

Hjerkinn skytefelt 2003

Forurensningsgrad av metaller i
vann og handlingsplan mot
forurensninger



Moskus er et vanlig dyr i Hjerkinn skytefelt.

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 Hjerkinn skytefelt 2003.	Løpenr. (for bestilling) 4781-2004	Dato 14.01.04
Vannkvalitet, forurensningsgrad av metaller og tiltaksplan mot forurensninger	Prosjektnr. Undernr. 23611	Sider Pris 29
Forfatter(e) Sigurd Rognerud (NIVA) Eli-Anne Lindstrøm (NIVA) Jan Martin Ståvi (Asplan-Viak)	Fagområde miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Oppland fylke	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarsbygg, Region Østlandet	Oppdragsreferanse Odd-Erik Martinsen
----------------------------------------------------	-----------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelsene av vannkvalitet i Hjerkinn skytefelts bekker, algebegroing i Grisungbekken og en tiltaksplan mot forurensninger. Rapporten danner bakgrunn for Forsvarsbygg sitt arbeid med oppryddinger og sikring av forurensningskilder i forbindelse med tilbakeføringen av Hjerkinn skytefelt til sivile formål. Tiltaksplanen som er utarbeidet for de mest forurensede områdene er et ledd i dette arbeidet. Til tross for betydelig metalldeponier etter nær 80 års militær bruk var konsentrasjonene av metaller i feltets bekker overraskende lave. De naturgitte forhold er en viktig årsak til dette. Lite nedbør, kalkrikt jordsmonn og nøytralt til svakt basisk miljø er forhold som gir lav korrosjonshastighet av prosjektilrester og liten bevegelighet av løste metaller i markvannet. Forurensningsgraden var ubetydelig for bly og generelt liten til moderat for kobber, sink og nikkel (untatt bekken fra demoleringsfeltet i Grisungdalen som var moderat til markert forurenset). Utlekking fra korroderte prosjektilrester økte konsentrasjonene av kobber og sink i bekkene gjennom Haukberget og flyfeltet i Grisungdalen. Disse metallene i tillegg til nikkel lekker ut fra gruvegrusen til bekken på Haukberget. Den store algebegroing i Grisungbekken i 2002 kan ha hatt sin årsak i episodiske utslipp av fosfor etter bruk av hvitt fosfor granater i Grisungdalen</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Hjerkinn skytefelt Metaller i vann Forurensningsgrad Tiltaksplan 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Hjerkinn shooting range Metals in water Degree of impact Remediation program
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Sigurd Rognerud
Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 82-577-4457-3

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Hjerkinn skytefelt 2003

**Vannkvalitet, forurensningsgrad av metaller og
tiltaksplan mot forurensninger.**

Forord

Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelsene av vannkvalitet i skytefelts bekker, algebegroing i Grisungbekken i 2003 og en tiltaksplan mot forurensninger. Den er en del av Forsvarsbygg sine planer om opprydding av forurensningskilder i forbindelse med tilbakeføringen av Hjerkinnskytefelt til sivile formål. Det er tidligere utgitt to årsrapporter som omhandler forurensnings situasjonen i vassdragene i Hjerkinnskytefelt (Rognerud 2002, 2003). I denne rapporten har vi også sammenstilt data for hele overvåkingsperioden (2000-2003) for å gi en beskrivelse av år til år variasjoner i vannkvaliteten og en god bakgrunn for vurdering av forurensnings situasjonen før det settes i verk tiltak. Undersøkelsen dekker vanddirektivets krav til overvåkning og kontroll av vannressurser som er utsatt for tilførsler av giftige og vanskelig nedbrytbare forbindelser.

Prosjektet ble kontraktfestet den 18. juli 2003 og Forsvarsbygg (FB), Eiendomsutvikling (Østlandet) er oppdragsgiver. Kontaktperson i FB er prosjektleder/koordinator Odd-Erik Martinsen.

Innsamling av vannprøver ble utført av Sigurd Rognerud (NIVA) og Jarl Eivind Løvik (NIVA). Eli-Anne Lindstrøm (NIVA) har prøvetatt og bearbeidet begroingsanalysene i Grisungbekken. Sigurd Rognerud og Jan Martin Ståvi (Asplan-Viak) har befart området og laget tiltaksplanen. Metallanalysene i vann ble utført av AB Analytica, mens pH og TOC ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Ottestad, januar 2004

Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Metoder	8
2.1 Innsamling	8
2.2 Vannanalyser	8
2.3 Tiltaksplanen	8
3. Resultater	8
3.1 Vannanalyser	8
3.2 Algebegroing i Grisungbekken	15
3.3 Tiltaksplan mot forurensninger	17
4. Diskusjon	22
5. Litteratur	24
6. Vedlegg	26

Sammendrag

Rapporten omhandler resultatene fra undersøkelsene av vannkvalitet i Hjerkinnskytefeltets bekker, algebegroing i Grisungbekken i 2003 og en tiltaksplan mot forurensninger. Rapporten danner bakgrunn for Forsvarsbygg sitt arbeid med oppryddinger og sikring av forurensningskilder i forbindelse med tilbakeføringen av Hjerkinnskytefelt til sivile formål. Tiltaksplanen vi har foreslått for de mest forurensede områdene er et ledd i dette arbeidet.

Hjerkinnskytefelt (165 km²) ligger på Dovrefjell og vannforekomstene i feltet består av bekker av ulik størrelse samt et lite antall innsjøer. Geologien er variert og dette fører til betydelige regionale forskjeller i vannkvalitet. Den nordligste delen består av feltspatholdig kvarsitt, øyegneis og innslag av kalkspatholdig fyllitt som gir relativt kalkfattig svakt surt vann, mens de midtre og sydlige deler består av kalkspatholdig fyllitt/glimmerskifer, som gir kalkrikt og nøytralt til svakt basisk vann. Skytefeltet har vært i militær bruk i over 80 år. Beregninger viser at etter 1950 har det vært deponert totalt ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink. I tillegg er betydelig mengde metallholdig grus fra gruvevirksomheten i Tverrfjellet, anrikt på arsen, nikkel, kobber, kadmium og sink, benyttet til bygging av veier, blenderinger, målområder (HFK-sletta) og kjøretrasser for stridsvogner.

Til tross for disse betydelige deponiene av metaller var konsentrasjonene i bekkene overraskende lave. Forurensningsgraden for kobber, sink og nikkel var liten til moderat, med unntaket av bekken fra demoleringsplassen i Grisungdalen som var moderat til markert forurenset av kobber og sink. Bekkene i skytefeltet var ikke forurenset av bly. Konsentrasjonene av bly, sink og nikkel i skytefeltets bekker var på nivå med de som vanligvis observeres i norske vannforekomster, men kobberverdiene var noe høyere antagelig som følge av utlekking fra gruvegrus og korroderte prosjektilrester på Haukberget og korroderte prosjektiler i flyfeltet i Grisungdalen. De lave blykonsentrasjonene i bekkene skyldes at deponerte blyfragmenters overflate etterhvert dekkes av en skorpe bestående av blykarbonater og blyulfater som reduserer den videre oksidasjonen av metallisk bly til et minimum, og følgelig også utlekkingen av løst bly til markvannet. Løste blyioner som likevel lekker ut vil bindes i jorda til metall-oksider eller som nesten uløselige bly-fosfor mineraler (pyrromorfitt). Bly i bekkene forekommer derfor i hovedsak som lite biotilgjengelige eroderte blymineraler fra nedbørfeltet, enten naturlig forekommende eller dannet ved korrosjon av prosjektilrester.

I motsetning til bly dannes det vanligvis ikke signifikante mengder av kobber, sink og nikkel -salter i vann, men organisk materiale i form av løste humus- og fulvosyrer danner stabile komplekser med løst kobber samt med sink og nikkel i alkalisk miljø. Dette stemmer godt overens med våre resultater der konsentrasjonene av disse metallene samvarierte signifikant med løst organisk materiale (TOC). Bindingen til "metalltransportøren" løst organisk materiale og en mindre stabil skorpe av salter på prosjektilrestene er hovedårsaken til at disse metallene er mer mobile enn bly i skytefeltet.

Vi kan ikke med sikkerhet slå fast om det er episodiske tilførsler av nitrogen eller fosfor som skaper den tidvis betydelige begroingen i Grisungbekken, men denne bekken har vært langt mer begrodd enn andre bekker i skytefeltet i perioden 2001-2003. Fosfor-granater benyttes i hovedsak i Grisungdalen og påvekstalger har evnen til å lagre fosfor som kommer i pulser for senere vekst. Det er derfor mulig at en periode med intensiv bruk kan ha ført til pulser av fosfat som har lekket ut i bekken og gitt den stor algeveksten i 2002. Bekken var langt mindre begrodd i 2003.

Overvåkingen av vannkvaliteten bør fortsette. Dette er spesielt viktig når tiltaksplanen settes i verk, slik at en kan avdekke om metaller mobiliseres når mekaniske inngrep gjøres i forurensede masser. Videre er det ønskelig å undersøke om deponiene på Storranden forurenser grunnvannet, og at de overdekte deponienes omfang kartlegges nærmere.

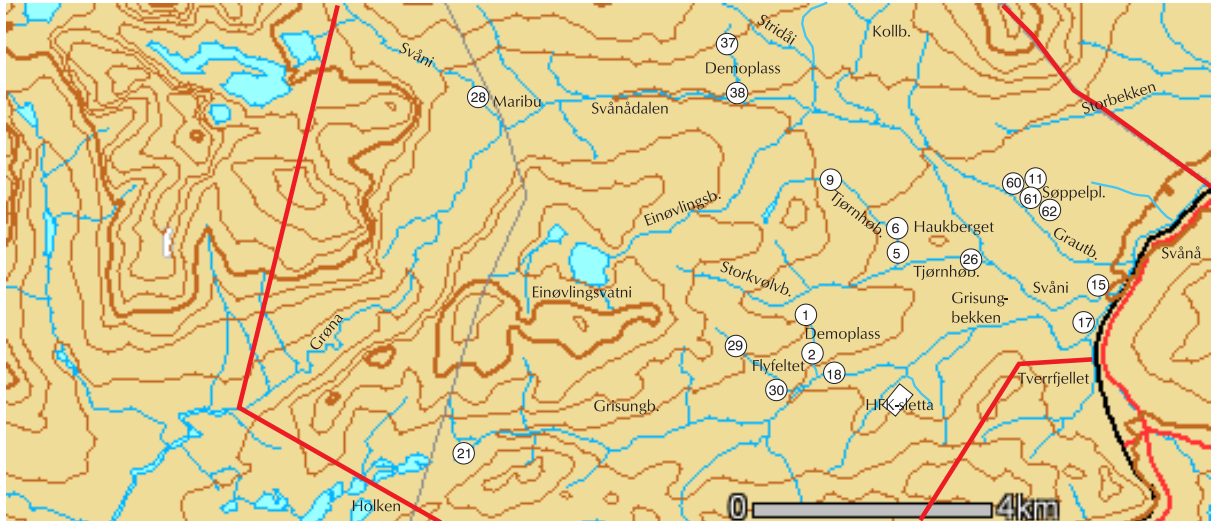
1. Innledning

Hjerkinn skytefelt (165 km²) ligger på Dovrefjell og omfattes i hovedsak av nedbørfeltene til Grisungbekken, Svåni og Grøna (Fig.1). De to første bekkene utgjør øvre deler av Drivas nedbørfelt, mens Grøna renner ned i Lågen like nordvest for Dombås. Vannforekomstene i feltet består av bekker av ulik størrelse og et lite antall innsjøer. Skytefeltet ligger i sin helhet over 1000 m og har lav årsnedbør. Geologien er variert og dette fører til betydelige regionale forskjeller i vannkvalitet. Den nordligste delen består av feltspatholdig kvarsitt, øyegneis og innslag av kalkspatholdig fyllitt. De midtre deler består av kalkspatholdig fyllitt/glimmerskifer, mens i syd er berggrunnen dominert av grønn og grå fyllitt (Fig.2). Svåni og Grøna påvirkes av kaldt og turbid brevann sommer og høst.

