

Notat: Ytre miljø - Vannkvalitet ved Åsland anleggsområdet og masseuttak

Prosjekt: Follobanen Tunnel

Til:	Anne Kathrine Kalager
Fra:	Arnt Olav Håøya (Rev. 0: Siri Ann Lorentzen og Arnt Olav Håøya)
Telefonnr:	926 00 766
Dato:	Rev.1: 11. april 2023. Oppdateringer relatert til gjeldene prosjektfase, tilbakeføring. Rev. 0: 21.04.2019.
Saksref:	201600923
Kopi til:	Thor Bendiksen (rev.1) Frode Simensen Rosenkilde (rev.1) Rikke Lill Holund (rev.1) Thomas Egeberg Nissen (rev.1) Sigrun Tytlandsvik (rev.0) Lena Forsberg (rev.0)

Innhold

1. Innledning	4
Blix-tunellene og masseuttak	4
Helse- og miljørisiko	4
Resipienten	4
Grunnlagsdokumentasjon	5
2. Mål og strategi	6
3. Metode	6
Kjemisk sammensetning og utlekking - TBM-masser og kjerneprøver fra berg	6
Vannkvalitet i resipient	6
Vurderingsgrunnlag	7
4. Resultater	8
Vannkvalitet i bekker	8
Kjemisk karakterisering av tre datasett fra nedknust berg	9
Vurdering av bergartenes syredannende potensiale	11
Utlekking fra nedknust berg	12
5. Diskusjon	12
Vannkjemi nedstrøms anleggsområdet	12
Vurdering av kilder og utlekking	14
6. Konklusjon	16
7. Referanser	17
8. Vedlegg	18
Vedlegg 1. Kartgrunnlag og foto	18
Vedlegg 2. Overvåking av vannkvalitet i resipient. Resultater fra perioden 2017-2019	28
Vedlegg 3. Kjemisk sammensetning av TBM produsert stein-	34
Vedlegg 4. Syredannende potensiale - Beregningsgrunnlag til figur 4	38
Vedlegg 5. Masseuttak (SD) - Kjemisk utlekking (L/S=0,1) fra utfyllt nedknust berg	39
Vedlegg 6. Analyserapporter	44

Sammendrag

Follobanens anleggsområde på Åsland har under TMB arbeidene (2016-19) hatt funksjoner som maskinverksteder, fabrikk for produksjon av betongelementer, vannrenseanlegg og mottak for avvanning og utkjøring av nedknust berg til lokalt massemtak. Arbeidene med tunnelen innebærer at prosessvann fra TBM boring og alkalisk vann tunnel og betongfabrikker må renses.

Dette notatet sammenstiller overvåkningsdata oppstrøms og nedstrøms anleggsområdet og sammenholder disse med dokumenterte utslipp og supplerende undersøkelser utført i 2019. Målsetningen med dette notatet er å avdekke sannsynlige årsaker til endringer i vannkjemi nedstrøms anleggsområdet. Videre er dette anvendt til å vurdere behov for tilleggsundersøkelser og endringer i overvåkningsprogram samt evaluere om forundersøkelsene i tilstrekkelig grad avdekket miljøpåvirkningen fra anleggsområdet.

Deler av anleggsområdet har tidligere vært næringsområde med forurensende aktivitet. Næringsområdet ble generelt hevet planert og tilpasset Follobanens funksjons- og arealbehov med tilhørende fabrikker for produksjon av betongelementer, drift av TBM-maskinene, kontorer og verksteder og vannrenseanlegg. Ved massemtaket er det gjennomført en terrengplanering som rommer anslagsvis 3,1 millioner m³ med nedknust steinmasse. Anleggsområdet og massemtak dekker i dag 390 dekar, av dette utgjør utfylte massemtaket ca. 42%. Gjenstående areal som skal planeres er da ca. 38%.

Tilbakeførings entreprisens entreprenør startet tilrigging og forberedelser for terrengarbeidene 1. mars 2023. Områdene skal tilbakeføres til natur/rekreasjonsområde. På lengre sikt planlegger Oslo kommune å utvikle bydelen Gjersrud-Stensrud i dette området. Tilbakeføringen skal gjennomføres i overensstemmelse med gjeldene tillatelser fra Statsforvalter og DSA, samt avtaler med Oslo kommune. BaneNOR starter arbeidene så snart nødvendige myndighetstillatelser er på plass.

Det ligger per mars 2023 3,1 millioner m³ TMB-masser innenfor massemtaket (figur 1). Av disse skal 0,6-0,7 millioner m³ nå flyttes og anvendes til resterende terrengplanering på øvre og nedre fabrikkområde (figur 1). Området kan i fremtiden bli del av bydel Gjersrud – Stensrud i Oslo kommune.

Myrerbekken og Maurtubekken renner gjennom anleggsområdet. Bekkene er en del av det vernede vassdraget Ljanselva. Forenklet kan det angis at bekkene påvirkes av avrenning fra henholdsvis nedre område i vest og massemtaket i øst. Maurtubekken renner ut i Myrerbekken som renner ut i Stensrubbekken.

Utslippene synes per i dag å påvirke en begrenset del av vassdraget, deler av Myrer- og Maurtubekken ned til Stensrubbekken er påvirket. Dette er dokumentert med målinger fra blant annet overvåkningsstasjon i Stensrubbekken (ID68). Ut fra dagens overvåkningsprogram er det er ikke påvist vesentlig forringet miljøtilstand i bekkene. Det synes å være liten risiko for at de økte konsentrasjonene medfører helseisiko ettersom bekkene av flere årsaker ikke kan anvendes til drikkevann. I forundersøkelsene var det derimot ikke forutsett at arbeidene skulle medføre utslipp av vesentlige mengder sulfat eller uran.

Notatet viser at utslipp fra anleggsområdet og massemtak har medført økte utslipp av særlig sulfat og uran. Utslippene er trolig knyttet til kjemiske prosesser tilknyttet anleggsdriften samt kjemisk forvitring av nedknust berg:

- I. Krav fra VAV om «nullpåslipp» av seksverdig krom innebar at renseanlegg WTP 1 og 2 måtte tilsette jernsulfat heptahydrat (FeSO₄·7H₂O). Jernet oksiderte da seksverdig krom til treverdig krom. «Nullpåslipp» ble aldri oppnådd, men utslipp av seksverdig krom ble redusert ned mot ca. 1 µg/l. Sulfatutslippene økte som følge av at rensedriftsvann med forhøyet sulfatholdige ble anvendt på TBMenes borhode, dermed ble nedknust berg mettet med sulfatholdig vann. I dag lekker massemtaket sulfat til Maurtubekken.

- II. Nedknust berg, her TBM-masser, har friske bruddflater og betydelig økt overflateareal sammenlignet med grunnfjell. Dette medfører økt kjemisk forvitring med økt ionestyrke i porevannet. De forhøyede sulfatkonsentrasjonene gir ytterligere mobilisering av elementer som uran. Urankonsentrasjoner i dreinsvann nedstrøms massemtaket har økt betydelig, da sammenlignet med bakgrunns-konsentrasjoner i grunnfjell. Kolonnetester, med analyse av porevann fra TBM-masser, sannsynliggjør at forvitningsprosesser og forhøyet sulfatkonsentrasjon er årsak til at uran mobiliseres. Liknende resonnement kan gjelde andre metaller og kationer, men det er mindre sannsynlig at disse utgjør risiko for helse og/eller miljø. Det sannsynliggjort at konsentrasjonen av uran vil avta vesentlig raskere enn sulfat.
- III. BaneNORs overvåkning av utslipp fra Myrerbekken renseanlegg har påvist utslipp av sulfat og uran fra den delen av anleggsområdet hvor det ikke er lagret TBM-masser. Utslippene har i driftsfasen vært vesentlig lavere enn fra massemtaket (Maurtubekken). Tilbakeføringsprosjektets planlagte flytting av 0,6-,0,7 millioner m³ med mellomlagrede TBM-masser fra massemtaket til dette området er risiko-vurdert og spredningsreducerende tiltak skal iverksettes for å minimere utslipp til Maurtu- og Myrerbekken.

Den pågående overvåkingen avdekket de økte i sulfat- og uran-konsentrasjonene i resipienten. Videre overvåkningsprogram er tilpasset slik at prosjektet bl.a. dokumenterer oppstrøms og nedstrøms konsentrasjonsutvikling bedre. I samarbeid med NIBIO og andre faginstanser utføres en risikovurdering av dagens situasjon og det skal avklares behov for videre undersøkelser og tiltak.

1. Innledning

Blixtunellen og massemtottak

Follobanens Blixtunne¹ [1] har to løp som er boret med tunnelboremaskiner (TBM). Arbeidene pågikk i perioden 2016-2019. Anleggsområdet på Åsland hatt i denne perioden hatt servicefunksjoner som maskinverksteder, fabrikk for produksjon av betongelementer, vannrenseanlegg og mottak for avvanning og utkjøring av nedknust berg til lokalt massemtottak (vedlegg 1-1 og 1-2). Deler av området var tidligere regulert til næringsområde og deler av området var utmark (LNF-område) (vedlegg 1-3). Det tidligere næringsområdet ble planert og tilpasset Follobanens behov mens LNF-området ble omregulert og anvendt til massemtottak for tunnelmasser. Anleggsområdet og massemtottak dekker i dag anslagsvis 390 dekar, hvorav massemtottaket utgjør 42%. Området kan i fremtiden bli del av bydel Gjersrud – Stensrud i Oslo kommune.

Massmtottaket på Åsland («Spoil Deposit») rommer i dag anslagsvis 3,1 millioner m³ med nedknuste krystalline bergarter, samt noe sprengstein fra bergrom i og mellom tunnelene. De nedknuste steinmassene ble produsert av Follobanens tunnelboremaskiner (TBM) som, med eget transportbånd, leverte massene direkte til mottak og avvanning i fabrikkbygg «Spoil Shed» på Åsland (vedlegg 1-1). Fra «Spoil Shed» ble massen transportert med dumper til tilgrensende massemtottak. Nedknust berg ble rutinemessig prøvetatt i «Spoil Shed». Blandprøver ble hver måned samlet og analysert. Analyseresultatene viste at de nedknuste steinmassene klassifiserer som rene masser [2, 3] med henblikk på prioriterte miljøgifter, selv om det i enkeltprøver er påvist rester forurensning fra tunnelboringen.

Helse- og miljørisiko

Utlekking fra nedknuste berg kan mulig medføre uønskede effekter på helse og miljø. Da som følge av at bergmassene er nedknust og tilsatt prosesskjemikalier. Nedknusing medfører økt kjemisk forvitring og mobilisering av bl.a. radioaktive stoffer, sulfider og metaller. Boring og bygging av TBM-tunnelene medfører at steinmassene forurenses av driftsvann og smøremiddel fra lagerene til TBMenes kutterhoder. Driftsvann fra renseanlegg på Åsland er rensert prosessvann fra tunnelene samt prosessvann fra betongproduksjon og andre utslipp fra fabrikkområdet på Åsland. I planfasen vurderte Bane NORs prosjektgruppe flere miljøaspekter [4, 5]. Det ble blant annet konkludert med:

- Den nedknuste steinen overstiger ikke grenser for naturlig radioaktivitet [4].
- Forbruk av smørefett til TBMenes kuttere ble vurdert til å medføre en ubetydelig helse og miljørisiko [5].
- Det ble videre vurdert at TBM-masser bør betraktes som en materialressurs [5].

Potensielle effekter som følge av økt utlekking som følge av økt forvitring etter nedknusing, og gjenbruk av driftsvann tilsatt jernsulfat heptahydrat (FeSO₄·7H₂O) under boring synes ikke vurdert i planfasen. På generelt grunnlag ansees nedknust, ikke syredannende, berg som rene masser såfremt det ikke er tilført stoffer som medfører at normverdier overskrides og dermed kan utgjøre en miljørisiko [6, 7].

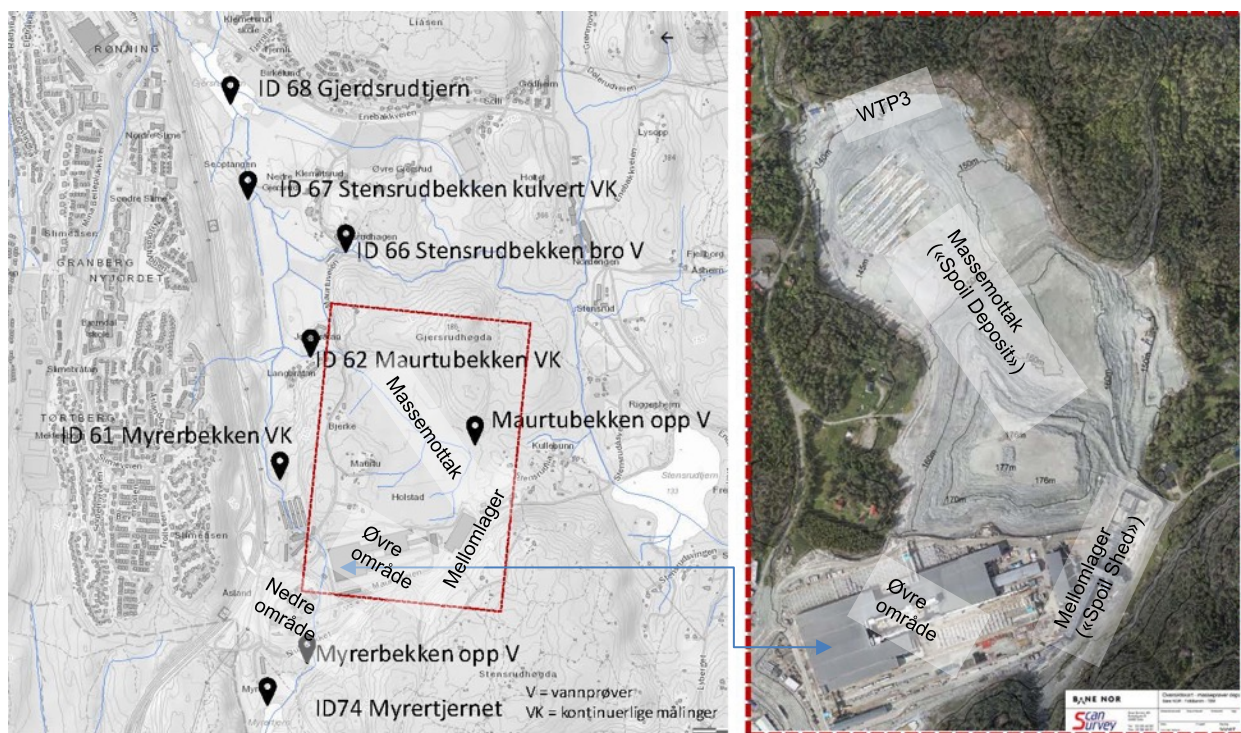
Resipienten

Myrerbekken og Maurtubekken renner gjennom anleggsområdet (Vedlegg 1-1). Forenklet kan det angis at bekkene påvirkes av avrenning dra henholdsvis nedre område i vest og massemtottaket i øst. Maurtubekken renner nordvest for renseanlegget (WTP3) sammen med Myrerbekken som igjen møter i Stensrubbekken. Bekkene er en del av Ljanselva, som er et vernet vassdrag.

¹Tunnelen mellom Oslo og Ski har fått navnet Blixtunnelen etter arkitekten og ingeniøren Peter Andreas Blix (1831-1901) [2].

Prosjektets overvåkningsprogram avdekket sommer 2018 forhøyede konsentrasjoner av uran og sulfat i Maurtubekken [8]. Det ble iverksatt et utvidet undersøkelsesprogram Myrerbekken og Maurtubekken, samt utvidet prøvetaking av entreprenørens driftsvann [9-13] fra vannrenseanlegg ved Myrerbekken (WTP1 og WTP2) og Maurtubekken (WTP3). WTP3 behandler avrenning fra massemtaket og takvann fra fabrikkområdet (vedlegg 1-5). Ved stasjonene ID61 (Myrerbekken), ID 62 (Maurtubekken) og ID 67 Stensrubbekken (figur 1) ble det iverksatt utvidet prøvetaking av metaller, dette for å prøve å finne kilden til sulfat og uran, avdekke nedstrøms effekt og følge med på utviklingen. Steinkjerner fra Blix-tunnelene og overflateprøver fra massemtaket er analysert på analyseparametere tilpasset karakterisering av syredannende bergart. Det ble utført kolonnetest på overflateprøvene av nedknust bergart, dette for å anslå potensiale for utlekking.

Vurderte hypoteser; 1) sulfat stammer fra nedknust berg, 2) sulfat stammer fra filterpressene og/eller 3) at nedknusingen og gjenbrukt rensedriftsvann har medførte økt kjemisk forvitring med påfølgende utlekking av blant sulfat og uran.



Figur 1: Oversikts kart som angir overvåkningsstasjoner nær Åsland. Bildet til høyre viser innrammet område i kartet til venstre. Plasseringen av anleggsområdets «øvre» og «nedre» område samt mellomlager og massemtak. Mellomlageret var endestasjon for transportbåndet som leverte bergmasser fra TBMene.

Grunnleggsdokumentasjon

I tillegg til referanselisten er det i vedlegg 1-6 sammenstilt dokumentasjon som legges til grunn for vurderinger og anbefalinger.

Vedlegg 1-1 til 1-5 omfatter ortofoto, kartgrunnlag og foto. Informasjonen viser anleggsområdet og massemtak med tilhørende omtalte funksjoner. Vedlegget inneholder også foto og koordinater til den prøvetakingen som ble utført på massemtaket i 2019 samt drenering og pumping av vann til tidligere WTP3 (Maurtubekken renseanlegg, lengst nord på massemtaket).

Vedlegg 2-1 og 2-2 inneholder figurer og tabell som sammenstiller overvåkingsresultater fra vannrenseanlegg og bekker (ikke revidert).

Vedlegg 3-1 til 3-4 omfatter figurer som viser at faststoffanalyser av metaller fra anleggsperioden og øvrige mer omfattende analyseserier viser sammenfallene sammensetning. Dette for å kunne trekke videre konklusjoner med utvidede analyser og utlekkingstester.

Vedlegg 4 inneholder beregningsgrunnlag til figur 3 anvendes til å vurdere de nedknuste bergartenes syredannende egenskaper.

Vedlegg 5 viser bruker antagelsen fra vedlegg 3 til å evaluere forventet utlekking fra de nedknuste bergartene i massemtaket, da basert på kolonnetester.

Vedlegg 6 inneholder laboratorierapporter som dokumenterer kjemisk analyser og kolonnetester utført på overflateprøver fra massemtaket, samt kjemiske analyser av bergartskjerne fra Blixtunnelen.

2. Mål og strategi

Dette notatet sammenstiller dokumentasjon anleggsområdet med massemtak og sammenholder denne med resultater fra prosjektets rutinemessige måling av vannkvalitet fra vannrenseanlegg og resipient.

Målet er å synliggjøre endringer i vannkemi i resipient og utslipp fra massedeponi og anleggsområdet. Årsakssammenhenger for vesentlige endringer i vannkemi skal vurderes.

