

## E18 Grimstad-Kristiansand gjennom sulfidholdige bergarter – syreproduksjon og effekter på avrenningsvann

Av Atle Hindar

Atle Hindar har doktorgrad i vannkjemi og er seniorforsker ved NIVA.

Innlegg på seminar i Norsk vannforening 12. april 2012.

### Sammendrag

Arbeidet med ny E18 Grimstad-Kristiansand ble gjennomført i perioden 2006-2009. Deler av veien ble sprengt ut i sulfidholdige bergarter. Slik sprengstein ble identifisert og lagt opp i tre store deponier. Tilgang på luft og fuktighet i deponiene fører til svovelsyreproduksjon, sterkt redusert pH og transport av store mengder aluminium og tungmetaller til avrenningsvannet. Det er beregnet at det i den nærliggende Kaldvellfjorden årlig dannes 60-70 tonn slam ved at metaller fra det største deponiet felles ut igjen i sjøvannet. Den raske forvitringen i deponiene ser ut til å foregå med konstant hastighet. Det stiller store krav til de avsyringstiltak som nå må settes inn for å holde metallene tilbake.

### Spesielt vegprosjekt

Ny firefelts E18 Grimstad-Kristiansand ble bygget i perioden 2006-2009. Det var spesielt på flere måter, både som prøveprosjekt etter OPS-modellen (offentlig privat samarbeid), fordi det var et av de største samferdselsprosjektene i Norge og fordi betydelige deler av traseen ble sprengt ut i sulfidholdige bergarter.

I dette OPS-prosjektet er det Agder OPS Vegselskap som har kontrakten med Statens veg-

vesen, mens utbygger var CJV E18 Grimstad-Kristiansand. Det er Statens vegvesen som har utslippstillatelse gitt av Fylkesmannen i Aust-Agder.

### Effekter av sulfidoksidasjon

Sulfider oksideres ved utspregning og det dannes svovelsyre. Syren bufres delvis av aluminium og tar med seg en rekke tungmetaller ut til vann og vassdrag. Aluminium bufres 50-60 % av sulfatet, nær halvparten bufres av de «snille» stoffene kalsium og magnesium, mens kun 1-2 % utgjøres av  $H^+$  (Hindar og Iversen 2006). Den resulterende  $H^+$ -konsentrasjonen bestemmer pH-verdien. Bufringen er viktig for å unngå pH-verdier ned mot 2-3, men det blir likevel pH 3,5-4 ved kilden.

Aluminiums giftighet i surt vann er godt dokumentert gjennom forskning på effekter av sur nedbør. Smertegrensen for ørret går ved ca. 0,1 mg/l, mens typiske konsentrasjoner i områder der sulfidholdige bergarter er sprengt ut er 10-100 ganger høyere. Dette vannet blir derfor ekstremt giftig for vannlevende organismer, og uten tilstrekkelig fortykning eller avsyring er økologiske effekter uunngåelig. Det er derfor svært viktig å gjøre riktige ting i riktig rekkefølge.

Effekten av å sprengte ut og dermed eksponere slike bergarter for luft og nedbør var godt kjent

i Lillesandsområdet før E18-utbyggingen. Både den ekstreme forsuringen av Langedalstjenn (Hindar og Lydersen 1994) og fiskedøden i Moelva i 2006 (Hindar og Iversen 2006), begge et resultat av utsprenning for næringsvirksomhet, var et varsel om å være forsiktig.