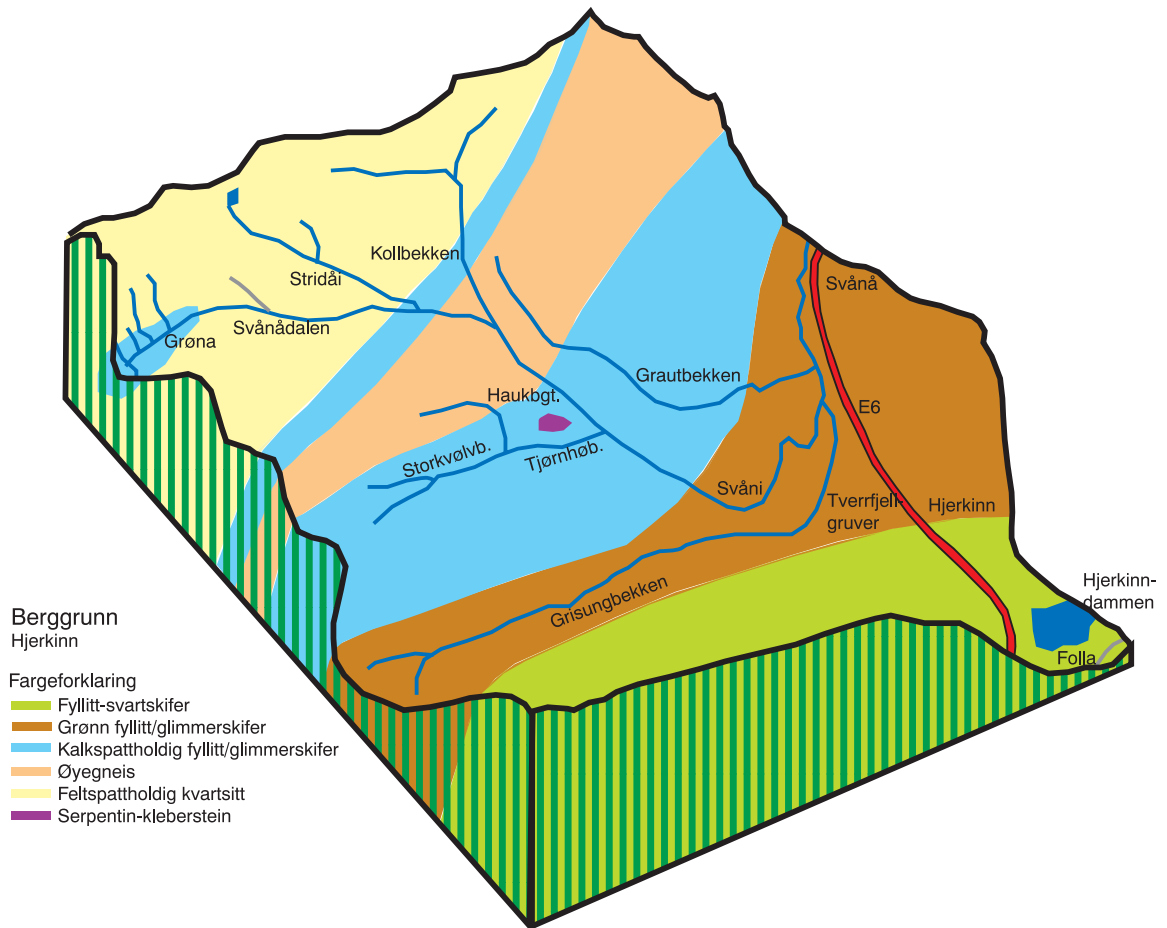
Hjerkinn skytefelt har vært i militær bruk i over 80 år. I hovedsak har det vært Hæren og Luftforsvaret som har benyttet feltet. Testvirksomhet i forbindelse med våpenindustriens produktutvikling og demolering av ammunisjon har også vært en vanlig aktivitet i feltet. Det er deponert prosjektiler etter bruk av handvåpen, artilleri, bombekastere, stridsvogner, raketartilleri og fly. I feltet finnes også etterlatenskaper etter tyskerenes virksomhet under krigen. En gruppe nedsatt av Forsvarets militære organisasjon har kartfestet militær aktivitet i ulike tidsperioder etter 1950, og beskrevet omfanget av aktiviteten. På bakgrunn av dette arbeidet og metallinnholdet i prosjektiler/ammunisjon har Forsvarets Logistikkorganisasjon (FLO/Land) estimert at det totalt er deponert ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink i skytefeltet (Roseth et al. 2003). Betydelig mengder metallholdig grusmasser fra gruvevirksomheten i Tverrfjellet er benyttet til bygging av veier, målområder, HFK-sletta og kjøretraser for stridsvogner. Utløsning av metaller fra disse massene er også en potensiell forurensningskilde i skytefeltet. Gruvegrusen var anriket på arsen, nikkel, kadmium, sink og kobber i forhold til det en vanligvis observerer i innsjøesedimenter i Norge (Rognerud 2003). På bakgrunn av erfaringene fra undersøkelsene i 2002 ble programmet for overvåkingen i 2003 noe endret. Bekkene fra Einøvlingsvatni, Kollaområdet, Tverrfjellet, Breidskaret og Grøna (st. 12, 13, 14, 19, 20, 23 og 24) var ubetydelig forurenset og de ble ikke undersøkt i 2003. Resten av stasjonene ble også undersøkt i 2003 samt tre nye lokaliteter (st.60, 61 og 62) på Storranden. Disse er knyttet til avrenning fra et område som omfatter søppelplasser og et metall/ammunisjonsdeponi. Prøveinnsamlingen ble gjennomført den 18. juni, 18. august og 22. september.

Vannprøvene ble analysert med hensyn på metaller som observeres i høye konsentrasjoner i bekker som drenerer militære skytefelt (Rognerud og Bækken 2002), metaller som finnes i mindre mengder i militær ammunisjon (Rognerud et al. 2001), og vannkvalitetsvariable som påvirker metallers mobilitet, tilstandsform og giftighet (f.eks. pH, TOC, Ca). Tidligere har vi vist at konsentrasjonene av kvikksølv, kobber, bly og sink var såvidt lave at de ikke førte til gifteffekter på fisk og bunndyr (Rognerud 2003). Høsten 2002 ble det observert stor begroing av alger i Grisungbekken. Vi vurderte mengdene til å være unormalt store og mente at dette kunne skyldes gjødslingseffekter som følge av bruk av fosfor granater i Grisungdalen. I august 2003 ble derfor begroingen undersøkt nærmere på 3 stasjoner i Grisungbekken.

Hensikten med overvåkingen er å sikre en god dokumentasjon av vannkvaliteten i skytefeltets bekker. Målingene skal danne bakgrunn for tiltak mot forurensninger på de mest forurensete områdene. En overvåkningsundersøkelse skal følge utviklingen i vannkvaliteten i anleggsfasen, men også etter at tiltakene er satt i verk. Sommeren 2003 ble de mest belastede områdene undersøkt og vi har utarbeidet et forslag til tiltak som skal redusere forurensningsbelastningen fra disse områdene.



Figur 1. Oversikt over prøvestasjonene i Hjerkinnskytefelt i 2003



Figur 2. En forenklet fremstilling av geologien i feltet etter Nilsen og Wolff (1989)

2. Metoder

2.1 Innsamling

Vannprøvene for metallanalyser ble innsamlet på syrevaskede plastflasker, mens vannprøver for analyse av pH og TOC ble samlet inn på plastflasker. Begreingsprøvene i Grisungbekken ble samlet inn ved kjemistasjonene 17, 18 og 21 (Fig.1). Mengdemessing forekomst ble vurdert på stedet og artsammensetningen ble senere bestemt ved mikroskopi på laboratoriet.

2.2 Vannanalyser

Alle metallanalysene ble utført av SGAB Analytica. pH og TOC ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo. SGAB er akkreditert av SWEDAC og NIVA av Norsk Akkreditering (NA). Analysene av Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si og Sr er utført ved hjelp av ICP-AES, mens Al, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sb og Zn ble analysert ved hjelp av ICP-SMS. pH og TOC ble analysert etter henholdsvis metode A1, og G 4-2 gitt i metodebeskrivelser ved NIVAs laboratorium.

2.3 Tiltaksplanen

De mest belastede områdene på Haukberget, Storranden, i Grisungdalen samt demoleringsplassene i Svånådalen og Grisungdalen ble befart i perioden 30. juni til 3. juli 2003. Vi har basert tiltaksplanen på å fjerne forurensninger der dette er mulig og deponere disse på et forsvarlig sikret deponi på Storranden. Der dette ikke er mulig, eller ønskelig på grunn av fare for økt mobilisering av forurensninger, vurderes lokal deponering som en bedre løsning. Dette forutsetter imidlertid at vanngjennomstrømningen og erosjon av deponiene begrenses til et minimum. På demoleringsplasser og andre forurensede områder har vi hatt som metode å gjenskape den opprinnelige landskapsformen og vegetasjonen så godt det lar seg gjøre.

3. Resultater

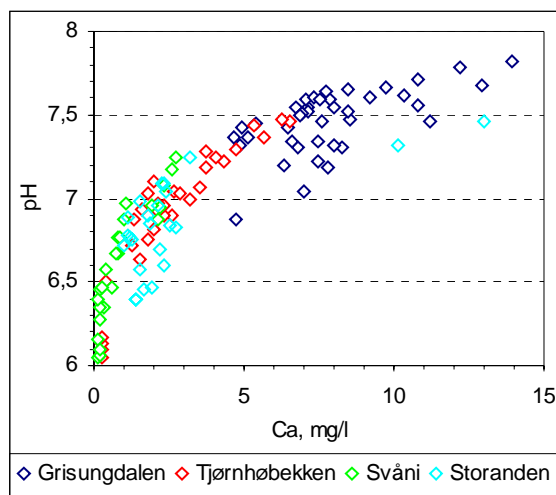
3.1 Vannanalyser

Resultatene av vannanalysene for 2003 er gitt i vedlegget. Vi har valgt å presentere resultatene fra prøveseriene i 2003 sammen med tidligere resultater (2001, 2002) og har delt de opp i følgende delområder: Grisungdalens bekker, Tjørnhøbekken, tilløpsbekkene til Svåni og bekkene fra demoleringsplassene. Svåni domineres av turbid brevann og resultatene diskuteres i et eget avsnitt sammen med resultatene fra bekkene som drenerer søppelplassene og metall deponiet på Storranden.