Det skal anbefales videre behov for utredning og justeringer i overvåkningsprogram.

3. Metode

Kjemisk sammensetning og utlekking - TBM-masser og kjerneprøver fra berg

Steinmassenes kjemiske miljøtekniske sammensetning er dokumentert med analyse av månedlige blandprøver i perioden 12.2016 til 11.2019. Entreprenørens miljøavdeling foretok ukentlige prøveuttak fra mellomlagrene i «Spoil Shed» [14]. Det ble analysert på metaller, organiske miljøgifter samt pH, jern og sulfat. Analysene er utført av det akkrediterte laboratoriet ALS Laboratory Group Norway AS (ALS).

Det ble i 2019 ble tatt ut elleve overflateprøver (nivå 0-40 cm) på massemtaket (Vedlegg 1-4). Punktene er fordelt på hele massemtakets areal. Prøvene ble analysert på metaller og sporelementer tilpasset klassifisering av syredannede bergarter [15] samt kolonnetest med standard kjemisk analyse av eluat L/S=0,1 som angitt i avfallsforskriften kapittel 9 vedlegg II [16] samt uran og basekationer (Ca, Mg, Na, K). I 2019 ble også steinkjerner fra forskjellige bergarter analysert på parametere tilsvarende syredannede bergart [15]. Nedknust bergart ble analysert av Eurofins Environment Testing Norway AS (Eurofins). Bergartskjerner ble analysert av ALS Laboratory Group Norway AS.

Vannkvalitet i resipient

Grunnvann og overflatevann fra massemtaket («Spoil Deposit»), henholdsvis fra dyp drenering og grøfter, ledes til vannrenseanlegg «Maurtubekken WTP» (WTP3). I tillegg ledes takvann, og tidvis annet relativt rent vann, fra oppstrøms fabrikkområde via grøft til WTP3 (vedlegg 1-1 og 1-2). Selve Myrerbekken ledes igjennom anleggsområdet i eget overvannsløp. I renseanlegget WTP3 har det ikke vært behov for å tilsette fellingskjemikalier eller tilsette saltsyre (pH-justering). Vannkvalitetsmålingene fra utløp WTP3 representerer i så måte avrenning fra utfyllt område (vedlegg 2). Anlegget ble fjernet i 2022. Overvåkning er med redusert prøvetakingsfrekvens videreført av NIBIO.

Myrerbekken renner som «grunnvann» igjennom nedre område og videre som bekk. Myrerbekken WTP ligger på nedre område (vedlegg 1-1) her pumpes grunnvann til sedimentasjonsbasseng hvor

det utføres overvåking og det kan iverksettes vannrensing. Overvåkingen ble stanset i 2021 (uke 42) når alt prosessvann var overført til Sydhavna renseanlegg. Overvåking er med redusert prøvetakingsfrekvens videreført av NIBIO.

Vannkvalitet i Myrerbekken og Mautubekken, nedstrøms utslippspunktene fra renseanleggene overvåkes månedlig av NIBIO (vedlegg 2). Overvåkingen omfatter kjemisk og biologiske parametere og utføres også i andre bekker [17]. Det er analysert på kjemiske og biologiske parametere.

Det er utført kontrollmåling av radionukleider i overflatevann. Innhold av U-238, Th-232, K-40 og radon er målt i bekker og avrenning fra utfylt område. NIBIO har inkludert disse analysene i sitt resipientovervåkningsprogram.

Deler av overvåkningsdataene, relevante for dette notatet, er presentert i vedlegg 2. Overvåkningsdata er i sin helhet vist i årsrapporter fra NIBIO [8, 17] og AGJV [10-13].

Vurderingsgrunnlag

Helsebasert vurdering og klassifisering:

- Tilstandsklasser for jord er anvendt ved klassifisering av TBM-massene i utfylt område. Veileder TA2353 «Helsebaserte tilstandsklasser» [3] har relevans for masser som kan komme i kontakt med brukere av området.
- Drikkevannsovervåkingen består av prøvetaking av vann fra kran. Overvåkingen dokumenterer om vannet har tilfredsstillende kvalitet i henhold til drikkevannsforskriften [18]. I den grad det skjer endringer i målt vannkvalitet må lokale årsakssammenhenger vurderes.

Vannkvalitet i resipient (vannmiljø):

- Veileder for klassifisering av syredannende berg anvendt til på å dokumentere bergmassenes syredannende potensiale [15].
- Tilstandsklasser for ferskvann er anvendt til å klassifisere bekkens kjemiske tilstand [19].
- Sulfatkonsentrasjonene i Myrerbekken og Mautubekken har økt trolig som følge av utslipp av driftsvann fra vannrenseanlegg (WTP 1 og 2) samt gjenbruk av driftsvann under tunnelboringen ².
- Biologiske parametere er registrert og vurdert av NIBIO [8, 17].

Disponering av masser (helse og miljø):

- Normverdier [20], Helsebaserte tilstandsklasser [3] og Veileder for risikovurdering av forurenset grunn [7].
- Faktaark fra Miljødirektoratet gir veiledning til sluttdisponering av jord- og steinmasser som ikke er forurenset [6]. Her henvises det også til annet relevant lovverk.
- Faktaark fra Miljødirektoratet gir veiledning til disponering av betongavfall [21]. Referansen anvendes ved fremtidige vurderinger vedrørende bruk tunge rivemasser fra området.

² Under boringen ble driftsvannet fra (WTP1 og 2) hovedsakelig levert til Oslo kommune VAVs ledningsnett. Grunnvannets kontakt med betong medførte økt pH og økt konsentrasjon av seksverdig krom. VAV satte sine utslippskrav for seksverdig krom til «null» mikrogram/liter. Krom, og herunder også seksverdig krom, blir fjernet i filterfressen i renseanleggene etter at råvannet er tilsatt jernsulfat heptahydrat (FeSO₄·7H₂O). Prosessen medfører også forhøyet innhold av sulfat i driftsvannet. Gjenbruk av driftsvann på TBMenes borhode (borhode med d=9,96m og 71stk. kuttere) medførte at nedknust berg ble mettet med driftsvann iblandet grunnvann.

REF: Dokumentet nr. UFB-EW-K-00012-39_R1, AGJV, Action Plan : Chromium in waste water, 29.9.2017. Saksrom nr.: [201601713-41](#)

4. Resultater

Vannkvalitet i bekker

Myrerbekken og Maurtubekken renner gjennom anleggsområdet (vedlegg 1-1). Avrenning fra anleggsområdets nedre område drenerer til Myrerbekken, her er oppstrømsstasjon ved ID74 (Myrertjern) og nedstrømsstasjon ID61 Myrerbekken. Avrenning fra massemtottaket drenerer til Maurtubekken, her er det ingen fast stasjon oppstrøms anleggsområdet, nedstrømsstasjon har ID62.

Bekkene samles og renner ut i Stensrubbekken (stasjon ID67) og videre til bekkens innløp i Gjerdstjern (stasjon ID68). Resultatoversikten i vedlegg 2 refererer til disse stasjonene. Det er tatt enkelte supplerende målinger oppstrøms ID61 Myrerbekken og ID62 Maurtubekken.

Overvåkningsprogrammet omfatter blant annet måleserier som dokumenterer innhold av uran, antimon, kobber, sink, jern og sulfat. Resultatene fra figurene i vedlegg 2-1 resultatene er oppsummert under.

Uran: Vannprøvetaking av utslipp fra nedre område og massemtottak viser vesentlig høyere konsentrasjoner enn oppstrøms prøver (tabell 1). I Myrerbekken øker gjennomsnittskonsentrasjonen fra oppstrøms <1µg/l til 15µg/l i nedstrøms stasjon ID61. Utslipet fra vannrenseanleggene i nedre område («WTP Myrerbekken») har gjennomsnittskonsentrasjon 23µg/l. I Mautubekken øker gjennomsnittskonsentrasjonen fra oppstrøms <5µg/l til 55µg/l i nedstrøms stasjon ID62. Utslipet fra vannrenseanlegget på massemtottaket (WTP3) har gjennomsnittskonsentrasjon 63µg/l. De to bekkene møtes og nedstrøms måling ved Stensrubbekken kulvert (ID67) viser en gjennomsnittskonsentrasjon på 14 µg/l. Det er kun utført en måling oppstrøms i Gjerdsrubbekken (ID 66) samt ved innløpet til Gjerdsrudtjern (ID68). Disse målingene ble sammen med stasjon ID61 og 62, utført 2018 uke 4. Samtlige målinger relativt lave konsentrasjoner (vedlegg 2-2).

Tabell 1. Urankonsentrasjoner angitt med maksimum, gjennomsnitt og minimum, for vannprøver tatt i perioden 2017-2019. Utslippskonsentrasjoner (WTP) til Myrerbekken og Maurtubekken er vist sammen med oppstrøms og nedstrøms målinger.

År Ukenr	WTP Myrer bkn.	WTP 3 Maurtu bkn.	ID61 Myrer- bekken	Myrer- bekken oppstr.	ID62 Maurtu- bekken	Maurtu- bekken oppstr.	65 Gjerdsrud- bekken nedstr. ID68	ID66 Stens- rubbekken oppstr.	ID67 Stensrud- bekken kulvert	ID68 Gjerdsrud- tjern innløp
Maks.:	27,4	104,0	74,1	0,7	87,0	0,4	4,1	0,3	71,9	1,9
Gj.snt.:	22,6	63,2	15,0	0,6	55,18	0,2	4,1	0,3	14,2	1,9
Min.:	19,3	19,1	2,8	0,5	4,97	0,2	4,1	0,3	1,8	1,9
Antall:	15	14	39	4	29	4	1	1	38	1

Antimon: Stasjonene oppstrøms massemtottaket viser lavere antimonkonsentrasjoner enn nedstrøms massemtottaket. Maks konsentrasjon målt oppstrøms massemtottaket er 0,2 µg/l og maks målte konsentrasjon i stasjon nærmest massemtottaket (ID62) er 1,6 µg/l.

Kobber, sink, jern og kadmium: For kobber, sink og jern har trolig endringer i konsentrasjon mindre betydning for tilstand i resipienten.

- Kobberkonsentrasjoner oppstrøms anleggsområdet og massemtottak varierer mellom 1-2 µg/l, og nedstrøms er variasjonen mellom 2-7 µg/l (ID62). De høyeste verdiene er målt i Mautubekken, nedstrøms massemtottaket.
- Sinkkonsentrasjoner oppstrøms anleggsområdet og massemtottak varierer mellom 5 og 25 µg/l, nedstrøms er variasjonen mellom 2-20 µg/l. De høyeste verdiene oppstrøms i Mautubekken (ID62).

- Sinkkonsentrasjoner oppstrøms anleggsområdet og massemtak varierer mellom 0,3 og 1,3 µg/l, nedstrøms er variasjonen mellom <0,1-1,3 µg/l. De høyeste konsentrasjonene er målt i Maurtubekken.
- Kadmiumkonsentrasjoner oppstrøms anleggsområdet og massemtak er <0,05 µg/l, nedstrøms er de generelt <0,2 µg/l med enkeltmålinger måling på 0,5 og 0,3 µg/l. De høyeste konsentrasjonene er målt i Myrerbekken (ID61).

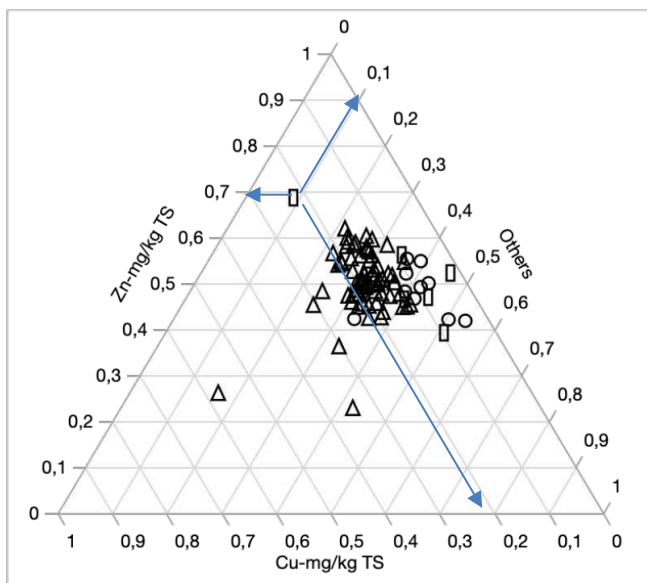
Sulfat: Stasjonene oppstrøms massemtaket viser betydelig lavere sulfatkonsentrasjon enn nedstrøms massemtaket. Konsentrasjoner oppstrøms er <20 mg/l mens nedstrøms stasjon ID 67 har konsentrasjoner <250 mg/l med et gjennomsnitt på anslagsvis <100 mg/l. Vannrenseanlegg Myrerbekken viser jevnt målinger med konsentrasjon mellom 100 og 150 mg/l, enkeltmålinger på 200 og 300 mg/l. Maurtubekken vannrenseanlegg har mer variasjon med målinger opp mot 500 mg/l, middelmålinger rundt 300 mg/l og minimumsmålinger rundt 150 mg/l.

Ved nedstrøms stasjon Stensrudsbecken kulvert (ID67) er konsentrasjonen generelt under 150 mg/l med enkeltmålinger mellom 150 og 50 mg/l, gjennomsnittet på 90 mg/l.

Kjemisk karakterisering av tre datasett fra nedknust berg

Tre prøveserier med metallanalyser av steinmasser er anvendt til å sammenligne kjemisk sammensetning av TBM-masser fra massemtak («Spoil Shed», 2016-19 [14]), overflate prøver fra massemtaket («SD», 2019) og steinkjerner fra bergarter i TMB-trasèen («RC», 2019). Trekantplottet i figur 2 viser fordeling mellom vektandelen av 5 metaller. Sink (Zn) og kobber (Cu) er her angitt med egne akser og andre («Others») er sum bly (Pb), krom (Cr) og nikkel (Ni). Figuren viser blant annet at seks av kontrollprøvene fra «Spoil shed» («trekant») har høyere andel kobber enn øvrige prøver.

Vedlegg 3 viser flere trekantplott hvor akse-kombinasjoner med de 5 metallene er vist.



Prøvetakingsseriene har i all hovedsak sammenfallende kjemisk sammensetning. Variasjoner i andelen av metaller skyldes at nedknust berg fra «Spoil shed» og massemtaket (utfylt område) er blandprøver mens bergartsprøvene er nedknuste borkjerner fra spesifikke bergartsformasjoner. Ettersom metallinnholdet i de tre datasettene er relativt like kan resultater fra mer utvidede analyser og kolonnetester anvendes til å tolke utlekking fra utfylte masser.

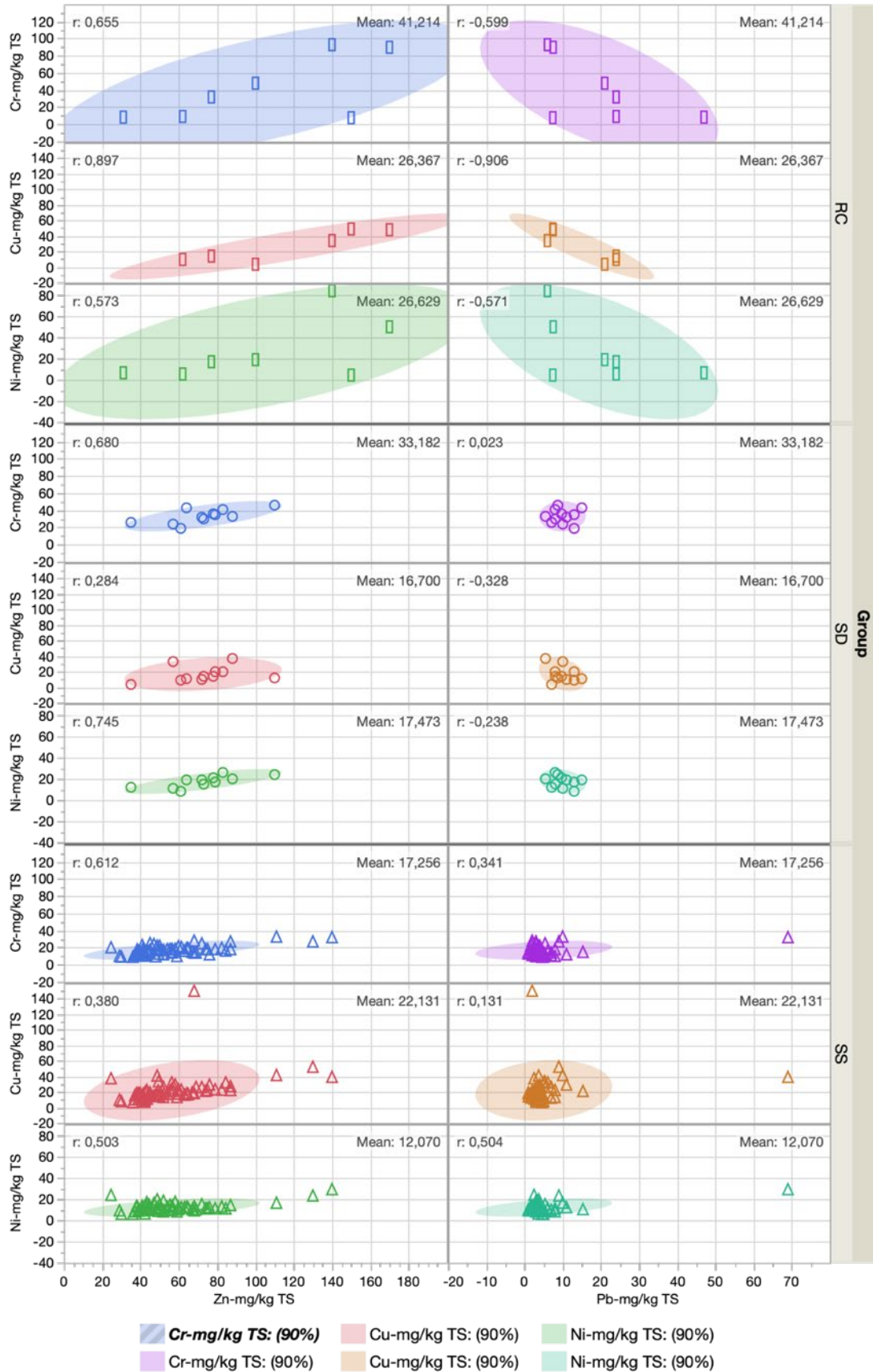
Figur 2. Trekant-plott som viser vektfordeling (0-1, dvs. 0-100%) mellom 5 metaller. Her er kobber og sink plottet sammen med summen av bly, krom og nikkel («Others»). Se også plott i vedlegg 3.

(Symboler: «Trekant»= «SS», kontrollprøver fra anleggsfase. «Sirkel»= «SD», overflateprøver fra massemtak. «Rektangel»= «RC», steinkjerner. Blå piler forklarer avlesning av vektfordeling hvor $(0,2+0,1+0,7=1$, dvs. 100% av metallenes totalvekt i prøven. Se også figur 3.)