### Deponering av sulfidstein

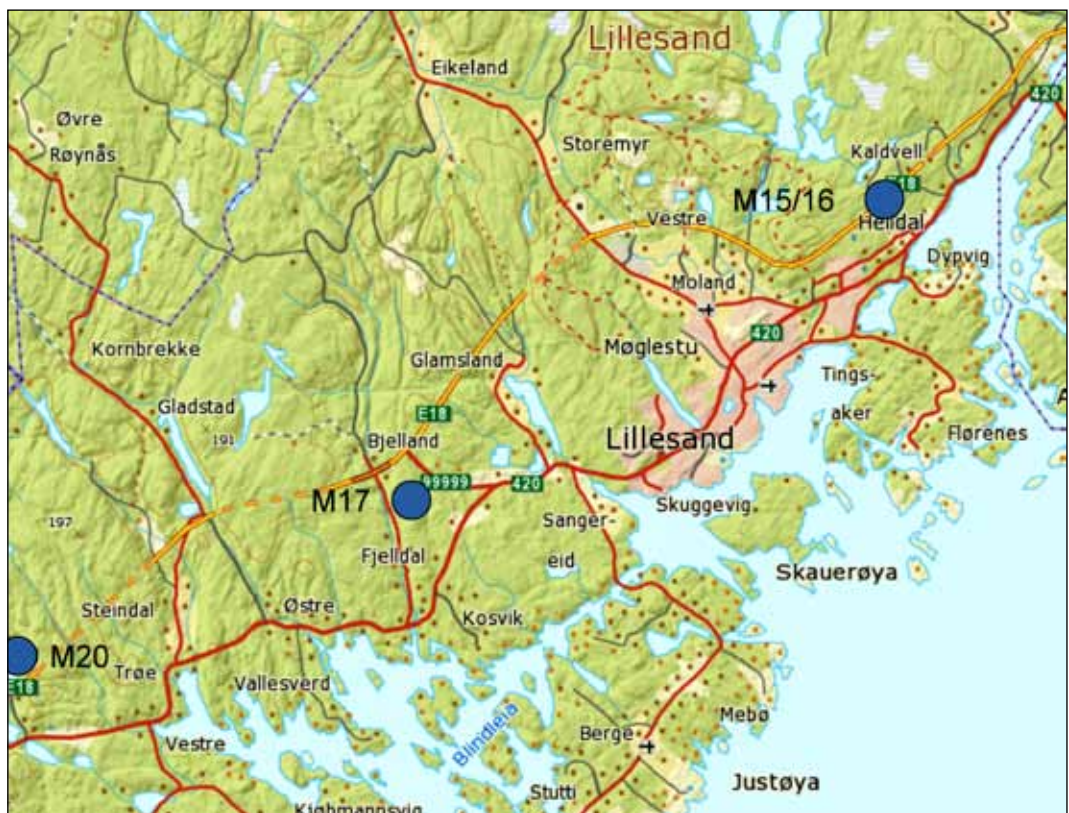
Det ble lagt ned mye arbeid med å finne fram til gode deponeringsområder for sulfidholdig stein (Hindar og Roseth 2003) og riktige akseptgrenser for ulike vannkjemiske parametere.

For å skille problemstein fra friskstein ble sprengstøv analysert fortløpende av utbygger. I og med at den kjemiske oksidasjonen utvikler varme, ble det tilsatt hydrogenperoksid og målt på temperaturøkning. Temperaturøkning over en viss grense var kriterium for å deponere problemstein.

Tre deponier for sulfidholdig stein, figur 1,

ble tatt inn i reguleringsplanen og bygget opp. Deponiene M15/16, M17 og M20 inneholder henholdsvis 467.000, 270.000 og 400.000 m<sup>3</sup> stein. M20 ble anlagt først, og det ble lagt stor vekt på å bygge det opp med en såle av lesket kalk, skjellsand i sjikt i deponiet og forme det slik at volum/areal-forholdet ble høyt. Deponiet ble forholdsvis godt drenert. M17 ble også bygget opp med skjellsand, men verken oppbygging, drenering eller arrondering var slik som for M20 (Hindar 2010). M15/16 har direkte avrenning til den sårbare Kaldvellfjorden.

Underveis i E18-prosjektet ble det pekt på behovet for en tilstrekkelig tildekking av deponiene for å redusere tilgangen på luft og fuktighet. Ingen av deponiene er imidlertid overdekket slik som anbefalt av det svenske MiMi-prosjektet (Fröberg og Höglund 2004) eller slik det kreves i retningslinjer for utsprenning i sulfidstein i Nova Scotia, Canada (NSG 1995).



Figur 1. Deponiene M15/16, M17 og M20 ved ny E18 ligger alle i Lillesand kommune (Kartkilde: Statens Kartverk).