Viktige vannkvalitetsvariable for metallers mobilitet

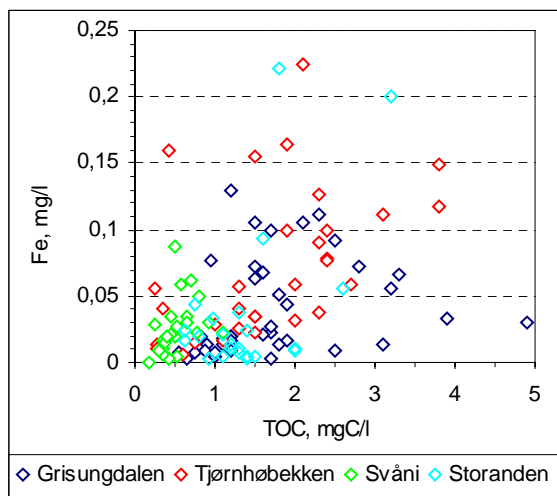
Utløsning av metaller fra berggrunn, løsavsetninger og korroderte prosjektilrester er til en stor grad avhengig av vannets pH-verdier, som i skytefeltets bekker i all hovedsak er styrt av forholdet mellom konsentrasjonene av bikarbonat (HCO_3) og CO_2 . I bekkene er konsentrasjonen av CO_2 i nær likevekt med luftas CO_2 og pH verdiene vil være styrt av bikarbonatkonsentrasjonen. Hovedkilden for bikarbonat i skytefeltets bekker er løsning av kalsiumkarbonat i grunnen. Det er derfor en god sammenheng mellom konsentrasjonene av kalsium og pH-verdiene i bekkene (Fig.3). Denne fremstillingsmåten er valgt fordi den viser nivåene av pH og kalsium som er svært viktig for metallers mobilitet i løsavsetningene og korrosjonshastigheten av deponerte prosjektilrester. Generelt sett er de fleste metaller mer mobile og metallrestene korroderer raskere i et surt kalkfattig miljø. Geologien i skytefeltet er variert (Fig.2) og dette gir opphav til en stor variasjon i pH og kalsium-konsentrasjoner i

de ulike delfeltene (Fig.3). Grisungdalen har kalkholdige bergarter som kalkspattholdig- og grønn fyllitt/glimmerskifer. Dette gjør at bekkene får svakt basisk reaksjon (pH 7-8) og generelt høye Ca konsentrasjoner (5-15 mg/l). Tjørnhøbekkens øvre deler drenerer områder bestående av kalkfattig øyegneis. Dette fører til at bekken har lave Ca konsentrasjoner og pH verdier nær 6, men begge øker betydelig når bekken renner gjennom det kalkspattholdige området på Haukberget. Svåni med tilløpselver drenerer områder som i hovedsak består av kvartsitt, gneis og områder med innslag av kalkspattholdig fyllitt. Dette gir lave Ca-konsentrasjoner og pH-verdier mellom 6 og 7. Nedbørfeltet til Storrاندens bekker består av kalkspattholdig berggrunn overfylt av store grusavsetninger som elver har tilført, fra gneis og kvartsitt-holdige områder, ved slutten av siste istid. Vannet i bekkene blir derfor noe kalkrikere enn Svåni's tilløpsbekker. Bekkene som kommer ut av løsavsetningene på Storrاندen og i Grisungdalen var antagelig overmettet av CO₂. Dette er antagelig årsaken til at pH var lavere enn pH ved de samme Ca-konsentrasjon i de godt utluftede bekkene (Fig.3).



Figur 3. Sammenhengen mellom kalsium-konsentrasjonen (Ca) og pH i bekkene i de ulike delfeltene.

Metallens mobilitet i løsavsetningene er også avhengig av konsentrasjonene av løst organisk stoff (TOC) og jernhydroksider (Fe). Disse stoffene binder løste metaller og gjør at de transporteres ut fra nedbørfeltet. Konsentrasjonene av disse "metall-transportørene" var lave i skytefeltets bekker og det var ingen samvariasjon mellom konsentrasjonene av disse variablene i noen av delfeltene (Fig.4)



Figur 4. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av (TOC) og jern (Fe) i de ulike feltene.

Konsentrasjonene av As, Bi, Cd, Hg og Mo har i hele undersøkelsesperioden vært svært lave og oftest lavere enn deteksjongrensen for analysen. Det er derfor ikke knyttet forurensningsmessige sider til disse metallene og de diskuteres ikke videre i rapporten. Militære etterlatenskaper inneholder også mindre mengder barium (Ba), strontium (Sr) og kobolt (Co). Vi har tidligere konkludert med at konsentrasjonene av disse metallene i bekkene var styrt av geokjemien i nedbørfeltet (Rognerud 2003). Denne konklusjonen bekreftes av observasjonene i 2003.

Alle delfelter unntatt Storranden og Svåni

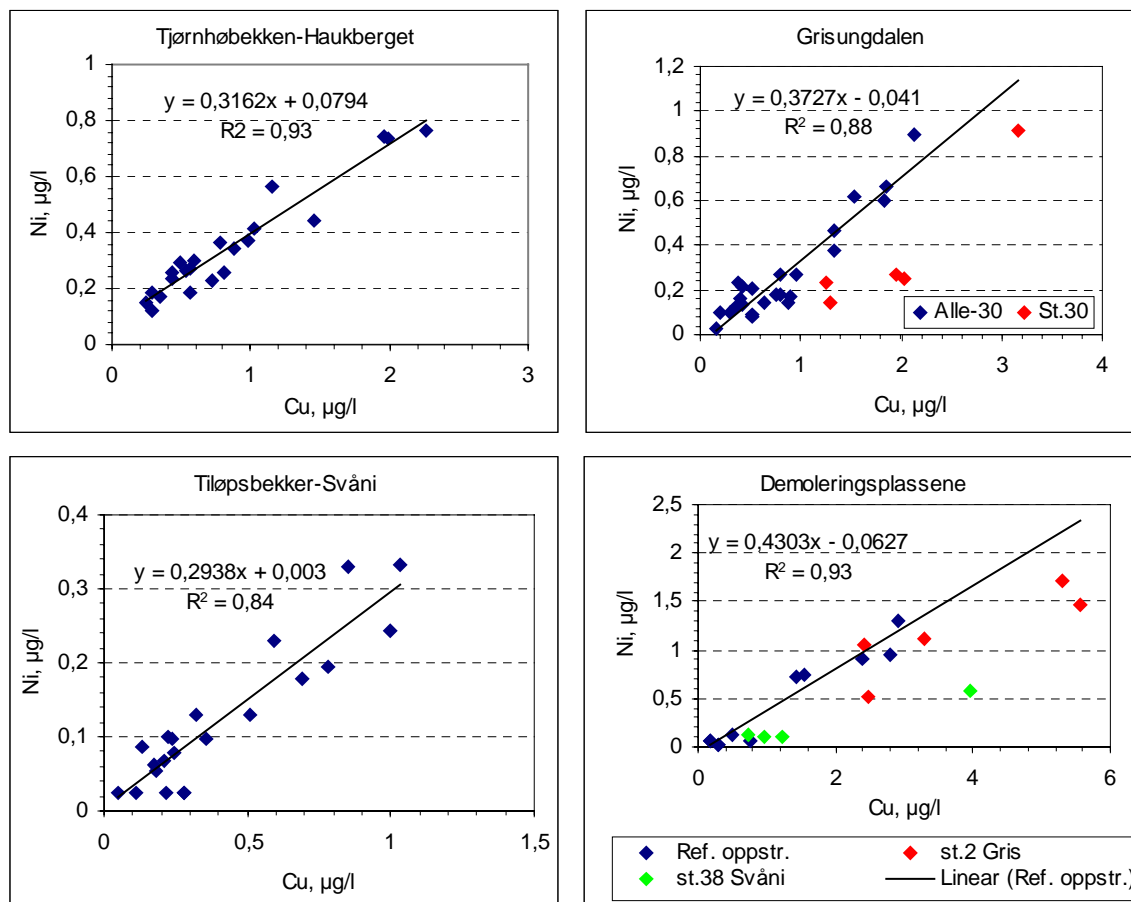
Militær håndvåpenammunisjon inneholder kobber, sink, bly og antimon, mens artillerigranater i hovedsak inneholder bl.a jern, aluminium, kobber og sink. Innholdet av metaller i flybomber er ukjent. Undersøkelsene i 2002 viste at den utkjørte gruvegrusen er anriket på kobber, sink og nikkel. Aluminium er et vanlig element i jordsmonnet og vi kan ikke skille forurensninger fra naturlig bidrag i bekkene (Rognerud 2003). Antimon forekommer i lave konsentrasjoner og svært ofte var verdiene lavere enn deteksjongrensen for analysen. Samvariasjonen mellom de øvrige metallene og de viktigste "metalltransportørene" i vann, organisk materiale og jern (jernhydroksider), er vist i Tab.1.

Tabell 1. Korrelasjonsmatrise mellom noen av de viktigste metallene samt organisk materiale (TOC) i tre delnedbørfelt i Hjerkinnskytefelt (2002-2003). Uthevede verdier viser statistisk signifikante korrelasjoner på 95% konfidensnivå.

	Tjørnhøbekken-Haukberget, n = 26					Grisungbekken m/tilløp, n = 28					Svåni's tilløpsbekker, n = 21				
	Fe	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe	Cu	Ni	Pb	Zn
TOC	0,3	0,78	0,62	0,29	0,65	0,2	0,64	0,64	0,07	0,62	0,45	0,69	0,75	0,29	0,18
Fe		0,2	0,17	0,15	0,22		0,37	0,04	0,18	0,51		0,36	0,56	0,1	0,01
Cu			0,93	0,38	0,89			0,7	0,18	0,7			0,84	0,18	0,42
Ni				0,08	0,53				0,1	0,39				0,16	0,3
Pb					0,3					0,31					0,41

Det var en god samvariasjon mellom konsentrasjonene av organisk materiale (TOC) og konsentrasjonene av kobber, nikkel og sink i alle delfeltene, unntatt for sink i Svåni's tilløpsbekker. Dette indikerer at humustoffer er en viktig "transportør" for disse elementene i bekkene. Det var en god samvariasjon mellom kobber, nikkel og sink i Tjørnhøbekkens nedbørfelt og i Grisungbekkens nedbørfelt, mens i Svåni's tilløpsbekker var det bare kobber og nikkel som viste en høy grad av samvariasjon. Det er bemerkelsesverdig at bly ikke var signifikant korrelert til verken TOC eller noen av metallene. Vi kommer tilbake til dette i diskusjonen.

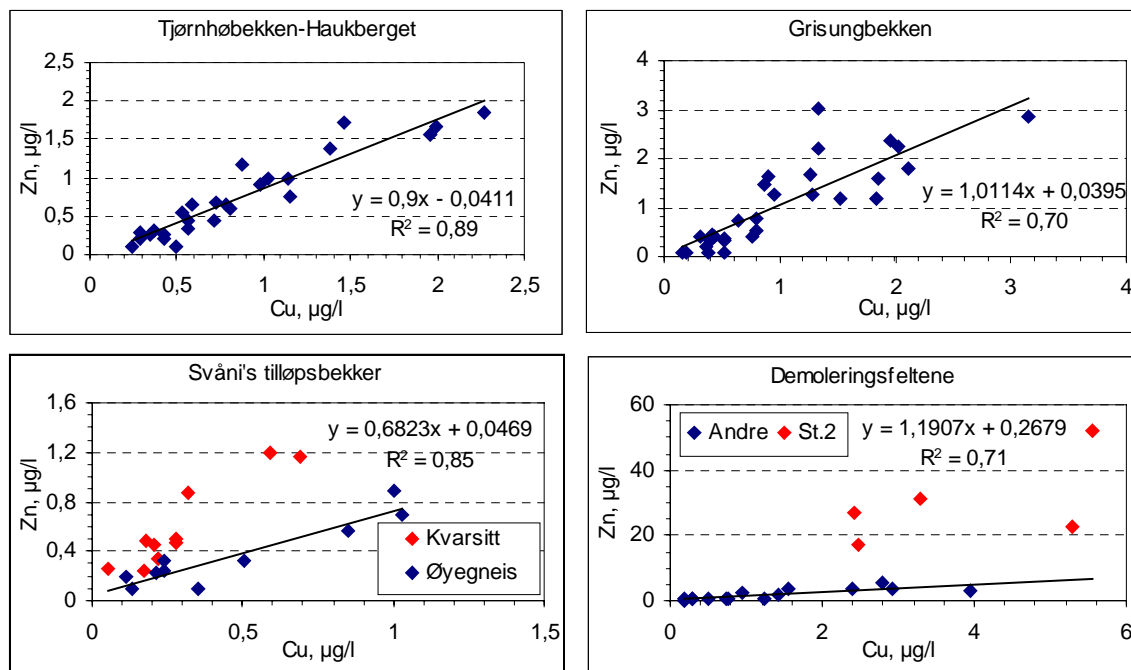
Den gode samvariasjonen mellom konsentrasjonene av kobber og nikkel i de fleste bekkene er oppsiktsvekkende. Militære etterlatenskaper (håndvåpen-prosjektiler, granater etc) inneholder kobber, men svært små mengder nikkel. Begge metallene er imidlertid anriket i gruvegrus (Rognerud 2003), og en samvariasjon kan forventes i bekkene som drenerer nedre deler av Haukberget og området nedstrøms HFK-sletta i Grisungdalen. Det var imidlertid ingen vesentlig forskjell på forholdet mellom konsentrasjonene av kobber og nikkel i bekker (3:1) fra disse områdene og fra områder der gruvegrusen ikke forekommer, selv om konsentrasjonene var høyere (Fig.5). Dette kan tyde på at geokjemien i området og gruvegrusen har nær det samme forholdet mellom disse metallene. Forholdet mellom kobber og nikkel var imidlertid noe høyere nedstrøms flyfeltet og demoleringsplassene. Dette indikerer at utsig fra kobberholdige prosjektilrester er en forurensningskilde i disse feltene (Fig.5).