Figur 3 (med vedlegg 3) sammenstiller metallenes konsentrasjonsfordeling i hver av de tre datasettene. Borkjernene (RC) viser også her størst spredning. Blandprøvene av TBM-masser fra mellomlageret (SS) viser liten spredning men det er enkelte utliggere som kan skyldes tilført forurensning fra TBM-boringen.

Cr-mg/kg TS & 2 more vs. Zn-mg/kg TS & Pb-mg/kg TS

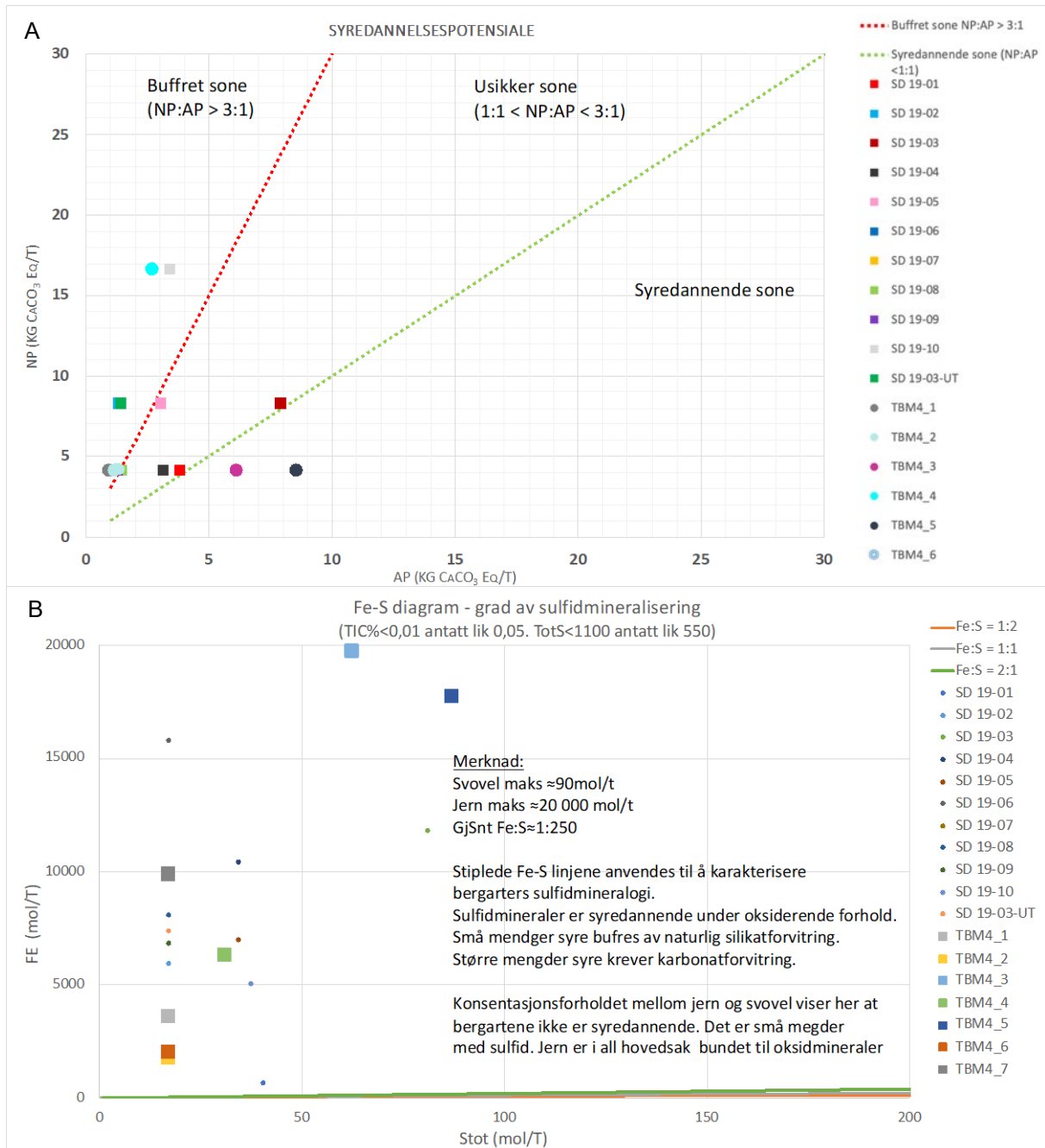
Samples from: RC=Rock Cores, SD=Spoil Deposit and Spoil Shed



Figur 3. Konsentrasjonsfordeling av metaller som inngår i de tre datasettene (Group: RC, SD og SS). RC=Steinkjerner. SD=Overflateprøver, av TBM masser, fra utfyllt område. SS= Blandprøver fra anleggsfasen tatt før utfylling. Plottene viser at steinkjernene (RC) har høyere konsentrasjoner enn SD og SS prøvene.

Vurdering av bergartenes syredannende potensiale

Bergmasser som er boret ut i Ekebergåsen består av ulike bergarter som i figur 4 er referert med ID TBM4_1 tom._7. Det er tatt en enkelt prøve fra hver bergart som ble nedknust og analysert på hovedelementer og metaller, inkludert sporelementer. Tilsvarende analyse er gjennomført på nedknust berg fra utfyllt område («Spoil Deposit» = SD). Bergentans syredannende potensiale er karakterisert ut fra gjeldene veileder fra Miljødirektoratet [15]. Figur 3A viser at beregnet syredannende og syrenøytraliserende kapasitet er lav/ubetydelig. Figur 3B viser at jern i all hovedsak inngår i silikat- og oksidmineraler.



Figur 4. A) Beregnet syredannende potensiale viser lave verdier for nøytraliserende (NP) og syredannende potensiale (AP). B) Fe-S diagrammet viser at metaller (Fe) i liten grad er bundet i sulfidmineraler. Y-aksen har normalt intervall «0-2 000». I figuren er intervallet 0-20 000. Linjene som angir standard Fe-S forhold ved karakterisering av syredannende bergarter er derfor knapt synlige. Bergartsprøvene med ID TBM4_«1-7» er klassifisert som; «1»=suprakrustalgneis, «2»=granittisk, «3»=amfibolitt, «4»=tonalittisk gneis, «5»=biotittisk gneis, «6»=pegmatitt og «7»=rombeporfyr.

Utlekking fra nedknust berg

I vedlegg 5 sammenstiller utlekkingsresultater med plott og tabeller. Foto av prøvematerialet er vist i vedlegg 1-4.

Det er en indikasjon på at prøvesettet (11 prøver) fordeles i to grupper, en hvor pH er rundt 9 og en hvor pH er mellom 8-8,5 (vedlegg 5-1).

Utvasking av partikler (TS) og konduktivitet (Cond.) viser positiv sammenheng med økt konsentrasjon, for særlig sulfat, kalsium, kalium og natrium (vedlegg 5-1).

I vedlegg 5-2 er konsentrasjonsfordelingen sammenfattet i «Outlier box plot» med statistisk sammendrag. I vurderingen er sulfat og uran vektlagt.

Sulfat konsentrasjonen varierer mellom 30 og 880 mg/l hvor den største ansamlingen av prøver («shortest half») ligger under 200 mg/l. Medianverdien er på 330 mg/l.

Uran konsentrasjonen varierer mellom 0,12 og 15 µg/l hvor den største ansamlingen av prøver («shortest half») har under 0,5 µg/l. Medianverdien er på 3,3 µg/l.

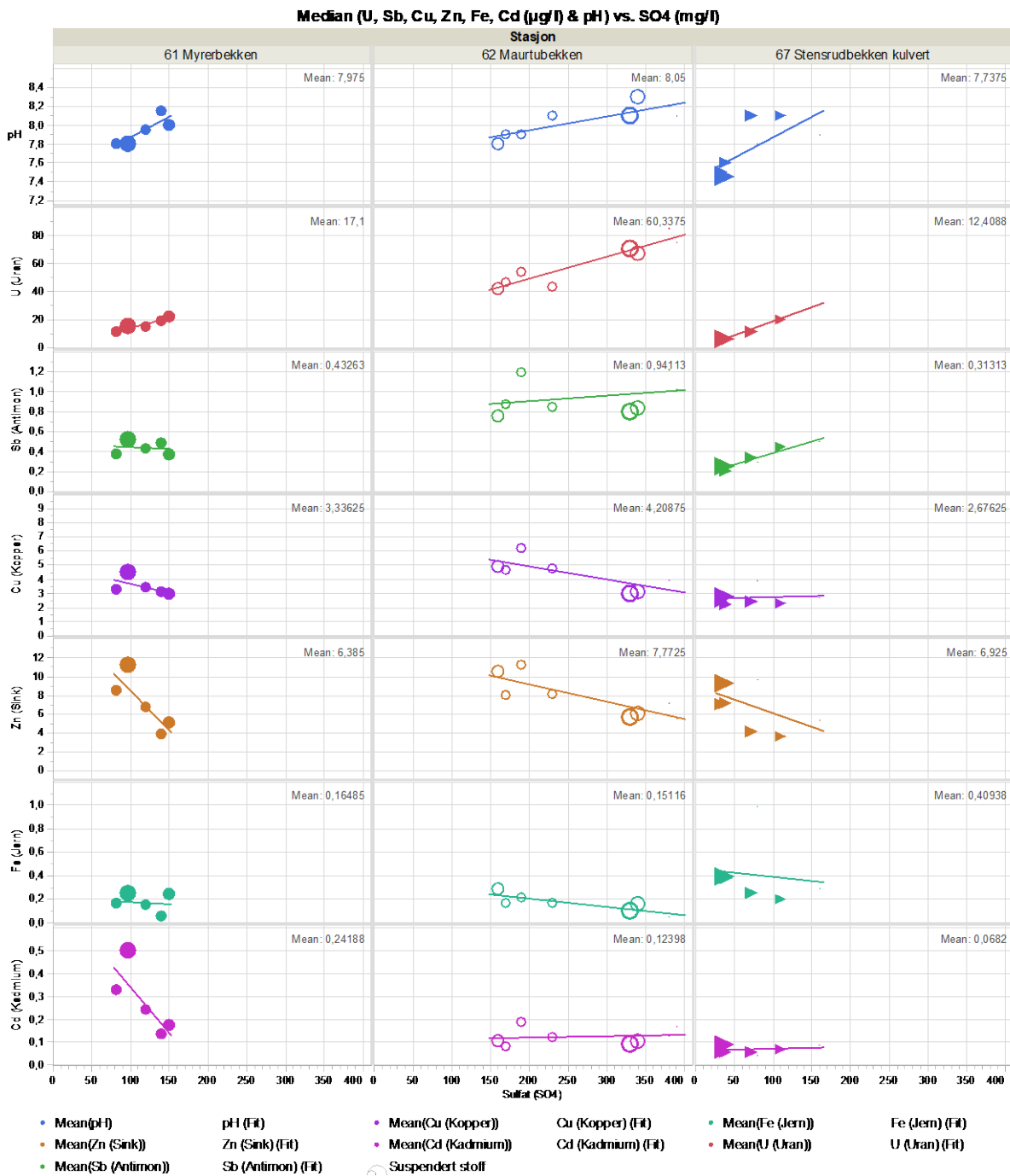
5. Diskusjon

Vannkjemi nedstrøms anleggsområdet

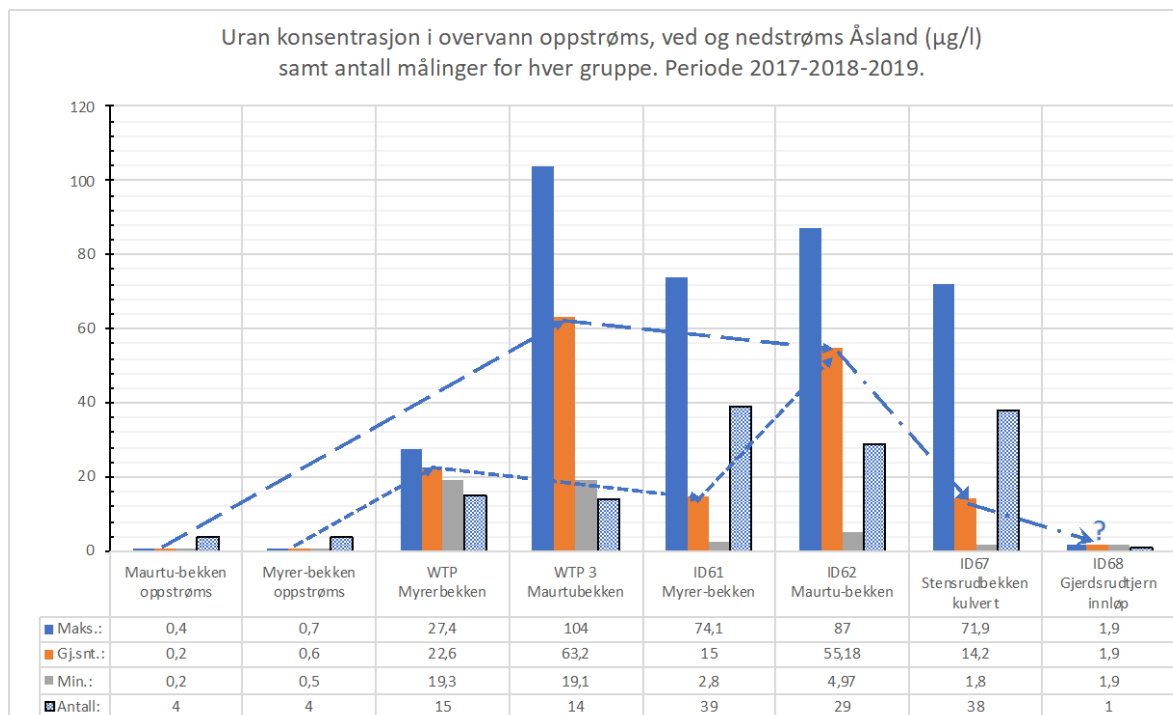
Det er vist at konsentrasjonene oppstrøms anleggsområdet og masseinntak (anleggsområdet) henholdsvis er <0,2 µg/l for antimon og <0,7 µg/l for uran. Vannanalyser fra overvåkingsstasjonene nedstrøms (ID61 og 62) anleggsområdet er konsentrasjonene <1,2 µg/l for antimon og <87 µg/l for uran (vedlegg 2). For disse 2 metallene er det liten forskjell på maksimumkonsentrasjon mens gjennomsnittlig konsentrasjon er >3 ganger høyere i «ID 62 Maurtubekken» enn i «ID61 Myrerbekken». Tilsvarende gjelder for sulfat figur 5 viser langs Y-aksen at det er betydelig mer sulfat i nedstrøms masseinntaket (ID62) enn nedstrøms anleggsområdet (ID61). Uran- og sulfat konsentrasjonene viser størst økning og har konsentrasjonsnivåer som er egnet til å vurdere utlekking fra kjente kilder i anleggsområdet. Kildene er da kjemisk forvitring fra masseinntak, utskifting av porevann i masseinntaket, avrenning kilder innenfor anleggsområdet med, lagerområder, verksted og vannrenseanlegg.

I figur 5 er pH og metall konsentrasjoner plottet mot sulfatkonsentrasjon. Figuren illustrerer forskjeller i konsentrasjoner som følge av utslipp fra nedre område (ID 61) og masseinntaket (ID62). Utslippene fra anleggsområdet blandes og fortynnes ned mot stasjon Stensrubbekken (ID67). Ved stasjon ID 61 og 67 er det indikasjon på at målinger med lavere sulfat og uran konsentrasjoner har størst innhold av suspendert stoff (høy feltfuktighet/vannføring gir økt partikkel-transport, mens målinger nedstrøms masseinntaket (ID62) indikerer motsatt sammenheng. Nedstrøms masseinntaket (ID62) er det indikasjon på at uran og sulfatkonsentrasjonen øker andel partikler (suspendert stoff) i bekkevannet.

Figur 6 viser med stiplede linjer hvordan gjennomsnittskonsentrasjoner endrer seg fra oppstrøms måling, måling i WTP Myrer og WTP Mautubekken, overvåkingsstasjon ID61 og ID62 til overvåkingsstasjonene ID67 og ID68 i Stensrubbekken. ID68 er kun en måling, hvor også øvrige målinger var viste lave konsentrasjoner.



Figur 5. Illustrasjonen viser pH og metall-konsentrasjoner (µg/l) plottet mot sulfatkonsentrasjon (mg/l) for perioden januar-juni 2019. Stasjon 61, 62 og 67 er angitt i hver sin rad. Variasjon i mengde suspensert stoff er angitt med punktstørrelse. Målingene gjelder Punktene angir gjennomsnittskonsentrasjoner for tilgrensende målinger.



Figur 6. Sammenstilling av gjennomsnittlig urankonsentrasjon fra oppstrøms, ved og nedstrøms Åsland. De blå linjene har piler som knytter stasjoner i bekkene sammen frem til utløp i Gjerdsrudtjern. (Periode 2017-2019)

Vurdering av kilder og utlekking

Sulfat er trolig anrikt i masseområdet som følge at driftsvann fra WTP 1 og 2 var tilsatt jernsulfat heptahydrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), for å fjerne krom og seksverdig krom, og vannet ble under boring på TBM-maskinenes borhoder. Nedknust berg ble dermed mettet med driftsvann iblandet naturlig grunnvann. Sulfat utlekking fra anleggsområdet kan trolig også knyttes til bruk av jernsulfat heptahydrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Dette er ikke nærmere vurdert her. Det er som en del av «Vurdering av bergartenes syredannende potensiale» konkludert med at sulfatutlekking som følge av nedknust berg vil være ubetydelig (vedlegg 4). Sulfat forventes å være vannløst, svakt bunnet til overflater eller utfelt som kalsiumsulfat (gips).

Kildestyrken (mengde tilgjengelig sulfat) vil være styrt av hvor mye sulfat som er akkumulert i massedeponiets og hvor raskt sulfatet vaskes ut. Kolonnetestene viser at sulfat er lett tilgjengelig og vaskes ut. Det ble analysert på vann fra 11 kolonner med knust berg og kun «den første utvasking» ($L/S=0,1$) ble analysert. Konsentrasjonene varierte fra anslagsvis 50-900 mg/l (vedlegg 5). De 11 overflateprøvene var vært utsatt for utvasking i mer enn et år. Massenes drenerende egenskaper (hydraulisk ledning) med drens-system (vedlegg 1-5) og grunnforhold (hydraulisk kapasitet), har betydning for hvor raskt nedbør infiltrerer og vasker ut sulfat. Gjennomsnittlig totalinnhold av sulfat i «Spoil Shed» (SS) prøvene, fra produksjonsperioden, var 950 mg/kg TS (vedlegg 5-1).

I følge Direktorsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften [22] og vedlegg IX i vannforskriften [2] er det for sulfat satt en terskelkonsentrasjon på 100 mg/l i grunnvann. Figur 5 illustrerer at denne grensen overskrides i begge bekkeløp fra anleggsområde og ned til stasjon Stensrudbekken kulvert (ID 67). Her er konsentrasjonen hovedsakelig under 100 mg/l. Datasett til vedlegg 2 angir gjennomsnittskonsentrasjon på 91 mg/l. Eventuelle miljøproblemer som følge av de økte sulfatkonsentrasjonene må sees i sammenheng med hvilke konsekvenser dette kan ha eller har for den påvirkede delen av vassdraget, samt forventet varighet av utslippet.

