold av partikler, metaller og organiske miljøgifter
- "First flush" effekter, dvs. utvasking av akkumulerte forurensningskomponenter med den første avrenningen som kommer fra vegflaten etter en periode med tørt vær. Denne avrenningen vil ofte nå resipienten svært raskt og gi akutte forurensningseffekter nær utslippspunktet.
- "Last flush" effekter ved snøsmelting, der partikler med stort innhold av forurensningskomponenter vaskes til resipient i forbindelser med at den siste snøen smelter
- Akutte forurensningshendelser: tankbilvelt, ulykker
- Tunnelvask med avrenning av partikkelbundne forurensninger fra tunnelvegg og såpe fra vaskevannet

Følgende avbøtende tiltak kan være aktuelle:

- Behandlingsanlegg for sedimentasjon og utjevning før utslipp til prioriterte resipienter
- Behandlingsanlegg for vaskevann fra tunneler, enten ved hver tunnel eller som et "sentralanlegg" ved traseen
- Tilrettelegge behandlingsanlegg slik at de også gir sikkerhet mot akutte utslipp (tankbilvelt)

Tilsvarende bør det etableres permanente rensetiltak for de samme resipientene i driftsfasen. Rensetiltakene skal bidra til sedimentasjon av partikler anriket med forurensningskomponenter fra vegtrafikk, utjevne pulser med sterkt forurenset og/eller saltholdig avrenning og bidra til å bryte ned organiske forurensningskomponenter (tjærestoffer, spylevæsker, hydrokarboner osv).

Rensetiltakene kan ha ulik utforming og det er ulike metoder for dimensjonering. Jordforsk har tidligere angitt at overflatearealet av tiltakene skal utgjøre minst 2 % av redusert nedbørfeltareal. Ut fra tidligere erfaringer vil vi normalt anbefale at tiltakene bygges som fangdammer bestående av et sedimentasjonsbasseng og et våtmarksfilter (**Figur 1**). Sedimentasjonsbassenget utgjør 10 % av totalarealet, er 1.5-2 m dypt og bygges med støpt/fast bunn. Våtmarksfilteret er 0.3-0.5 m dypt og tilplanter med våtmarksvegetasjon som etter hvert danner et tett vegetasjonsdekke over hele vannflaten. I våtmarksfilteret kan det lages en enkel oljeavskillingsfunksjon, f.eks ved å legge en godt armert betongprofil på toppen av en permeabel demning av gabioner satt med innbyrdes avstand 20 cm, alternativt annen form for dykket utløp.



Figur 1. Prinsippskisse av fangdam med sedimentasjonsbasseng og våtmarksfilter.

Vaskevann fra tunneler kan samles opp i en 25-40 m³ tank, som allikevel må anlegges for beredskap i tunnelutløpet. Vaskevannet kan kjøres i returtransport til rensing på et sentralt sted langs traseen. Det sentrale anlegget bør gi sedimentasjon og mulighet for biologisk nedbrytning av giftige, men nedbrytbare såpekomponenter. Såpa kan gi vaskevannet et innhold av totalt organisk karbon (TOC) på opptil 500 mg/l, dvs. kanskje 5 ganger mer enn avløpsvann, og det kan være nødvendig med lufting for å unngå anaerobe forhold. Vannet bør ha en oppholdstid i behandlingsanlegget på minst en uke og bør pumpes i "batcher" til resipienten etter behandling. Infiltrasjon av forbehandlet vaskevann vil være en god renseløsning. Det bør ikke være avrenning til de mest sårbare resipientene.

2.2 Forhold knyttet til sulfidholdig masse

Spesielle resipientkonflikter knyttet til sulfidholdige bergarter:

- Lufteksponering av sulfidfjell gir oksidasjon av metallsulfider til svovelsyre som gir en sur og giftig avrenning med forhøyet metallinnhold
- Surhet (H⁺-ioner) og metallinnhold i avrenningen er trolig proporsjonal med arealet av sulfidholdige overflater som har blitt eksponert for luft og utvasking
- Massedepionier med sulfidholdig fjell har et stort forurensningspotensiale

Både utenlandske og norske erfaringer har vist at sprengningsarbeider i sulfidholdig fjell har gitt alvorlige miljøeffekter (Hindar og Lydersen 1994; 2002). Tidligere og nye undersøkelser av miljøeffekter av eksponert, sulfidholdig fjell i det samme området (Hindar og Lydersen 1994; 2002; Langedalstjenn i Lillesand) har vist at vannet ut fra deponiet er svært surt (pH≈3) og inneholder forhøyede konsentrasjoner av aluminium, men også Ni, Cd, Co, Mn og Zn. På vei mot resipienten kan leirholdige løsmasser gradvis avsyre vannet. En effekt av denne avsyringen kan være utvasking av

giftig. Lav pH og høyt innhold av aluminium i Langedalstjenn har utryddet fiskebestanden og redusert det biologiske mangfoldet til et minimum.

Avrenningen fra massedeponier med sulfidholdig fjell har mange likhetstrekk med sur gruveavrenning, der en rekke enkle og naturbaserte tiltak har blitt utviklet og prøvd ut (Skousen 2002). Avbøtende tiltak for avrenning fra sulfidholdig fjell på strekningen E18 Nørholm – Dyreparken foreslås utviklet med basis i denne kunnskapen.

Følgende avbøtende tiltak kan være aktuelle:

- Avskjære fremmedvann (naturlig bekk og tilsig) og redusere avrenning gjennom utsprengte masser
- Redusere infiltrasjon av nedbør gjennom massedeponier
- Etablere avsydingsbassenger for sur, metallholdig avrenning fra massedeponier og utsprengte områder, hvor metaller felles ut og som utjevner forurensningspulser
- Ved verdifulle resipienter plasseres massedeponiene med god avstand og utjevningsskapitet fram til vassdraget eller trekkes helt ut av nedbørfeltet
- Dosere kalk eller andre avsydingsmidler i vassdraget nedstrøms deponier

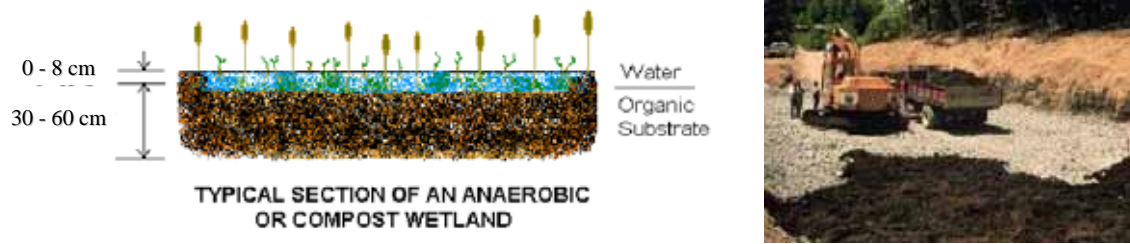
Internasjonalt er det blitt prøvd ut flere lavteknologiske og naturbaserte renseanlegg for sur gruveavrenning, til dels med gode driftserfaringer. En del anlegg i Nord-Amerika er anlagt under noenlunde tilsvarende klimatiske forhold som vi finner i Norge, men erfaringene fra Norge er sparsomme. Til forskjell fra sur gruveavrenning vil det for tiltak knyttet til sur avrenning fra sulfidfjell være mindre behov for å felle og fjerne metaller i avrenningen pga normalt betydelig lavere metallkonsentrasjoner. Følgende typer av anlegg har blitt prøvd ut i pilotskala eller i fullskala internasjonalt og bør vurderes brukt som avbøtende tiltak:

2.2.1 Anaerobe våtmarksanlegg (kompostvåtmark)

Anerobe våtmarksanlegg (**Figur 2**) bygges opp med en kombinasjon av kalkstein som øker pH og vannets bufferevne og organisk materiale forbruger oksygenet og skaper anerobe forhold. Sulfat tilført med avrenning vil vha. bakterier reduseres til sulfid, og mesteparten av metallene i avrenningen vil felles som sulfid (f.eks. FeS, CdS, PbS og ZnS). Høy pH feller aluminium, men også tungmetaller som karbonater (f.eks. PbCO₃ og CdCO₃). Anleggene for sur gruveavrenning blir dimensjonert ut fra tilført syremengde per døgn (total aciditet per døgn). Anleggene må imidlertid også tilpasses vannmengdene som tilføres ved ulike avrenningssituasjoner. Anleggene kan bygges med vertikal eller horisontal strømning.

Vannmengdene som tilføres anleggene bør begrenses til et minimum ved å avskjære fremmedvann som trenger inn mot massedeponiet. Deler av det organiske materialet som tilføres må være lett nedbrytbart for mikroorganismer slik at det raskt skaper permanente anaerobe forhold. Anaerobe forhold må opprettholdes også ved økte tilførsler av oksygenrikt vann. Ved bruk av kompostvåtmark må en være oppmerksom på at organisk belastning kan gi oksygenfrie forhold også nedstrøms behandlingsanlegget. Ved vinterdrift og lave temperaturer i avrenning vil rensekapasiteten for metaller kunne forringes, men i hovedsak viser de fleste anleggene god renseeffekt også om vinteren.

Dimensjonering: $\text{Areal kompostvåtmark (m}^2\text{)} = \text{aciditet (gram per døgn)} / 0,7$



Figur 2. Prinsippskisse av anaerobt våtmarksanlegg og bilde av anlegg under bygging.

2.2.2 Kanaler/grøfter med knust kalkstein

Ved å lede avrenningen fra massedeponiet gjennom kanaler eller grøfter med knust kalkstein (**Figur 3**) økes pH og flere av metallene felles ut som karbonater og/eller hydroksider. Utfellinger på kalksteinen vil kunne redusere kontakten med den sure avrenningen og redusere effekten av anlegget. I kanaler hvor det periodevis oppstår turbulent strømming med omkalfatring av kalksteinsmaterialet, vil utfellinger lettere føres bort med avrenningen slik at behandlingseffekten opprettholdes. For å fange opp utfellinger og evt. kalkstein som vaskes ut bør grøftene etterfølges av et sedimentasjonsbasseng som også bidrar til utjevning av vannkvaliteten i episoder med stor avrenning og redusert behandlingseffekt i grøftene/kanalene med kalkstein.

Dimensjonering:

Beregnes etter Mannings formel



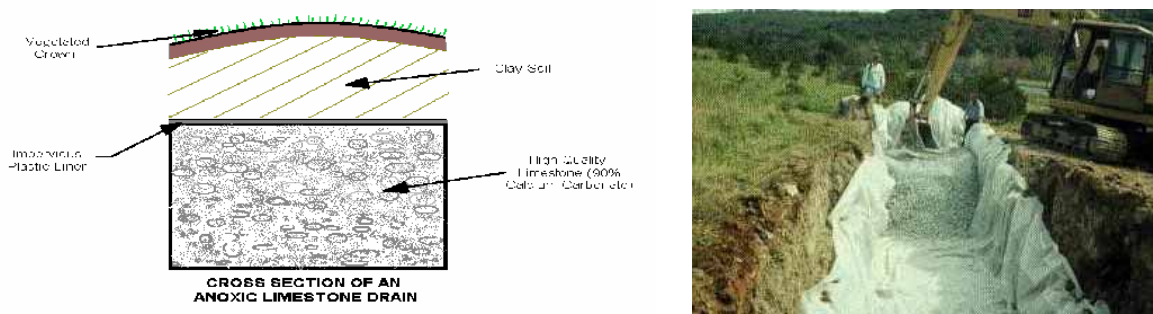
Figur 3. Prinsippskisse og bilder av grøft med knust kalkstein.

2.2.3 Anerobe kalksteinsfiltre

Anerobe kalksteinsfiltre (**Figur 4**) er permanent dykkede filtre med mettet strømming gjennom tilpassede kalksteinsfraksjoner. Filteret tilpasses aktuelle vannmengder gjennom bruk av riktige kornstørrelse og beregning av nødvendig strømmingstverrsnitt. Kalksteinsfilteret vil øke avrenningens pH og alkalitet slik at metallene vil kunne felles som karbonater og hydroksider ved utløpet av kalksteinsfilteret der det anlegges en sedimentasjonsdam eller en aerob våtmark.

