

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser

Resultater fra 14 års overvåking

Dato: 31.01.2005



Foto: Runes Søyland. Skyttestilling Heggemoen skyte- og øvingsfelt

Forsvarsbyggs forord

Denne rapporten er et ledd i oppfølgingen av Forsvarets sektoransvar for miljøvern, som blant annet er forankret i *Forsvarets handlingsplan for miljøvern* (2002).

Overvåkingen som utføres av NIVA i samarbeid med lokale prøvetakere i Forsvarets militære organisasjon har pågått siden 1991. Overvåkingsprosjektet har frembrakt kunnskap om avrenning av tungmetaller fra skytefelt som er unike i global målestokk. Kunnskapene er både av forsknings- og forvaltningsmessig verdi, og bør i størst mulig grad overføres til praktisk bruk for å begrense avrenningen av miljøfarlige metaller fra Forsvarets skytefelt og –baner. Dette er viktig for å forebygge slike problemer i fremtidige anlegg, men også for å forhindre avrenning av metaller fra ”gamle synder”. I tillegg vil overvåkingsprogrammet komme til nytte i fremtiden ved å dokumentere effekter av miljøtiltak.

Det finnes en rekke nyere direktiv og miljøavtaler som regulerer blant annet utslipp av bly og kobber. EUs rammedirektiv for vann vil i nær framtid bli implementert i Norge. Dette vil stille strengere miljøkrav til potensielle forurensere, med målsetning om god økologisk status i ferskvann, grunnvann og kystområder innen 2015.

I Forsvarets handlingsplan for miljøvern (2002) er det en målsetning å utarbeide og iverksette en tiltaksplan for opprydding av tungmetallforurensning tilknyttet skytebaner og –felt. Et annet mål er å avrenningssikre minst 50 % av Forsvarets skytebaner innen 2006. I forbindelse med tiltaksplanene har Forsvarsbygg gjennomført mer detaljerte undersøkelser i skytefeltene Evjemoen, Steinsjøen, Hengsvann, Giskås, Bardufoss Sentralskytebane, Karlstadskogen og Mauken. Resultatene viser generelt at selv om det er høye forurensningsnivåer inne i feltet er vannkvaliteten god ved skytefeltets grense. Forsvarsbygg har i 2004 fortsatt uttestingen av ulike filtermaterialer til bruk i avrenningssikring, og har i større grad fokusert på uttesting i felt. Flere filter viser lovende resultater, men tiltakene må optimaliseres og ulike kombinasjoner må testes ut. Arbeidet med utvikling av ulike metoder for å gjennomføre avrenningssikring foregår i samarbeid med blant andre Forsvarets forskningsinstitutt (FFI).

Erfaringsgrunnlaget som nå ligger i overvåkingsprosjektet innebærer blant annet at vi har kunnskap om hvilke naturgitte forhold som med stor sannsynlighet kan føre til avrenning av kobber og bly over gitte nivåer. Disse kunnskapene er helt avgjørende for videre prioriteringer når det gjelder utarbeiding og gjennomføring av tiltaksplan og iverksetting av tiltak på Forsvarets områder. Vi har også kunnskap om aktiviteter som kan medføre unødvendig spredning av forurensning, slik som bruk av selvanvisere i stål, skyting på stein og fjell, samt graving og sporsetting i masser med deponerte prosjektiler.

Det ble i fjorårets rapport vist at kalking ikke nødvendigvis gir ønskede avrenningsbegrensende effekter under alle forhold. Ved forhold med basisk og nøytralt vann og jordsmonn har kalking liten effekt, mens kalking i felter med surt vann med mye organisk materiale kan bidra til økt uttransport av tungmetaller. Kalking kan dermed ikke brukes som avrenningsbegrensende tiltak under alle forhold, og ved kalking er også metoden som benyttes avgjørende. Resultatene viser i tillegg at naturgitte forhold som begrenser avrenning av bly og kobber kan innebære høy avrenning av antimon. Problemstillingene knyttet til metallavrenning er sammensatte, og prosjektet har med sitt store datamateriale bidratt til ny kunnskap om hvordan man bør håndtere slike forurensninger.

Forsvarsbygg retter en stor takk til NIVA og lokale prøvetakere for samarbeidet i 2004.



Ragnar Bjørngaas
Direktør Divisjon Rådgivning
Forsvarsbygg

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
5008 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 Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåking	Løpenr. (for bestilling) 4944-2005	Dato 25 januar 2005
	Prosjektnr. Undernr. 24156	Sider Pris 62 + vedlegg
Forfatter(e) Sigurd Rognerud	Fagområde miljøgifter	Distribusjon åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarsbygg og Nammo Raufoss AS	Oppdragsreferanse Rune Søyland (Forsvarsbygg), Ragnar Haugen (Nammo Raufoss AS).
--	---

Sammendrag.