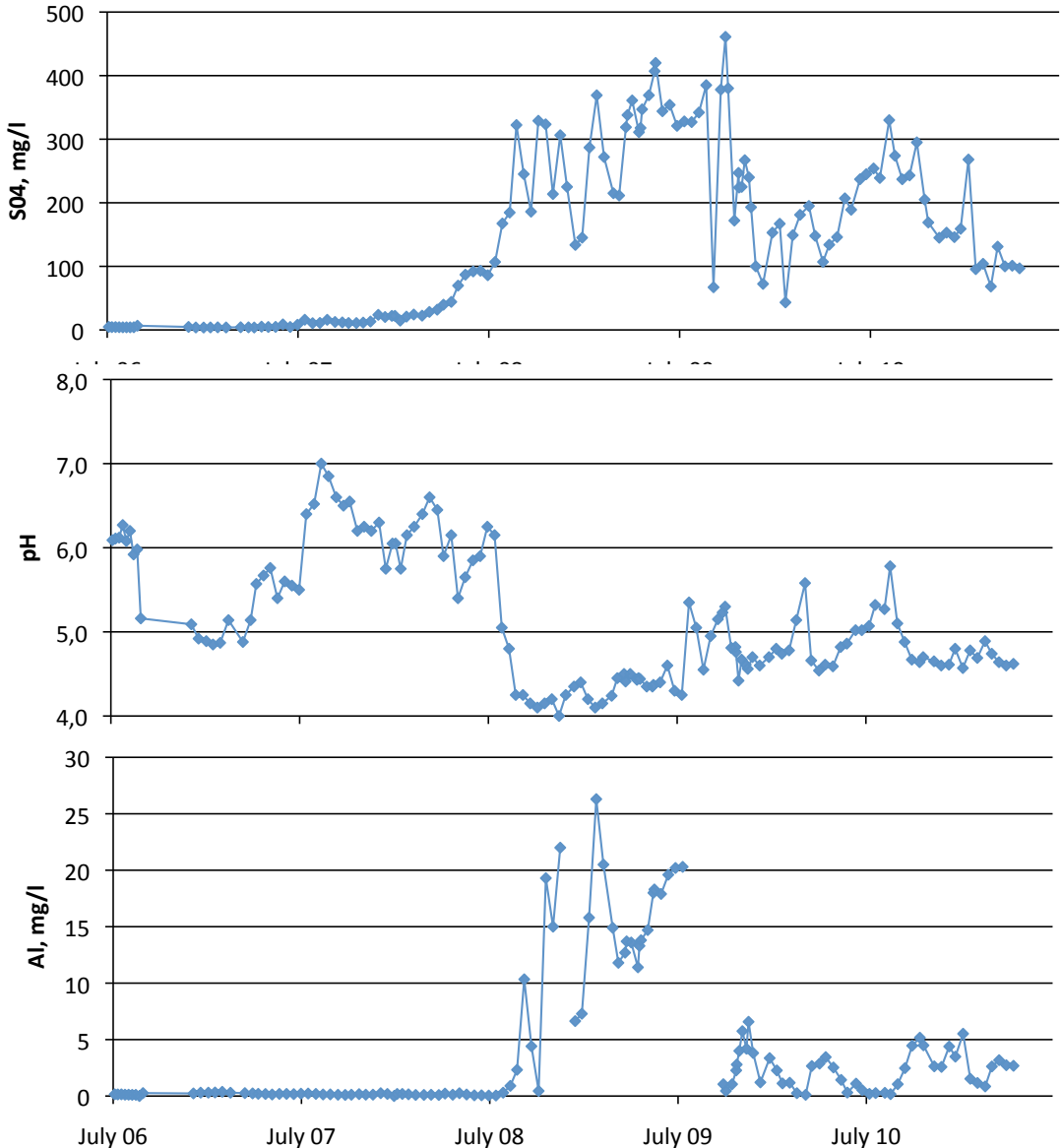
## Avrenning fra deponiene

Mens vannkvaliteten i avrenningen fra M20 i hovedsak var akseptabel, iallfall fram til 2011, forårsaket svært surt og aluminiumsholdig vann fra M17 omfattende fiskedød i Lomtjenn og vassdraget videre ut til sjøen (Hindar 2010).

Etter at sulfatkonsentrasjonen økte til 200-300 mg/l sommeren 2008, ble pH redusert fra naturlige verdier på 4,8-7,0 til 4,0-4,6 i utløpet av Lomtjenn 800 m nedstrøms, figur 2. Alumi-

niumskonsentrasjonen økte deretter til 10-20 mg/l, og det aller meste av dette var på den giftige formen for fisk (uorganisk monomert Al) ved de lave pH-verdiene. Fra sommeren 2009 var Al-konsentrasjonen redusert til under 5 mg/l, men fortsatt var vannet svært giftig for fisk.