Dimensjonering:

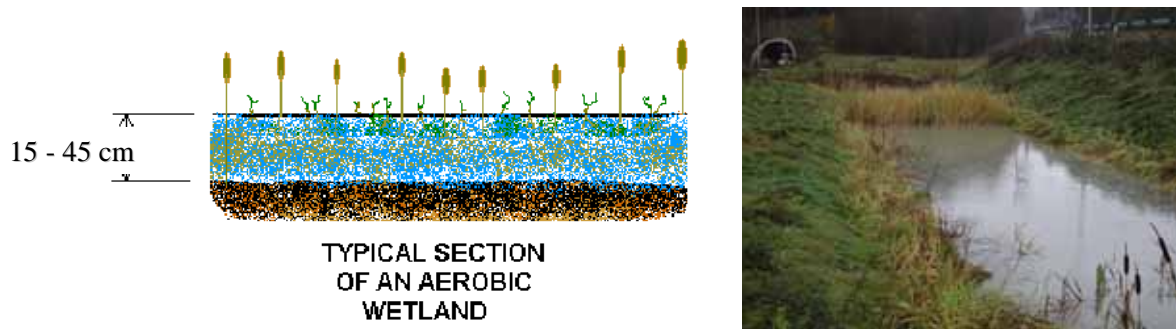
Teoretisk oppholdstid på 12-15 timer



Figur 4. Prinsippskisse og bilde (under bygging) av anaerobt kalksteinsfilter.

2.2.4 Aerob våtmark (fangdam)

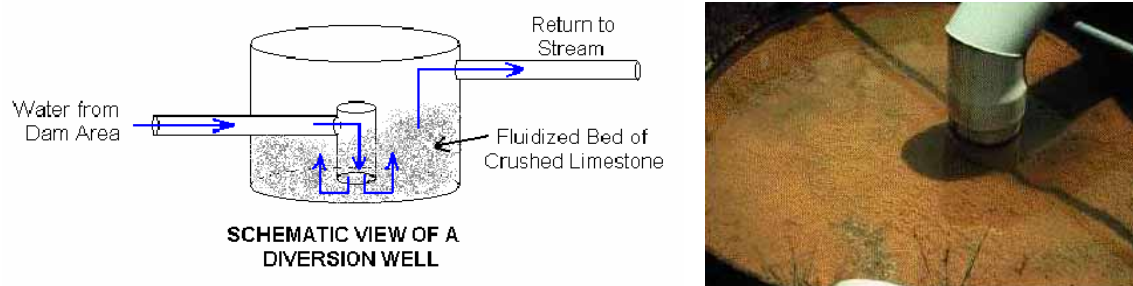
En aerob våtmark (**Figur 1** og **Figur 5**) kan lages som en fangdam med sedimentasjonskammer og våtmarksfilter. Forutsetningen for å kunne få fjernet uønskede metaller i en slik fangdam er at pH og alkalitet i avrenningen er økt slik at det kan skje utfelling som karbonater og hydroksider. Bruk av fangdam/aerob våtmark forutsetter derfor forbehandling.



Figur 5. Prinsippskisse og bilde av aerob våtmark (fangdam).

2.2.5 Suspensjonskummer

Avrenningen tilføres en kum fylt med finknust kalkstein eller skjellsand (**Figur 6**). Avrenningen tilføres i et senterrør som gir direkte strømming ned mot kalksteinen/skjellsanden og bringer denne i suspensjon slik at kontakten med tilført avrenning økes. Utløpet fra kummen ligger høyt på kumveggen slik at massiv utvasking av tilført kalkstein/skjellsand forebygges. Suspensjonskummer bør etterfølges av en sedimentasjonsdam eller en fangdam som gir sedimentasjon av ufellinger og kalkmateriale som vaskes ut av kummen. Ved tømning av akkumulert metallholdig materiale fra sedimentasjonsdam/fangdam, føres dette tilbake til toppen av massedeponiet.



Figur 6. Prinsippskisse og bilde av suspensjonskum.

2.2.6 Dykket lagring av sulfidholdige masser

Ved lagring av utsprengte sulfidholdige masser i vann reduseres oksidasjon av sulfid betydelig slik at det ikke dannes store mengder svovelsyre. Dermed unngås storstilt utløsning av metaller. Oppdemming av områder med massedeponier kan derfor også være et aktuelt tiltak. Sjødeponier er allerede delvis utredet av NIVA, og slike deponier egner seg sannsynligvis enda bedre enn ferskvannsdeponier.

2.2.7 Vurderinger av ulike avbøtende tiltak for sur avrenning

I det foregående er det listet opp mulige avbøtende tiltak for sur avrenning knyttet til massedeponier og vegstrekninger med sulfidholdig fjell knyttet til ny E18 fra Lillesand til Kristiansand. I en samlet vurdering antar vi at følgende tiltak er mest aktuelle:

- anarobe kalksteinsfiltre anlagt som mettede utstrømningsområder under massedeponier, evt. i kombinasjon med aerobe eller anaerobe våtmarksfiltre nedstrøms deponiene;
- anaerobe eller aerobe våtmarksfiltre for behandling av avrenning fra vegstrekninger med sulfidholdig fjell i skjæringer eller vegkropp. På problemstrekninger ”tettes” veggrøftene med tett leire slik at avrenningen i størst mulig grad ledes fram til behandlingsanlegg;
- enkle kalksteinsgrøfter kan brukes til behandling av avrenning på mindre problematiske lokaliteter;
- generelt bør dannelse av sur avrenning og effekter av denne forebygges gjennom (1) i størst mulig grad avskjære og tette for vann som trenger inn mot slike områder, (2) legge tilrette for utjevning av forurensningspulser gjennom bruk av bassenger eller evt. løsmasser/grunnvann før vannet ledes til resipient, (3) bruk av sulfidfrie eller kalkholdige masser i strømningssoner for vann og (4) trekke deponier og aktiviteter knyttet til sulfidfjell vekk fra de mest sårbare resipientene.

3. Sårbarhet og krysningspunkter

3.1 Sårbarhet og verdsetting av resipienter

Avhengig av størrelse, eksisterende resipientbelastning, biologiske kvaliteter og betydning for rekreasjon og fiske kan vann og vassdrag klassifiseres forskjellig mht. sårbarhet og verdi. En slik rangering er nødvendig for å vurdere hvor det skal iverksettes kostnadskrevende avbøtende tiltak og hvor det skal legges inn størst sikkerhetsmarginer for å unngå uheldige resipienteffekter. Utbyggingen av E18 Nørholm – Timenes berører en rekke vann og vassdrag (**Figur 7**) og ved vurdering av behov for avbøtende tiltak er det naturlig å sette miljømål for hver enkelt resipient og rangere disse i grupper ut fra verdi og sårbarhet. Et grunnlag for miljømål kan hentes fra tidligere undersøkelser og vurdering av lokalitetene. Denne undersøkelsen har kun fokusert på resipienter. Konflikter mellom anleggsvirksomhet og grunnvannsinteresser (drikkevann) og vurderinger av eventuelle skadevirkninger knyttet til dreneringseffekter av tunneler på myrer og vegetasjon, er ikke utredet.

3.1.1 Spesielt verdifulle og prioriterte resipienter

Av de ferskvannslokaliteter som bør beskyttes spesielt mot effekter av sur avrenning er:

- Kaldvasselva
- Fjelldalselva
- Urdevatn
- Kviksvatn
- Studevatt
- Krogevatn

Her bør miljømålet være at pH skal være over 6.0 og konsentrasjonen av labilt aluminium ikke overstige 50 µg/L av hensyn til sjøaure. Konsentrasjoner av tungmetaller bør ikke være høyere enn det en vil forvente å finne i vassdrag i dette området. Et slikt mål vil samtidig sikre de fleste andre forsuringsfølsomme organismer.

I umiddelbar tilknytning til traseen finnes også viktige marine resipienter (**Figur 7**). Påvirkning av disse er også sannsynlig, også hvis det gjennomføres avbøtende tiltak på landsiden. Følgende høyt prioriterte marine resipienter kan påvirkes:

- Kaldvellfjorden
- Tingsakerfjorden
- Isefjærfjorden

For disse verdifulle/prioriterte lokalitetene bør trasevalget ikke gi uønsket påvirkning av sulfidholdige masser, nitrogenavrenning eller partikkelutslipp. Hvis sulfidgneis eksponeres og sulfidholdige masser plasseres innenfor nedbørfeltet bør det iverksettes tiltak for å avbøte miljøeffekter både i bygge- og driftsfase. Disse tiltakene skal sedimentere partikler, bidra til nedbrytning av organiske forurensningskomponenter, utjevne pulser med forurenset vann og gi en høy grad av sikkerhet mot akutte utslipp.

Massedeposjoner, og spesielt deponier med sulfidholdig fjell, bør ikke legges i umiddelbar nærhet til resipienten og sikres med tiltak som gir avsyring, utfelling, sedimentasjon og fortykning. Avrenning fra vegtraséen der denne krysser sulfidholdig fjell bør også avsyres/behandles før utslipp til verdifulle resipienter.

3.1.2 Middels prioriterte resipienter

Middels prioriterte resipienter vil kunne ligge i umiddelbar nærhet til deponier og fyllinger. Dette er vassdrag som ikke er sjøaureførende eller bekker der en allerede har akseptert betydelig miljøpåvirkning. Her har vi også plassert vassdrag som ikke vil påvirkes av svovelavrenning fordi traseen i dette området ikke går gjennom sulfidholdig berggrunn. Ved slike resipienter kan en tillate avbøtende tiltak som har en mindre grad av sikkerhet mot sur avrenning. Disse resipientene er:

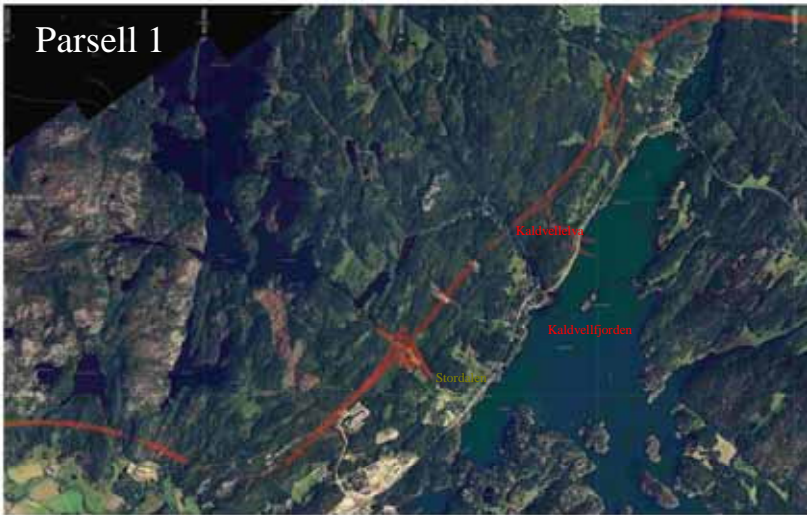
- Moelva
- Glamslandvassdraget (påvirkning fra North Cape Minerals)
- Gåsetjønn, Vallesverdelva og Steindalsbekken (ikke sulfid)

I tillegg bør det vurderes i hvilken grad skadevirkninger knyttet til drenering av myrer og jordsmonn over planlagte tunneler kan aksepteres.

3.1.3 Lite prioriterte resipienter

Lite prioriterte resipienter er mindre, ikke fiskeførende bekker langs traseen. Noen av disse er naturlig sure. Her kan det legges deponier uten at dette gir store skadevirkninger (lite avrenningsvann og avgrensede bekkearealer). Det kan eventuelt gjennomføres enkle tiltak for å hindre sur avrenning. Disse resipientene og krysningspunktene er:

- bekken ned fra Stordalen ved Heldal (naturlig sur)
- bekken gjennom liten dal umiddelbart øst for Stordalen (kryssing ved Falken)
- diverse mindre resipienter, f.eks. bekk vest i Glamsland (trolig naturlig sur)



Sårbarhet:
Verdifulle resipienter
Middels prioriterte resipienter
Lite prioriterte resipienter

Figur 7. Oversikt over planlagt ny E18 Lillesand – Kristiansand og berørte resipienter.

3.2 Kaldvasselva øst for Lillesand

Kaldvasselva er områdets største vassdrag og er vernet. Den renner ut i Kaldvellfjorden øst for Lillesand (**Figur 8**) og er et svært viktig sjøaurevassdrag for landsdelen.

Vassdraget har også vært høyt prioritert fra kommunens side ved tilrettelegging for friluftsmål og restaurering av kulturminner i og ved vassdraget. Det er gitt statlige tilskudd til denne opprustingen gjennom Aksjon Vannmiljø. Blant annet er de to dammene i utløpspartiet opprustet.

Vassdragets areal er 74,6 km² og har en årsavrenning på 73 mill m³/år. Det gir en middelvannføring og flomvannføring ved utløpet på hhv. 2 m³/s og 30 m³/s. Lavvannføring om sommeren kan være nede i 50 L/s.

Kaldvasselva er forsuret pga langtransportert luftforurensning og deler av vassdraget kalkes. Dagens vannkvalitet gjenspeiles i den prøvetakingen som ble gjennomført i forbindelse med E18-planleggingen. pH var 5,8-5,9 og konsentrasjonen av uorganisk aluminium var ca. 20 µg/L høsten 2001. Det viser at vannkvaliteten er akseptabel for sjøaure. Vassdraget har høyeste prioritet.