Uran: Uran forventes å være mobilisert som følge av forvitringstilgjengelig areal har økt samt at bruddflatene ferske, og uforvitrede. Mineraler som forvitrer raskt vil da «raskt» løses og transporteres med porevann/grunnvann. Urankonsentrasjonen vil trolig ikke øke slik at det felles ut sekundærmineraler. En slik utfelling vil i form av en kjemisk likevekt mellom mineral- og vannfase, begrense maks-konsentrasjonen i vannfasen. Utlekkingstestene tyder på at urankonsentrasjonen øker etter hvert som infiltrert nedbør beveger seg gjennom de nedknuste bergmasene. I løpet av 1 år kan for eksempel 1000mm nedbør som infiltrere 5 meter nedknust berg, da forutsatt en effektiv permeabilitet på 20%. Gjennomsnittlig konsentrasjon i kolonnene de 11 kolonnene var 3 µg/l og maks konsentrasjon va 15µg/l (Vedlegg 5). Væske faststoff forhold 0,1 (L/S=0,1) kan tilsvare 1 meter infiltrasjon, 10 meter vil da tilsvare 30µg/l. Til sammenligning er minimumskonsentrasjon i Maurtubekken WTP (WTP3) 19µg/l og gjennomsnittet er 63 µg/l. Utlekkingstesten simulerer derimot kun første utvasking av lett tilgjengelig uran porevann og løst bunnet uran. Kjemisk forvitring har før prøvetaking og utlekingstest løst uran til prøvens vannfase.

Kjemisk konsentrasjon av uran er høyest i stasjon ID62, nærmest og nedstrøms, med gjennomsnittlig nivå på 55 µg/L, og maks-konsentrasjon på 87µg/L, som er nesten dobbelt så høyt som anbefalte grensekonsentrasjon mht. toksiske forhold fra WHO og amerikanske myndigheter. Ved stasjon ID67, Stensrudbekken kulvert, er gjennomsnittlig urankonsentrasjon lavere enn anbefalte grensekonsentrasjon fra WHO og amerikanske myndigheter, hvor gjennomsnittlig konsentrasjon ligger på 13µg/L og maks konsentrasjon er 0,038mg/L. Alle målte konsentrasjoner ligger innenfor drikkevannsforskriften mht. radioaktivitet.

Eventuelle miljøproblemer som følge av de økte urankonsentrasjonene må sees i sammenheng med hvilke konsekvenser dette kan ha eller har for den påvirkede delen av vassdraget, samt forventet varighet av utslippet.

Toksiske og økotoksisk vurderinger av uran og andre metaller er også omtalt i vedlegg 2-3.

6. Konklusjon

Utslippene synes per i dag å påvirke en begrenset del av vassdraget, deler av Myrer- og Maurtubekken ned til Stensrubbekken er påvirket. Dette ut fra dokumentert med målinger ved overvåkningsstasjon i Stensrubbekken (ID68). Ut fra dagens overvåkningsprogram er det er ikke påvist vesentlig forringet miljøtilstand i bekkene. Det synes å være liten risiko for at de økte konsentrasjonene medfører helse- og miljørisiko ettersom bekkene av flere årsaker ikke kan anvendes til drikkevann. I forundersøkelsene var det derimot ikke forutsett at arbeidene skulle medføre utslipp av vesentlige mengder sulfat eller uran.

Notatet viser at utslipp fra anleggsområdet og masseuttak har medført økte utslipp av særlig sulfat og uran. Utslippene er trolig knyttet til kjemiske prosesser tilknyttet anleggsdriften samt kjemisk forvitring av nedknust berg:

- I. Krav fra VAV om «nullpåslipp» av seksverdig krom innebærer at renseanlegg WTP 1 og 2 måtte tilsette jernsulfat heptahydrat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Jernet oksiderte da seksverdig krom til treverdig krom. «Nullpåslipp» ble aldri oppnådd, men utslipp av seksverdig krom ble redusert ned mot ca. 1 µg/l. Sulfatutslippene økte som følge av at rensedriftsvann med forhøyet sulfatholdighet ble anvendt på TBMenes borhode, dermed ble nedknust berg mettet med sulfatholdig vann. I dag lekker masseuttaket sulfat til Maurtubekken.
- II. Nedknust berg, her TBM-masser, har friske bruddflater og betydelig økt overflateareal sammenlignet med grunnfjell. Dette medfører økt kjemisk forvitring med økt ionestyrke i porevannet. De forhøyede sulfatkonsentrasjonene gir ytterligere mobilisering av elementer som uran. Urankonsentrasjoner i drenevann nedstrøms masseuttaket har økt betydelig, da sammenlignet med bakgrunns-konsentrasjoner i grunnfjell. Kolonnetester, med analyse av porevann fra TBM-masser, sannsynliggjør at forvitningsprosesser og forhøyet sulfatkonsentrasjon er årsak til at uran mobiliseres. Liknende resonnering kan gjelde andre metaller og kationer, men det er mindre sannsynlig at disse utgjør risiko for helse og/eller miljø. Det sannsynliggjør at konsentrasjonen av uran vil avta vesentlig raskere enn sulfat.
- III. BaneNORs overvåkning av utslipp fra Myrerbekken renseanlegg har påvist utslipp av sulfat og uran fra den delen av anleggsområdet hvor det ikke er lagret TBM-masser. Utslippene har i driftsfasen vært vesentlig lavere enn fra masseuttaket (Maurtubekken). Tilbakeføringsprosjektets planlagte flytting av 0,6-, 0,7 millioner m³ med mellomlagrede TBM-masser fra masseuttaket til dette området er risiko-vurdert og spredningsreduserende tiltak skal iverksettes for å minimere utslipp til Maurtu- og Myrerbekken.

Den pågående overvåkingen avdekket de økte i sulfat- og uran-konsentrasjonene i resipienten. Videre overvåkningsprogram er tilpasset slik at prosjektet bl.a. dokumenterer oppstrøms og nedstrøms konsentrasjonsutvikling bedre. I samarbeid med NIBIO og andre faginstanser utføres en risikovurdering av dagens situasjon og det skal avklares behov for videre undersøkelser og tiltak.

7. Referanser

1. Norsk kunsterleksikon, *Ingeniør og arkitekt - Peter Andreas Blix*. Artikkelen er hentet fra *Norske kunsterleksikon*, som ble utgitt 1982-86., 2013. Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://nkl.snl.no/Peter_Andreas_Blix.
2. Lovdata, *Vannforskriften: Vedlegg IX. Kjemisk tilstand for grunnvann: terskel- og vendepunktverdier*, 2010. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446#KAPITTEL_17.
3. SFT, *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*, 2009, 09.04.2010. Miljødirektoratet, s. 30. Dok.nr.: TA-2553. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif/publikasjoner/2553/ta2553.pdf>.
4. Jernbaneverket., *Detaljplan Nytt dobbeltspor Oslo-Ski, Follobanen, Tunnelstrekning underbygning, notat, Andvendelse av steinmaterialer*, 2011, 19.12.2011. Dok.nr.: UFB-30-A-32541 00B.
5. NGI, *Application of TBM Spoil as quality fill for Gjersrud Stensrud township.*, 2016. Jernbaneverket for The Follo Line Project - Åsland, s. 55. Dok.nr.: UFB-30-A-70072 rev .01A (30559-15-R).
6. Miljødirektoratet, *Faktaark: Mellomlagring og sluttdisponering av jord- og steinmasser som ikke er forurenset*, 2018, Oppdatering oktober 2019. Miljødirektoratet, s. 7. Dok.nr.: M-1243, oktober 2019. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M1243/M1243.pdf>.
7. SFT, *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*, 1999, s. 103. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/verktoy/skjema/forurenset-grunn-beregningsverktoy-for-risikovurdering/>.
8. Johanna Skrutvold og Joahansen, Øistein, *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2018*, 2019. NIBIO for Bane NOR. Dok.nr.: XXX.
9. Bane NOR, *Årsrapport for utslipp av driftsvann*, 2014-2015. AGJV for Bane NOR.
10. Bane NOR, *Årsrapport for utslipp av driftsvann*, 2016. AGJV for Bane NOR.
11. Bane NOR, *Årsrapport for utslipp av driftsvann*, 2017. AGJV for Bane NOR.
12. Bane NOR, *Årsrapport for utslipp av overvann og driftsvann*, 2018. AGJV for Bane NOR.
13. Bane NOR, *Water monitoring. Annual report 2019*, 2019. AGJV for Bane NOR, s. 58. Dok.nr.: UFB-EW-W-00005.2005, rev 00E.
14. Bane NOR, [4] AGJVs fast stoff analyser fra Spoil Shed, 2019.
15. Erik Endre og Sørmo, Erlend, Veileder for Miljødirektoratet M-310 2015. Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter., 2015, REV.NR. 0 / 2015-02-09. p. 57. Dok.nr.: Number. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M310/M310.pdf>.
16. Lovdata, *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Kapittel 9. Deponering av avfall*, 2018, FOR-2018-01-15-56 for Lovdata.no. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_9#KAPITTEL_9.
17. Johanna Skrutvold og Joahansen, Øistein, *UTKAST: Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019, 2020*. NIBIO for Bane NOR. Dok.nr.: XXX.
18. Lovdata, *Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften)*, 2017, FOR-2016-12-22-1868. Helse- og omsorgsdepartementet. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2016-12-22-1868/§1#KAPITTEL_2.
19. Miljødirektoratet, *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*, 2016, s. 24. Dok.nr.: M-608. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>.
20. Lovdata, *Forurensningsforskriften Del 1. Forurenset grunn og sedimenter - Vedlegg 1 Normverdier*, 2004, FOR-2019-11-29-1615 for Lovdata.no. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931/KAPITTEL_1#KAPITTEL_1-2-1.
21. Miljødirektoratet, *Faktaark: Disponering av betong- og teglavfall*, 2013, Oppdatert november 2019. Miljødirektoratet, s. 4. Dok.nr.: M-14, november 2019. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m14/m14.pdf>.
22. Vannportalen, *Vedlegg til veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem i henhold til vannforskriften.*, 2018. www.vannportalen.no. Tilgjengelig fra: https://www.vannportalen.no/globalassets/nasjonalt/dokumenter/veiledere-direktoratsgruppa/md_klassifiseringsveileder_veilegg_2019_pr.pdf.
23. Wikipedia, *Uran*. <https://no.wikipedia.org/wiki/Uran>, 2019.
24. Erica Weir, *Uranium in drinking water, naturally*. *Canadian Medical Association Journal*. 2004 Mar 16, 170(6), p 951-952., 2004.
25. Agency for Toxic Substances & Disease Registry, *Toxicological Profile for Uranium*. *ToxFacs for Natural & Depleted Uranium*, CAS #: 7440-61-1, 2013. Agency for Toxic Substances & Disease Registry : Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxfags/uf.asp?id=439&tid=77>, 2013.
26. Government of Canada, *Uranium in Drinking Water. Federal Provincial Territorial Committee on Drinking Water*. <https://www.canada.ca/en/health-canada/programs/consultation-uranium-drinking-water/document.html#a10>, 2017.
27. L. D. Kraemer og Evans, D., [Uranium bioaccumulation in freshwater ecosystems: Impact of feeding ecology. *Aquatic Toxicology* 124-125, p. 163-170., 2012.
28. Folkehelseinstituttet., *Kjemiske og fysiske stoffer i drikkevann*. <https://www.fhi.no/nettpub/stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/kjemiske-og-fysiske-stoffer-i-drikkevann/#uran-u>, 2018.

8. Vedlegg

Vedlegg 1. Kartgrunnlag og foto

Vedlegg 1-1. Anleggsområdet på Åsland; 1) Nedre område 2) Fabrikkområde med «Spoil Shed»



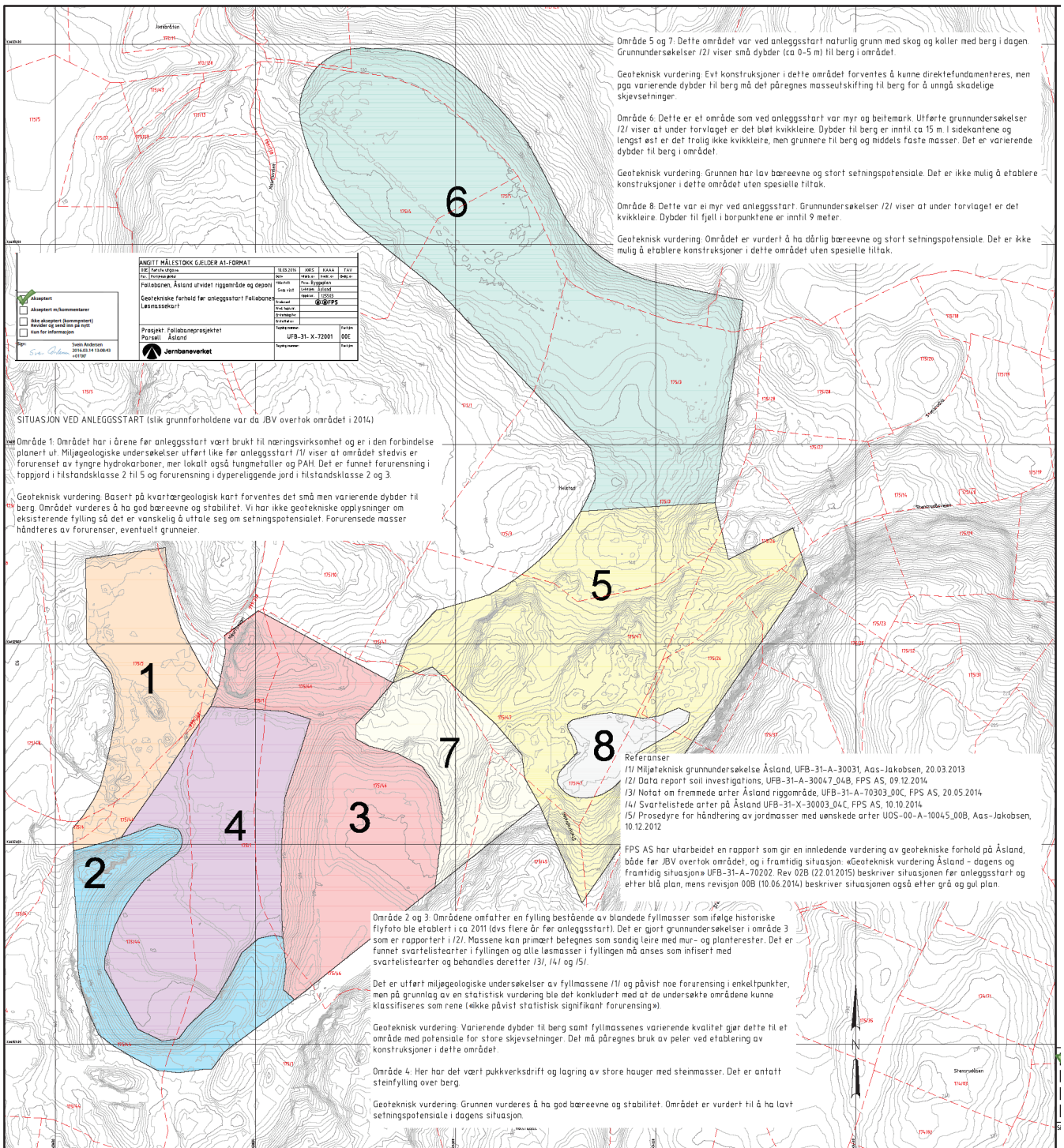
Vedlegg 1-2. Prøvetakingspunktene SD-01 tom. SD-10 samt SD-3U (vannmettet område)



BANE NOR 	Oversiktskart - masseprøver deponi		
	Bane NOR - Follobanen - TSM		
Scan Survey AS Kattvegsta 5 0350 Oslo	Datummerke: GDA/Hvås EURE89 UTM32 NN54	Målestokk: 2500 A3	Side:
Tel: 22 08 68 00 Fax: 22 08 68 01	Dato: 12.06.2019	Prosjekt:	Tegning: 2008T

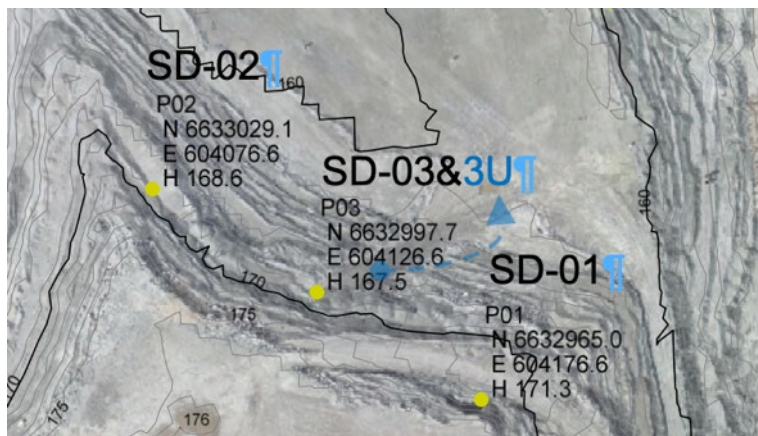
Vedlegg 1-3. Illustrasjon av kart «Follobanen, Åsland utvidet riggområde og deponi. Geotekniske forhold før anleggsstart Follobanen. Løsmassekart.» Ref.: Tegningsnr.: UFB-31-X-72001.





Massemottaket ligger innenfor område 6 («Deponi»). Ved anleggsstart var området myr og beitemark. Det er påvist et torvlag over kvikkleire. Dyp til berg var inntil 15 m. I sidekantene og lengst øst er det trolig ikke kvikkleire, men trolig grunnere til berg og middels faste masser. Det er varierende dybder til fjell i området (ref. beskrivelse i angitt tegning).