Et typisk farenegn i avrenningen fra slike sulfidsteindeponier er dannelse av fluffy, kritthvite utfellinger, fordi de er et resultat av aluminiumsmobilisering ved manglende avsyring. Disse ble



Figur 2. Sulfat, pH og aluminium i utløpet av Lomtjenn nedstrøms deponiet M17.

oppdaget nedstrøms M17 i 2009 og nedstrøms M20 vinteren 2010/2011, figur 3. Basert på stoff-sammensetningen ble de hvite utfellingene identifisert som aluminium-hydroksy-sulfat, trolig basaluminitt eller hydrobasaluminitt (Hindar 2010). Dette er amorfe Al-forbindelser som dannes ved pH 5,0-5,5 når surt vann med oppløst aluminium møter vann med høyere pH. Utfellingene kan løses igjen og dermed representere en ytterligere kilde for giftig aluminium.

Deponiet M15/16 på Gaupemyr begynte å avgi sulfat idet oppbyggingen startet sommeren 2007. Et års tid ble avrenningen nøytralisert og pH i Stordalsbekken var godt over 6,0, figur 4. Men sommeren 2008 var det ikke lenger tilstrekkelig avsyrningskapasitet, og innen et nytt år var gått, hadde pH sunket til ca. 4,5. Da pH avtok til under 6,0, begynte konsentrasjonen av tungmetaller å øke sterkt. Men den desidert kraftigste økningen var for aluminium, som buffer en stor del av det sulfatet som deponiet avgir. Konsentrasjonene av Al økte fra allerede høye bakgrunnsnivåer (0,1-0,4 mg/l) og helt opp mot 50 mg/l, figur 4.

Dette ble også et problem for Statens vegvesen i og med at det ikke var gitt utslippstillatelse for metaller. Slik tillatelse ble gitt av Fylkesmannen i Aust-Agder i april 2012, men det ble samtidig stilt krav om at metalltransporten skulle reduseres vesentlig.



## Stofftransport og forvitring

Transporten av sulfat fra alle de tre deponiene er kvantifisert, og på basis av denne er også transporten av aluminium og tungmetaller fra M15/16 estimert. Til dette er døgnvannføring fra Birkenesfeltet 18 km unna og data fra de ukentlige vannprøvene brukt. Døgnvannføringene er skalert for å tilpasses nedbørfeltene til målepunktene for vannkjemi. Svoveltransporten for perioden mellom hver prøvetaking er så akkumulert slik at en også kan vurdere transportmønsteret (Hindar 2010).

Det mest iøynefallende er en stor (90 tonn/år fra M15/16) og etter hvert helt konstant svoveltransport alle tre steder, eksemplifisert for M15/16 i figur 5. Det vil si at forvitringen av sulfidholdige bergarter er forholdsvis upåvirket av vær og vind. Liten transport i tørre perioder kompenseres ved desto større transport i regnværsperioder. Det ses i figuren ved at svovelkurven har de samme flate partiene som vannføringskurven i tørre perioder og at begge stiger i perioder med god avrenning.