Krysning for traseen

Traseen for dagalternativet er planlagt i en 120 m brukryssing ca. 500 m oppstrøms dagens E18, i et forholdsvis trangt parti av elva (**Figur 8**). Brua vil ligge ca. 30 m over bekkebunnen.

I dette området er det utelukkende sulfidholdig berggrunn. I tillegg er traseen lagt med lavbrekk rett vest for elva. Kombinert med at det er lite areal for oppsamling og behandling av vann, medfører denne kryssingen flere utfordringer for avbøtende tiltak. Deler av masseoverskuddet på vegstrekningen er vurdert plassert i sjødeponi (**Figur 8**; høyre billedkant).



Figur 8. Planlagt krysning over Kaldvasselva ved bruk av dag- og broalternativet. Atkomstveier til anlegget er inntegnet.

Traseen for tunnelalternativet ligger lenger inn i området og krysser under Kaldvasselva. Denne traseen gir overskuddsmasser, og problemer er først og fremst knyttet til dette, se under. Fare for drenering av myrer er ikke vurdert, men bruk av sprøytebetong for å forsterke tunnelen og hindre innlekking kan gi skadevirkninger ved ammoniakkdannelse.

3.3 Stordalen øst for Lillesand

Stordalen ligger inn fra Heldal mellom Kaldvasselva og Lillesand (**Figur 9**). Bekken gjennom dalen renner ut i Kaldvellfjorden. Denne bekken ble undersøkt på to steder i den tidlige undersøkelsen. Ved prøvetakingene ble det registrert pH-verdier i området 4,5-4,7 og konsentrasjoner av uorganisk aluminium på 70-280 µg/L, mest på det nederste punktet. Dette prøvetakingspunktet ble lagt vest av vegen umiddelbart nedstrøms planlagt trasè. Konsentrasjonen av Al økte altså nedover i bekken, og vi har grunn til å tro at bekken er sur og giftig for en rekke vannlevende arter inklusive fisk helt ut til sjøen drøyt 500 m nedstrøms. Dette ble bekreftet etter analyse av vannprøver tatt 12. februar 2003. Mens pH var 5.0-5.1 i øvre del, var pH redusert til 4.7 nede ved kryssing under eksisterende E 18. Uorganisk aluminium var 180 µg/L, dvs. klart giftig for fisk.

Kryssing for traseen

Linjen krysser Stordalen nesten øverst i dalen ved vannskillet mot Kaldvellvassdraget (**Figur 9**). Kryssingen er oppstrøms samløpet mellom de to bekkegreinene i øvre del, dvs. på et sted med lite avrenningsvann til bekken. Isolert sett er kryssningspunktet mindre problematisk selv om det legges en mindre fylling i tilknytning til trasèen. Det er arealer for oppsamling og rensing, samt at bekken altså fra naturens side er sur.

Massedeponi i Stordalen

Det planlegges to større massedeponi i dalen, både omkring selve kryssningspunktet (ca. 500 m i største utstrekning i lengderetningen av dalen) og i et område mellom vegen gjennom dalen og Gilde-Agro-området. Denne fyllingen kan være 800 m i utstrekning og 300 m bred. Tilsammen vil disse to massedeponiene gi plass for mer enn 500.000 m³ steinmasse. Totalt fyllingsareal antas å bli nærmere 300 daa.



Figur 9. Vegkryssing og massedeponi i Stordalen (nede til venstre) og påkjøringsrampe ved Gaupemyr og Gilde-Agro området. Oppe til venstre ses Langedalstjennet.

3.4 Påkjøringsrampe Gilde

Det planlegges på/av-kjøringsrampe for veg fra Lillesand umiddelbart vest for Gilde-Agro (**Figur 10**). I dette området (Gaupemyr) vil det trolig bli etablert et massedeponi med drenering mot Langedalstjenn. I tillegg til plassering av overskuddsmasser skal massedeponiet tjene som utbyggingsområde for Lillesand kommune.

Dreneringen herfra mot Langedalstjenn er idag et bekkesig med lite vann. Resipienten er imidlertid allerede sterkt påvirket av syretilførsel fra tidligere utsprenninger i området, slik som det er redegjort for tidligere.



Figur 10. Planlagt av- og påkjøringsrampe for veg til Lillesand rett vest for Gilde-Agro området. Planlagt massedeponi ved Gaupemyr vil henge sammen med vegfylling for rampe.

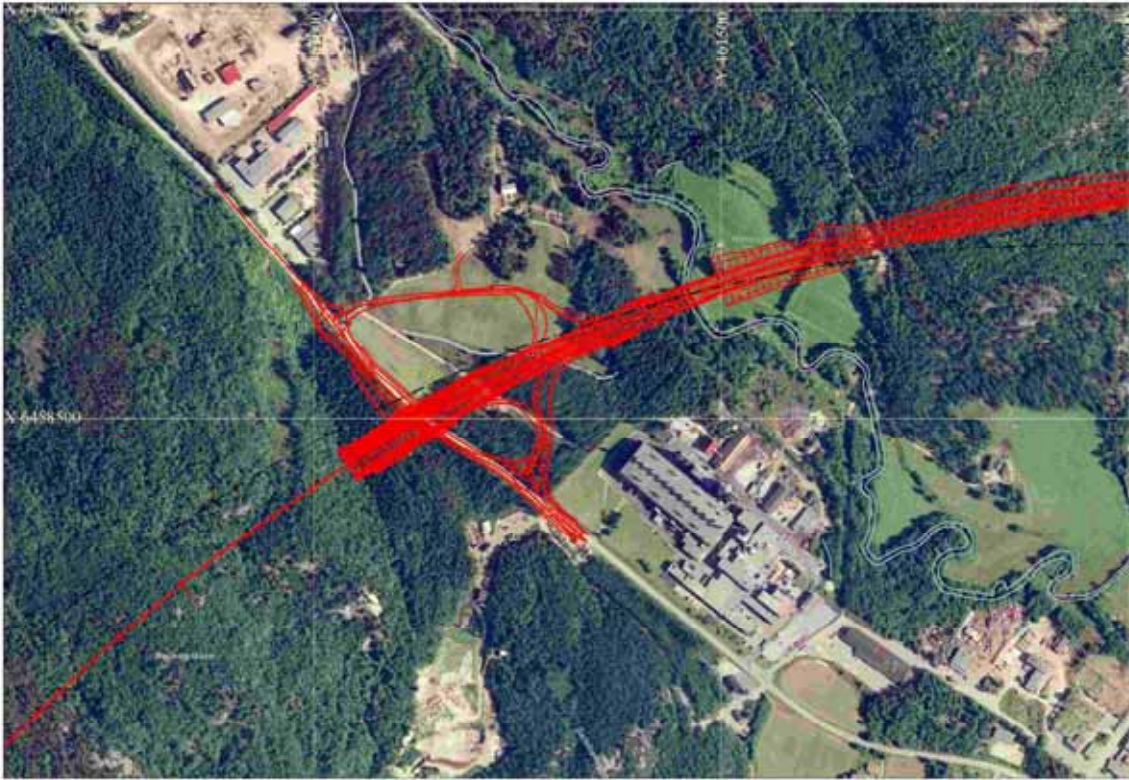
3.5 Moelva

Moelvas nedbørfelt er 34,6 km², dvs. noe under halvparten av Kaldvellvassdragets størrelse. Elva slynger seg i meandere fra et område rett øst for Birkeland sentrum, over hele elvesletta ned mot Lillesand by og renner ut i Tingsakerfjorden. Elvesletta som Moelva slynger seg over utgjør en del av en større breelavsetning med løsmasser dominert av sand og grus. Dalbunnen er preget av jordbruk, men her ligger også industribygg, bl.a. Saint Gobains elektrometallurgiske bedrift (Norton).

En rekke mindre innsjøer ligger i nedbørfeltets utkant og danner dermed en kontrast til Kaldvellevass nedbørfelt som er preget av de to store Grimevatna.

Krysning for traseen

Traseen går i en stor bue fra Barbro slott, langs åsen i nord og mot Norton (**Figur 11**). Her krysses Moelva og traseen går videre umiddelbart nord for Norton, deretter i tunnel og kommer ut ved Glamsland. Traseen i seg selv utgjør neppe noen trussel mot Moelva, men avrenning fra tunneldriften kan skape problemer hvis det ikke tas forholdsregler.



Figur 11. Viser planlagt kryssing av Moelva og videreføring i tunnel på vestsiden av elva.

3.6 Glamslandvassdraget

Glamslandelvas totale nedbørfelt er 8,3 km², dvs. forholdsvis lite. Området på innsiden av Glamslandsvann er dessuten splittet opp i flere tilløp, hvorav tilløpet/avløpet fra North Cape Minerals innerst i dalen allerede utgjør en betydelig belastning på vassdraget. Bedriften bruker ulike kjemikalier i prosessen, men tilsetter hydrat kalk før vannet slippes opp i øvre sedimentasjonsbasseng. Det gir pH-verdier på 7-10 innerst i vassdraget .

Vannanalyser har vist at utslippet gir vannet en svært høy fluoridkonsentrasjon, samt en høy pH-verdi. Som følge av utslippet inneholder Glamslandsvann høye partikkelkonsentrasjoner, noe som gir vannkvaliteten karakteren ”meget dårlig” i hht. SFTs tilstandskategorisering. På tross av belastningen er de biologiske samfunn stort sett intakte i vassdraget. Vassdraget er sjøauførende.

Kryssing for traseen

Traseen krysser alle de fire små vassdragsgreinene innenfor Glamslandsvatn (**Figur 12**). Traseen går i fylling opp til 30 m over dagens terreng. Dette nivået er ønskelig av hensyn til stigningsforholdene sørover mot tunnelen gjennom Songefjellheia.

Totalt ca. 400.000 m³ steinmasse er planlagt plassert i disse fyllingene. Selv om noe av tunnelmassen som en ønsker å bruke i disse fyllingene er pegmatitt, vil det meste (trolig 95 %) være sulfidholdig. Løsavsetningene oppstrøms og rundt Glamslandsvatn består av en mektig breelvavsetning(sand og grus) samt en havavsetning (leire). Det er idag drift av sandtak her. Skillet mellom disse løsavsetningene går som vist i vedlegg B. Planlagt veg krysser oppstrøms Glamslandsvatn på breelvavsetningen, og avrenning fra fyllingene vil infiltrere via denne og ut i vassdraget. Sidearealene

rundt traseen kan brukes til avbøtende tiltak, men oppsamling av avrenning fra fylling krever isåfall bunntetting. Sidearealene nedstrøms i sørøst er disponert til jordbruksformål (korn, gras/beite), som må løses inn dersom de skal kunne brukes som tiltaksareal.

I vest krysser traseen først et bekkesig, deretter en myr/bekk som også har avrenning mot Glamslandsvann. Veien ligger høyt i terrenget her med store fyllinger forholdsvis langt ute i dalene og går dertter på innsiden av Svarttjern. Myrområdet virker godt drenert, men det er forholdsvis lite areal igjen til evt. tiltak. Det er imidlertid flatt helt ut til kanten av dalen. En vannprøve av bekken som ble tatt 12. februar 2003 viser at bekken er svært sur (pH 4.6), og den hadde høy konsentrasjon av uorganisk aluminium (260 µg/L). Dette skyldes sannsynligvis sulfidholdig berggrunn i nedbørfeltet, se berggrunnskartet lenger bak i rapporten.



Figur 12. Planlagt kryssing av Glamslandsvassdraget på tre steder. Elva ligger sentralt i bildet, mens kryssingen av myr ligger såvidt utenfor venstre bildekant.

3.7 Fjelldalselva ved Bjelland

Fjelldalselva munner ut i sjøen innenfor vestsiden av Justøya, ca 5 km sørvest for Lillesand. De nedre delene av elva renner gjennom kulturmark, mens de øvre delene hovedsakelig er omgitt av skog. Vassdraget mottar noe avrenning fra jordbruk og spredt bebyggelse, men disse tilførselene utgjør ikke noe stort problem for vannkvaliteten.

Elva ved Bjelland ligger ca. 20 moh, og med en elvestrekning på ca. 2 km nedstrøms blir midlere helling kun 1:100. Det er kun noen mindre fosser ca 1,7 km fra utløpet. Disse er passerbare for fisk. Omlag 60 % av elvearealet på de nederste 3300 m består av strykpartier, mens resten er roligflytende (Kaste m.fl. 1997). Hele nedbørfeltet er 11,5 km² (NVE) og spesifikk avrenning er 27 L/s*km². Om sommeren kan vannføringen bli forholdsvis liten, dvs. ned mot 7 L/s ved midlere lavvannsføring. Midlere høstflom kan imidlertid være 4-5 m³/s.