Figur 5. Samvariasjonen mellom konsentrasjonene av kobber og nikkel i de ulike delfeltene. Regresjonslinjen for analysene i Grisungdalen er beregnet for alle data unntatt st.30 (utløpet av flyfeltet), mens i demoleringsfeltene er stasjonen oppstrøms deponiet beregningsgrunnlaget.

Det var også en god samvariasjon mellom konsentrasjonene av kobber og sink i alle feltene, men bekken nedstrøms demoleringsplassen i Grisungdalen som var betydelig mer anrikt på sink enn de andre (Fig. 6). I Svåni's tilløpsbekker var forholdet mellom kobber og sink lavere i de bekkene som drenerte kvarsittholdig berggrunn enn de som drenerte områder med øyegneis. Kobber og sink er bestanddeler i de fleste ammunisjonsrester, men samtidig er disse metallene også anriktet i gruvegrus. Det er derfor ikke lett å skille mellom utlekking fra naturlig kilder, gruvegrus og korroderte prosjektiler når det gjelder sinkkonsentrasjoner i bekkene, med unntak av demoleringsplassen i Grisungdalen som helt klart er en betydelig sinkkilde (Fig.6).

På bakgrunn av denne gjennomgangen er det klart at bekkene i skytefeltet ikke var forurenset av bly. Vi kommer nærmere tilbake til årsakene til dette i diskusjonen. Videre var bekkene fra demoleringsplassene og flyfeltet forurenset av sink og kobber, mens nedre deler av Tjørnhøbekken, som påvirkes av avrenning fra Haukberget, var forurenset av nikkel, kobber og sink.

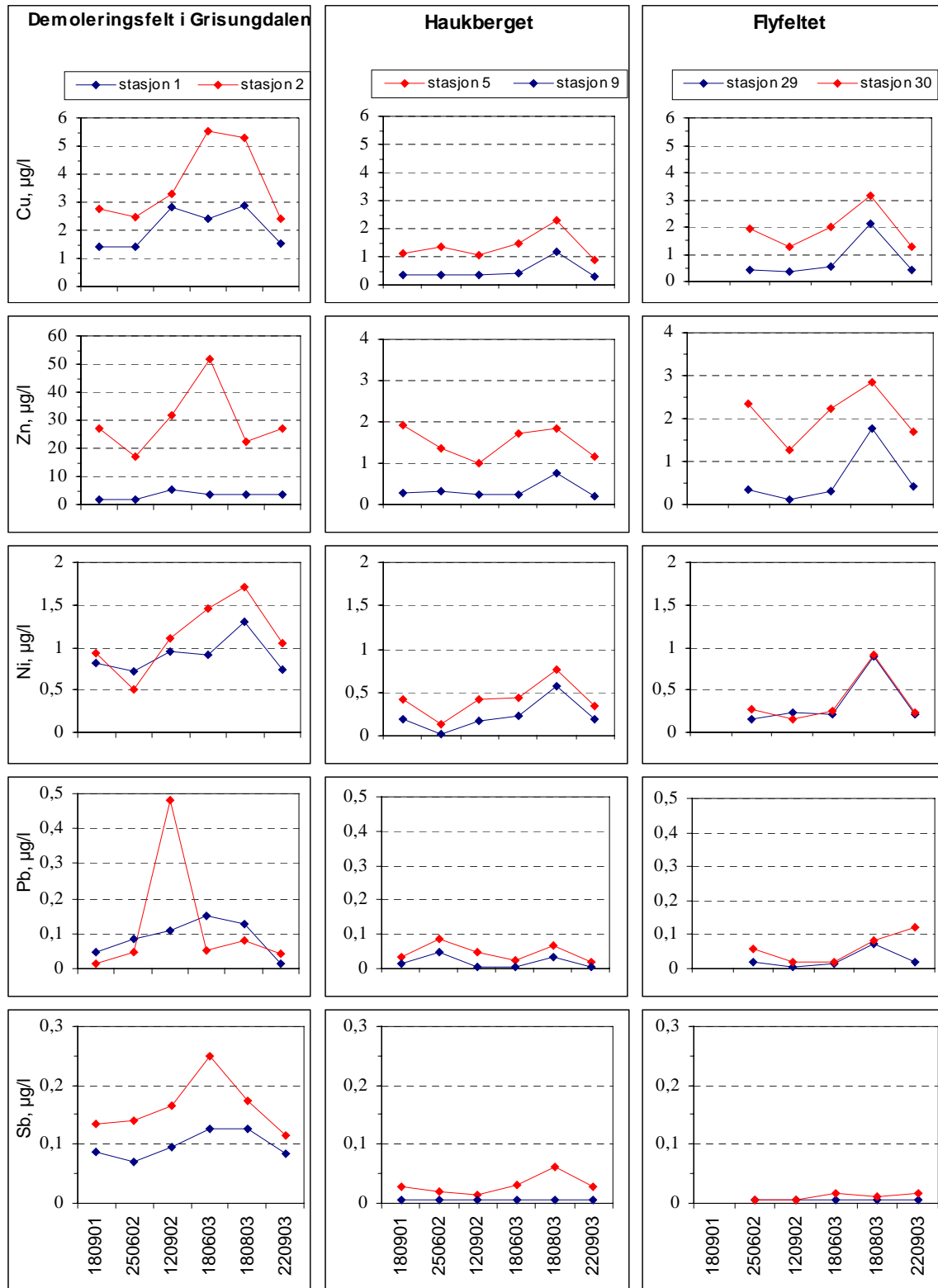


Figur 6. Samvariasjon mellom konsentrasjonene av kobber (Cu) og sink (Zn) i de ulike feltene. Regresjonslinjen for Svåni's tilløpsbekker representerer områder bestående av øyegneis, mens linjen for demoleringsfeltene er basert på alle data eksklusive data for st.2 (nedstrøms feltet i Grisungdalen).

Konsentrasjonsendringer av metaller i bekkene gjennom demoleringsfeltet i Grisungdalen, Haukberget og flyfeltet

Konsentrasjonene av kobber, sink, nikkel og antimon økte i bekkene gjennom demoleringsfeltet, men konsentrasjonene av bly var lavere enn oppstrøms deponiet ved alle tidspunkt, unntatt i september 2002 da vannføringen var ekstremt lav (Fig.7). Dette viser at deponiet er en klar forurensningskilde når det gjelder sink og kobber, men liten når det gjelder nikkel, antimon og bly. Det sistnevnte er overraskende tatt i betraktning de store mengder ammunisjon som er demolert på dette stedet. Det viser imidlertid at korrosjon av kobber/sink-holdige prosjektilrester er mer effektiv enn bly/antimon-holdige. Handvåpen-ammunisjon inneholder 60 % bly og 7 % antimon, men i bekken fra deponiet var konsentrasjonene av antimon litt høyere enn bly. Dette viser at antimon er mer mobilt enn bly i deponiet.

I Tjørnhøbekken økte konsentrasjonene av kobber, sink, nikkel, bly og antimon på veien gjennom standplassområdene på Haukberget, mens i flyfeltet var det bare kobber og sink som økte (Fig.7). Begge feltene hadde nær like konsentrasjoner av de ovennevnte metallene oppstrøms feltene. Dette er rimelig da begge feltene ligger i fylitt-området og skulle ha nær like naturgitte konsentrasjoner av metaller (Fig.2). Det er imidlertid interessant at konsentrasjonene av nikkel, bly og antimon øker noe gjennom Haukberget og ikke i flyfeltet. Det er kjørt ut store mengder gruvegrus for oppbygging av kjøretreaser og blanderinger på Haukberget, men det er også deponert mye prosjektiler fra handvåpen og mitraljøser, inneholdende kobber, sink, bly og antimon. I flyfeltet derimot er det ikke kjørt ut gruvegrus, og det brukes hovedsakelig som målområde for fly og artilleri. Disse prosjektilrestene inneholder kobber og sink, men ubetydelige mengder nikkel, bly og antimon. Gruvegrusen er anrikt på kobber, sink og nikkel, men ikke bly og antimon (Rognerud 2003). Økningen i nikkel konsentrasjonene i Tjørnhøbekken indikerer derfor at gruvegrus må bidra til konsentrasjonsøkningen av nikkel og høyst sannsynlig også noe av økningen av kobber og sink. Likevel indikerer konsentrasjonsøkning av bly og antimon at det korroderer handvåpenprosjektiler i feltet og at denne prosessen også høyst sannsynlig bidrar til økningen av kobber- og sink-konsentrasjonene i bekken.



Figur 7. Konsentrasjoner av kobber (Cu), sink (Zn), nikkel (Ni), bly (Pb) og antimon (Sb) i bekkene fra tre viktige delområder i Hjerkinnskytefelt ved 6 ulike tidspunkt i perioden 2001-2003. Blå kurver er målepunktene oppstrøms feltene og rød nedstrøms.

Svåni og bekkene på Storranden

Svåni er påvirket av smeltevann fra breer i Snøhettaområdet og elva hadde turbid vann med høyt innhold av uorganisk materiale fra slutten av juni til begynnelsen av september. Dette betyr at de fleste metaller er bundet i den uorganiske fraksjonen, indikert ved de høye konsentrasjonene av aluminium ved Maribu (st.28) oppstrøms skytefeltet (Tab.2). Selv om brevannet fortynnes noe nedover av tilrennende bekker i området ned mot Svåni's utløp av feltet (st.15) viser aluminium-konsentrasjonene at vannkvaliteten var klart påvirket av brepartikler også ved denne stasjonen. Konsentrasjonen av metaller var lave og kobber var det eneste metallet som økte i konsentrasjon i Svåni gjennom feltet. Det er mulig at dette skyldes kobberforurensningene fra feltet, men på grunn av Svåni's høye innhold av uorganisk materiale er dette svært usikkert. Avrenningen av metaller fra deponiene har generelt ingen nevneverdig betydning for vannkvaliteten i Svåni når den renner ut av feltet.

Tabell 2. Middelkonsentrasjoner av noen sentrale variable i Svåni (st.15, 28), og i bekker fra søppelplassene på Storranden (st.11, 60, og 62) samt i en dam uten avløp på Storranden (st.61).