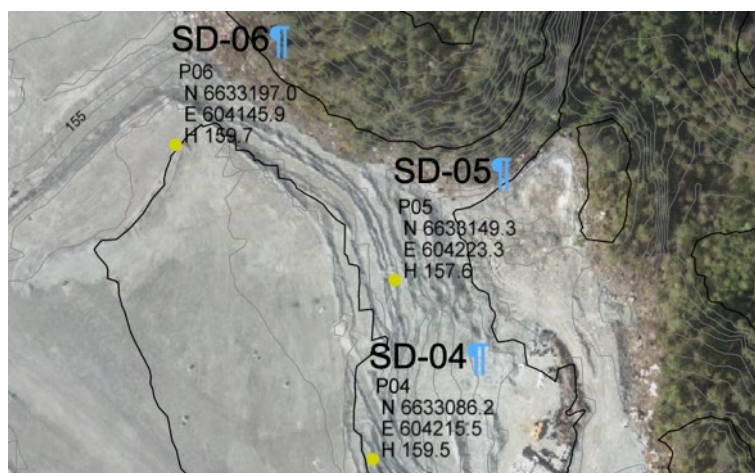
Vedlegg 1-4. Foto av Prøvetakingspunktene SD-01 tom. SD-10 samt SD-3U (vanntettet område)





ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
01		
02		

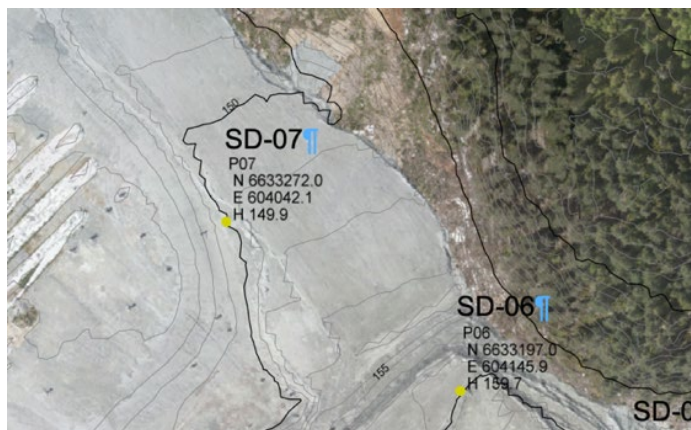






ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
03		
3U		

ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
04		
05		



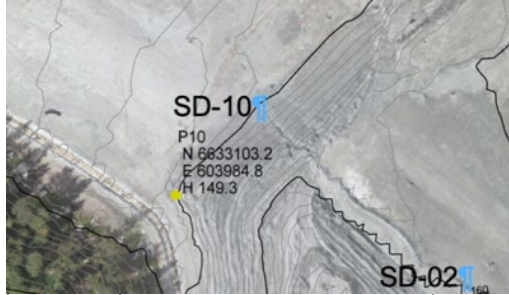
ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
06		
07		



ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
08		
09		



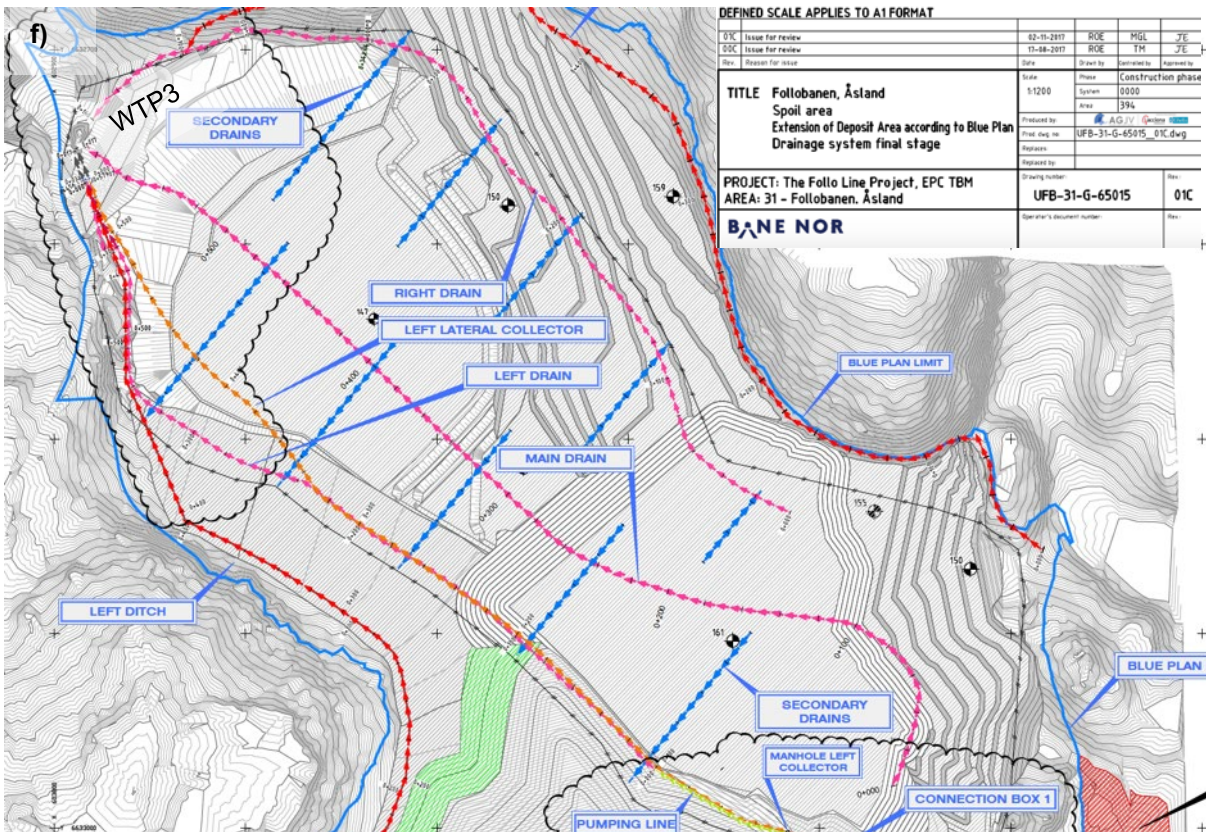
ID: SD19-	Oversiktsfoto	Foto
10		



Vedlegg 1-5. Foto a-d viser overvann-(OV) og grunnvannshåndtering (dren) samt Maurtubekken og utslipp fra vannrenseanlegg til Maurtubekken. Foto a og b viser løpene til overvannsgrøft og Maurtubekken. Foto c viser tørrlagt mottaksdam med pumpekum. Grunnvannspumpe i kum trykker vann til vannrenseanlegget. Foto d viser stålrør som slipper vann fra renseanlegg til steinfylling/Maurtubekken.



(Forts. Vedlegg 1-5.) Foto e) viser WTP3 med tilhørende vanntilførsel
Tegning f) viser utsnitt av massemottaket utvidet etter «Blå plan» med plantegning over drenering.



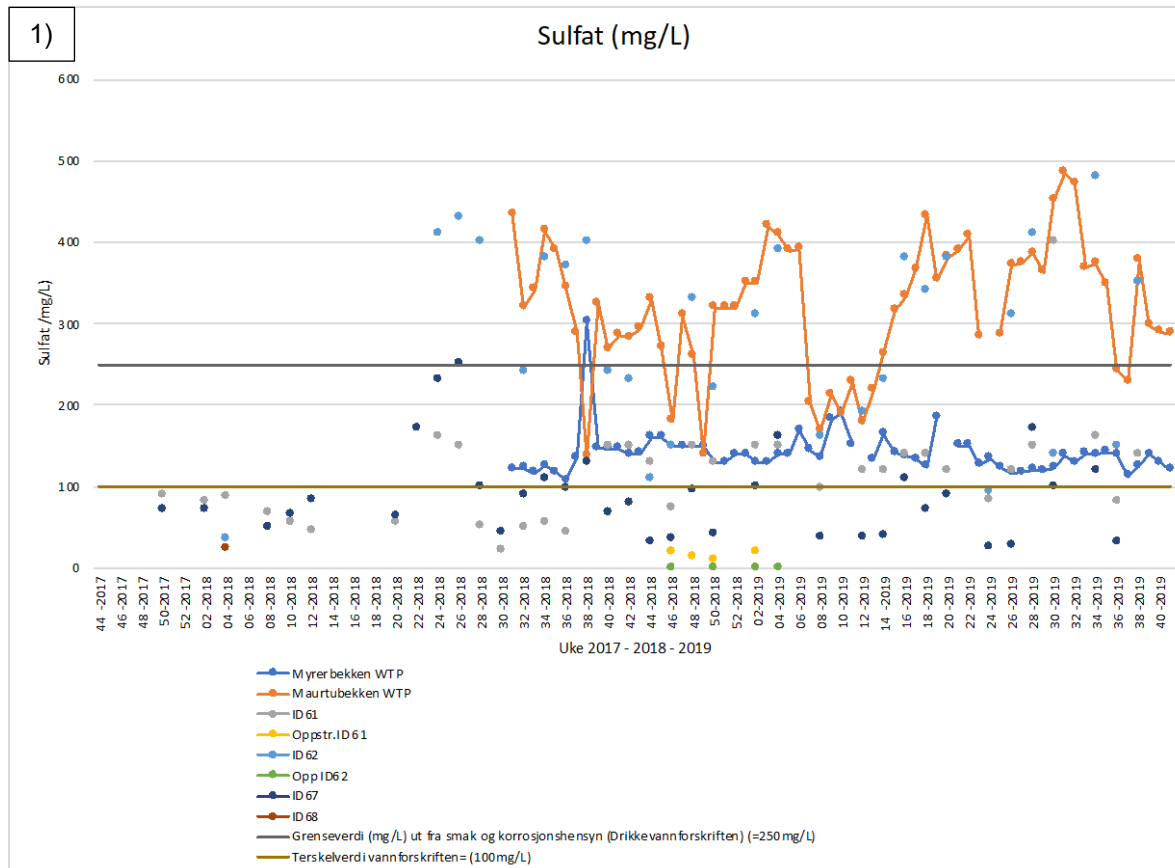
Vedlegg 2. Overvåkning av vannkvalitet i resipient. Resultater fra perioden 2017-2019

Vedlegg 2-1. Lokalteter i bekk som prøvetas månedlig av Nibio.

AGJV prøvetar utslipp fra renseanleggene (WTP) mengdeprosjonalt og analyserer ukesblandprøver. ID i kartet refererer til ID i plottene.

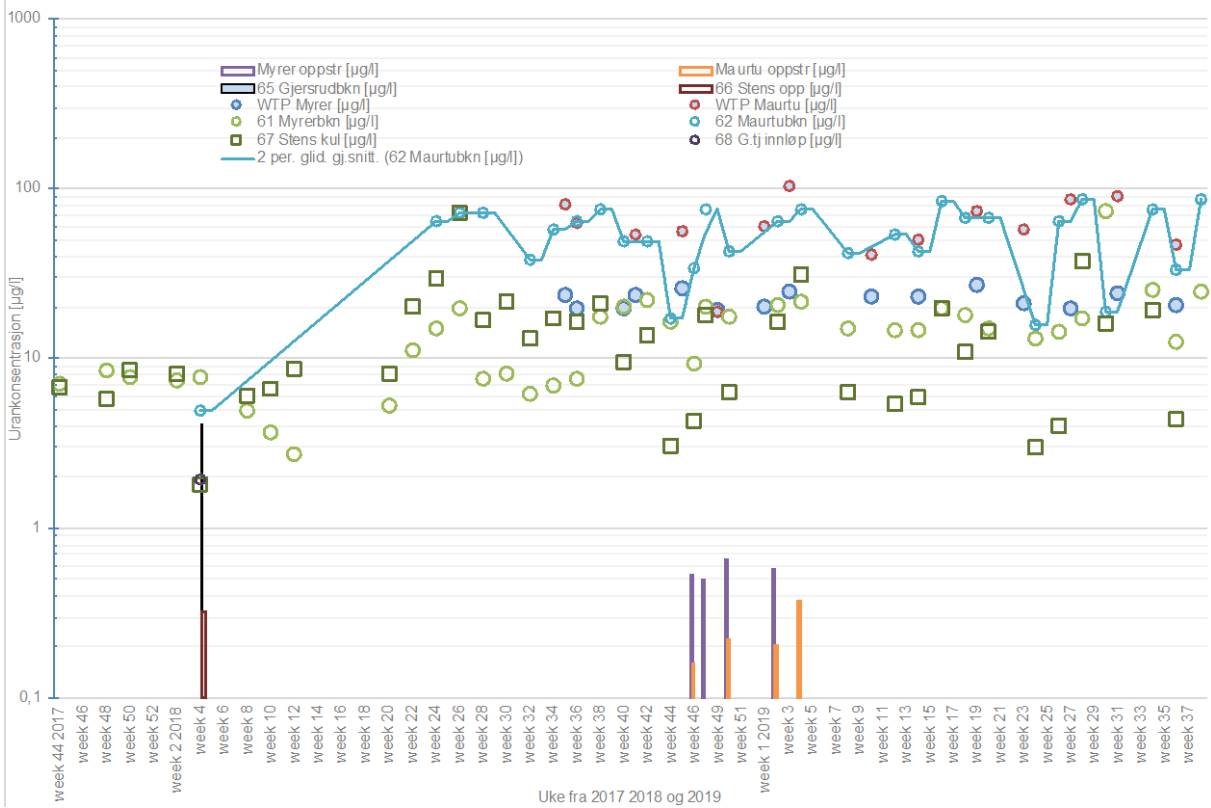
Plott 1-7 viser årsvariasjon for følgende parametere:

- 1) Sulfat:
- 2) Uran: (se tabell vedlegg 2-2)
- 3) Antimon:
- 4) Kadmium:
- 5) Kobber:
- 6) Jern:
- 7) Sink:



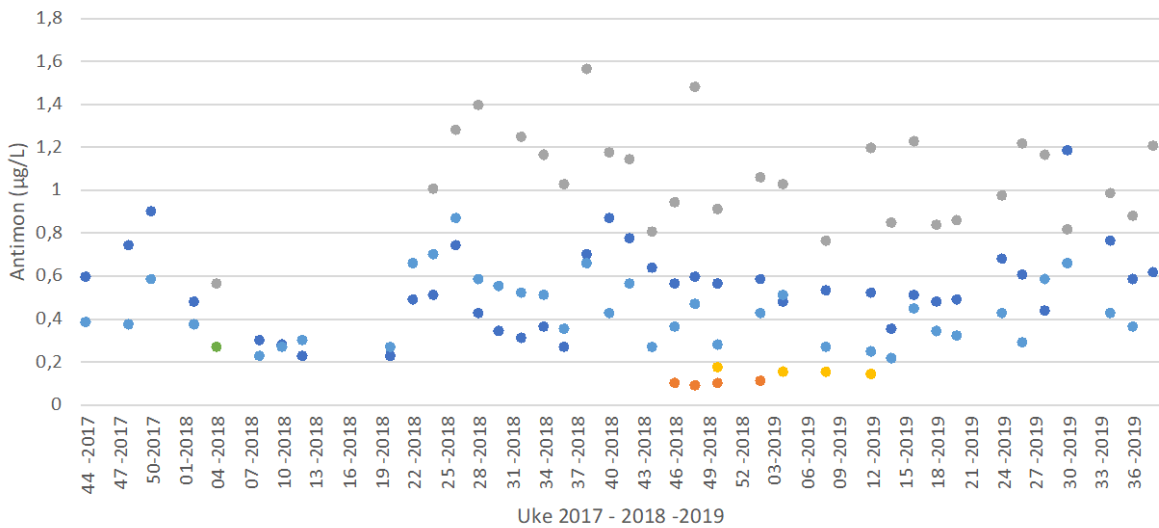
2)

Uran konsentrasjon i WTP og bekker [$\mu\text{g/l}$]

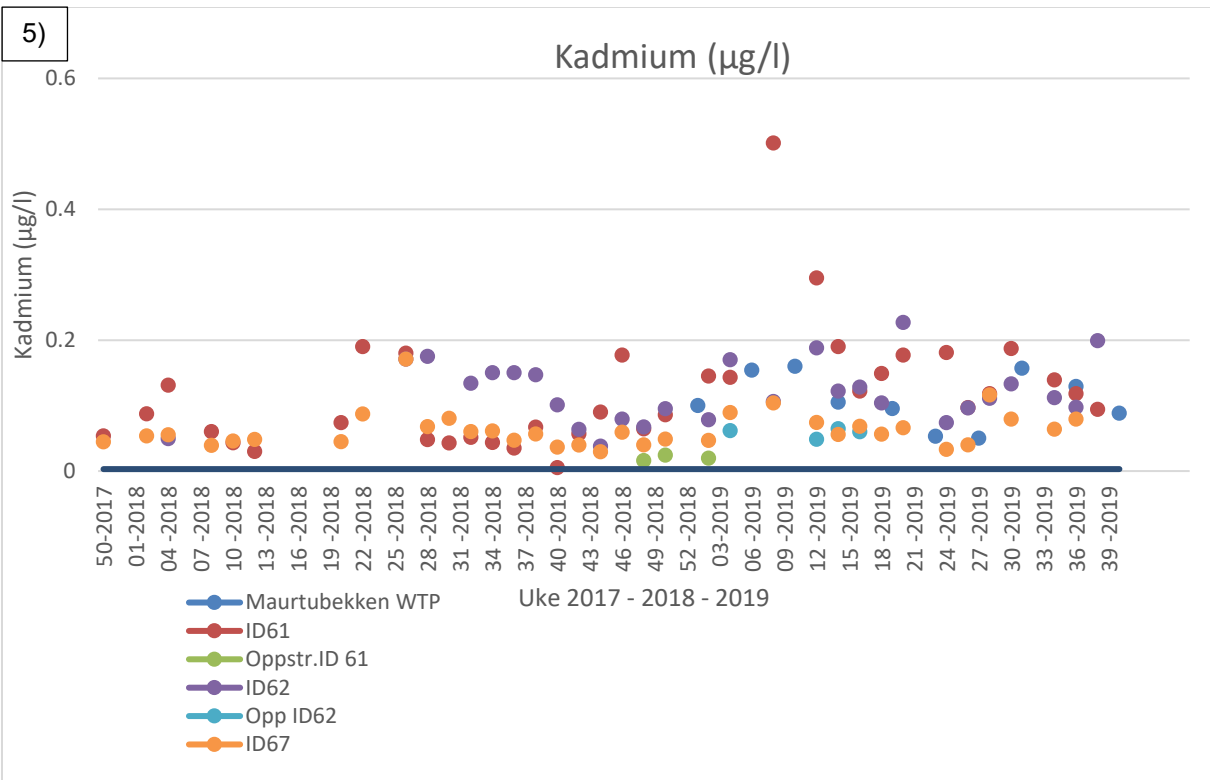
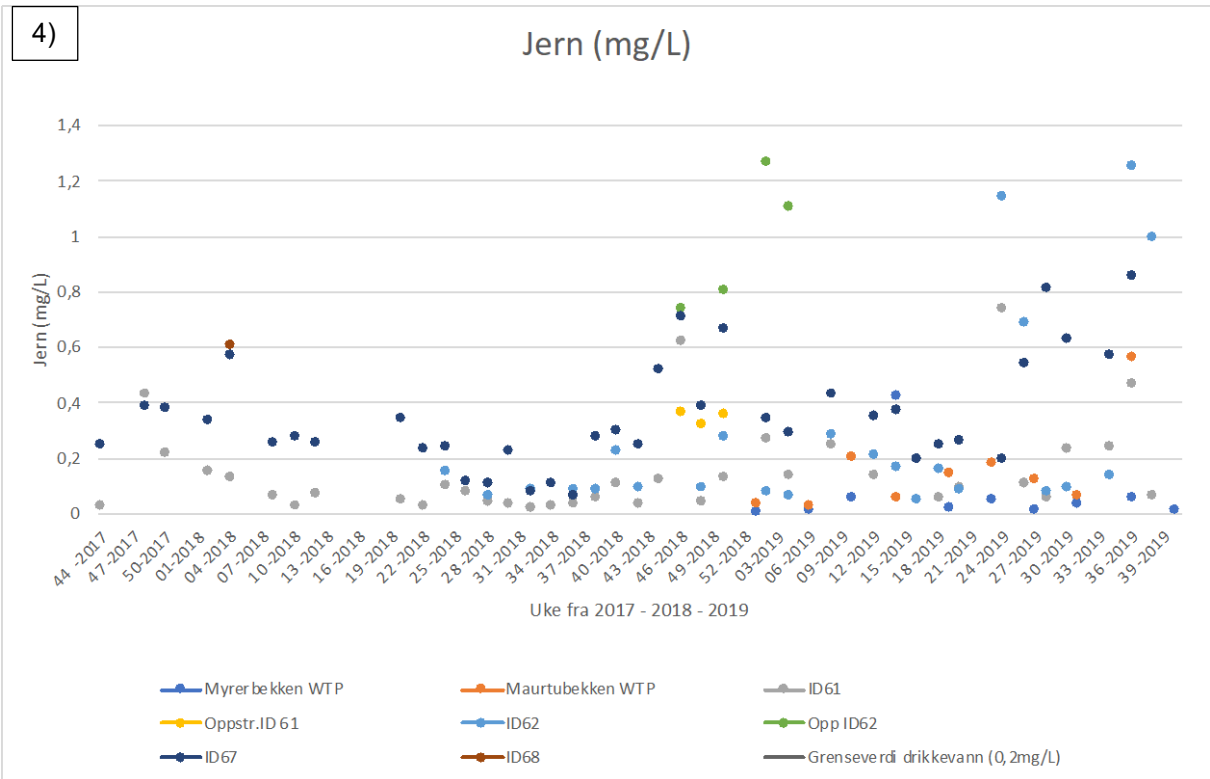