Vassdraget er forsuret, og det ble målt pH på 4,9 i 1989 (Hindar 1990). Det pågår nå kalking med skjellsand slik at pH er høyere. Fjelldalselva er idag sjøauførende, aure reproducerer og det er påvist flere forsurningsfølsomme arter/grupper av bunndyr. Gyte- og oppvekstforholdene for fisk i elva er generelt gode, og noen steder var det svært gode gyteplasser med tydelige gytegroper ved feltregistreringene i 1997. Det produseres store mengder aure, særlig i de nedre delene av vassdraget. Forutsatt at pH kontrolleres og at vannstanden om sommeren er tilstrekkelig, må Fjelldalselva sies å være en meget god sjøaureelv, Lillesands beste.

Krysning for traseen

Linjen krysser Fjelldalselva ved Bjellandsvad (**Figur 13**). Traseen vil gå i bro tvers over dalen i høyde ca. 57 moh. Siden dalbunnen på dette stedet er ca. 20 moh, blir høyden på brospennet maksimalt 37 m. Utfyllingsmuligheter i dalsiden kan være aktuelt i tillegg. Øst for denne krysningen vil det bli påkjøringsrampe fra sør-øst. Noe av denne vil også ligge innenfor Fjelldalselvas nedbørfelt.

Allerede i konsekvensutredningen (Kaste m.fl. 1997) ble det påpekt at berggrunnen her flere steder så ut til å inneholde mye svovelkis. Hovedutbredelsesområdet for sulfidholdig gneis ligger fra ca. 100 meter øst for elva, dvs. et stykke oppe i åsen mot Kjerkeheia, og videre mot øst. Vest for elva er det mindre forekomster oppe i åssiden, men videre mot vest er det amfibolitt og deretter granittisk gneis uten sulfider av betydning.



Figur 13. Kryssing av Fjelldalselva ved Bjellandsvad.

3.8 Vallesverdelva, Gåsetjønn og Steindalsbekken

Vegkryssingene av Vallesverdelva med Gåsetjønn og Steindalsbekken (**Figur 14**) er viet mindre plass i denne rapporten fordi innslaget av sulfidholdig fjell antas å være langt mindre på denne vegstrekningen. På strekningen fra etter kryssing Steindalsbekken og fram til Urdevatn er E18 planlagt ført i tunnel. Avrenning knyttet til evt. sulfidholdig fjell vil derfor bare kunne gi effekter ved utslippspunkt for tunnelen ved Steindalsbekken.

Vallesverdelva har et nedbørfelt på anslagsvis 5 km² og er sjøaureførende. Vannkvaliteten er sur uten kalking. Vassdraget krysses i bro rett sør for utløpet fra Glastadvannet direkte fra tunnellop i øst. Gåsetjønn ligger rett i vest og drenerer til elva. Vegen passerer på fylling oppe i lia på sørsiden av vannet. Denne resipienten vil motta avrenning fra vegfylling og anleggsområde for veg. Innslaget/anvendelse av sulfidholdig fjell antas å være begrenset.

Steindalsbekken lenger vest er sjøaureførende. Vannkvaliteten er sur uten kalking. Vegen krysser på høy fylling over bekken (høyde, volum, areal) i et relativt flatt parti innenfor jordbruksarealene lenger nede i dalen (**Figur 14**). Arealet her oppe virker næringsrikt og det ligger et tjenn (Hommerkleivtjenn) i den vestre kryssingen. Det kan tenkes dette tjennet er verdifullt fordi det muligens kan inneholde sjeldne arter, slik som stor salamander. Dette er ikke undersøkt. Tjennet vil helt klart påvirkes av fyllingen, men det er lite sulfidholdige masser i området, så det vil trolig være partikler og nitrogenavrenning som må håndteres her. Det er tunnelpåslag rett vest for Steindalsbekken. Tunnelvannet antas å drenere vestover mot Urdevatn. Sur avrenning tilført tunnelen må håndteres.



Figur 14. Oversikt over kryssing av resipientene Vallesverdelva, Gåsetjønn og Steindalsbekken.

3.9 Urdevatn, Kviksvatn, Studevatn og Krogevatn

I området vest for fra Steindal ligger flere innsjøer som berøres av traseen (**Figur 15**). Felles for disse er at de er påvirket av sur nedbør, noen er derfor kalket og de er eller kan bli sjøauførende. Det er sulfidgneis i en del av dette området og dermed fare for påvirkning. I tillegg er det planlagt et stort (ved Urdevatn) og et mindre (ved Kviksvatn) deponi i dette området. Innsjøene er i utgangspunktet høyt prioritert.

Utløpet av Urdevatn vil motta avrenning fra tunnel fra Steindalsbekken samt avrenning fra planlagt massedeponi i Gale Raundalen nord for traseen. Søndre del av Urdevatn antas å kunne bli kraftig påvirket av denne avrenningen med mindre det gjøres avbøtende tiltak.

Ved Kviksvatn vil det ligge et mindre massedeponi/vegfylling i Tverrdalen, med avrenning til Kviksvatn. Det vil også være fyllinger ut i selve vannet.

Ved Studevatn vil traseen legges med fylling i vannet og det vil være avrenning fra vegtrase som kommer østfra, samt fra tunnel vest for vannet. Mindre deler av berggrunnen her inneholder sulfidgneis.

Ved Krogevatn vil det være avrenning fra vegstrekning og fyllinger øst for vannet.



Figur 15. Oversikt over passering/kryssing av resipientene Urdevatn, Kviksvatn, Studevotn og Krogevatn.

3.10 Områder over tunneler

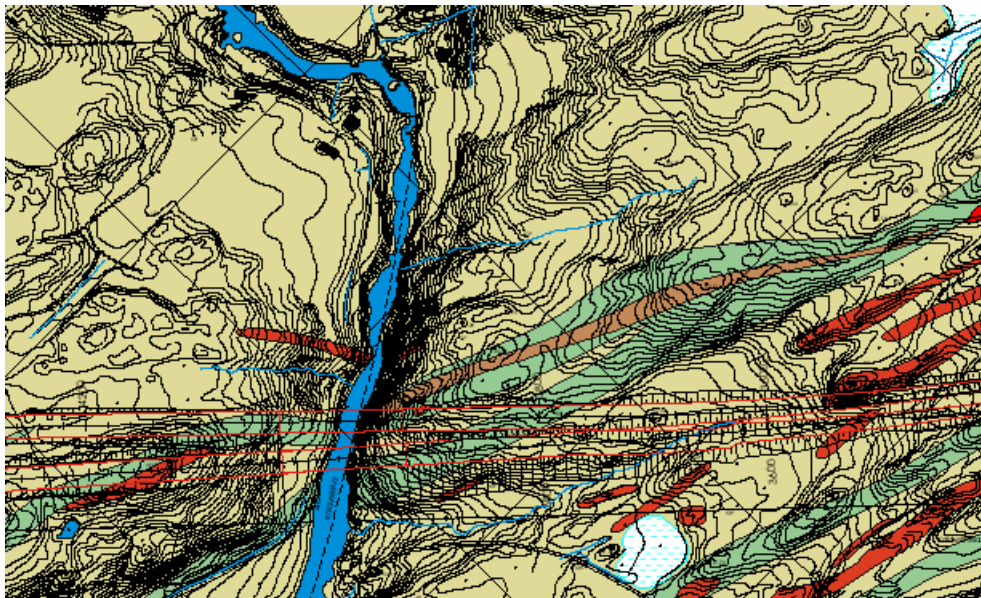
Man må være oppmerksom på fare for drenering av myrområder og hydrologisk påvirkning av mindre vassdrag over tunnelene. Ved sprengning i sulfidberggrunn bør det vurderes å forinjisere for å hindre tømning og dermed innlekking i tunnelen.

4. Problemstilling og mulige miljøtiltak

4.1 Kaldvasselva

Kaldvasselva er høyt prioritert fordi den er sjøauførende og fordi det representerer en betydelig rekreasjonsverdi for Lillesands befolkning. I utgangspunktet må en derfor unngå enhver påvirkning som kan gi risiko for skade. Dette vanskeliggjøres av at traseen fra begge sider drenerer mot elva (x m fra øst og x m fra vest). Avrenning kan dermed utgjøre en trussel mot elvas vannkvalitet.

Kryssingen er i seg selv skånsom fordi den legges i et område som gir forholdsvis god skjerming til oppholdsområdene langs elva. Dette blir samtidig et problem fordi det ikke finnes områder i tilknytning til kryssingen som kan brukes til oppsamling og rensing av vann fra anleggsarbeidet og fra traseen. Berggrunnen i dette området er antatt å være noe av det mest problematiske mht. sur avrenning, med stort innslag av mineralet jarositt (**Figur 16**).



Figur 16. Geologi ved kryssingsområdet i Kaldvasselva (Kilde: Vegdirektoratet). De grønne feltene inneholder muskovittgneis, en spesielt "farlig" sulfidgneis, de gule mer normal sulfidgneis, mens de brune og røde inneholder hhv. amfibolitt og pegmatitt.

Sjøledning

En eller flere sjøledninger kan representere en enkel måte å kvitte seg med svovelholdig avrenning fra traseen på. Ledningen kan transportere oppsamlet avrenning både under anleggsfasen og driftsfasen og føre dette til ønsket dyp i Kaldvellfjorden. Kostnadene ved etablering og drift av en slik ledning kan være store, men hvis vannet ledes passivt (selvfall) behøver ikke driften medføre store utgifter.

Etter oppsamling av vann, spesielt i anleggsfasen, bør en som et minstemål ha en forsedimentasjon i en sedimentasjonsdam, noe som også vil sikre ledningen mot gjenslamming.

Avskjæring

Vegen faller inn mot kryssingen av Kaldvasselva fra begge sider, og både øst og vest for elva kan det gjøres avskjæring av avrenningen. For å avskjære avrenningen foreslås det bygget dammer optimalisert for utjevning og sedimentasjon. Det legges til rette for at vann fra anleggsområdet og

vegtraseen renner med selvføll mot dammen, også etter at veganlegget er ferdig. For å sikre at avrenningen føres helt fram til dammen tettes veggrøftene og evt. andre avrenningsarealer med leire. Anbefalt mektighet med leire er 0,3-0,4 m. Leira komprimeres og plastres i grøftene i oppfuktet tilstand. På underlag av grov stein bør det tilføres masser slik at underlaget jevnes ut. På toppen av dette legges det fiberduk før avsluttende plastring med leire. Dette for å sikre mot uønskede lekkasjer.

Dammene bygges slik at de fanger opp alt vann fra respektive avrenningsområder og gir forsedimentering av partikler og utjevning av vann og forurensningskonsentrasjoner.

Utløpet fra dammen øst for elva føres med selvføll til Kaldvellfjorden via en fjellboring som gir avrenning til en delstreng av lavt prioritert bekk (se **Figur 8**). Dersom det er fare for evt. drikkevannsinteresser nedstrøms bør fjellboring sikres ved gjennomføring av plastledning. Utløpet må sikres mot tilfrysing og tilstopping, og fjellboring må være riktig dimensjonert i forhold til forventede vannmengder.

Utløpet fra dammen vest for elva føres med selvføll eller pumpes til trase for anleggsveg til planlagte sjødeponier med overskuddsmasse. I Kaldvellfjorden ledes dette vannet ned i bunnvannet, evt. inn i den duken en vil anbefale lagt omkring sjødeponiet. Ved en slik utslippsløsning kan avrenningen inneholde en viss mengde finpartikler uten stor fare for skjemmende visuelle effekter i utslippssonen.

Alternativt kan utslippet fra dammene ledes til Kaldvellelva, men dette vil sette langt større krav til dimensjonering og optimalisering av fangdammene.