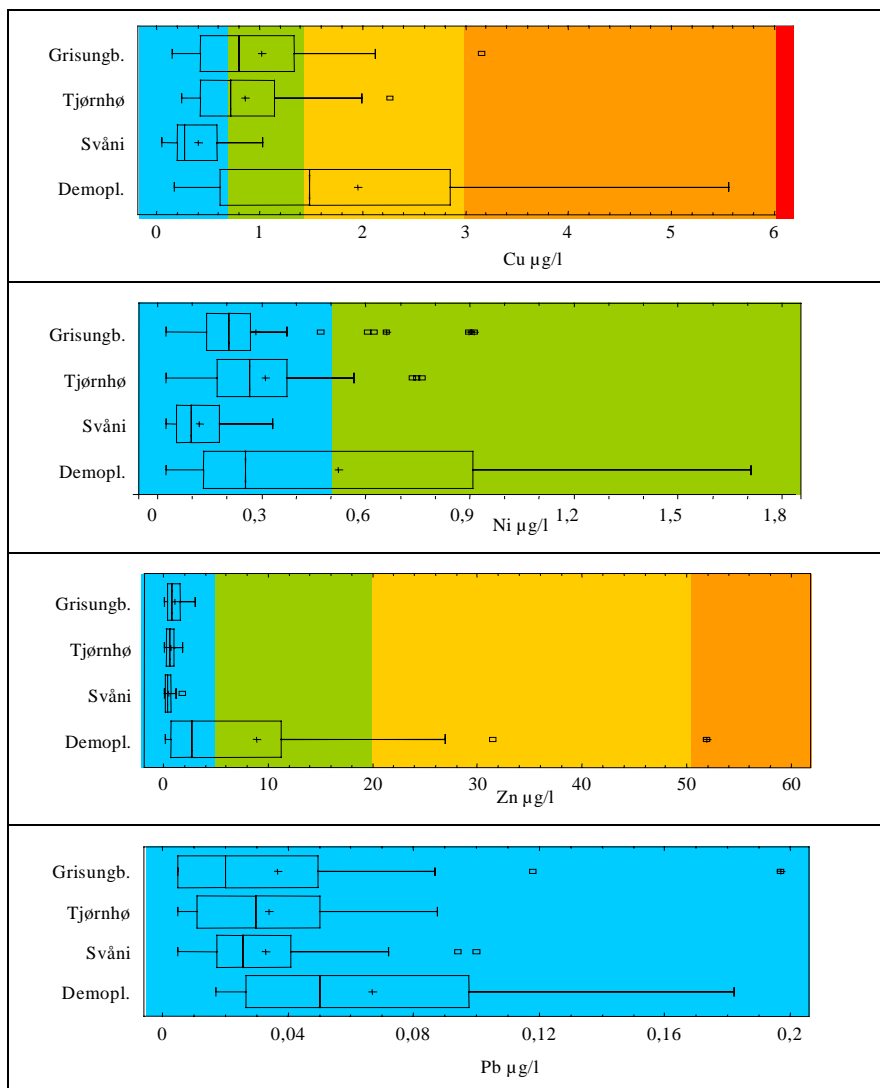
St.	pH	TOC mgC/l	Ca mg/l	Si mg/l	Fe µg/l	Al µg/l	Cd µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	P µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
15	6,82	0,72	0,84	1,32	29	50	0,001	0,59	0,2	2	0,050	0,010	0,64
28	6,24	0,32	0,3	1,04	70	255	0,002	0,33	0,23	4,1	0,101	0,080	0,9
11	6,48	1,63	1,63	2,98	5	36	0,001	0,83	0,22	0,7	0,022	0,017	0,53
60	6,65	0,95	2,3	3,38	15	14,4	0,001	0,7	0,25	0,5	0,024	0,017	0,65
61	6,87	1,3	2,16	2,68	9	73,5	0,535	18,9	1,27	1,1	0,007	0,052	86,5
62	6,9	1,3	2,55	3,1	17	22,5	0,001	0,87	0,36	0,8	0,007	0,007	0,8

Konsentrasjonene av metaller i bekker som antas å drenere den gamle overdekte søppelplassen (st.60), den nye åpne søppelplassen (st.11) og metall/ammunisjonsdeponiet (st.62) var alle lave (Tab.2). Søppelplassene og metalldeponiet ligger på et område med store løsavsetninger (grushauger) og det har ikke vært mulig å klarlegge om det er drenevannet fra disse plassene som kommer ut i de synlige bekkene der målingene er tatt. Hvis det er slik må korrosjonshastigheten av metaller i dette området være svært lave. De lave konsentrasjonene av organisk materiale (TOC) og jern, er en medvirkende årsak til at konsentrasjonene blir lave. Konsentrasjonene av sink, kobber, og aluminium var høye i dammen like ved metalldeponiet (st.61). Dammen har ikke synlig avløp og vannstandsvingninger sommerstid kan indikere at bunnen er tett, og at vannstanden bestemmes av balansen mellom nedbør og fordampning. På bunnen i dammen ligger metallrester av ulike typer og det er mulig at korrosjon av disse er hovedårsaken til de høye konsentrasjonene av de ovennevnte metallene.

Metallkonsentrasjoner og SFTs vannkvalitetskriterier

En samlet oversikt over alle metallanalysene i delfeltene i lys av SFTs vannkvalitetskriterier viser at bekkene var ubetydelig forurenset av bly, lite til moderat av nikkel, sink og kobber, unntatt bekken fra demoleringsfeltet i Grisungdalen som var moderat til markert forurenset av kobber (Fig.8).

Det var episodisk enkelte høyere konsentrasjoner enn vanlig. Dette er atypiske verdier som ble registrert når vannføringen var spesielt lav og det kan skyldes at utlekkinger av metaller fra fyllinger av gruvegrus og metallrester i bekkefaret får økt innflytelse. Dette får imidlertid liten betydning for vannkvaliteten i Grisungbekken og Svåni på grunn av fortynningen av vann fra lite forurensete områder. Dersom en tar i betraktning de betydelige potensielle forurensningskildene i skytefeltet må forurensningsgraden i bekkene betegnes som overraskende lav.



Figur 8. Boksplott for konsentrasjonene av de viktigste metallene i delfeltene (2002 og 2003). Boksene inkluderer 50% av observasjonene, medianen er markert med strek og middelverdien med +. Linjene fra boksene er trukket til laveste og høyeste kvartil (25 til 75% av observasjonene), mens observasjoner utenfor disse er markert med firkanter. Fargeangivelsene representerer SFTs tilstandsklasser for metaller i vann. Blå: ubetydelig forurenset, grønn: moderat forurenset, gul: markert forurenset, orange: sterkt forurenset og rød: meget sterkt forurenset.

3.2 Algebegroing i Grisungbekken

Det har tidvis blitt observert store algebegroinger i Grisungbekken. På ettersommeren i 2002 var store deler av bunnen dekket av påvekststalger. Det er godt kjent at i klart rennende vann kan små økninger i næringssalter gi betydelig økninger i algebegroingen. Tilførsel av fosfat som følge av bruk av granater inneholdende hvitt fosfor er en mulig forklaring, og det ble besluttet å undersøke dette nærmere i august 2003. Det ble samlet inn prøver av påvekststalger ved målestasjonene 21, 18 og 17 (Fig.1). Ved befaringen ble det gjort en vurdering av mengdemessige forhold på stedet. Prøver av algesamfunnet ble fiksert i felt og artssammensetningen bestemt i laboratoriet (Tab.3).

Tabell 3. Begroings-samfunnet i Grisungbekken 18.08.2003. Mengdemessig forekomst er vurdert etter følgende semikvantitative skala. 1: sjelden, 2: sparsomt, 3: vanlig, 4: hyppig, 5: dominerende.

	St.21	St.18	St.15
Cyanobakterier (Cyanophyceae)			
Calothrix gypsophila	2		2
Nostoc spp.	1		
Rivularia biasolettiana	2	2	2
Uident. coccale blågrønnalger	1	1	2
Antall taksa, Cyanobakterier	4	2	3
Grønnalger (Chlorophyceae)			
Mougeotia a (6-12u)	1		
Mougeotia e (30-40u)	1		1
Oedogonium b (13-18u)	1	1	1
Oedogonium c (23-28u)	2		2
Oedogonium spp.	1		
Spirogyra a (20-42u, 1K, L)	1		
Zygnema b (22-25u)	2	2	2
Antall taksa - Grønnalger	7	2	4
Kiselalger (Bacillariophyceae)			
Achnanthes minutissima	2	3	2
Ceratoneis arcus	2	1	2
Cymbella affinis	2	2	2
Cymbella cymbiformis		2	2
Cymbella spp.	1	1	1
Didymosphenia geminata	2	1	4
Fragilaria ulna	2	2	
Gomphonema ventricosum	1	2	1
Rhopalodia gibba	1	1	1
Tabellaria flocculosa	2	1	1
Uidentifiserte pennate	1	3	1
Antall taksa - Kiselalger	10	11	10
Rødalger (Rhodophyceae)			
Batrachospermum gelatinosum		1	

Generell karakteristikk av begroingen

Begroingens artssammensetning var typisk for vassdrag med elektrolyttrikt vann og god bufferkapasitet. Dette vises bl.a. ved stort mangfold og stor forekomst av kiselalger, der i blant den meget karakteristiske *Didymosphenia geminata*. Gode indikatorer på rent næringsfattig vann var også til stede slik som de nitrogenfikserende cyanobakteriene *Rivularia biasolettiana* og *Calothrix gypsophila*. Dette sammen med forekomsten av et par andre nitrogenfikserende alger, bl.a. kiselalgen *Rhopalodia gibba*, indikerer at det var tidvis liten tilgang på nitrogen. Grønnalgesamfunnet var dominert av bl.a. *Zygnema b* og *Mougeotia e*. som er former som vokser i lite forurenset vann. Denne karakteristikken stemmer godt overens med den generelle vannkvaliteten i Grisungbekken.

Periodisk stor forekomst av trådformede grønnalger

Ved befaringen var det stort sett bare mindre forekomster av trådformede grønnalger, men året før ble det observert meget store forekomster av trådformede grønnalger, særlig i strykpartiene. Periodisk stor forekomst av grønnalger i næringsfattige elver er observert flere steder (Lindstrøm et al. 2000), og kan ha forskjellige årsaker.

I næringsfattige bekker med god bufferkapasitet og god lystilgang, slik som i Grisungbekken, er periodisk stor forekomst trolig først og fremst et spørsmål om tilgang på næringsstoffer. Primærprodusentene i bekker (fastsittende algene) er spesialister på å utnytte meget lave konsentrasjoner av næringsstoffer. For å oppnå dette tar de i bruk ulike strategier. De er for det første

spesialister på å produsere organisk materiale som har svært lave konsentrasjoner av næringssaltene nitrogen og fosfor (Lindstrøm og Johansen 2001). De er også raske til å ta opp og lagre periodiske pulser av næringssalter i vannet, som de senere benytter til vekst. Dette gjelder både nitrogen og fosfor, men særlig fosfor. Periodiske pulser av fosfor vil kunne gi opphav til økt forekomst av de hurtigvoksende trådformede grønnalgene. Dette forutsetter imidlertid at det forekommer biologisk tilgjengelig nitrogen. Stor forekomst av nitrogenfikserende alger indikerer at dette ikke alltid er tilfellet. Innholdet av nitrogen varierer vanligvis gjennom året og er ofte lavest midt på sommeren når vegetasjonen på land har maksimalt opptak av nitrogen. I områder med liten tilgang på nitrogen er det derfor vanlig å observere økt vekst av alger på sensommeren og høsten når vegetasjonen på land ikke lenger bruker alt nitrogen (Lindstrøm 2001). Kraftig nedbør kan imidlertid gi økt tilgang på nitrogen og forårsake algevekst. Økt innhold av nitrogen i nedbøren de senere år har flere steder gitt opphav til en generell økning av algeveksten. Det er med andre ord et samspill mellom tilgang på næringssalter der nitrogen i større grad enn fosfor styres av sesongavhengige og klimatiske faktorer. Hva som styrer fosfortilgangen i slike næringsfattige systemer er ikke like godt kjent, men kortvarige pulser kan ha betydning. I denne sammenheng er det naturlig å nevne at detonerer av hvitt fosfor-granater nær bekkeløpet kan forårsake slike pulser. Dette fordi største delen av hvitt fosfor i grantaten oksiderer nesten umiddelbart til næringssaltet ortofosfat. Vi kan ikke med sikkerhet slå fast om det er episodiske tilførsler av nitrogen eller fosfor som skaper den tidvis betydelig begroingen i Grisungbekken, men denne bekken har vært langt mer begrodd enn andre bekker i skytefeltet i perioden 2001-2003. Fosforgranater benyttes i hovedsak i Grisungdalen. Det er det mulig at dersom en periode med intensiv bruk etterfølges av en periode med mye nedbør kan fosfat lekke ut i bekken og gi episodiske stor algevekst.