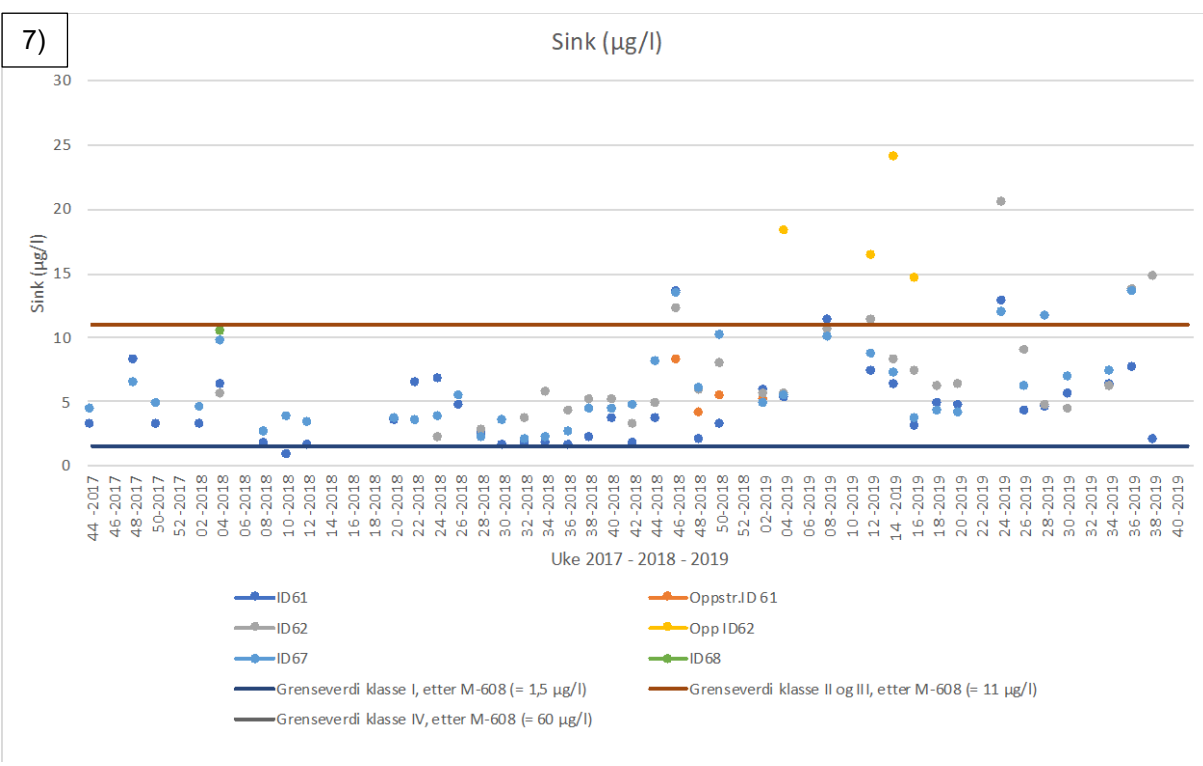
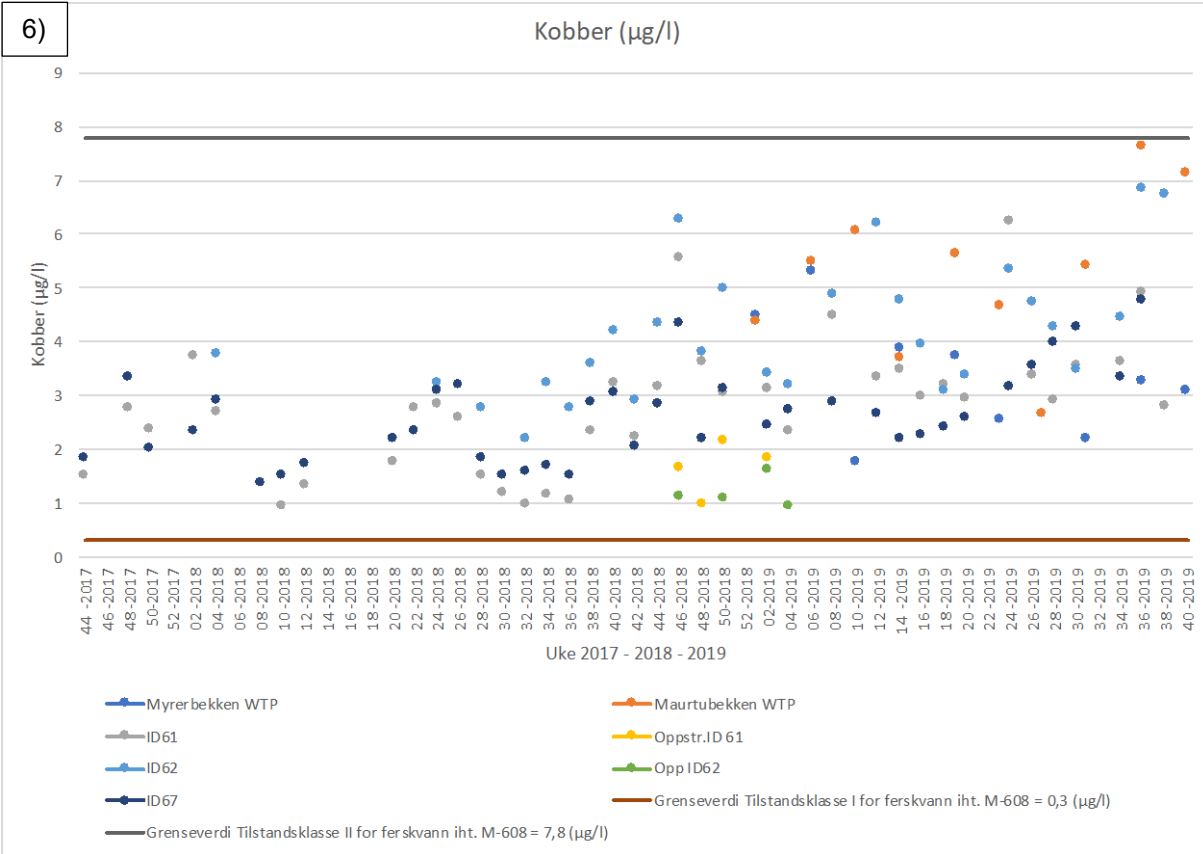
3)

Antimon ($\mu\text{g/L}$)



- ID61
- ID62
- ID67
- Oppstr.ID 61
- Opp ID62
- ID68
- Vanlig forekomst i norske vannkilder (0,1-0,2 $\mu\text{g/L}$)
- Grenseverdi drikkevann (5 $\mu\text{g/L}$)
- WHO anbefaler grenseverdi (20 $\mu\text{g/L}$)





Vedlegg 2-2. Analysert innhold av uran i perioden 2017-2018-2019 (enhet µg/l)

År Ukenr	WTP Myrer bkn.	WTP 3 Maurtu bkn.	ID61 Myrer- bekken	Myrer- bekken <u>oppstr.</u>	ID62 Maurtu- bekken	Maurtu- bekken <u>oppstr.</u>	65 Gjerdsrud- bekken nedstr. ID68	ID66 Stens- rubbekken <u>oppstr.</u>	ID67 Stensrud- bekken kulvert	ID68 Gjerdsrud- tjern innløp
Maks.:	27,4	104,0	74,1	0,7	87,0	0,4	4,1	0,3	71,9	1,9
Gj.snt.:	22,6	63,2	15,0	0,6	55,18	0,2	4,1	0,3	14,2	1,9
Min.:	19,3	19,1	2,8	0,5	4,97	0,2	4,1	0,3	1,8	1,9
Antall:	15	14	39	4	29	4	1	1	38	1
2017			7,04						6,76	
44			8,5						5,73	
50			7,87						8,44	
2018			7,36						8,11	
2			7,77		4,97		4,1	0,324	1,83	1,93
4			4,94						6,11	
8			3,65						6,62	
10			2,76						8,73	
12			5,27						8,24	
20			11,1						20,3	
22			15		63,9				29,6	
24			19,8		71,9				71,9	
26			7,53		73				16,9	
28			8,21						21,8	
30			6,26		38,4				13,1	
32			6,94		58,1				17,2	
33										
34										
35	23,8	80,3								
36	19,8	62,5	7,59		65,1				16,6	
38			17,8		75,8				21,1	
40	20		20,4		48,9				9,62	
41	24	53,3								
42			22,1		49,6				13,9	
43										
44			16,6		17,3				3,06	
45	26,1	56,3								
46			9,26	0,536	34,2	0,161			4,32	
48			20,2	0,494	76,5				18	
49	19,3	19,1								
50			17,6	0,6551	42,8	0,218			6,36	
51										
2019	20,2	60,9								
1										
2			20,9	0,575	64,8	0,204			16,4	
3	24,9	104								
4			21,5		75	0,371			31	
8			15,1		41,8				6,32	
10	23,3	41,3								
11										
12			14,7		53,8				5,35	
13										
14	23,4	49,9	14,6		43,2				5,87	
15										
16			19,8		85,1				19,7	
17										
18			17,9		67				11	
19	27,4	74,8								
20			15,1		68,3				14,5	
21										
22										
23	21,1	57								
24			13,2		15,8				2,97	
26			14,4		64,5				4,04	
27	19,8	87,2								
28			17,2		87				37,7	
29										
30			74,1		18,9				16,2	
31	24,2	91								
34			25,6		74,9				19,2	
36	20,9	47,3	12,6		33,6				4,43	
38			25,1		86					

Vedlegg 2-3 Vurdert helse og miljøutlekking som følge av fra metallutlekking

Uran: Naturlig uran slipper ut radioaktivitet ved nedbrytning, men har lav risiko for stråling. Naturlig uran forekommer naturlig i isotopene U-238, U-232 og U-234 [23], hvorav majoriteten består av U-238, som har ekstremt lang halveringstid (omtrent 4,5 milliarder år). De fysiske egenskapene med stråling fra uran er derfor vurdert å ikke utgjøre den største helserisikoen, det er derimot vurdert at de kjemiske egenskapene kan utgjøre en helserisiko [24]. Dette er det ikke satt grensekonsentrasjoner for uran mht. kjemiske egenskaper, verken i drikkevannforskriften eller vannforskriften.

I følge toksiskologisk datablad [25] for naturlig og utarmet uran har amerikanske myndigheter satt maksimum anbefalte grense-nivå på 30 µg/L i drikkevann, noe WHO også har anbefalt. Kanadiske myndigheter har satt veiledende grensekonsentrasjoner på 20 µg/L basert på forsøk med rotter [26].

I Norge er det ingen grensekonsentrasjoner for uran i vannforskriften, og målte konsentrasjoner kan derfor ikke legges til grunn for vurdering av kjemisk tilstand. Tar man i betraktning WHO's anbefalte grensekonsentrasjon på 30µg/L, kan man likevel forsøke å gjøre en vurdering hvorvidt utlekking fra masseområdet kan ha hatt effekt på miljøet.

Kjemisk konsentrasjon av uran er høyest i stasjon ID62, nærmest og nedstrøms masseområdet på Åsland, med gjennomsnittlig nivå på 55 µg/L, og maks-konsentrasjon på 87mg/L, som er nesten dobbelt så høyt som anbefalte grensekonsentrasjon mht. toksiske forhold fra WHO og amerikanske myndigheter. Ved stasjon ID67, Stensrubbekken kulvert, er gjennomsnittlig urankonsentrasjon lavere enn anbefalte grensekonsentrasjon fra WHO og amerikanske myndigheter, hvor gjennomsnittlig konsentrasjon ligger på 13µg/L og maks konsentrasjon er 0,038mg/L. Alle målte konsentrasjoner ligger innenfor drikkevannforskriften mht. radioaktivitet.

Den vanligste måten å bli eksponert for uran er via mat og drikkevann. Uran kan tas opp i planter som f.eks. poteter via jordsmonnet. Uran kan akkumuleres i lever, nyrer og bein og risikoen er forbundet med uranets kjemiske effekt og ikke radioaktiv stråling [25]. Det er ikke gjort vitenskaplige funn som tilsier at inntak av naturlig uran gir kjemiske effekter som kreftfremkalling, verken hos mennesker eller dyr [26]. (Dårlig inneluft med høy konsentrasjon av radon er en annen sak).

Uran kan bioakkumuleres og spres i ferskvannøkosystemer via virvelløse dyr [27]. Hvorvidt de målte konsentrasjonene som overskrider de anbefalte grensekonsentrasjonene til WHO og amerikanske myndigheter har hatt effekt på miljøet, avhenger av oppholdstiden til de vandige organismene som er blitt eksponerte og hvorvidt vannet er brukt som drikkevann over tid. Figur 2 viser området som de anbefalte grensekonsentrasjonene er overskredet, som er avgrenset lokalt til området som ligger nedstrøms masseområdet og mellom Stensrubbekken kulvert. Finske studier har vist at en befolkning med eksponering opp mot 148µg/L ikke medførte helseplager (nyreproblemer) i forhold til lavere eksponerte befolkningsgrupper [28], og ingen av stasjonene, i dette prosjektet, har vist så høye nivåer av uran.

Selv om det vurderes at utlekking av uran har hatt liten eller ingen effekt på miljøet, kan dette endres over tid. Som et føre var prinsipp, bør ikke bekkevannet i det påvirkede området benyttes som drikkevann over langvarig tid, verken for mennesker eller dyr.

Antimon: Det er ikke satt grensekonsentrasjon på antimon i vannforskriften. Alle målte konsentrasjoner er innenfor drikkevannsforskriftens og WHO's anbefalte grensekonsentrasjoner. Utlekking av antimon vurderes derfor å ha liten eller ingen effekt på miljøet.

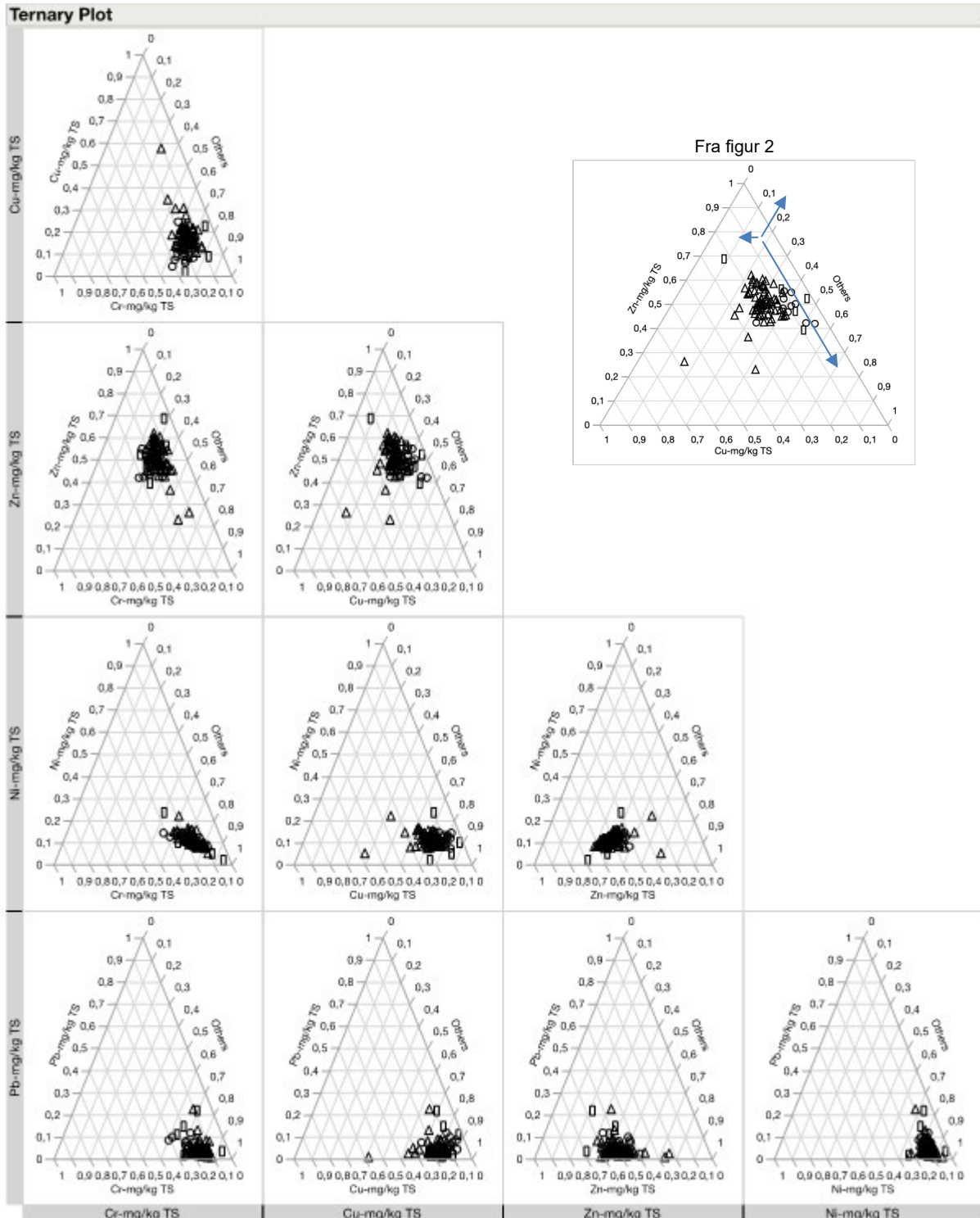
Kobber: Måledataene viser ingen tydelig trend på at det pågår utlekking av kobber, og per i dag er den kjemiske tilstanden både oppstrøms og nedstrøms masseområdet i tilstandsklasse II for ferskvann iht. Miljødirektoratets veileder M-608 [19]. Per i dag vurderes det at eventuell utlekking av kobber ikke har forverret tilstanden i vassdraget.