4.2 Stordalen-Heldal

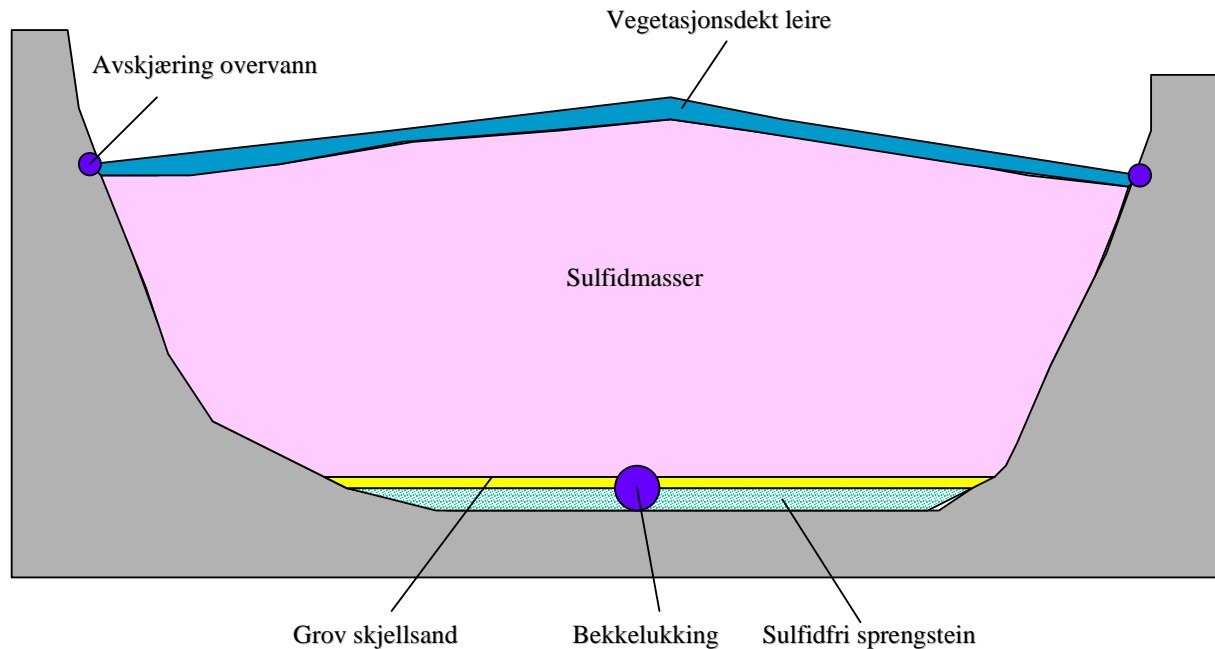
I Stordalen er det planlagt to større massedeponier med sulfidholdig fjell i tilknytning til krysningspunkt for veg. Disse vil henge sammen med vegfylling på krysningspunktet. Totalt overflateareal for disse deponiene antas å bli nærmere 300 daa. Deponiene anlegges slik at tilførselene av overvann inn mot og gjennom deponiene minimeres så langt som det er mulig. Dette gjøres bla. ved å lede bekkene som kommer fra Planen og via Skrubbemyr utenom deponiet (i kulvert, kontrollert på toppen av deponiet eller utenom selve deponiområdet). Toppflaten på avsluttede deponier tettes med et topplag av torv/myr dekket med tett leire, og legges med fall slik at overvann kan samles sentralt eller langs kantene av deponiet og føres kontrollert ut av deponiområdet uten å komme i kontakt med de sulfidholdige massene. Ferdig tildekket tilsås deponiområdet med en egnet grasblanding. Vegetasjonsdekket vil bidra til effektivt å fordampe nedbør som tilføres deponiflaten gjennom sommerhalvåret.

Gjennom disse tiltakene minimeres mengdene av surt og forurenset vann som strømmer ut fra deponiområdene, noe som forbedrer mulighetene til å gjøre en effektiv behandling av dette vannet i avbøtende tiltak nedstrøms deponiområdet. Prinsippskisser som viser mulig utforming av slike deponiområder er vist i **Figur 17** og **Figur 18**.

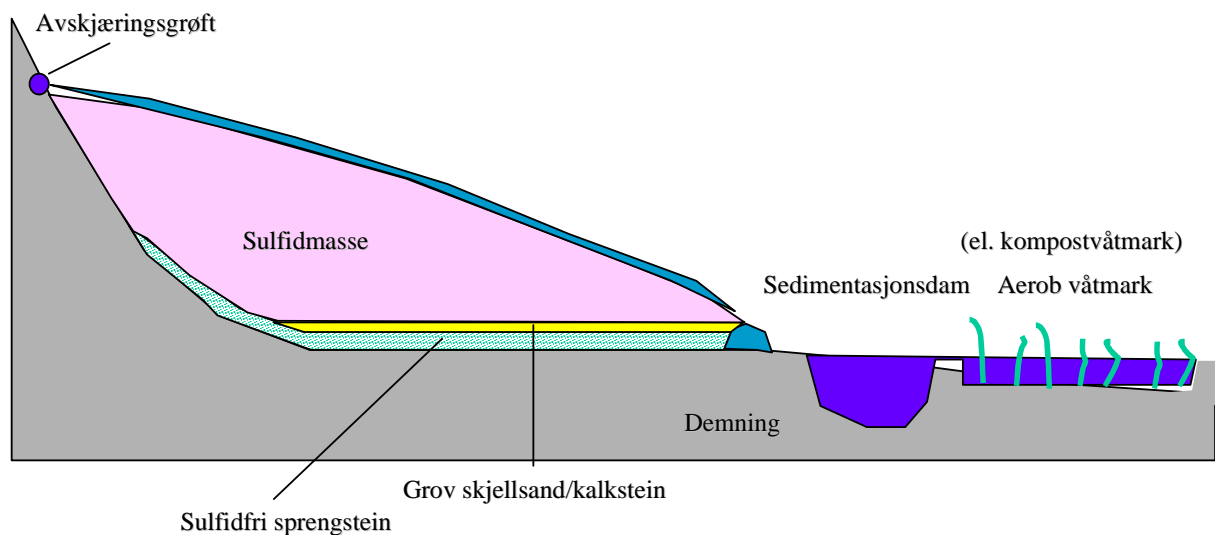
I strømningssonen for vann i bunnen av deponiene anbefaler vi at det fylles et lag med sulfidfrie steinmasser i kombinasjon med ”ranker/barrierer” av grov skjellsand eller knust kalkstein på tvers av strømningsretningen. Kombinert med et lag av organisk jord under leirtetting samt evt. tilførsel av noe myrmasser langs kantene av deponiet forventes tilført kalkmateriale å fungere som anaerobe kalksteinsfiltre, hvor tiltetting med oksider blir minimert. For å øke oppholdstiden og kontakten med kalkmaterialet bør det vurderes å gjøre en mindre oppdemming av utløpsområdet til deponiet. I dette vannmettede fyllingsområdet legges det inn ekstra mye kalkmateriale.

Nedstrøms deponiområdet settes det av et tiltaksområde som utgjør mellom 1 og 2 % av det totale fyllingsarealet. Her bygges det en fangdam med sedimentasjonskammer og et eller flere våtmarksfiltre. Under anleggsperioden ferdigstilles fangdammen i en slik grad at den kan tjene som en

sedimentasjonsdam. Endelig ferdigstillelse av fangdammen med tilplanting av våtmarksvegetasjon skjer i forbindelse med slutføring av deponiene og oppstart normal drift av veganlegget. Arealbehovet for fangdammen som skal behandle avrenning fra deponiene i Stordalen og Agro-området anslås til maksimalt 6 daa, men sannsynligvis vil et anlegg på 2-3 daa være tilstrekkelig. Nødvendig størrelse av anlegget kan vurderes gjennom anleggsperioden.



Figur 17. Mulig utforming av deponi med sulfidholdige masser. Ranker av grov skjellsand legges opp på tvers av strømningsretningen for vann gjennom deponiet. Oppgravde myrmasse brukes som underlag for topplag med leire, samt legges opp i ranker langs kanten av deponiet (ikke vist på figur).



Figur 18. Mulig utforming av deponi med sulfidholdige masser, med fangdam som tiltak for behandling av forurenset vann i utstrømningsområdet. Kalkmateriale i deponi legges i ranker.

Bredden av sedimentasjonsbassenget bør ikke være større enn at akkumulert sediment kan fjernes med gravemaskin, dvs. maksimalt 14-15 m dersom det er tilgang fra begge sider. Sedimentasjonsbassenget bør bygges opp av flere kamre adskilt av permeable demninger. Disse demningene kan lages av pukkfylte gabioner eller ”pukkpølser” pakket i galvaniserte nett. Vannivået i sedimentasjonsdammene og fangdammene opprettholdes ved oppdemming av utløpet i form av en jorddam med tett leire, dekket av fiberduk og steinsatt eller evt. en naturlig fjellterskel. Avhengig av fallforhold kan sedimentasjonsdammen/fangdammen seksjoneres i ulike høyder. Dersom vannet fra deponiet har behov for ytterligere avsyring, kan en seksjon av fangdammen tilføres grovt kalkmateriale.

Ved endelig utforming av fangdammen utformes sedimentasjonkamrene med et vanddyb på 1,5 m. Dersom tetting er nødvendig plastres disse med leire langs bunnen og kantene. Sedimentasjonkamrene bør utgjøre 10-20 % av det totale overflatearealet til fangdammen.

Våtmarksfiltrene plastres med leire langs bunnen og kantene slik at vanddybet i hele bassenget blir 0,4-0,5 m. Kantene legges med fall ikke brattere enn 1:1,5. Våtmarksfiltrene tilplanter med våtmarksplanter: dunkjevle, sjøsivaks og takrør. Langs kantene tilsås anlegget med en grasblanding med stort innslag av strandrør.

Behovet for tiltak knyttet til planlagte deponier i Stordalen og Agro-området må vurderes ut fra krav til vannkvalitet tilført bekken ned fra Stordalen og ut i Kaldvellfjorden. I utgangspunktet er dette en naturlig sur bekk som ikke er sjøauførende, og som har blitt definert som en lite sårbar resipient. Kaldvellfjorden er imidlertid et viktig rekreasjonsområde, og det er lite ønskelig med visuelt sterkt redusert vannkvalitet i bekkens utstrømningsområde pga. høyt partikkelinnhold.

I det følgende er det gitt kommentarer knyttet til ulike forhold for de to aktuelle deponiområdene:

Utfylling i Stordalen vil bryte den naturlige dalformen og samtidig representere en gjenfylling av områder som i utgangspunktet er egnet til oppsamling og behandling. Et alternativ kan være å bruke en mindre arealkrevende fylling som plasseres i indre del av foreslått areal og gir oppfylling mot dalsidene. Slik vil en kunne bevare dalformen og beholde godt egnede arealer for oppsamling og behandling av vann. I tillegg gis fyllingen en form som letter avledning av regnvann.

Deponiet ved Agro er noe mer komplisert, spesielt hvis deponiet skal ha en form for utnyttelse som krever flat overflate. Kommunen ønsker dette, og det er et spørsmål om Vegkontoret og kommunen skal finne en felles løsning eller om en på dette stadiet skal velge å betrakte deponiet som kun et deponi. Vi har sett på begge alternativer.

Hvis en bare betrakter dette som et deponi, vil mulighetene for avskjæring av bekk gjennom området, kombinert med andre tiltak kunne gi en akseptabel løsning. Myrmassene bør skiftes ut og bekken ledes i rør under fyllingen.

Hvis deponiet skal brukes til næringsformål, f.eks. etablering av næringsbygg på arealet blir situasjonen noe annledest. For det første vil en nødvendigvis kunne risikere at fyllingen blir liggende ubrukt i en rekke år fordi det ikke melder seg interessenter. Faren for kontakt mellom oksiderte sulfidminerale og nedbør er da svært stor og en må påregne effekter slik som en har sett ved Langedalstjenn.

Fyllingen må bygges med flat eller tilnærmet flat overflate for å egne seg til utbygging. Dette reduserer mulighetene for å lede nedbør vekk fra fyllingen. Det vil være nødvendig med en svak helling på det arealet som ikke bebygges for på den måten å lede nedbør vekk i et overvannsystem. Asfalt eller annet dekkstoff må være minst mulig gjennomtrengelig for nedbørvann.

Dernest vil en måtte vurdere faren for å ødelegge fyllingens oppbygging ved gravearbeider. Betongkonstruksjoner bør neppe plasseres nede i en slik fylling fordi faren for tæring på betongoverflatene er svært store.

Kombinasjonen av to separate deponier vil være vanskeligere å håndtere enn ett deponi. Det er fordi behovet for arealer til oppsamling og behandling av avrenningsvann kan være stort.

Nitrogenutvasking

Store fyllinger og deponier med sprengstein vil inneholde nitrogenrester fra sprengning. Mengden vil være avhengig av i hvilken grad nitrogenet i massene allerede er utvasket før de legges ned i fylling. En million m³ masse med avrenning av 5 eller 15 % av brukt nitrogen vil utgjøre en total transport av hhv. 13 000 og 40 000 kg nitrogen til Kaldvellfjorden. Dette tilsvarer nitrogeninnholdet i avløpsvann fra over 10 000 personer i et år eller årlig N-utvaskingen fra 8 500 daa med jordbruksareal. I blandsonen med sjøvannet som har høy pH vil ammonium tilført med bekken fra Stordalen kunne danne ammoniakk og potensielt gi gifteffekter på sjølevende organismer i nærområdet til utslippspunktet.

Så høye nitrogenkonsentrasjoner vil trolig skape uønsket vekst i bekkesiget, men langt viktigere er evt. eutrofieringseffekter i Kaldvellfjorden. Tiltak må derfor vurderes for å forebygge slike effekter i Kaldvellfjorden og tilgrensende sjøområder.

4.3 Påkjøringsrampe Gilde

I området ved påkjøringsrampen til Gilde/Agro og Gaupemyr planlegges det også fylling/massedeponi. Fyllingen/deponiet vil ha avrenning mot Langedalstjenn, som allerede er sterkt påvirket av syretilførsel.