3.3 Tiltaksplan mot forurensninger

Tiltaksplanen er utarbeidet av Sigurd Rognerud (NIVA) og Jan Martin Ståvi (Asplan-Viak) etter at de viktigste områdene ble befart i perioden 30/6-3/7-2003

Demoleringsplassen i Grisungdalen

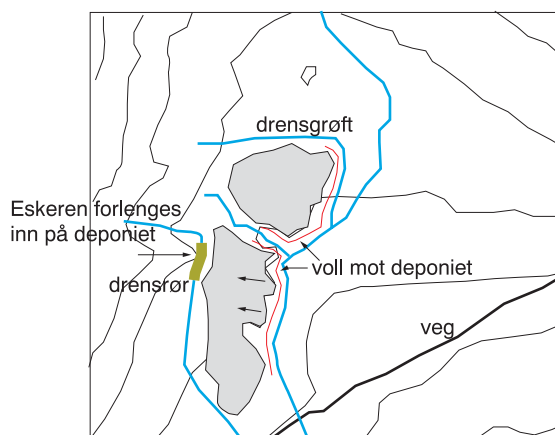
Bakgrunn

Plassen ble benyttet i perioden 1945 til 1983. Den ble imidlertid ikke benyttet hvert år bortsett fra perioden 1973 til 1980. Forsatt benyttes den i blant blant annet til spregningsøvelser. Det ble demolert bl.a tysk ammunisjon, granater av ulik kaliber, granater med hvitt fosfor (WP), sprengstoff og granatkardesk (sprenggranater fylt med blykuler). For flere av årene mangler det opplysninger om mengde og type demolert ammunisjon, men det som er kjent er gitt i Roseth et al.(2003). Vi kan nevne at demoleringen av 23000 granatkardesk i 1973 tilførte deponiet 57 tonn bly. Ut over dette er det også deponert ukjente mengder av en rekke andre metaller. Større metalldeleer (såkalt skrot) ble kjørt bort og deponert på Storranden. Sprengningen på demolerings-plassen har ført til at metallfragmenter er spredt over et stort område rundt plassen. De ligger for en stor del på overflaten og er lett tilgjengelig for korrosjon. Bekken som renner forbi deponiet tilføres noe vann fra deponiet. Konsentrasjonene av bly, kobber, nikkel, kadmium og sink øker i bekken som følge av tilført vann fra deponiet og fra områdene med metallrester rundt deponiet. Forurensnings-graden kan generelt beskrives som "moderat til markert forurenset" etter SFTs klassifikasjonssystem.

Behovet for tiltak.

Vi vurderer fjerning av masser fra demoleringsplassen som å være svært risikofylt, og det kan også bidra til en økt mobilisering av metaller. Sprengning av ammunisjon har gjort at prosjektilrester er sprengt ned i grunnen. Fjerning av masser kan gjøre at metallrester blottlegges og utsettes for oksidasjonen og derved økt utlekking til bekken. Erfaringer fra graving i feltskytebaner viser at mekaniske forstyrrelser av slike metalldeponier ofte har negative følger for vannkvaliteten i bekkene som drenerer området. Vi mener derfor at det viktigste tiltaket blir å hindre at vann fra nedbørfeltet

trenger gjennom deponiet, og at nedbøren på deponiet siver direkte ned. Det førstnevnte tar vi sikte på å løse ved et avskjærende grøftesystem slik som vist på prinsippskissen (Fig.9). Det lages to avskjærende grøfter - en mot nord og en mot vest. Den vestlige grøften legges gjennom eskeren i et rør og eskeren forlenges i naturlig helling og form inn på deponiet. Røret må være dimensjonert for å ta smeltevannet på våren. Den nordlige grøften (delvis påbegynt, delvis naturlig) forlenges ut i eksisterende bekk øst for deponiet. I tillegg bør bekkeløpet i øst sikres slik at det i perioder med høy vannføring ikke flommer inn mot deponikanten. Masser fra deponiet er skjøvet østover mot bekken. Vi ønsker at disse massene flyttes tilbake og at det formes en slakere skråning. Derved kan sprengningshullene fylles igjen og det blir en naturlig form på deponiets overflate. Vi mener at deponier har bestått av to adskilte sandhauger og ønsker at disse opprettholdes. Det vil si at det draget som skiller de i dag opprettholdes. Vannmengden i siget som renner gjennom dette draget etter at grøftesystemene er opparbeidet vil være ubetydelig. Forurensningsmessig vil dette siget bety lite og en får tilbake den naturlige form på terrenget. Området rundt ryddes for metallrester som er spredt i terrenget ved demoleringen. De foreslåtte tiltakene vil føre til at vannmengdene som trenger i gjennom deponiet blir betydelig redusert og derved også mengdene metaller som tilføres hovedbekken.



Figur 9. Skisse over tiltak ved demoleringsplassen i Grisungdalen.

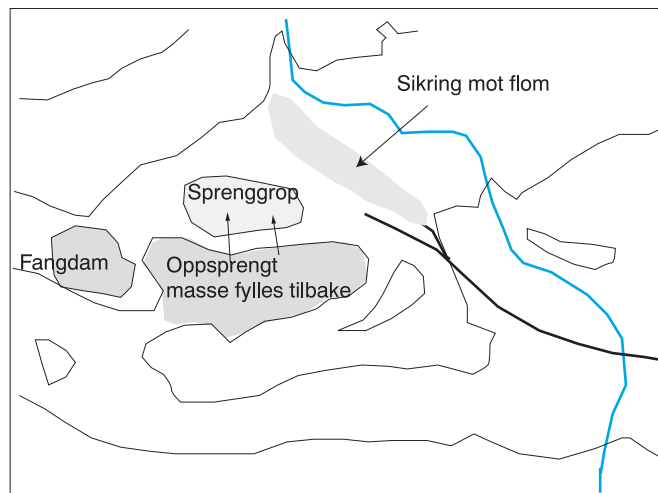
Demoleringsplassen i Svånådalen

Bakgrunn

Denne plassen ble anlagt i 1988 og den har blitt brukt til demolering av ammunisjon frem til 1994. Plassen har vært brukt av mange ulike avdelinger og det har blitt demolert mange typer ammunisjon og sprengstoff. Mer detaljerte opplysninger er gitt i Roseth et al.(2003). Demoleringen har ført til at metallfragmenter av ulik størrelse er spredt, særlig i en sektor fra vest til nord, og opp til ca. 500 m fra kjerneområdet for demolering (Fig. 10). Plassen er bygd opp ved at masser fra nord-vest er skjøvet opp til voll over en naturlig rygg i sørøst. Rester av det naturlige terrenget kan en se på utsiden av vollen mot Svånådalen. Vollens høyde er ca. 5 m innvendig og 2 m utvendig og den er ca 50 m lang. I dag dreneres smeltevann fra lite nedbørfeltet via demoleringsgropa videre ut i en kunstig anlagt fangdam. Fra selve deponiet er det ikke noen synlig bekk sommerstid og vannet fra deponiet infiltreres i løsavsetningene. Områdene ovenfor deponiet i nordlig retning avvannes av bekkesystemer som ikke renner direkte gjennom deponiet. I sprengningsgropene er det vannspeil i sommerhalvåret og vannkvaliteteten i disse er svært dårlig. I bekken som går like nordøst for deponiet øker konsentrasjonen av bly, kobber og kadmium noe på veien forbi oppstrøms deponistedet. Dette skyldes neppe utlekking fra deponiet, men korrosjon av metallfragmenter som er spredt i terrenget rundt som følge demoleringen.

Tiltak

Området må ryddes for alle synlige metallfragmenter slik at bekken som passerer forbi deponiet ikke forurenses av metaller. Det neste blir å sikre de forurensete massene ved at vanngjennomstrømningen minimaliseres og at overflaten på haugen dekkes av en tett masse. Vi mener massene fra vollen ned til opprinnelig terreng bør fylles tilbake over sprengningsfeltet. Det er også en mulighet at betongbunkerer kan legges i denne fyllingen uten ulempe for forurensnings situasjonen. Videre må utløpet til fangdammen (har effekt bare ved snøsmeltingen) tettes effektivt igjen og fangdammen fylles igjen til naturlig terrengnivå. Denne gjenfyllingen må skje på en slik måte at den ikke skader det påvirkede terrenget rundt. Den naturlige forhøyningen mot bekken i nordøst må bestå, eventuelt bygges litt opp, slik at bekken ikke renner inn i deponiet ved høy vannføring slik som ved snøsmelting. Det er ingen synlig kildeutspring fra løsavsetningen som demoleringsplassen ligger på. Ved de tiltak vi har foreslått mener vi at utlekkingen av forurensninger blir minimal. Metaller vil bindes til finpartikkelfraksjonen i løsmassene og forbli på deponistedet. Oppryddingen av metallfragmenter vil hindre korrosjon og utlekking av metaller til vannsystemene i området. Etter at tiltakene er gjennomført mener vi at utlekkingen av forurensninger fra deponiet, og de påvirkede området rundt, vil bli så liten at det ikke vil endre konsentrasjonene av metaller i Svåni nevneverdig.



Figur 10. Skisse over tiltak ved demoleringsplassen i Svånådalen

Haukberget I.

Bakgrunn

Ut fra beskrivelsen over kavaleriets bruk av Haukberget (Roseth et al. 2003), og dreneringsmønsteret i nedbørfeltet er det særlig Tjørnhøbekken som tilføres forurensninger fra korroderte prosjektiler og utlekking av metaller fra gruvegrus i kjøretraseer og blenderinger. Konsentrasjonene av enkelte metaller øker da også i Tjørnhøbekken ned mot samløpet med Storkvølvbekken. Bekken kan klassifiseres som moderat forurenset. Storkvølvbekken avvanner de mer fjerntliggende målne, men konsentrasjonene av metaller er lave og bekken forurenses ikke i dag av korroderte prosjektilrester. Det er 28 mindre blenderinger som vi antar i sin helhet er bygd opp av gruvegrus. Den ene lange blenderingen er bygd opp av stedegen masse, mens de 5 kjøretraseene (2 lange) består av både grus fra Storranden og gruvegrus. Deler av området har også vært målområde for bombekastere.