Overvåkingen omhandler metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer 25 av Forsvarets skytefelt, ett testfelt (Bradalsmyra) og ett demoleringsfelt (Lærdal). Konsentrasjonene av bly, kobber, antimon og sink i bekkene varierte fra nær bakgrunnsverdier, henholdsvis ca. 0,51 µg/l, 0,8 µg/l, 0,06 µg/l og 5 µg/l til opp mot henholdsvis 200 µg/l, 200 µg/l, 20 µg/l og 100 µg/l. Konsentrasjonene av metaller i bekkene var i hovedsak bestemt av de naturgitte forhold i nedbørfeltet og ikke totalt deponerte mengder metaller. Korrosjonshastigheten av prosjektilrester er størst i et surt humusrikt miljø. Mobiliteten (transporten ut i bekkene) av utløst bly, kobber og sink var størst i kalkfattige, humusrike bekker og minst i kalkrikt miljø. Mobiliteten av antimon var størst i et nøytralt til svakt alkalisk miljø. Konsentrasjonene av metaller i bekkene var preget av stabilitet i de fleste feltene der deponiene har fått ligge i ro. Graving, grøfting og sporsetting i deponiene førte til økt utsig av metaller. Denne effekten kan vare over 10 år etter inngrepet. Tiltak som fjerning av masser fra feltskytebaner og kulefangervoller må derfor vurderes nøye i hvert enkelt tilfelle slik at det ikke skapes et forurensningsproblem. Tiltak som å hindre vanngjennomstrømming i deponiene, tilsetning av apatitt evt. i sammen med kalkstein i jordsmonnet, etablere filteranlegg (aktuelt for kulefangervoller), revegetering (hindre erosjon) og tildekking av toppen på kulefangervoller kan være aktuelle. Overvåkingen gir et godt grunnlag for å prioritere mellom feltene.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Militære skytefelt og demoleringsfelt	1. Military firing ranges and demolition sites
2. Overvåking av vannkvalitet	2. Monitoring of water quality
3. Vannforurensning	3. Water pollution
4. Kobber, bly, antimon, sink	4. Copper, lead, antimony and zink



Sigurd Rognerud
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Odd Skogheim
Ansvarlig

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser.

Resultater fra 14 års overvåkning

Saksbehandler Sigurd Rognerud

Medarbeidere: Mette-Gun Nordheim (NIVA)
Jarl Eivind Løvik (NIVA)
Eirik Fjeld (NIVA)
Gösta Kjellberg (NIVA)
Grete Rasmussen (Forsvarsbygg)
Rune Søyland (Forsvarsbygg)
Kjell Langvassli (Forsvaret, Mauken)
Ove André Andreassen (Forsvaret, Sætermoen)
Kjetil Hanssen (Forsvaret, Porsangmoen, Halkavarre)
Asle Figenskau (Forsvaret, Lærdal)
Harald Nordbø (Forsvaret, Evjemoen)
Jan Persen, Steffen Ambjørnrød (Forsvaret, Høybuktm.)
Tore Bjørhusdal, (Forsvaret, Heistadmoen)
Jan Solhaug (Forsvaret, Hengsvatn)
Petter Glorvigen (Forsvaret, Bardufoss, Blåtind)
Kai Indgjerdingen (Forsvaret, Steinsjøfeltet)
Knut Magne Trones (Forsvaret, Giskås)
Atle Hundeide (Forsvaret, Bestemorenga, Heggemoen)
Per Bjørn Skoglund (Forsvaret, Sørlimarka)
Stein Brostad (Forsvaret, Elvegårdsmoen)
Hans Holen (Forsvarsbygg, Børja)
Arne Haugland (Forsvaret, Mjølfjell)
Odd-Erik Martinsen (Forsvarsbygg, Haslemoen)
Karl Emil Kristensen (Forsvaret, Drevjamoen)