NIVA har tidligere anbefalt å vurdere avskjærende ledning for å føre denne bekken til sjøen. I forbindelse med E18-utbyggingen bør en vurdere å kombinere behovet for å rense Langedalstjenn med behovet for å unngå ytterligere påvirkning. Dette kan trolig gjøres ved å akseptere en viss syretransport ned mot nåværende E18 og pumpe dette vannet nordover langs eksisterende E18 og i selvføll ned til Kaldvellfjorden.

Alternativt bør det vurderes å samle opp og deretter rense alt avrenningsvannet fra fyllingen i området ved eksisterende E18 og så lede bekken tilbake i eget løp. Dette vil også være med å rense Langedalstjenn. Da vil en samtidig opprettholde Langedalstjennets gjennomstrømningsforhold, noe som har betydning for vannets selvrensingsevne. Bekken langs boligområdet nedstrøms eksisterende E18 vil opprettholdes, noe som kan ha verdi for beboerne og skolen i området.

4.4 Moelva

Kryssingen med Moelva er i utgangspunktet mindre problematisk, men det er fare for påvirkning av tunnelvann fra vest. Tunnelen gjennom Skifjell er 1050 m med stigning på noe over 8 promille. Nordøstre utløp blir liggende ca. 500 m fra Moelva. Siden tre firedele av tunnelmassen vil være sulfidgneis vil det trolig bli brukt sprøytebetong i tunnelveggen for å gjøre den mer bestandig.

Tunnelvannet vil sannsynligvis være surt som følge av drenering og oksidasjon av sulfidholdige masser over tunnelen. I tillegg vil kombinasjonen av sprengstoff og sprøytebetong kunne medføre fare for nitrogenavrenning og ammoniakkdannelse. Generelle forholdsregler bør tas for å unngå dannelse av ammoniakk. Ut fra at Moelva har potensial som er sjøauførende og har et intakt bunndyrsamfunn, anbefaler vi oppsamling og behandling av både drens- og vaskevann fra tunnelen, både i anleggsfasen og driftsfasen.

I anleggsfasen anbefales det å drive tunnelen gjennom Skifjell fra vest mot øst, slik at avrenning til Moelva først kommer når drivingen av tunnelen er ferdigstilt. I fasen med tunneldriving pumpes partikkel- og nitrogenholdig driftsvann til vestsiden av tunnelen der det renses gjennom en sedimentasjonsdam og evt. en luftet dam (kompressorlufting) for avdriving av ammoniakk før det slippes i bekken fra Fjellvannsdalen med avrenning til Glamslandsvatnet.

Dreneringseffekter på vegetasjon og myrområder over tunnelen bør utredes nærmere.

Når tunnelen er ferdig drevet vil oppsamling av drensvann fra fjellet og vaskevann skje ved selvføll mot sletteområdet ved Norton. Her kan det etableres en sedimentasjonsdam og senere en fangdam som vil utjevne pulser av forurenset eller surt vann samt sedimentere partikler fra tunnelvannet.

Tunnelen gjennom Skifjell vil bli bygd med to overvannssystemer, et for drensvann fra fjellet og et for overvann og vaskevann fra tunnelen. I anleggsfasen sambehandles disse vanttypene i fangdammen. Dersom det i driftsfasen viser seg at det "rene" vannet fra fjellet får et lavt syreinnhold, bør det være muligheter for å lede dette utenom behandlingsanlegget.

Breelavsetningen ved Moelva gir sannsynligvis gode muligheter for infiltrasjon av forurenset vann. En renseløsning basert på en kombinasjon av en sedimentasjonsdam etterfulgt av infiltrasjon i lokale løsmasser bør utredes nærmere. I forhold til nitrogen vil en slik renseløsning kunne gi god effekt gjennom kombinasjon av nitrifikasjon og binding av tilført ammonium. Ved bruk av infiltrasjon er det lite sannsynlig at ammoniakkdannelse kan gi gifteffekter på fisk og bunndyr i Moelva.

Ved evt. bygging av en infiltrasjonsløsning for forurenset vann må det klarlegges at dette ikke er i konflikt med lokale drikkevannsinteresser knyttet til grunnvann.

4.5 Glamsland

Fyllingene ved Glamsland representerer i seg selv en fare for påvirkning av vassdraget nedstrøms fordi de hovedsakelig vil utgjøres av oksidert sulfidgneis. I tillegg må en påregne en vesentlig nitrogenlekkasje fra sprengstoffrester i fyllingene. Angitt mengde steinmasse som planlegges deponert i området er 400 000 m³.

Syreavrenningen til denne resipienten kan imidlertid være forholdsvis stor uten at det oppstår lav pH fordi North Cape Minerals utslipp høyere oppe gir en høy pH-verdi i Glamslandsbekken og vannet nedenfor (Kroglund m.fl. 2000). Tilsetting av hydratkalk øker også bufferkapasiteten til vannet. Det ble bekreftet ved måling den 12. februar 2003, da alkaliteten var 0.6 mmol/L. pH-verdier i området 7-8 er vanlig i Glamslandsbekken i dette området, men også svært høye konsentrasjoner av fluorid er tidligere målt (5-25 mg F/L i innløpet til Glamslandsvann). Den høye pH-verdien beskytter trolig mot fluorforgiftning og kan være avgjørende for at fisk og andre forsuringsfølsomme organismer synes å være intakt i Glamslandsvann. Det bør derfor være et mål å opprettholde forholdsvis høy pH i elva. Dette begrenser mulighetene for å avsyre sur avrenning fra fyllingene. På lengre sikt har en selvsagt heller ingen garanti for at bedriften består eller at utslippsmengden av hydratkalk opprettholdes. Vi vil anbefale at fyllingene bygges opp med tanke på å hindre sur avrenning til vassdraget, se under.

Nitrogenavrenningen til Glamslandsvann kan bli betydelig. Potensielt nitrogentap ved lekkasje av 5 eller 15 % av nitrogenet fra anvendt sprengstoff vil være hhv. 5 000 og 16 000 kg. Nitrogentapet kan faktisk bli enda høyere fordi mengden sprengstoff som anvendes ved sprenging av tunneler er høyere pr. m³ masse enn ved dagsprengning. Dersom man forutsetter at nitrogenforbindelsene i deponiet vaskes ut over et år vil dette resultere i en midlere nitrogenkonsentrasjon i Glamslandsvassdraget på hhv. 0,8 og 2,25 mg N/l gitt beregnet middelvannføring på 225 L/s (nedbørfelt 8,3 km² og middelavrenning 27 L/s*km²). Konsentrasjonene i bekken vil imidlertid kunne variere svært mye avhengig av nedbør, snøsmelting og vannføring i bekken.

Nitrogeninnholdet i Glamslandsvassdraget er allerede noe påvirket av jordbruksaktivitetene i nedbørfeltet, mens fosforkonsentrasjonene er lave. Dersom de lave fosfortilførslene opprettholdes vil nitrogentilførslene neppe skape økt eutrofiering i Glamslandsvatn, men det vil kunne bli økt tilgroing i tilførselsbekkene samt i sjøområdet som er sluttresipient for denne avrenningen.

Vi anbefaler at infiltrasjonsmulighetene under planlagte fyllinger sentralt i dalen undersøkes. Foreløpige undersøkelser indikerer at forholdene ligger godt tilrette for infiltrasjon av surt og nitrogenholdig vann. Før opplegging av sulfidholdig masse vurderes det påført ranker med kalkholdig masse langs hele bunnen av deponiet. Evt. overvann som trenger inn mot deponiet bør avskjæres og føres rett til vassdraget. Overvann fra veggen over deponiet samles opp i grøfter tettet med leire og føres kontrollert til vassdraget uten å infiltrere gjennom fyllinga. Dersom det praktisk og økonomisk er mulig anbefales det å plastre/tildekke sidene av fyllinga med leire evt. i kombinasjon med myrjord. Kantarealene tilsås med en hardfør grasblanding med stort innslag av fåresvingel.

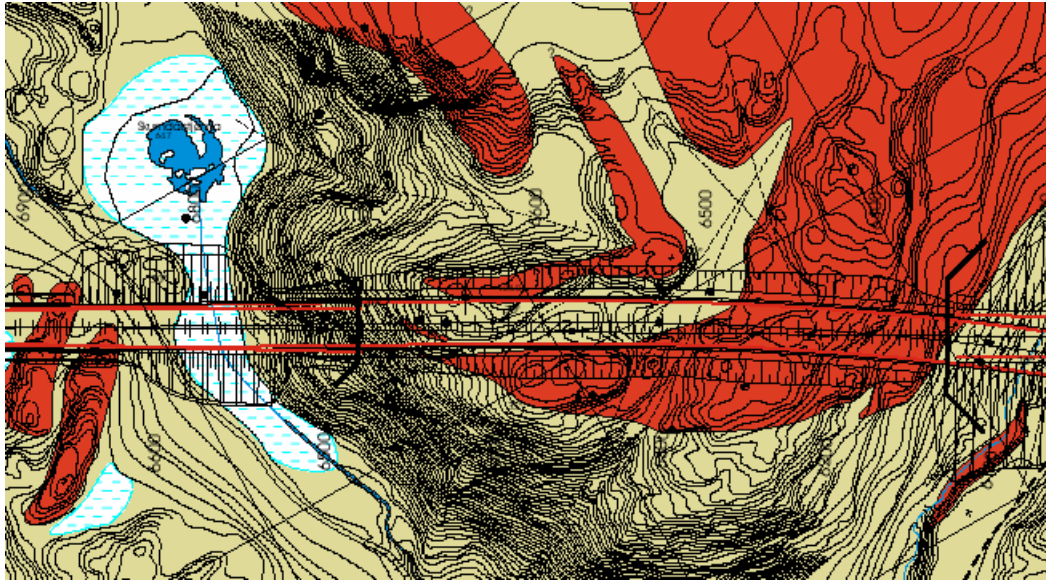
Bekkene til Glamslandsvann som krysses av vegtraseen legges i rør under vegfyllinga og området over kulvertene tettes med en overhøyde med leire før pålegging av steinmasser for å unngå infiltrasjon av surt og nitrogenholdig vann i nærområdet til bekkeløpet.

Eventuelle drikkevannsinteresser knyttet til grunnvann må klarlegges før infiltrasjon av forurenset vann.

Ammonium i avrenningen vil kunne bindes til jord eller nitrifiseres, og infiltrasjon av dette vannet vil dermed kunne avverge eventuelle gifteffekter i vassdraget knyttet til ammoniakkdannelse.

Supplerende tiltak med fangdammer og våtmarker for sedimentasjon av partikler og fjerning av nitrogenforbindelser vil vurderes dersom foreslåtte tiltak ikke gir tilfredstillende utslippskvalitet for vannet fra steinfyllinga. Sjøområdet som er sluttresipienten for avrenning fra dette området ligger bare ca. 500 m nedstrøms Glamslandsvannet og utgjøres av Sangereidkilen og Skallefjorden mellom Skauerøya og Justøya rett vest for Lillesand sentrum. Usikkerheten omkring nitrogenavrenning kan gjøre det nødvendig med en resipientvurdering også i dette sjøområdet.

Tunnelen gjennom Songlifjellet er ca. 350 m og kan gi tørrlegging og drenering av myrer over tunnelen. Vestre deler av tunnelen går gjennom sulfidgneis, se **Figur 19**, og bekken her er trolig naturlig sur på grunn av dette. Fare for dannelse av ammoniakk er også til stede fordi det kan tenkes at det blir nødvendig med bruk av sprøytebetong for å injisere i tunnelen. Tunnelen vil ha avrenning mot øst, og behandling av avrenningen fra tunnelen må skje i fyllingsområdet her.



Figur 19. Geologi i Songlifjellet vest i Glamslandsdalen. Tunnel er inntegnet. Kartet viser sulfidgneis i gult og pegmatitt i rødt. Figuren viser også stor fylling i dalen vest for tunnelen. (Kilde: Vegdirektoratet)

4.6 Fyllinger ved Kjerlingland

Det er planlagt en langsgående fylling under vegbanen ved Kjerlingland i forbindelse med ny tilknytning fra eksisterende E18 og vestover mot påkjøringsrampe øst for Bjellandsvad. Avrenningen herfra går til Sangereidjtjennet og videre til Glamslandsvann. Fyllingene vil trolig bestå av sulfidgneis og dermed kunne forsterke den sur tilrenningen til nedre deler av Glamslandsvassdraget. Furekjertjenn, som ligger umiddelbart nord for påkoplingen til eksisterende E 18, er fra naturens side sur, med åpenbart høyere sulfatkonsentrasjon enn ”normalt” pga sulfidholdig fjell i nedbørfeltet.

Det kan tenkes at fyllingen blir liggende på marine sedimenter dominert av leire som vil kunne bidra til en viss avsyring (vedlegg B). Men tilførselen av nitrogen til Glamslandsvann kan øke.