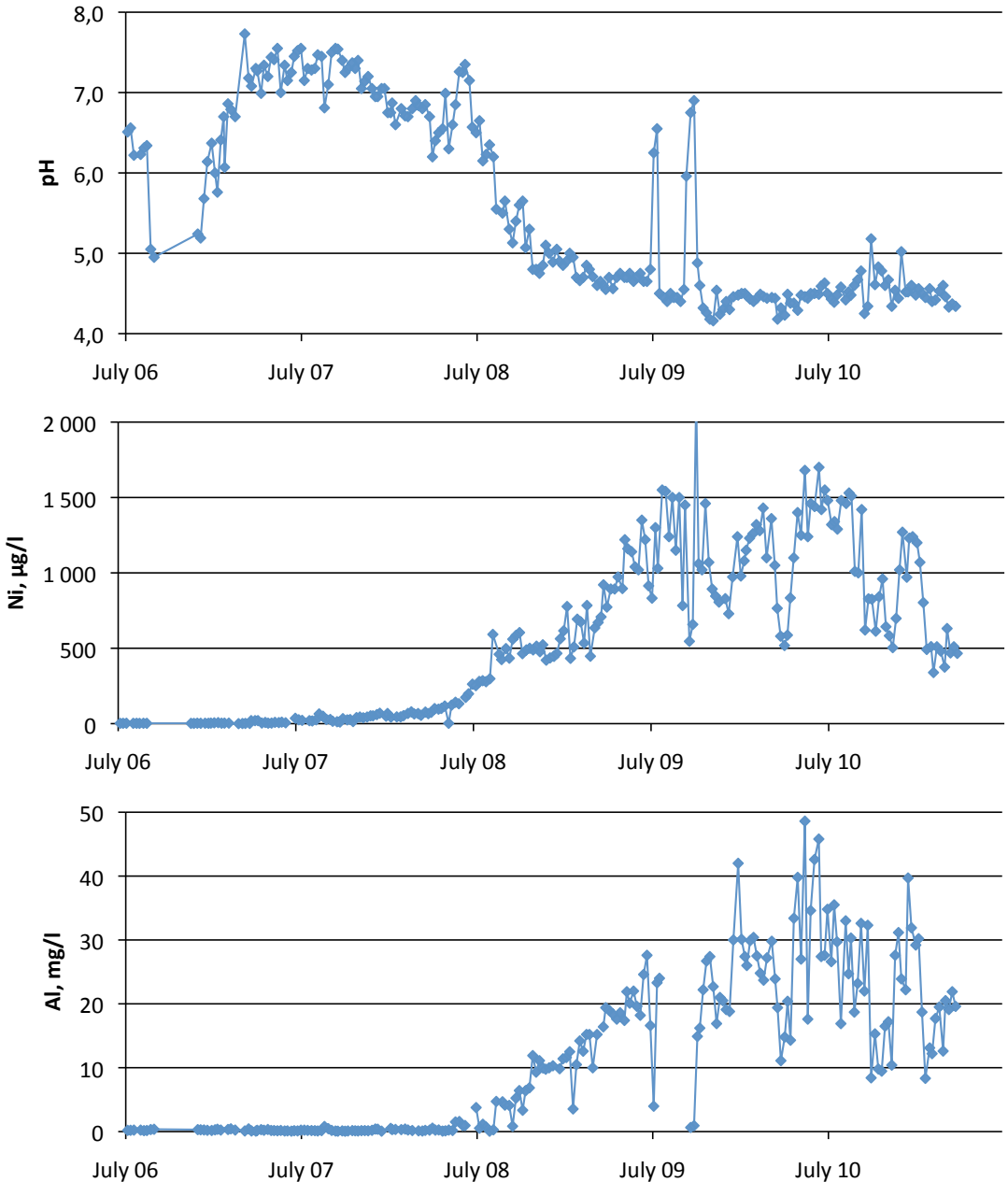
Figur 3. Hvite utfellinger av aluminiumhydroksysulfat nedstrøms deponiene M17 (venstre) og M20 (høyre).



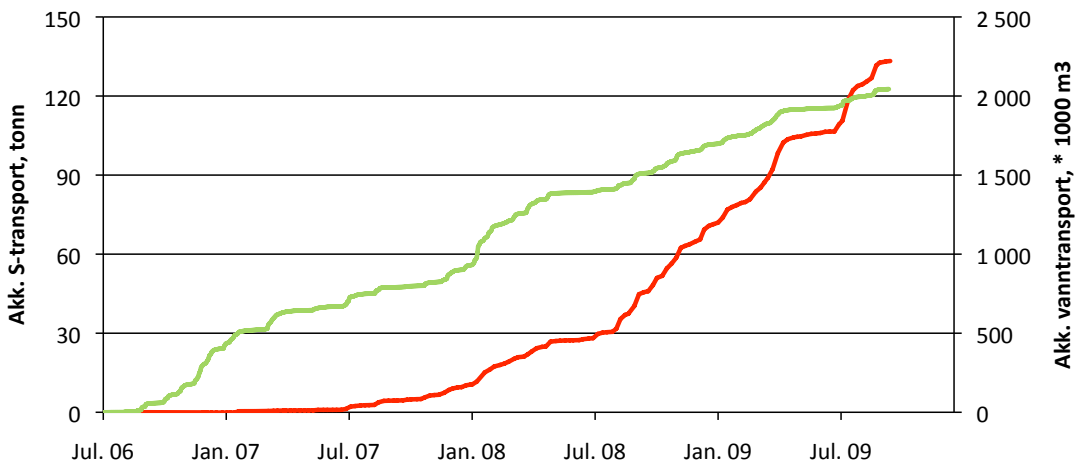
Det er antatt at S-innholdet i deponiene er 2 % av steinmassene basert på vekt. Dette tallet er vanskelig å verifisere, men er et forholdsvis forsiktig estimat basert på kriteriene for å legge stein i deponiene. Den S-transporten som er beregnet fra M15/16, M17 og M20 tilsvarer at

hhv. 0,4, 0,4 og 0,1 % av sovelet i deponiene lekker ut per år. Hvis den raske forvitringen opprettholdes over lang tid, vil det si at deponiene i løpet av noen tiår vil avta merkbart i volum.