Forord

Denne rapporten viser tidsutviklingen i metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer 25 av Forsvarets skytefelt, ett demoleringsfelt i Lærdal, samt Bradalsmyra forsøksfelt tilhørende Nammo Raufoss AS. Overvåkingen startet opp i feltene på Evjemoen, Steinsjøen, Terningmoen, Mauken og Bradalsmyra i 1991. Siden har flere felter kommet til: Porsangmoen (1992), Lærdal (1993), Sætermoen (1996), Ringerike og Rødsmoen (1998), Heistadmoen, Hengsvatn og Høybuktkmoen (1999), Bardufoss (2000), Kvenvikmoen og Blåtind (2001). Fra og med 2002 ble overvåkingen utvidet med 6 nye skytefelt (Bestemorenga, Børja, Elvegårdsmoen, Giskås, Sørlimarka og Heggemoen). I 2004 ble overvåkingen ytterligere utvidet med undersøkelser i skytefeltene på Haslemoen, Drevjamoen og Mjølfjell. Mjølfjell ble også sporadisk undersøkt i 1999 og 2000 (Rognerud 2001). I 2001 ble det også gjennomført biologiske undersøkelser i 3 utvalgte lokaliteter som er betydelig påvirket av metallforurensning fra korroderte prosjektiler. Dette ble gjennomført i forbindelse med oppfølgingen av Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold, som er en del av St. melding 42 (2000 - 2001) - Biologisk mangfold og resultatene er rapportert (Rognerud og Bækken 2002).

Prosjektet ble kontraktsfestet med Forsvarsbygg, Divisjon Rådgivning, Kompetansesenter Miljø- og kulturminnevern 27. mai 2004. Rune Søyland har vært kontaktperson i Forsvarsbygg. Prosjektet på Bradalsmyra ble kontraktsfestet med Nammo Raufoss AS 15. april 2004 og Ragnar Haugen har vært kontaktperson. Prosjektet på Haslemoen ble kontraktsfestet med Forsvarsbygg skifte Eiendom Øst 7.juni 2004, og Odd-Erik Martinsen har vært kontaktperson.

Feltarbeidet ble gjennomført sommer og høst 2004 med hjelp av skytefeltsadministrasjonene og miljøvernoffiserene der disse var til stede. Vi vil takke Kjetil Hanssen (Porsangmoen, Halkavarre), Kjell Langvassli (Mauken), Harald Nordbø (Evjemoen), Asle Figenskau (Lærdal), Jan Persen og Stefen Ambjørnrød (Høybuktkmoen), Tore Bjørnhusdal (Heistadmoen), Jan Solhaug (Hengsvatn), Ove André Andreassen (Sætermoen og Karlstadskogen), Petter Glorvigen (Bardufoss sentralskytebane og Blåtind), Knut Magne Trones (Giskås), Atle Hundeide (Bestemorenga, Heggemoen), Per Bjørn Skoglund (Sørlimarka), Stein Brostad (Elvegårdsmoen), Hans Holen (Børja), Kai Indgjerdingen (Steinsjøen), Arne Haugland (Mjølfjell), Odd-Erik Martinsen (Haslemoen) og Karl Emil Kristensen (Drevjamoen) for deltagelse i prøveinnsamlingen slik at undersøkelsene gikk etter programmet. En spesiell takk til Petter Glorvigen og Ove Andre Andreassen som også satte ut vannmoser i bekkene på Mauken og Blåtind. Prosjektet er avhengig av denne lokale forankringen og den systematiske innsamlingen som er gjort. Grete Rasmussen (Forsvarsbygg) har bidratt med opplysninger om enkelte felter der det har vært gjennomført tiltak og dessuten skrevet om disse tiltakene i diskusjonen. Til slutt vil vi også takke Rune Søyland (Forsvarsbygg) for hans engasjement i prosjektet både med tilretteleggelse og deltagelse i befaringene på Drevjamoen, Heggemoen, Bestemorenga og Mjølfjell.

Jarl Eivind Løvik og Gøsta Kjellberg samlet inn prøvene fra Rødsmoen og Terningmoen. Jarl Eivind Løvik har bearbeidet moseprøvene for analyse og systematisert tilsendte prøver. Mette-Gun Nordheim har laget illustrasjonene av tidsseriene. Sigurd Rognerud har ledet prosjektet, befart skytefelt, samlet inn prøver fra Ringerike skytefelt og Bradalsmyra testsenter og skrevet rapporten. Alle prøver ble analysert ved NIVA's laboratorium i Oslo.