Tiltak

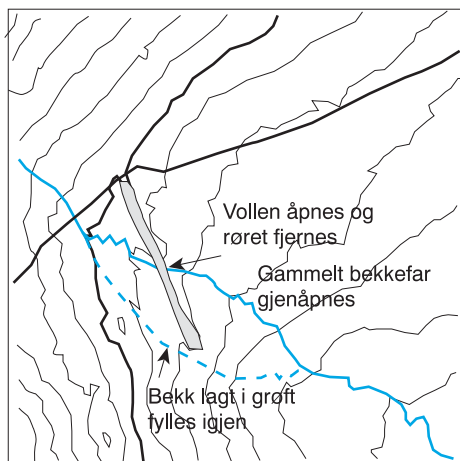
Vi vil foreslå at alle de mindre blenderingene bestående av gruvegrus fjernes og kjøres til deponeringsplassen på Storranden. På denne måten vil punktkilder til metallforurensning fjernes fra Haukberget. Når det gjelder sikring av disse masser se avsnittet om Storranden. Den store

blenderingen fylles tilbake der massene ble hentet fra ved oppbygningen. Vi vurderer ikke mengden gruvegrus på toppen eller mengden prosjektilrester i blenderingen å være så store at det vil kunne bli et forurensningsmessig problem med tiden. Derimot vil vi foreslå å fjerne gruvegrusen i alle kjøretraseer der disse er i kontakt med Tjørnhøbekken og dens sidebekker. Når det gjelder de øvrige delene av kjøretrasene og standplassområdet (som ikke er omtalt) mener vi de ikke representerer noen forurensningsfare for bekkene. Det er derfor ikke nødvendig å gjøre spesielle tiltak i disse områdene.

Haukberget II

Bakgrunn og tiltak

Vi anbefaler at samtlige 24 mindre blenderinger bestående av gruvegrus fjernes slik at disse punktkildene for metallforurensning blir forsvarlig deponert på Storranden. Når det gjelder den store blenderingen (vollen) ved den bevegelige målbanen, og nærområdet til denne, har vi følgende forslag til tiltak: Tjørnhøbekken er lagt om bak målbanen (Fig.11). Det er gravd en rett grøft fra veien, som går mot målområdene bak den store vollen, og ned til vollens sydende. Dette har ført til at erodert sand og grus fra grøfta er fylt ut på myrområdet syd for banen. Det opprinnelige bekkefaret er tørt, men inntakt og det er gravd ned et rør i vollen der bekket tidligere gikk. Vi foreslår at vollen brytes opp, røret fjernes og bekket føres tilbake til sitt naturlige løp. Masser fra bakre deler av vollen brukes til å fylle igjen grøfta der bekket går i dag. Resten av vollen kan benyttes til å forme terrenget slik at det blir mest mulig likt slik det var før skytefeltet ble etablert. Dersom det skulle vise seg at framkanten av vollen inneholder mye prosjektiler, bør disse massene skilles ut og fraktes til deponiet på Storranden.



Figur 11. Skisse over tiltak ved Haukberget II.

Grisungdalen

Bakgrunn og tiltak

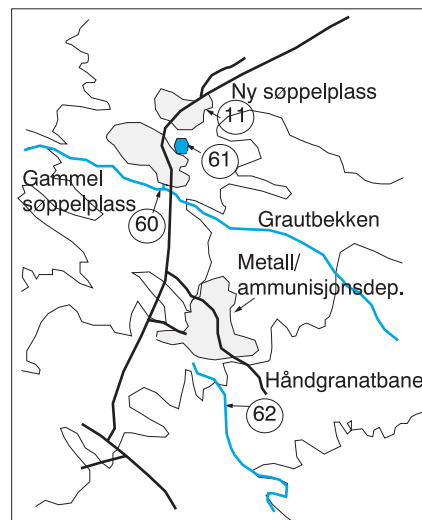
Det er særlig den midtre delen av dalen som har vært benyttet som målområde for artilleri, bombekaster og fly. Innen dette området peker nedbørfeltet til bekket som drenerer Bratthøi-området seg ut som et særlig belastet område. Dette skyldes bl.a at det er mye brukt som målområde for flybomber. Eksisterende vannveier er ødelagt, og overflatevannet tar stadig nye løp etter som bombingene fortsetter. Av denne grunn mener vi det er uaktuelt å gjøre tiltak så lenge feltet er i bruk. Framtidige tiltak må vurderes i detalj når bruken opphører. Som prinsipp vil vi foreslå at de mest brukte delene av målområdet isoleres fra de gjennomstrømmende bekkefarene. Bombekraterene i de fuktige deler av målområdet fylles delvis eller helt igjen for å hindre uttømming av metallanrikt vann i perioder med mye nedbør og ved snøsmeltingen. Det bør også være et mål å revegetere området for å hindre erosjon og videre transport av forurensninger til Grisungbekken.

Storranden

Bakgrunn og tiltak

Her er det 3 deponier i dag. Det gjelder en avsluttet eldre søppelplass som er overdekt av løsmasser, en søppelplass som er åpen og i bruk og et metalldeponi bestående av ammunisjonsrester, metallskrap og blindgjengere (Fig.12). Den eldste søppelplassen ble benyttet fram til ca. 1985. Overflaten er i dag tildekket og delvis revegetert. Det er derfor ikke mulig å gi en avgrensning av deponiets omfang i dag uten grunnundersøkelser. Søppeldeponiet består av avfall fra drift av skytefeltet, administrasjonen og muligens verkstedet samt omlag 50 tonn ammunisjonsrester. Det trengs også en avgrensning av søppelplassen som benyttes i dag, da deler av den allerede er overdekt av løsmasser. Det er brent og deponert målmateriell etc. de senere år, men også noe ammunisjonsrester og andre typer søppel. I metalldeponiet er det anslått at total mengde er over 1000 tonn bestående av deponert ammunisjon, granatrester etc.

Det er en forutsetning at massene deponeres over grunnvannsspeilet. Dette bør kartlegges før det transporteres nye masser til deponene. Deponiene skal til slutt overdekkes av membran og tette masser. Den endelige utforming må prosjekteres av anleggs-teknisk konsulent. Vannkvaliteten i bekker og sig fra området overvåkes og samordnes med det øvrig programmet for overvåking av vannkvaliteten i feltet.

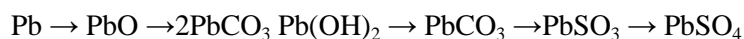


Figur 12. Skisse søppelplassene og metalldeponiet på Storranden samt målepunktene i 2003.

4. Diskusjon

Hjerkinn skytefelt er tilført betydelige mengder metaller som følge av bruk av handvåpen, artilleri, bombekastere, stridsvogner, raketartilleri og fly. Det er beregnet at ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink samt mindre mengder andre metaller er deponert i skytefeltet (Roseth et al. 2003). Til tross for disse betydelige deponiene av metaller var konsentrasjonene i bekkene overraskende lave. Unntaket er bekken fra demoleringsplassen i Grisungdalen som var moderat til markert forurenset av kobber, sink og nikkel. Konsentrasjonene av bly, sink og nikkel i skytefeltets bekker var på nivå med de som vanligvis observeres i norske vannforekomster (data i Skjelkvåle et al. 1999), men kobberverdien var noe høyere antagelig som følge av utlekking fra gruvegrus og korroderte prosjektilrester. Det er imidlertid spesielt oppsiktsvekkende at alle bekkene var ubetydelig forurenset av bly. Dette elementet er ett av SFTs prioriterte metaller og et av tre metaller som er gjenstand for internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner. Vi skal først se nærmere på hva som kan være årsakene til at 250 tonn deponert bly ikke forurenses bekkene.

Når elementært bly (Pb), slik det foreligger i prosjektilrester, blir eksponert for oksygen dannes det etterhvert et tynt beskyttende grått lag (patina) av lite løselige blysalter på metalloverflaten. Dannelsen av disse saltene kan beskrives på følgende måte (Black and Allen 1999).



Kort beskrevet kan vi si at metallisk bly reagerer med oksygen og det dannes blyoksid som reagerer med CO₂ i et fuktig miljø og det dannes et lag av basisk blykarbonat, hydrocerusitt (PbCO₃ Pb(OH)₂) som ved videre eksponering av CO₂ omdannes til vanlig blykarbonat, cerusitt (PbCO₃). Ved nærvær av svoveldioksid omdannes patinaen til blysulfit som videre oksideres til blyulfat. Det er derfor vanlig å observere at patina på metallisk bly eksponert for luft etter en tid består nesten utelukkende av blyulfat (Black and Allen 1999).

Metallisk bly fra prosjektilrester som er skutt inn i jordsmonnet vil etter en tid bli omgitt av et lag eller skorpe som i hovedsak består av blyulfat og blykarbonater. I et nær nøytralt til svakt basisk miljø, slik en har i de viktigste deponiområdene i Hjerkinn skytefelt, vil disse blyforbindelsene være svært lite løselig og skorpedannelsen vil effektivt beskytte blyfragmentene for videre tilgang på oksygen. Resultatet er at korrosjonshastigheten reduseres til et meget lavt nivå (eventuelt stanser opp) etter den første skorpedannelsen, og sjansen for utlekkingen av løste blyforbindelser fra prosjektilrestene vil bli redusert til et minimum så lenge skorpelaget ikke blir ødelagt ved forsyrrelser av deponiet. Dette er en av de viktigste årsakene til de lave blykonsentrasjonene i skytefeltets bekker, men det er også flere.

Det er rimelig å anta at blyioner, særlig i den første oksidasjonsfasen, vil kunne tilføres markvannet. I et nøytralt til svakt basisk miljø er imidlertid bindingskapasiteten for blyioner i jorda svært sterk og sjansen for at de kommer ut i åpne bekker er svært liten (Sauve et al. 2000). Det er spesielt tilstedeværelsen av mineraler som apatitt, Mn-oksider, Fe-oksider og Al-oksider som gjør at blyioner bindes effektive i jorda, men organisk materiale i humussjiktet er også en viktig kompleksbinder (Chen et al. 1997, Reilly et al. 2003). Tilstedeværelsen av apatitt vil kunne føre til dannelsen av blyfosfater (f.eks pyromorfitt, Pb₅(PO₄)₃Cl) som i størrelsesorden er 44 ganger mindre løselig og betydelig mer geokjemisk stabil over et langt større pH-område enn blyoksider, blyulfater og blykarbonater (Traina and Laperche 1999). Mineralgruppen apatitt (f.eks. hydroksylapatitt, Ca₅(PO₄)₃OH) er den vanligste fosformineralgruppen i jord og blant de mest stabile mineralgrupper i nøytral til alkalisk miljø (Traina and Laperche 1999). Disse forfatterene har vist at tilstedeværelsen av apatitt kan føre til at blysalter og bly adsorbent til metalloksider løses, og at det dannes nesten uløselige

blyforbindelser i form av ulike forbindelser innen pyromorfitt-gruppen ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{X}$) på følgende måte:



Denne reaksjonsligningen viser at utfellingen av pyromorfitt raskt vil redusere konsentrasjonen av løst Pb. Tilsetningen av apatitt til blyforurenset jord har derfor vært benyttet som et effektivt tiltak for å redusere biotilgjengeligheten av bly i jordsmonnet (Laperche et al. 1997). Apatitt finnes i alle landets sedimentære bergarter som bærer av det nødvendige fosforinnhold for plantevekst (Neumann 1985). I skytefeltet er metamorfe sedimentære bergarter (og løsavsetninger dannet av disse) vanlig, og apatitt er derfor et viktig mineral som påvirker blyets mobilitet i nedbørfeltet. De reaksjonsprodukter som dannes mellom løste bly-ioner og apatitt avhenger av løsningsens pH-verdier (Chen et al. 1997). I Hjerkinns skytefelt har vannet i de områdene som er mest belastet med blyholdige prosjektiler en nær nøytral til svakt basisk reaksjon. I et slik miljø har Chen et al. (1997) vist at løst Pb^{2+} kan reagere med apatitt og danne svært lite løselige forbindelser slik som hydrocerusitt ($\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$) og flere bly-fosforforbindelser som hydrokso- og fluoro-pyromorfitt, $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH},\text{F})$ og karbonerte hydrokso fluoro-pyromorfitt ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4, \text{CO}_3)_3(\text{OH},\text{F})$). Alle disse reaksjonsproduktene er nesten uløselig og de bidrar til at løste blyioner svært sjelden når bekkene i skytefeltet. Det er imidlertid også rimelig å forvente at en del bly bindes til metalloksider og organisk materiale i jorda, men bindingstyrken er ikke så sterk for disse forbindelsene som hos de ovennevnte pyromorfitt-forbindelsene (Sauve et al. 2003). Det er derfor rimelig å anta at bly i bekkene er bundet i eroderte blymineraler fra nedbørfeltet, enten naturlig forekommende (f.eks i feltspat, Swain 1978) eller som mineraler dannet ved korrosjon av prosjektilrester. Dette stemmer godt overens med at blykonsentrasjonene i bekkene ikke samvarierte signifikant med konsentrasjonene av organisk materiale (TOC) og jernoksider (Fe).