En konstant forvitringshastighet må ses opp



Figur 4. pH, nikkel og aluminium i Stordalsbekken nedstrøms deponiet M15/16.



Figur 5. Akkumulert nettotransport av svovel (rød linje) og vann (grønn linje) i Stordalsbekken nedstrøms M15/16.

mot en begrenset varighet av avsyringen fra tilførte kalkholdige masser i deponiene. Det vil si at tiltak må iverksettes for å beskytte nedstrøms vann og vassdrag og også fjordområder over tid, slik det nå er presisert i utslippstillatelsen. Tiltak i mange tiår vil trolig være nødvendig.



Figur 6. Metallutfelling og slamproduksjon der avrenningen fra M15/16 renner ut i Kaldvellfjorden.

## Slamproduksjon i fjorden

Utløpsområdet for M15/16 i Kaldvellfjorden er sterkt preget av at metaller felles ut i sjøvannet og danner slam. Basert på en beregnet transport av 90 tonn S/år, er det estimert en transport av aluminium og mangan på hhv. 18 og 4,5 tonn/år. En rekke tungmetaller (nikkel, sink, kobolt, kopper og kadmium etter avtakende mengde) følger også med. Gitt at utfellingene i sjøvannet trolig også er hydroksysulfater, er slamproduksjonen om lag 60-70 tonn/år.

Slammet legger seg som et grått belegg på svabergene, figur 6, og som et tykt lag i en vifte utover i fjorden. Metallutfelling er surgjørende, men det er ikke kjent om det har gitt redusert pH i sjøvannet. Slike utfellinger skjer trolig også på fiskegjeller, og kan påvirke oksygentransport og saltbalanse hos fisk og dermed ha en direkte skadelig effekt i tillegg til selve nedslammingen.

## Avsyringstiltak og framtida

Hindar (2010) redegjør for de avsyringstiltak som er gjennomført under og etter oppbygging av deponiene M17 og M20. Ved M17 er det i 2011/2012 gjennomført en mer omfattende drenering av friskvann forbi deponiet og gjort forsøk med injisering av kalkslurry. Resultatene skal være lovende, og kanskje vil vi se tilsvarende tiltak på de to andre deponiene. Om dette er en god løsning på sikt gjenstår å se. Alternativet kan være en ombygging og tilstrekkelig overdekking av deponiene for å redusere forvittringshastighet og syreproduksjon. Det er Agder OPS Vegselkap som skal ha ansvaret for gjennomføringen av tiltak i årene framover, i og med at de skal drifte veien i 25 år etter OPS-kontrakten.

## Takk

Vannkjemiske data er fra Miljøkontrollprogrammet og tilleggsundersøkelser utført av NIVA. Alle data om deponiene er fra CJV E18 Grimstad-Kristiansand. Framstillingen for M17 og M20 bygger i stor grad på Hindar (2010), mens framstillingen for M15/16 ikke tidligere er publisert. Dr. D. Kirk Nordstrom fra US Geological Survey har vært NIVAs kvalitetssikrer for arbeidet med deponiene.

## Litteratur

Frøberg, G. og Höglund, L.O. 2004. MiMi Light – en populärvetenskapelig sammanfatning av MiMi-programets forskning kring efterbehandling av gruvavfall. MiMi Rapport 2004:8. 76 s.

Hindar, A. 2010. Highway E18 Grimstad-Kristiansand; effects and quantification of acid runoff from deposits of sulphide-bearing rock. NIVA-rapport 5947. 39 s.

Hindar, A. og Iversen, E.R. 2006. Utspregning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak. NIVA-rapport 5316. 31 s.

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 Roseth, R. 2003. E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA-rapport 4642. 45 s.

Nova Scotia Government. 1995. Sulphide Bearing Material Disposal Regulations. Section 66 of the Environment Act S.N.S. 1994-95, N.S. Reg. 57/95. <http://www.gov.ns.ca/just/regulations/regs/env5795.htm>