Sink og Jern: Det er ingen tydelige signaler om at det har pågått utlekking av verken sink eller jern fra masseområdet. Oppstrøms masseområdet er det målte sinkkonsentrasjoner som tilsvarer grensekonsentrasjon for klasse IV etter Miljødirektoratets veileder M-608 [19], mens det nedstrøms masseområdet er bedre kjemisk tilstand i klasse I-II-III og IV. Det er heller ingen signaler om at det pågår utlekking av jern fra masseområdet, som i tillegg er et essensielt metall.

Vedlegg 3. Kjemisk sammensetning av TBM produsert stein- Tre datasett

Vedlegg 3-1. Metaller Trekantplott matrise som angir alle plott-kombinasjoner for de fem metallene som er vist i figur 2. Det er kun metaller som er felles for de tre datasettene. Aksene angir parameterens vektandel av $\Sigma(\text{Cu, Zn, Pb, Cr, Ni})$ i hver enkelt prøve.

Punktangivelse: «Trekant»= Prøve fra «Spoil Shed» (SS, 64 stk.). «Sirkel»=Prøve fra «Spoil Deposit» (SD, 12 stk.). «Rektangel»= prøve av bergartskjerner (RC, 7 stk). De tre datasettene er analysert for totalt innhold av kobber og sink bly, krom og nikkel (Forklaring, se figur 2, blå piler viser avlesning mot aksene).

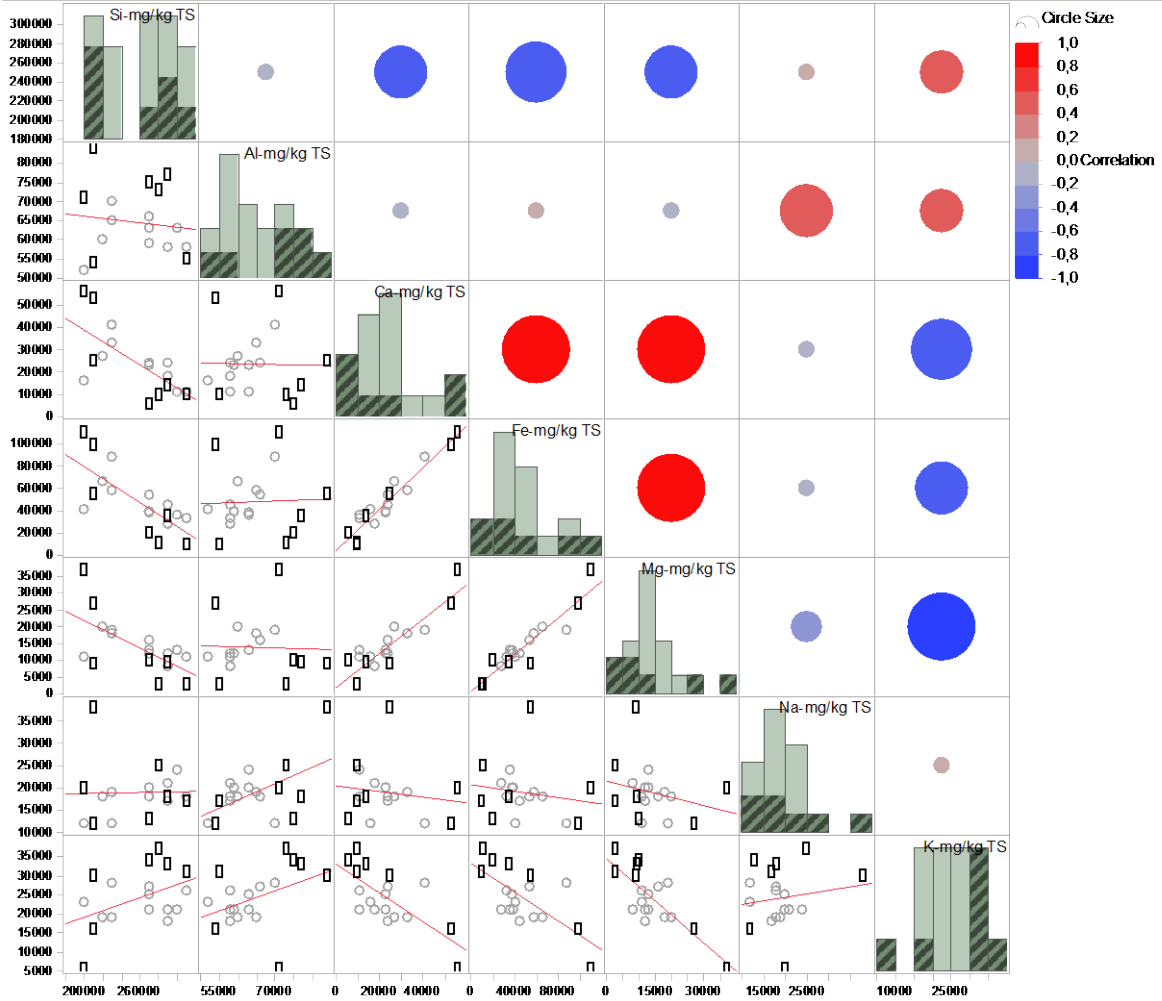


Vedlegg 3-2. Punktplott matrise med statistikk: Sammenstilling av steinprøvenes (SD og RC) innhold av silisium (Si), aluminium (Al), jern (Fe), kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) og kalium (K). Figuren viser plott og tabeller som visualiserer og dokumenterer sammenhenger for elementene. Analyserte konsentrasjoner i steinkjerner (RC) er plottet med rektangel og kontrollprøver fra dagens terrengoverflate er vist med sirkler (SD). Steinkjerner er vist med uthevet «rektangel» og skravert histogram.

11/02/2020, 07:05
Data Table-Krysstab-PI.OTT

Multivariate

Scatterplot Matrix



Univariate Simple Statistics

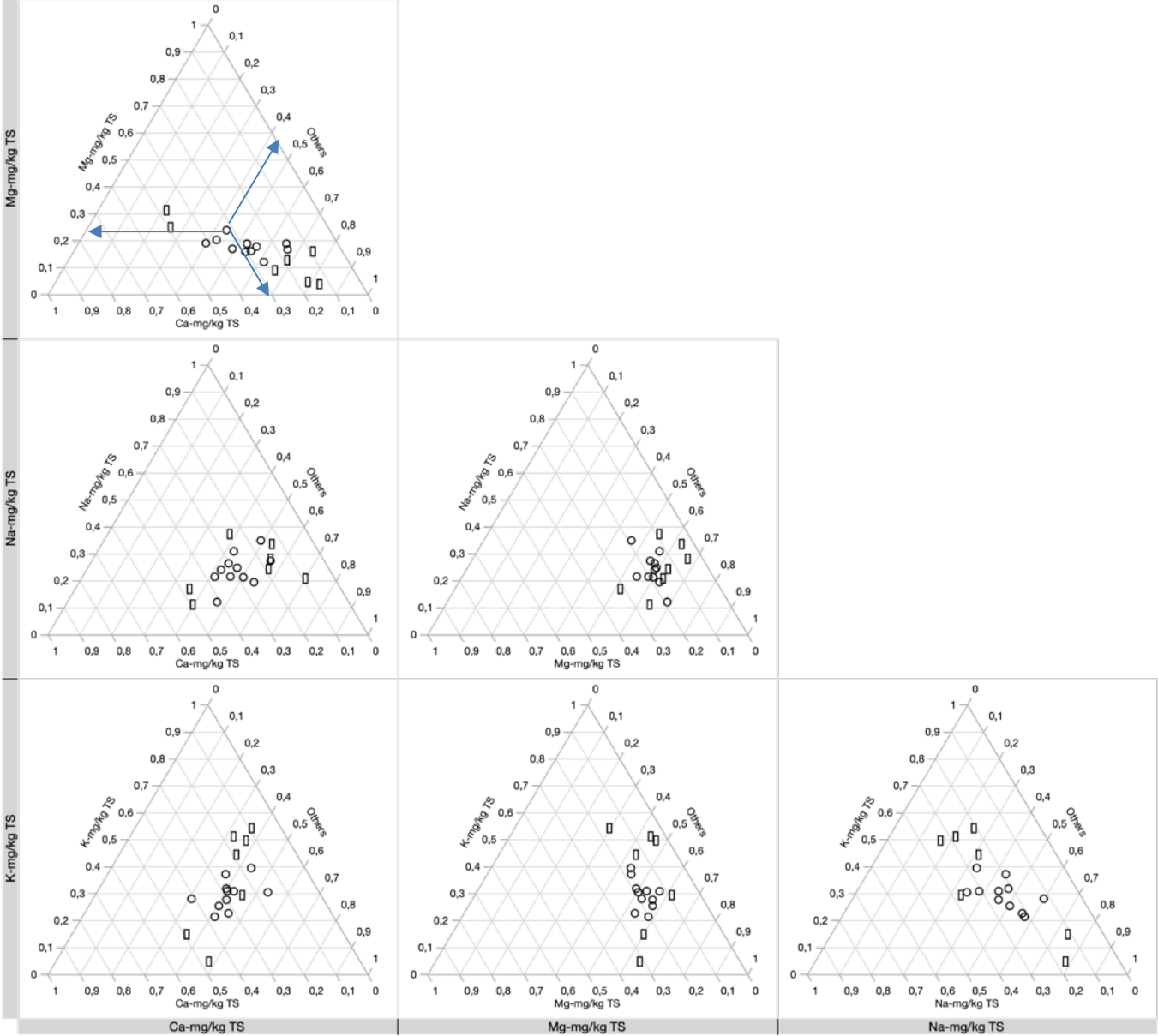
Column	N	DF	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum
Si-mg/kg TS	18	17,00	25833,3	38843,6	465000	20000,0	310000
Al-mg/kg TS	18	17,00	64500,0	8853,38	1161000	52000,0	84000,0
Ca-mg/kg TS	18	17,00	23577,8	14383,7	424400	5700,00	56000,0
Fe-mg/kg TS	18	17,00	48094,4	28023,9	865700	9700,00	110000
Mg-mg/kg TS	18	17,00	13961,1	8234,30	251300	2800,00	37000,0
Na-mg/kg TS	18	17,00	19000,0	6058,54	342000	12000,0	38000,0
K-mg/kg TS	18	17,00	24144,4	7597,15	434600	5600,00	37000,0

Note: Statistics were calculated for each column independently without regard for missing values in other columns.

Vedlegg 3-3. Basekationer: Trekantplott som viser relativ fordeling mellom Ca, Mg, Na og K. Akse «Others» representerer summen av de elementene som ikke er angitt. (Forklaring, se figur 2, blå piler viser avlesning mot aksene).

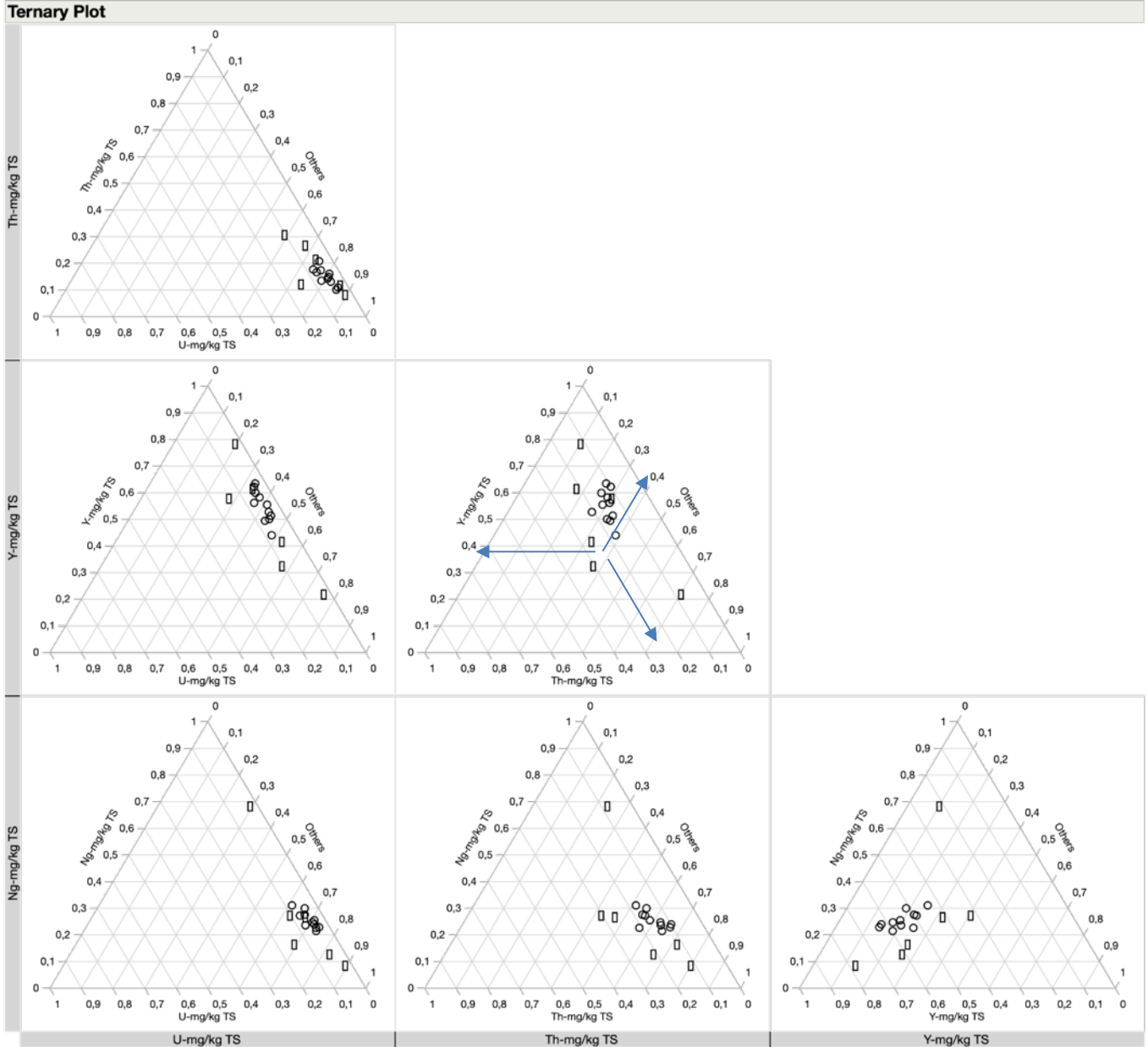
07/01/2020, 18:01
Data Table=Krysstab-PLOTT

Ternary Plot



Vedlegg 3-4: Radioaktive elementer: Trekantplott som viser relativ fordeling mellom Th, U, Y og Ng. Akse «Others» representerer summen av de elementene som ikke er angitt. (Forklaring, se figur 2, blå piler viser avlesning mot aksene).

07/01/2020, 18:23
Data Table=Krysstab-PLOTT



Vedlegg 5. Massemottak (SD) - Kjemisk utlekking (L/S=0,1) fra utfyllt nedknust berg

Vedlegg 5-1. XY-plott som viser L/S=0,1 konsentrasjoner for SO₄, F, Cl, K, Na, Mg, Ca og U plottet mot pH, TS (suspendert stoff i eluat) og saltinnhold (konduktivitet). pH og SO₄ angir også med lab-pH i prøve og totalinnhold av sulfat i entreprenørens månedlige blandprøver (64 stk.) fra «Spoil Shed» hvor det er; MI=minimum, AV=gjennomsnitt, MX=maksimum konsentrasjon i mg/kg TS.

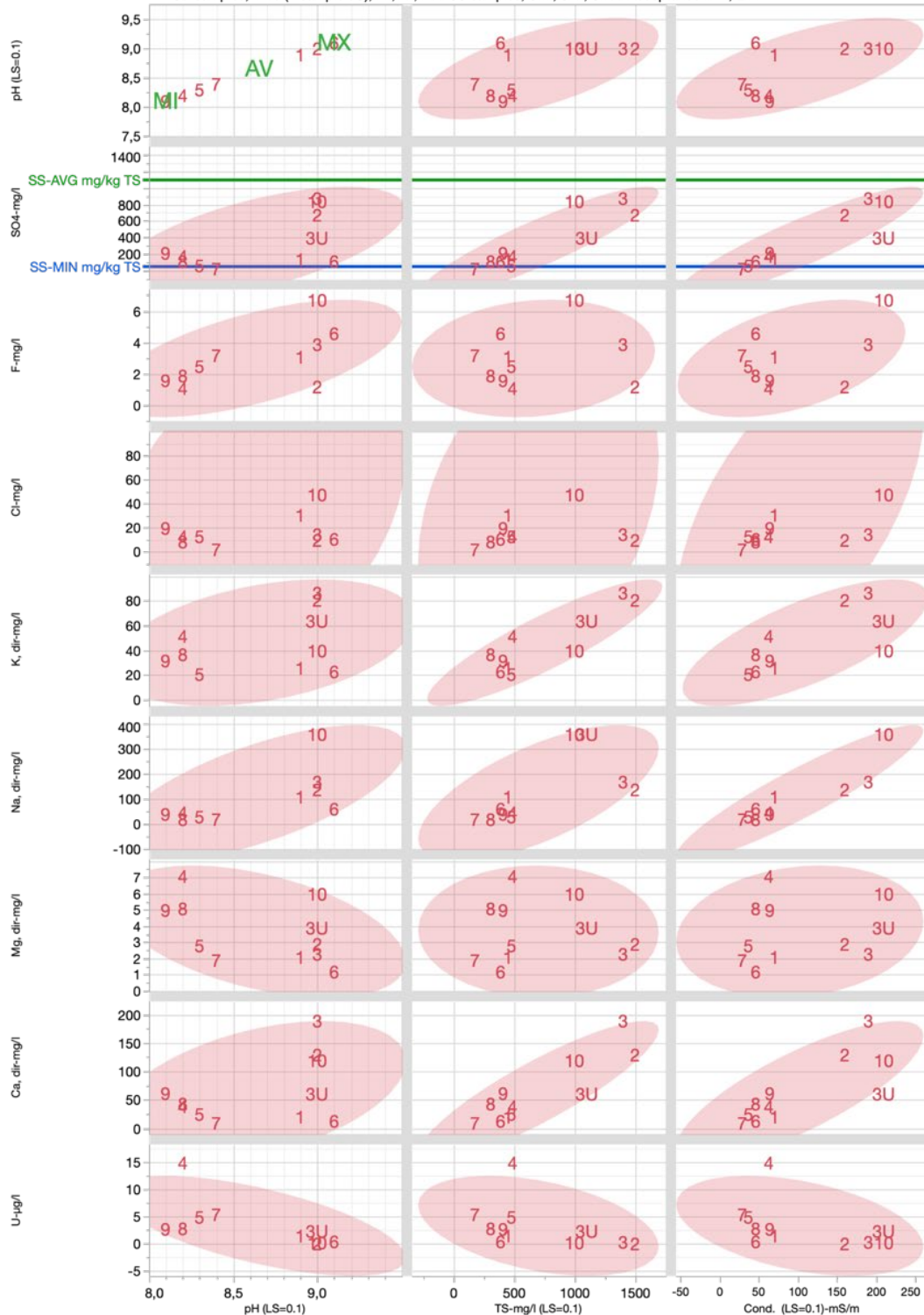
05/02/2020, 17:34

Data Table=Krysstab-PLOTT Compare



Comparison 2019 Spoil Deposit "L/S 0,1" samples and Production "Spoil Shed" samples

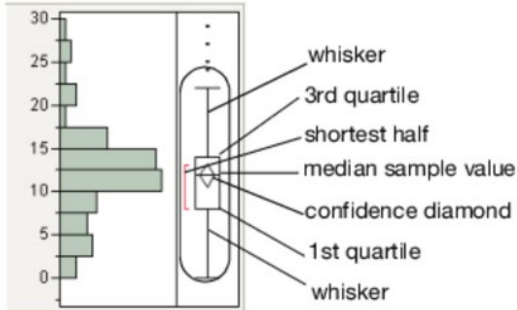
SD samples; 1-10 (+ sample 3U), MI, AV, MX. SS samples; SMI, SAV, SMX. Acceptance limit; LIM



Vedlegg 5-2. Statistisk fordeling av elementer med "Outlier box plot".