4.7 Fjeldalselva ved Bjelland

Kombinasjonen av god sjøareelv (gode oppgangsforhold og høy produksjon) med forholdsvis høyt biologisk mangfold og mulig påvirkning av avrenning fra sulfidholdig berggrunn tilsier varsomhet ved anleggsvirksomhet (Kaste m.fl. 1997; Hindar og Lydersen 2002). I det følgende har vi foreslått enkelte avbøtende tiltak basert på bro over Fjeldalselva ved Bjellandsvad.

Bro over elva gir i utgangspunktet lite behov for utfylling både fordi bro i seg selv krever lite fylling og fordi traseen på begge sider skaper mindre overskuddsmasse (kan gå høyt i terrenget). Det broalternativet som er valgt skaper i utgangspunktet lite problemer, men hvis det kombineres med utfylling i deler av terrenget kan det imidlertid likevel oppstå sur avrenning til elva.

Bro vil medføre utsprengninger i dalsidene, og tiltak bør vurderes i anleggsfasen avhengig av hvordan anlegget skal driftes. Et aktuelt tiltak er utgraving av sedimentasjonsdam etterfulgt av en dam med kalkholdig materiale for avsyring. Det bør vurderes å etablere mindre damløsninger på begge sider av Fjeldalselva, plassert slik at de fanger hoveddelen av avrenningen fra anleggsområdet. Det synes å

være plass til å etablere slike tiltak nede ved Fjelldalselva. Mest mulig skjerming av sulfidmineraler mot nedbør og rask transport av slike masser ut av Fjelldalselvas nedbørfelt bør også skje.

4.7.1 Plassering av overskuddsmasse

Behovet for å plassere overskuddsmasse i dette området kan løses ved å utnytte forsenkninger i terrenget utenfor Fjelldalselvas nedbørfelt. Både mindre daler og myrområder finnes i umiddelbar nærhet i øst. Det vil gi store muligheter for å ha kontroll med avrenningen både i anleggsfasen og i en permanent driftsfase.

Vi har vurdert en lokalitet i tilknytning til påkjøringstrasé for lokalveg fra sørøst (**Figur 7** og **Figur 20**). Påkjøringsvegen vil delvis ligge på fylling og vi foreslår å vurdere mulighetene for å utvide fyllingsarealet slik at en får plassert samlet masseoverskudd. Foreslått lokalitet for massedeponi ligger nær vannskillet og har et begrenset nedbørfelt. Avrenningen vil drenere ned Mannfalldalen og ende opp i Lunnetjønn som iht. ortofoto har avrenning til Kilen og Blindleia og ikke til Fjelldalselva.

Fyllingen antas å kunne romme i størrelsesorden 100-200 000 m³ steinmasse, og vil gi en betydelig nitrogenbelastning til dette mindre vassdraget. Tiltak i form av sedimentasjonsdam og avsyring bør vurderes nedstrøms deponiområdet. Fyllinga bør skjermes mot inntrengning av overvann og nedbør gjennom kombinasjon av avskjærende grøfter og eventuelt overdekning med leire og/eller lokale myrmasser. I bunnen av deponiet bør det legges sulfidfrie masser i strømningssonen for vann ut av deponiet. Tilførsel av kalkmateriale lagt som ranker på tvers av strømningsretningen for vann inne i deponiet bør vurderes. Bruk av myrmasser vil kunne øke nitrogenavrenningen i vassdraget, men vil gi et positivt bidrag i forhold til å forebygge forsuringseffekter og avrenning av giftig aluminium. Deponiet blir liggende på fjell og fjell med grunn overdekning (vedlegg B). Vassdraget nedstrøms denne lokaliteten er ikke vurdert tilstrekkelig.



Figur 20. Alternativ lokalitet for massedeponi ved Fjelldalselva.

4.8 Vallesverdelva

Vallesverdelva krysses i bro. Broen føres over til fylling på vestsiden av elva og denne fyllingen blir liggende langs den søndre kanten av Gåsetjønn. Gåsetjønn drenerer sørover ned Gåsedalen. Fyllingen videreføres langs kanten av Morholtheia med fall ned mot Gåsedalen

Gåsetjønn vil kunne bli påvirket av avrenning fra steinfyllinger langs vannet. Det samme vil utløpsbekken gjennom Gåsedalen. For å minimere evt. problemer med kryssingene over disse bekkene bør de legges i plastkulvert under fyllingene. Over kulvertene foreslås det lagt en overhøyde med leire slik at vann som trenger ned gjennom fyllingene har mulighet for å infiltrere før det tilføres vassdragene. Overvann fra vegstrekningen over fyllingene samles opp og behandles i en enkel fangdam før det tilføres bekkene. Overvann fra vegen skal ikke drenere fritt ned gjennom opplagte steinfyllinger.

Halvparten av tunnelvannet fra tunnel sørover vil tilføres nær bekkeløpet fra Hommerkleivtjenn. Her bør det lages et enkelt behandlingsanlegg for sur og initielt nitrogenholdig tunnelavrenning.

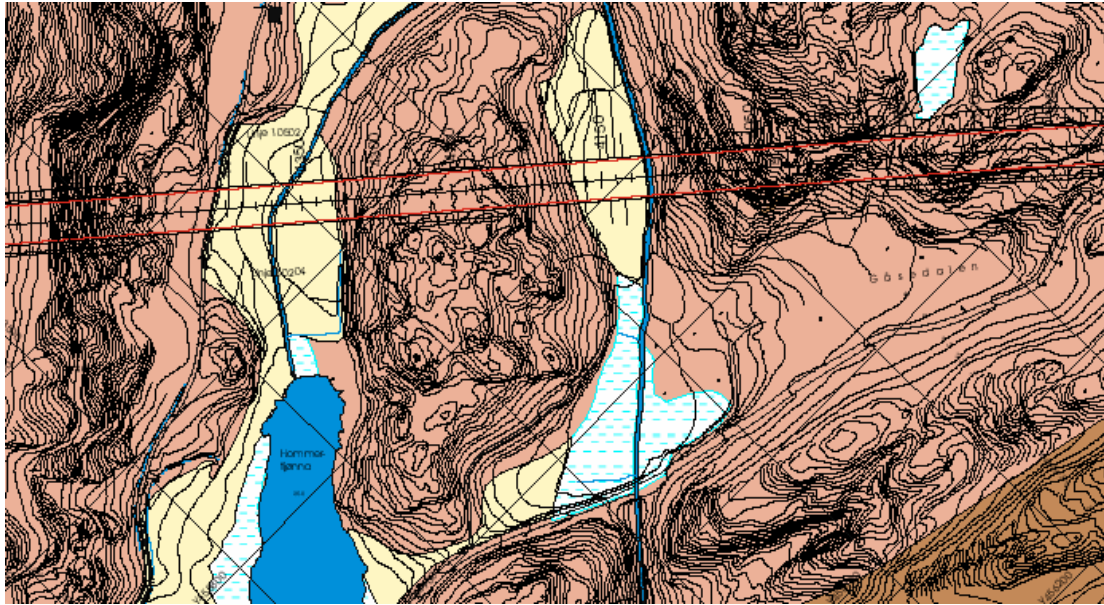
4.9 Steindalsbekken

E 18 vil gå med to større fyllinger over mellompartiet til Steindalsbekken (**Figur 21**). Vegkryssingen ved Steindalsbekken og utløpsbekken fra Hommerkleivtjenn går over marine avsetninger med leire og silt. Oppstrøms kryssingen ligger en mindre breelavsetning. Kryssingen fører til sterk påvirkning av Hommerkleivtjennet oppstrøms bebyggelsen i Steindal.

For å minimere evt. problemer med kryssingene over disse bekkene bør de legges i plastkulvert under fyllingene. Over kulvertene foreslås det lagt en overhøyde med leire slik at vann som trenger ned gjennom fyllingene har mulighet for å infiltrere før det tilføres vassdragene. Overvann fra vegstrekningen over fyllingene samles opp og behandles i en enkel fangdam før det tilføres bekkene. Overvann fra vegen skal ikke drenere fritt ned gjennom opplagte steinfyllinger.

Avstanden til tjennet vil være få meter. Her har en valget mellom å forsøke å bevare dette tjennet eller benytte det aktivt for å hindre nitrogen- og partikkelavrenning videre nedover i dalen i anleggsperioden og trolig noe utover dette.

Det er ikke kjent om Hommerkleivtjennet har forekomster av verneverdige plante- eller dyrearter. Dette bør undersøkes. Men hvis så ikke er tilfelle kan en velge å benytte seg av denne lokaliteten som naturlig rensanlegg. En allerede næringsrik lokalitet med vekst av næringskrevende, høyere vegetasjon kan stimuleres ytterligere ved å lede nitrogen- og partikkelholdig avrenning hit. Det kan gjøres ved å pumpe vann fra fyllingen over til tjennet. Avrenningen fra tjennet kan i sin tur ledes passivt mot Steindalsbekken. Tilsetting av fosfor for ytterligere å stimulere til nitrogenopptak i vegetasjon kan være aktuelt.



Figur 21. Figuren viser geologiske forhold i kryssingsområdet med Steindalsbekken. Berggrunnen er hovedsakelig pegmatitt. Det vil bli to store fyllinger i forsenkningene. (Kilde: Vegdirektoratet)

Steinfyllingen nord for Hommerkleivtjennet ender i et tunnelpåslag for tunnelen fra Steindalsbekken til Urdevatn, en tunnel som blir noe over 2 km lang. Knyttet til denne tunnelen må en være oppmerksom på effekter knyttet til drenering og tørrlegging av myrer og vegetasjon. Denne tunnelen antas å ha et høybrekk omtrent på midten slik at den dreneres til begge sider. En må være oppmerksom på at det kan være nødvendig å behandle utløpsvann fra tunnelen før dette slippes til resipient.

4.10 Urdevatn og Kviksvatn

Tunnelen fra Steindalsbekken til Urdevatn ender opp rett øst for Urdevatnet, dvs. i Gale Raundalen. Videre føres vegen i fylling langs sørenden av Urdevatn, over bekken ned til Kviksvatn og videre langs nordsiden av Kviksvatn. På nordsiden av Kviksvatn, i Tverrdalen, er det planlagt et mindre massedeponi for overskuddsstein. Fra Kviksvatn føres vegen videre, delvis på fylling fram mot Studevatn.

4.10.1 Tunnel og kryssing ved Urdevatn

Vannet fra tunnelen fram til Urdevatn kan føres kontrollert fram til behandlingsanlegg nedstrøms planlagt massedeponi i Gale Raundalen og sambehandles med dette vannet. Drensvannet fra tunnelen vil initielt være både surt og nitrogenholdig, men vil etterhvert kunne endre kvalitet slik at behandling/rensing kan vise seg unødvendig. I driftsfasen bør det derfor være mulighet til å velge å føre dette vannet utenom behandlingsanlegget og direkte til Urdevatn eller helst utløpsbekken fra Urdevatn. Overvannssystemet fra tunnelen vil i driftsfasen føre med seg vaskevann, forurenset overvann samt evt. kjemikalier knyttet til lekkasje/velt i tunnelen. Dette vannet bør alltid føres til behandlingsanlegget nedstrøms deponiet for sedimentasjon, utjevning av forureningskonsentrasjoner og nedbrytning av organiske forureningskomponenter. Bruk av sprøytebetong i tunnelen vil kunne medføre fare for giftvirkning av ammonium som omdannes til ammoniakk. Ved å blande periodisk basisk vann fra tunnel med surt vann i behandlingsanlegget vil slike effekter kunn forebygges. Kalkmaterialer tilført i behandlingsanlegg vil ikke bringe pH i utløpsvannet noe høyere enn maksimalt pH 8 og sannsynligvis under pH 7, siden verdien vil være et resultat av bufferreaksjonen for CaCO_3 .

Økt pH knyttet til dette kalkmaterialet gir derfor liten fare for massiv dannelse av ammoniakk i resipienten i motsetning til avrenning fra betongsprøyting der en raskt oppnår pH i utløpsvannet på 10-11.

I driftsfasen bør overvannet fra vegen på toppen av fyllingene langs sørenden av Urdevatn og fra høybrekk ved Kviksvatn føres kontrollert ned til lavpunkt ved bekken mellom Urdevatn og Kviksvatn. Her kan det etableres et enkelt behandlingsanlegg eller vannet kan slippes rett i bekken med bakgrunn i at det forutsettes liten/ingen kontakt mot sulfidholdige masser ved bruk av tilsådde leiretettede veggrøfter. Fyllingene bør vurderes dekket til og tilsådd for å minimere vanninntrengning i fyllmassen knyttet til nedbør og snøsmelting.