Konsentrasjonene av kobber var langt høyere enn bly og konsentrasjoner opp mot 2-3 $\mu\text{g/l}$ (tilsvarende SFTs tilstandsklasse II og III) ble observert i bekkene fra demoleringsfeltene, nedstrøms Haukberget og nedstrøms flyfeltet. Konsentrasjonene av kobber samvarierte godt med nikkell og sink i alle delfeltene. Gruvegrus er anrikt på disse metallene (Rognerud 2003) og en samvariasjon kan forventes i bekker som påvirkes av avrenning fra områder der denne finnes, men samvariasjonen var også god på stasjonene som ikke påvirkes av gruvegrus. Dette indikerer en samvariasjon også i den naturgitte geokjemien. I bekkene fra demoleringsplassene og i bekken fra flyfeltet var korrosjon av prosjektiler en årsak til de økte kobber og sink-konsentrasjonene (Grisungdalen). I motsetning til bly dannes det vanligvis ikke signifikante mengder av kobbersalter med nitrat, sulfat eller klorid i vann, men organisk materiale i form av løste humus- og fulvosyrer danner stabile komplekser med løst kobber ved relativt lave konsentrasjoner (Kabata-Pendias og Pendias 1984, Sauve et al. 2003). Derfor er løste organiske kobberforbindelser den langt viktigste kobberforbindelsen i vann over et stort intervall i pH-verdier (McBride and Blisak 1979, Sauve et al. 2000). Dette stemmer godt overens med våre resultater der konsentrasjonene av kobber samvarierte signifikant med løst organisk materiale (TOC). Bindingen til "metalltransportøren" løst organisk materiale og dannelsen av en lite stabil skorpe av kobbersalter på metallrestene er hovedårsaken til at kobber er mer mobilt enn bly i skytefeltet.

I motsetning til mange andre tungmetaller mobiliseres sink relativt lett i jordsmonnet. Løseligheten er større i et surt enn i et basisk miljø og konsentrasjonene av sink er generelt negativt korrelert til kalsiumkonsentrasjonene (Tarvainen et al. 1997, Kabata-Pendias and Pendias 1984). Generelt sett er sink svakt korrelert til TOC i overflatevann i Skandinavia (Lydersen et al. 2002), men i et svakt basisk miljø kan andelen av løste organiske sinkforbindelser være betydelig og dette kan være en viktig faktor som gjør at sink også løses ut i betydelig grad også i et slikt miljø (Kabata-Pendias og Pendias 1984). Nikkel har også større løselighet i et surt enn et basisk miljø, men organisk materiale har en stor evne til å binde løste nikkell-ioner (Kabata-Pendias and Pendias 1984). I regionale undersøkelser er det observert gode sammenhenger mellom konsentrasjoner av nikkell- og TOC- (Mannio et al. 1995, Tarvainen et al. 1997). Dette ovennevnte stemmer godt overens med våre resultater som viste at konsentrasjonene av sink og nikkell samvarierte signifikant med løst organisk materiale (TOC).

Det er derfor klart at i de mest brukte områdene i Hjerkinns skytefelt er de relativt kalkrike bergartene og løsavsetningene, med et nøytralt til alkalisk miljø i vannfasen, hovedårsaken til at bekkene er lite til moderat forurenset av metaller. Det er imidlertid også andre forhold som er medvirkende til dette. Hjerkinns skytefelt ligger i regnskyggen fra fjellene i vest og har lave nedbørsmengder, tynt humusdekke og lave temperaturer store deler av året. De lave konsentrasjonene av løst organisk materiale (TOC) i Hjerkinns bekker skyldes lav nedbrytning av organisk materiale i jorden som følge av lite nedbør og lav temperatur. De stedvise høye kalsiumkonsentrasjonene i feltet fører til utfelling (koagulering) av løste humusforbindelser. Dette er også en medvirkende årsak til de lave TOC konsentrasjonene i bekkene. Dette er forhold som bidrar til at konsentrasjonene ikke var spesielt høye for kobber og sink til tross for betydelige deponier i skytefelt. Dette er i god overensstemmelse med resultatene fra flere nordnorske skytefelt som har lignende naturgitte forhold som Hjerkinns (Rognerud 2003).

Handlingsplanen mot forurensninger vil sikre at de områdene som lekker mest metaller i dag vil stabiliseres, eventuelt at lett tilgjengelige kilder fjernes. Målet er at de skal bidra med mindre forurensninger til bekkene enn de gjør i dag. På bakgrunn av de naturgitte forhold i skytefeltet og de tiltak som er beskrevet mener vi det vil være mulig å opprettholde en god vannkvalitet i Hjerkinns bekker også i fremtiden. Inngrepene i forurensede områder må planlegges godt slik at det ikke mobiliserer metaller som øker forurensningen av bekkene. Selv om vi ikke har bevis for at bruk av fosforgranater bidrar til den episodiske store begroingen i Grisungdalen, mener vi det er overveiende sannsynlig at dette kan ha skjedd i 2002. Påvekstalgens store evne til å lagre pulser av fosfor for siden å benytte dette til vekst er spesiell. Detoneringen av hvitt fosfor granater i eller nær bekker i Grisungdalen kan ha skapt slike pulser i 2002.

5. Litteratur

- Black, L. and Allen G. C. 1999. Nature of lead patination. *Brit. Corr. J.* 34: 192-197.
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J L., and Peurrung, L.M. 1997. *Water Air Soil Pollut.* 98, 57-78.
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J L., and Peurrung, L.M. 1997. Effects of pH on heavy metal sorption on mineral apatite. *Environ. Sci. Technol.* 31, 624-631.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 315 p.
- Laperche, V., Logan, T. J., Gaddam, P. and Traina, S.J. 1997. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2745-2753.
- Lindsdrøm, E.-A., 2001. Økt algevekst i uberørt fjellvann: et samspill mellom langtransporterte forurensninger og klima. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, l.nr. 4187-2000. *Naturens Tålegenser Fagrapport* 112. 34 s.
- Lindstrøm, E-A. & Johansen, S.W. 2001. Mengdemessig utvikling av algebegroing etter kalking - årsaker og effekter. Års- og datarapport for 1998, 1999 og 2000. Norsk institutt for vannforskning, Oslo, l.nr. 4451-2001. 58 s.
- Lindstrøm, E-A., Kjelberg, G. and Wright, R.F. 2000. Tålegrensen for nitrogen som næringsstoff i norske fjellvann: økt "grønske"? Norsk institutt for vannforskning, Oslo, l.nr. 4187-2000. *Naturens Tålegenser Fagrapport* 104. 40 s.

- Lydersen, E., Løfgren, S. and Arnesen R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 32: Issue 2 and 3. 295p.
- Mannio, J., Jarvinen, O., Tuominen, R. and Verta, M. 1995. Survey of trace elements in lake waters of Finnish Lapland using the ICP-MS technique. *Sci Tot. Environ.*, 160/161, 433-439.
- McBride, M. B., and Blasiak, J.J. 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*: 43, 866-880.
- Naumann, H. 1985. Norges mineraler. NGU-skrifter 68. Universitetsforlaget, Oslo. 278 s.
- Nilsen, O. og Wolff, F. C. 1989. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Røros & Sveg-1:250 000. Norges Geologiske undersøkelse.
- O'Reilly, S. E. and Hochella, M.F. 2003. Lead sorption efficiencies of natural and synthetic Mn and Fe-oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 67: 4471-4487.
- Rognerud, S. 2002. Hjerkinnskytefelt. Konsentrasjoner av metaller i vannprøver innsamlet fra 20 bekker, 18 september 2001. NIVA-rapport LNR 4519-2002.
- Rognerud, S. 2003. Hjerkinnskytefelt 2002. Vannkvalitet og forurensningsgrad av metaller i vann og biota. NIVA-rapport LNR 4623-2003.
- Roseth, A, et al. 2003. Forsvarets bruk av Hjerkinnskytefelt i perioden 1923 - 2003. Forsvarets etterlatenskaper av farlig karakter. Blindgjengere og eksplosivrester. FLO/Land/Våpensystemavdelingen.
- Sauve, S., Hendershot, W., and Allen, H. E. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1125-1131.
- Sauve, S., Manna, S., Turmel, M-C., Roy, A.G. and Courchesne, F. 2003. Solid-Solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environ. Sci. Technol.* 37: 5191-5196.
- Skjelkvåle, B. L. et al. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes, harmonised data for regional assessment of critical limits. SNO-report 4039-99. 73 sider.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. 1970. *Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.* Wiley-Interscience, New York. 583p.
- Swaine, D.J. 1978. Lead in the environment. *J. Proc. Royal Soc. New South Wales.* 111: 41-47.
- Tarvainen, T., Lahermo, P., and Mannio, J. 1997. Sources of trace metals in streams and headwater lakes in Finland. *Water Air Soil Pollut.*, 94, 1-32.
- Traina, S.J. and Laperche, V. 1999. Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 96: 3365-3371.

6. Vedlegg

Analyseresultatene for 2003

NIVA 4781-2004

09.22.03	St, 37	6,35	0,36	0,208	0,0168	<0,4	<0,09	0,58	0,183	1,22	10,2	<0,05	22,4	<0,005	0,0055	0,0133	0,0369	0,172	0,768	<0,05	0,0622	<1	0,0229	<0,01	2,5	0,237
09.22.03	St, 38	6,47	0,46	0,252	0,0206	<0,4	0,101	0,574	0,196	1,25	9,88	<0,05	22,7	<0,005	0,0082	0,0177	0,0346	0,726	1,2	<0,05	0,134	<1	0,0168	<0,01	2,69	0,831
09.22.03	St, 60	6,69	0,98	2,22	0,0337	0,759	0,597	1,3	0,633	3,31	13,7	<0,05	10,1	<0,005	<0,002	0,0213	0,106	0,419	1,64	<0,05	0,143	<1	<0,01	0,0169	11,2	0,482
09.22.03	St, 61	6,84	1,3	2,55	0,0073	0,691	0,767	1,11	2,65	2,74	104	<0,05	14,1	<0,005	0,812	1,04	0,0609	26,1	11,3	<0,05	1,72	<1	0,0559	0,0517	13	140
09.22.03	St, 62	7,04	1,2	2,43	0,0098	0,665	0,573	1,25	1,19	2,96	17,3	<0,05	8,04	<0,005	<0,002	0,0212	0,127	0,49	0,26	0,0515	0,211	<1	<0,01	0,0108	11	0,714