Forklaring til visuelle elementer i "Outlier box plot".

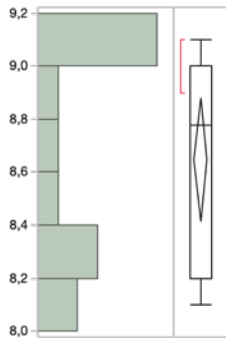
Outlier Box Plot ▼



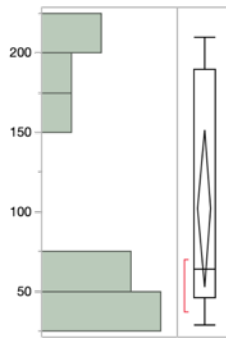
05/02/2020, 17:34
Data Table=Krysstab-PLOTT Compare

Distributions

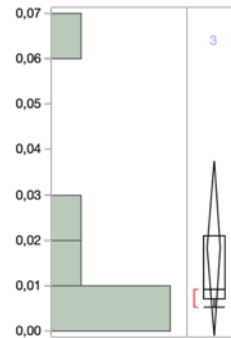
pH (LS=0.1)



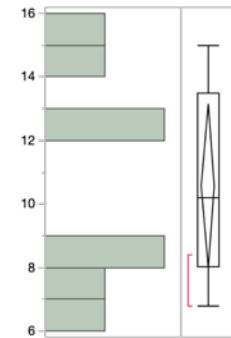
Cond. (LS=0.1)-mS/m



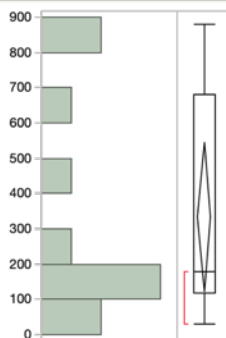
FenInd-mg/l



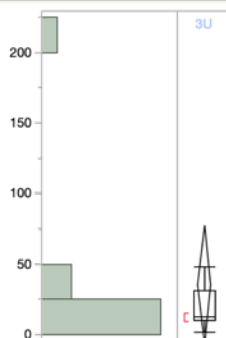
LOC-mg/l



SO4-mg/l



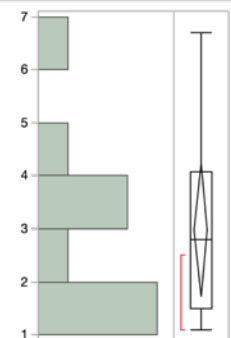
Cl-mg/l



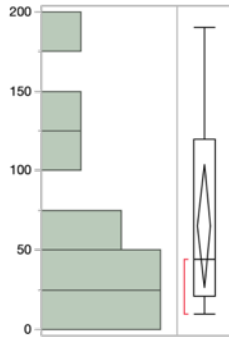
NO3-mg/kg TS



F-mg/l



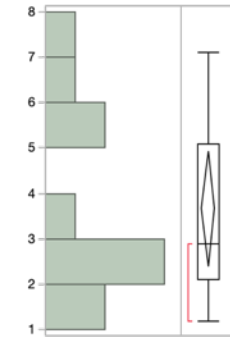
Ca, dir-mg/l



Summary Statistics

Mean	64,972727
Std Dev	57,719218
Std Err Mean	17,402999
Upper 95% Mean	103,74903
Lower 95% Mean	26,196429
N	11

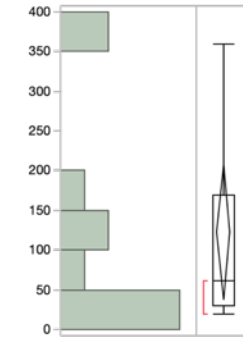
Mg, dir-mg/l



Summary Statistics

Mean	3,6636364
Std Dev	1,8969833
Std Err Mean	0,571962
Upper 95% Mean	4,9380471
Lower 95% Mean	2,3892257
N	11

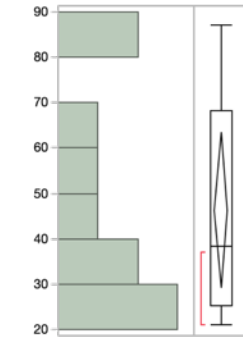
Na, dir-mg/l



Summary Statistics

Mean	123,27273
Std Dev	127,19834
Std Err Mean	38,351743
Upper 95% Mean	208,72574
Lower 95% Mean	37,819718
N	11

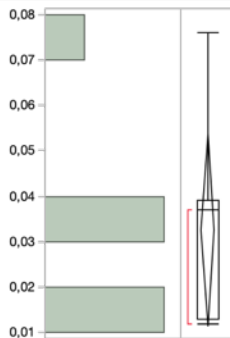
K, dir-mg/l



Summary Statistics

Mean	46,3
Std Dev	23,879559
Std Err Mean	7,5513796
Upper 95% Mean	63,382407
Lower 95% Mean	29,217593
N	10

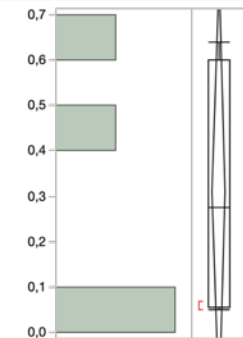
As-mg/l



Summary Statistics

Mean	0,0325714
Std Dev	0,02297
Std Err Mean	0,0086818
Upper 95% Mean	0,0538151
Lower 95% Mean	0,0113278
N	7

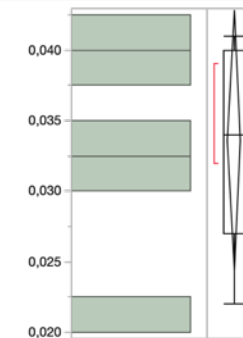
Mo-mg/l



Summary Statistics

Mean	0,31
Std Dev	0,2960642
Std Err Mean	0,1480321
Upper 95% Mean	0,7811042
Lower 95% Mean	-0,161104
N	4

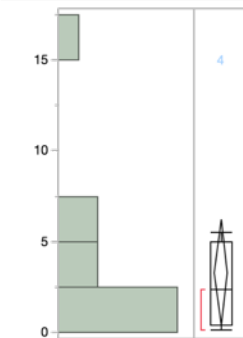
Sb-mg/l



Summary Statistics

Mean	0,0336
Std Dev	0,0074364
Std Err Mean	0,0033257
Upper 95% Mean	0,0428335
Lower 95% Mean	0,0243665
N	5

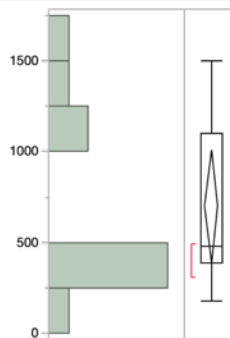
U-µg/l



Summary Statistics

Mean	3,3136364
Std Dev	4,2925849
Std Err Mean	1,2942631
Upper 95% Mean	6,1974342
Lower 95% Mean	0,4298386
N	11

TS-mg/l



Summary Statistics

Mean	700,90909
Std Dev	462,3517
Std Err Mean	139,40428
Upper 95% Mean	1011,5212
Lower 95% Mean	390,297
N	11

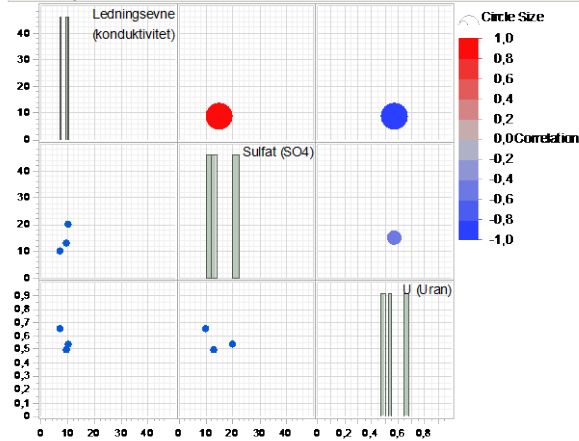
Vedlegg 5-3. Statistisk sammenstilling av målte konsentrasjoner oppstrøms («61-Myrerbekken, opp») og nedstrøms anleggsområdet («61-Myrerbekken») samt nedstrøms massemtaket («62 Maurtubekken») samt nedstrøms disse stasjonene i Stensrubbekken («67 Stensrubbekken kulvert»). Datasettet er basert på analyser fra 2018 og første halvdel av 2019.

Multivariate Stasjon=61 Myrerbekken, opp

Correlations	Ledningsevne (konduktivitet)	Sulfat (SO4)	U (Uran)
Ledningsevne (konduktivitet)	1,0000	0,8563	-0,8919
Sulfat (SO4)	0,8563	1,0000	0,5303
U (Uran)	-0,8919	0,5303	1,0000

The correlations are estimated by Row-wise method

Scatterplot Matrix



Univariate Simple Statistics

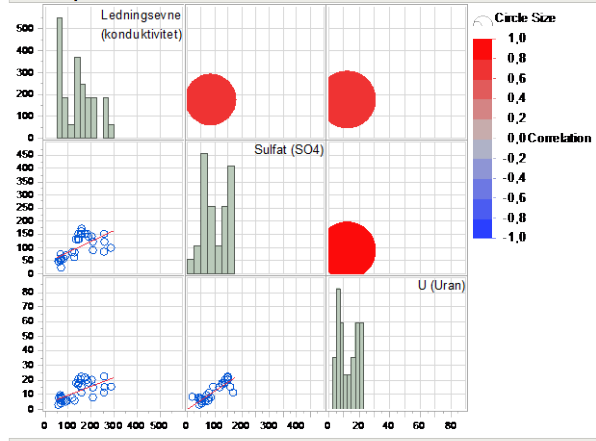
Column	N	DF	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum
Ledningsevne (konduktivitet)	3	2,00	9,0667	1,3990	27,2000	7,2500	10,3000
Sulfat (SO4)	3	2,00	14,3333	5,1316	43,0000	10,0000	20,0000
U (Uran)	3	2,00	0,5603	0,0813	1,6810	0,4940	0,6310

Multivariate Stasjon=61 Myrerbekken

Correlations	Ledningsevne (konduktivitet)	Sulfat (SO4)	U (Uran)
Ledningsevne (konduktivitet)	1,0000	0,6327	0,6407
Sulfat (SO4)	0,6327	1,0000	0,8689
U (Uran)	0,6407	0,8689	1,0000

There are 2 missing values. The correlations are estimated by REML method.

Scatterplot Matrix



Univariate Simple Statistics

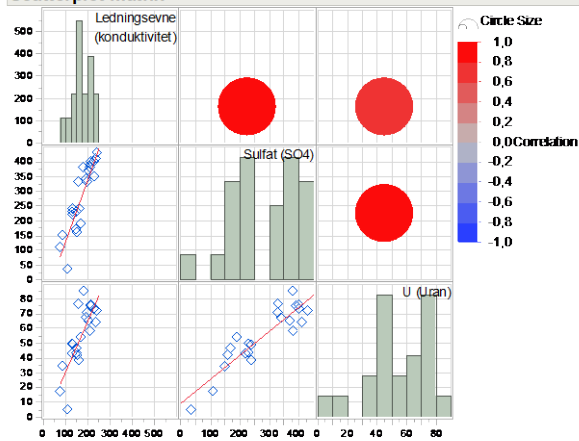
Column	N	DF	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum
Ledningsevne (konduktivitet)	33	32,00	142,958	66,1281	4717,60	58,7000	289,000
Sulfat (SO4)	32	31,00	100,225	43,8015	3207,20	22,0000	170,000
U (Uran)	32	31,00	12,2350	6,3366	391,520	2,7600	22,2000

Multivariate Stasjon=62 Maurtubekken

Correlations	Ledningsevne (konduktivitet)	Sulfat (SO4)	U (Uran)
Ledningsevne (konduktivitet)	1,0000	0,8773	0,7601
Sulfat (SO4)	0,8773	1,0000	0,8959
U (Uran)	0,7601	0,8959	1,0000

There are 11 missing values. The correlations are estimated by REML method.

Scatterplot Matrix



Univariate Simple Statistics

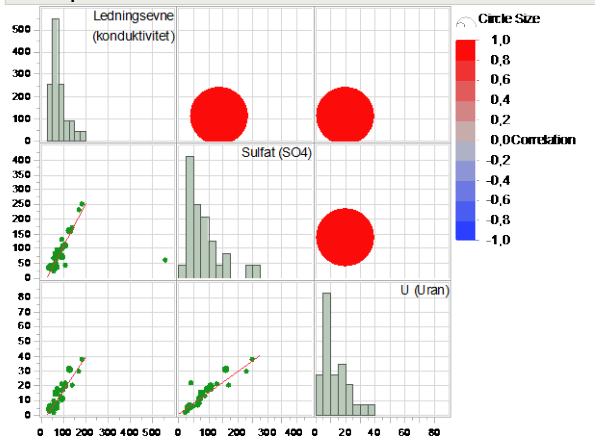
Column	N	DF	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum
Ledningsevne (konduktivitet)	33	32,00	173,294	43,4628	5718,70	76,8000	242,000
Sulfat (SO4)	23	22,00	282,000	111,507	6486,00	36,0000	430,000
U (Uran)	22	21,00	54,6895	20,2566	1203,17	4,9700	85,1000

Multivariate Stasjon=67 Stensrubbekken kulvert

Correlations	Ledningsevne (konduktivitet)	Sulfat (SO4)	U (Uran)
Ledningsevne (konduktivitet)	1,0000	0,9236	0,9166
Sulfat (SO4)	0,9236	1,0000	0,9122
U (Uran)	0,9166	0,9122	1,0000

There are 1 missing values. The correlations are estimated by REML method.

Scatterplot Matrix



Univariate Simple Statistics

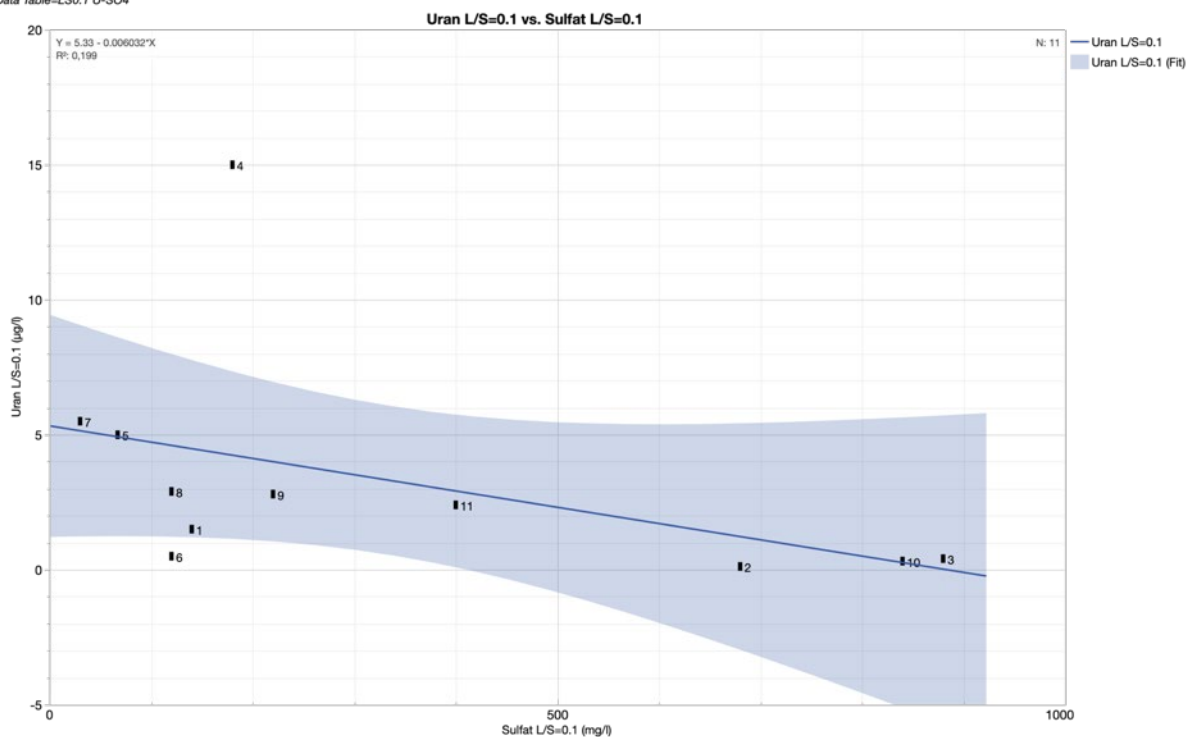
Column	N	DF	Mean	Std Dev	Sum	Minimum	Maximum
Ledningsevne (konduktivitet)	31	30,00	79,9452	36,7466	2478,30	32,6000	184,000
Sulfat (SO4)	30	29,00	83,2667	36,7243	2498,00	23,0000	250,000
U (Uran)	31	30,00	12,6939	9,0196	393,510	1,8300	37,6000

Vedlegg 5-4. A) Det er i forbindelse med utlegging av TBM-massene dokumentert at deler av den utlagte nedknuste steinen inneholdt høye sulfatkonsentrasjoner (**MAKS MEDIAN GJSNT MIN** i gjennomsnitt ca. 1 g/kg, basert på 64 månedlige blandprøver)

B) Porevann fra kolonnetester (L/S=0,1), rapportert juni 2019, indikerer at uran vaskes ut av massene før sulfat. I bekkevannet er det i vedlegg 5-3 entydig positiv korrelasjon ($R^2=0,9$) mellom sulfat og uran ved resipientovervåkingsstasjon 61, 62 og 67.

UTLAGT TBM MASSE tabell...

30/03/2023, 19:18
 Data Table=LS0.1 U-SO4



Vedlegg 6. Analyserapporter

Vedlegg 6-1. [Analyserapporter fra Eurofins \(EUNOMO-00229962 8948\)](#). Gjelder 11stk overflateprøver analysert på totalkjemi pakke «Syredannende bergart» samt kolonnetester, L/S=0,1 (34 sider)