4.10.2 Planlagt massedeponi oppstrøms Urdevatn (Gale Raundalen)

Planlagt massedeponi ovenfor Urdevatn (**Figur 22**) har et betydelig nedbørfelt oppstrøms planlagt deponiområde. Bekken fra dette høyereliggende området kom inn i deponiområdet via bart fjell. Under anlegging av deponiet anbefaler vi at dette vannet samt evt. annet vann fra sidearealene avskjæres og føres kontrollert gjennom deponiet i kulvert fram til nedstrøms behandlingsanlegget for sur avrenning fra deponiet.

Før det aktuelle området tas i bruk til deponi, bør konsekvenser av oppfylling vurderes nærmere. Kartlegging av myrdyp er utført og vist i vedlegg C. I bunnen av deponiet, dvs. der en forventer at vannet dreneres ut bør det legges opp sulfidfrie masser. I utstrømningsområdet av deponiet bør det legges opp rikelig med grov skjellsand eller knust kalkstein som kan bidra til å øke vannets pH og bufferevne før utslipp. Kalkmaterialet legges opp som ranker på tvers av strømningsretningen for vann ut fra deponiet. Nedstrøms deponiet anlegges det en kompostvåtmark eller en fangdam for å felle evt. tungmetaller og øke pH og alkalitet ytterligere. Hvilket tiltak som bør iverksettes nedstrøms deponiet avhenger av effekt av kalkmateriale tilført i bunnen av selve deponiet.



Figur 22. Lokalitet for massedeponi på innsiden av traseen ved Urdevatn, se kart i **Figur 23**. Det er torv i bunnen og en bratt, langsgående fjellkant på innsiden av deponiområdet.

Urdevatn bør sikres mot akutte forurensningspulser gjennom å etablere en tilstrekkelig utjevningsskapasitet nedstrøms deponiet. Vi vil evt. anbefale at Urdevatn blir vurdert som del av risikoområdet ved at miljømålet her reduseres. Alternativt bør en vurdere å legge deponiet lenger inn i terrenget slik at det blir mulighet for å bruke et større behandlingsareal nedstrøms.



Figur 23. Figuren viser hvordan planlagt E 18 ligger i fyllinger og skjæringer mellom Kviksvatn i nedre del og Urdevatn i øvre del. Det er tunnelinnslag øst for Urdevatn. Herfra og i nordvestlig retning er området for planlagt massedeponi (Gale Raundalen), se **Figur 22**.

4.10.3 Massedeponi ved Kviksvatn

Massedeponiet ved Kviksvann er foreslått plassert i en bekkedal med direkte avrenning til Kviksvatn, helt ned mot vannet (**Figur 24**). Ny vegtrasé krysser over deponiet. Behandlingstiltak kan vanskelig plasseres nedstrøms deponiet, da det er små arealer tilgjengelig. Kviksvann antas å være en prioritert resipient med en god fiskebestand og med betydning for lokal rekreasjon. I en innledende vurdering anbefaler vi følgende tiltak for dette deponiet:

- Oppfylling med ikke sulfidholdige masser
- Førre bekken kontrollert under deponiet i kulvert

- Planlegge deponiet slik at det er noe areal tilgjengelig for etablering av renseanlegg før avrenningen føres til Kviksvann.
- Etablere et sedimentasjonsbasseng nedstrøms ved oppstart fylling for å sedimentere partikler og utjevne evt. pulser med ammoniumnitrogen fra sprengstoff
- Dekke overflate med leire, avskjære overvann både på toppen av deponiet og langs sidene



Figur 24. Det er relativt store vegfyllinger langs hele Kviksvatn. I tillegg kommer eventuell ekstra fylling som beskrevet i teksten.

4.11 Studevattn og Krogsvattn

4.11.1 Vegfylling Studevattn

Fyllinger er planlagt direkte i Studevattn (**Figur 25**). Dette representerer en trussel for flora og fauna i vannet, og spesielt i den perioden hvor fyllingen etableres. Det bør ikke legges sulfidholdige masser i vannet. Utlekking av nitrogen fra sprengstoffrester i fyllmassene kan medføre økte konsentrasjoner i vannet, men trolig ikke medføre økt algevekst pga fosforbegrensning.

4.11.2 Kryssing Krogsvattn

Også for Krogsvattn er det planlagt en mindre fylling i en avgrenset del av vannet. I tillegg blir det flere mindre vegfyllinger i det nære nedbørfeltet til Krogsvattn. Her bør det ikke brukes sulfidholdige

masser. Med mindre det brukes sprøytebetong under byggeprosessen på denne strekningen forventes det liten fare for negative effekter fra nitrogenrester fra sprengning.



Figur 25. I søndre del av Studevatn kommer planlagt E 18 i fylling ut i vannet.

5. Kontrollundersøkelser

Denne rapporten peker på en rekke tiltak som kan/bør iverksettes for å hindre uønsket påvirkning av vannforekomster i ferskvann og i sjøen. Vi har lite erfaring med hvordan de anbefalte tiltakene virker. Det er også liten erfaring med hvordan en privat entreprenør er i stand til å takle uventede situasjoner knyttet til svovelavrenning under anleggsfasen. Uhell kan oppstå og effekter på vassdrag kan inntreffe forholdsvis raskt, avhengig av påvirkning og variasjoner i vannføring og sårbarhet i de biologiske samfunn.

Vi tror det kan være fornuftig å overveie følgende:

- en viss opplæring/bevisstgjøring av personell som skal ha ansvar for og som skal utføre anleggesarbeidet
- løpende inspeksjon av anbefalte tiltak/prosedyrer
- kontrollundersøkelser i anleggsfasen for optimalisering av tiltak
- etterkontroll av effekter i resipientene.

Utbygger vil trolig også ha behov for, evt. få pålegg om, å dokumentere vannkjemiske og biologiske forhold under og etter anleggsfasen.

Forsuringspotensialet til det sulfidholdige fjellet i området er ikke fullstendig undersøkt, men de geologiske undersøkelsene viser at sulfidgneis fra ulike lokaliteter kan ha ulikt sulfidinnhold. Graden

av finknusing av fjellet antas også å få stor betydning for utlekkingen fordi den totale overflaten øker raskt med avtakende kornstørrelse. Effekten av ulike grader av utsprengning på de ulike resipienter er ikke kjent.

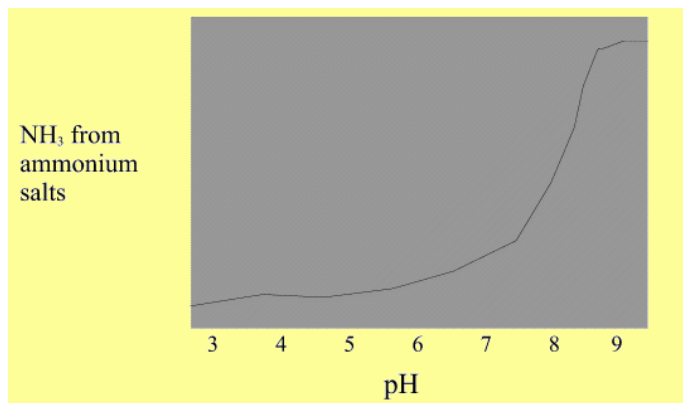
Vi anbefaler at man allerede i forbindelse med anleggsstart tar ut vannprøver fra områder med sprengningsaktivitet for å få en indikasjon på det lokale fjellets forsurningspotensiale og innhold av mobiliserbare metaller. I anleggsfasen bør diverse sivevannsstrømmer undersøkes, særlig med tanke på pH, sulfat og metaller. Men også partikler og nitrogenforbindelser bør undersøkes fordi dette også kan være problematisk for vassdraget.

Vi vil også anbefale vannkjemisk kontroll i viktige lokaliteter før, under og etter anleggsfasen. De samme analyser bør gjennomføres her. Biologiske prøver bør tas om en anser dette for nødvendig, men uansett hvis resultatet av annen prøvetaking skulle tilsi effekter på biologi.

6. Referanser

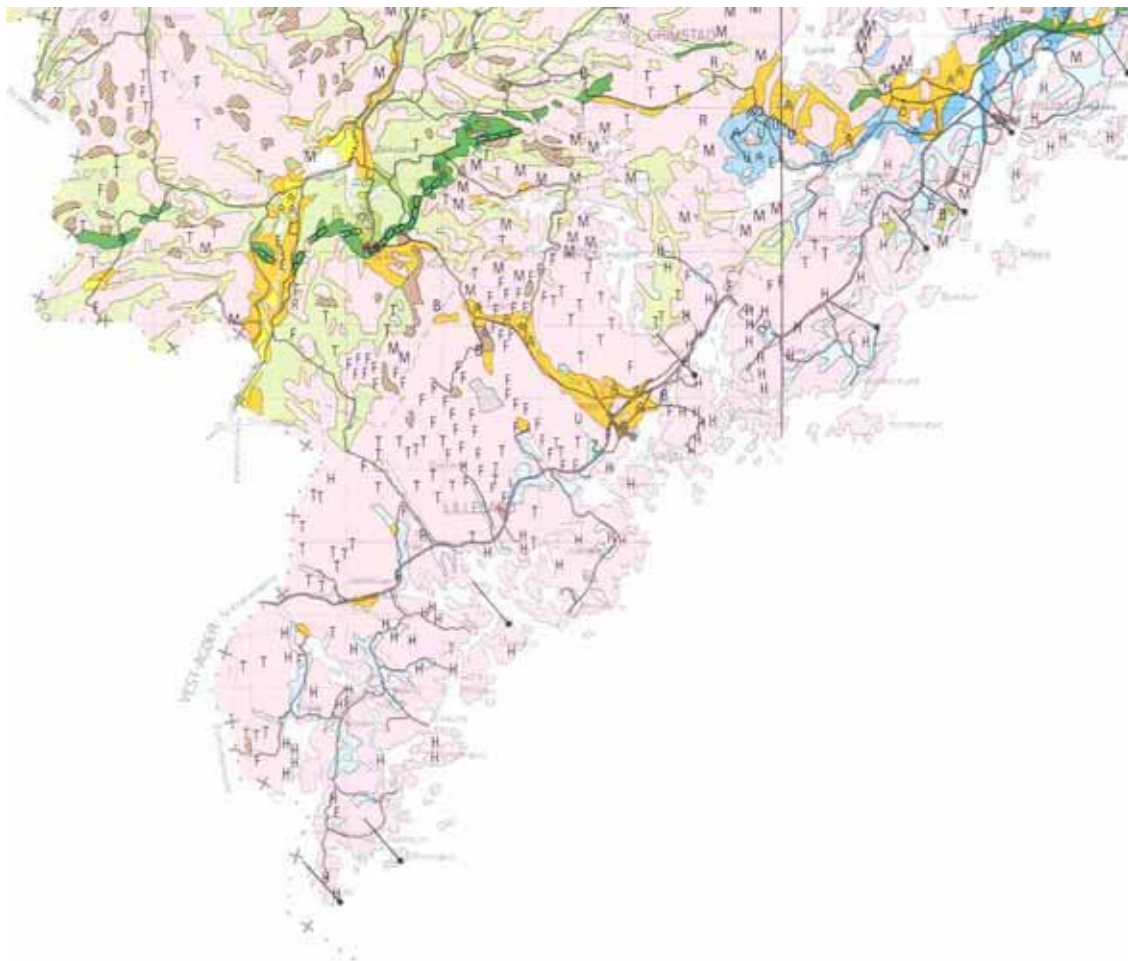
- Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA-rapport 3920. 26 s.
- Bækken, T. 2000. Utslipp av tunnelvann i Mastebekken Modum kommune. Virkninger på vannkjemisk, bunndyr og fisk. Sluttrapport. NIVA-rapport 4287-2000. 20 s.
- Hindar, A. 1990. Vurdering av vannkvaliteten i kystnære småvassdrag i Aust-Agder grunnlag for tiltak. NIVA Rapport løpenr. 2389. 66 s inkl. bilag.
- Hindar, A. and Lydersen, E. 1994. Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, and Soil Pollut.* 77: 17-25.
- Hindar, A. og Lydersen, E. 2002. Effekt av eksponert og ueksponert sulfidberggrunn på vannkvalitet langs planlagt E18-trase mellom Lillesand og Kristiansand. Rapport 4493-2002. NIVA. 41 s.
- Kaste, Ø., Håvardstun, J., Kroglund, F. og Simonsen, J.H. 1997. Vurdering av fiskehabitater og bunnfauna i bekker i Lillesand. NIVA, rapport løpenr.3743-1997. 36 s.
- Kroglund m.fl. 2000. Betydningen av fluor for Glamslandsvassdraget, Aust-Agder. NIVA-rapport 4306-2000. 36 s.
- Skousen, J. 2002. Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage. Vest Virginia University. <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtr/passtr.htm>.

Vedlegg A. Ammoniakk ved økende pH



Relativ økning i målt ammoniakk-avdampning fra ammonium-salter ved stigende pH.

Vedlegg B. Kwartærgeologisk kart (løsmasser)



Vedlegg C. Borpunkter i Urdalen