Ottestad, 25. januar 2005



Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Metoder	8
2.1 Valg av metode	8
2.2 Innsamlingsrutiner for mosene og metodetest	10
2.3 Konsentrasjoner av metaller i vann og mose	10
2.4 Kjemiske analysemetoder	11
2.5 Klassifisering av tilstand	11
3. Resultater fra de enkelte feltene	12
3.1 Evjemoen	12
3.2 Heistadmoen og Hengsvatn	14
3.3 Steinsjøfeltet	16
3.4 Terningmoen	18
3.5 Bradalsmyra	20
3.6 Lærdalfeltet	22
3.7 Ringerike og Rødsmoen skyte- og øvningsfelter.	24
3.8 Bestemorenga, Børja, Elvegårdsmoen, Giskås, Sørlimarka og Heggemoen.	25
3.9 Sætermoen inklusive Karlstadskogen	28
3.10 Bardufoss sentralskytebane	30
3.11 Mauken	32
3.12 Blåtind	34
3.13 Halkavarre skytefelt og Kvenvikmoen	35
3.14 Porsangmoen	36
3.15 Høybuktmoen	38
3.16 Haslemoen	39
3.17 Mjølfjell	40
3.18 Drevjamoen	41
4. Resultater for feltene samlet sett.	42
4.1 Konsentrasjoner av metaller og vannkvalitet	42
4.2 Sammenlikning av metallkonsentrasjoner i bekker fra skytefelt og fra norske innsjøer.	45
5. Sammenfattende diskusjon	48
6. Litteraturliste	58
Vedlegg A.	63
Vedlegg B.	65

Sammendrag

Rapporten omhandler konsentrasjoner av bly, kobber, antimon og sink i bekker som drenerer 25 av Forsvarets skytefelt, ett demoleringsfelt (Lærdal) og et testfelt (Bradalsmyra). Det er undersøkt tidstrender i konsentrasjoner av bly og kobber i vannmoser (biotilgjengelig fraksjon), konsentrasjoner av bly, kobber, sink og antimon i vann samt konsentrasjoner av kalsium, organisk materiale (TOC) og pH.

Konsentrasjonene av bly, kobber, antimon og sink i skytefeltenes bekker varierte fra nær bakgrunnsverdier, henholdsvis $0,51 \pm 0,5 \mu\text{g/l}$, $0,8 \pm 0,7 \mu\text{g/l}$, $0,055 \pm 0,045 \mu\text{g/l}$, $5 \pm 4,9 \mu\text{g/l}$ til opp mot $200 \mu\text{g/l}$, $200 \mu\text{g/l}$, $20 \mu\text{g/l}$ og $100 \mu\text{g/l}$. Biologiske gifteffekter er dokumentert i bekker med høye konsentrasjoner. Det var imidlertid ikke noen klar sammenheng mellom deponert mengde metaller og konsentrasjonene i bekkene. Årsaken er at korrosjonshastigheten av metallrester og mobiliteten av korrosjonsproduktene i jorda er svært avhengig av de naturgitte forhold. Generelt sett var det høyere konsentrasjoner av bly, kobber og sink i kalkfattige, humuspåvirkede bekker enn i kalkrike, humus-fattige. Dette skyldes at i kalkrike miljø var konsentrasjonene av de løste "metalltransportørene", humussyrer, fulvosyrer og jern/mangan-oksider, betydelig lavere og dannelsen av lite løselige forbindelser av bly, kobber og sink i jorda betydelig større, enn i et surt miljø. Konsentrasjonene av antimon var høyest i nøytralt til svakt alkalisk miljø fordi antimon oftest opptrer som et oxyanion (negativt ion) i vann med god oksygentilgang.

Vann fra deponier med prosjektilrester har unike "metallsignaturer", (forholdet mellom konsentrasjonene av kobber/bly, antimon/bly og kobber/sink), som er betydelig høyere enn tilsvarende signaturer i norske innsjøer. Derfor har vi kunnet vise at deponiene i nesten alle skytefelt påvirket vannkvaliteten i feltenes bekker, selv om forurensningsgraden i enkelte tilfeller var lav. Dette er viktig for vurderingene da gode referanser for naturgitt vannkvalitet var nesten umulig å finne i nærheten av baneanleggene.

Tidsutviklingen i konsentrasjonene av bly og kobber har vært preget av stabilitet i felter som ikke har vært utsatt for episodiske utslipp eller mekaniske forstyrrelser av deponiene i form av sporsetting, graving og grøfting. Graving i deponiene på Evjemoen og i Steinsjøfeltet førte til økt utlekking av metaller, og effekten av dette er registrert i over 10 år etter inngrepene. Dette viser at korrosjonsproduktene som er bundet i jordsmonnet, lett kan mobiliseres ved endringer i dreneringsmønsteret og ved forstyrrelser av skorpedannelsen på prosjektilrestene. Overvåkingen har gjort det mulig å gjøre avbøtende tiltak kort tid etter at slike inngrep fant sted. Den effekten mekaniske forstyrrelser av deponier har for vannkvaliteten er helt avhengig av mengden korrosjonsprodukter som er akkumulert i jordsmonnet (deponiets alder) og stabiliteten av metallenes binding til faste mineraler og organisk materiale (naturgitte forhold). Skytefelt som har vært benyttet i lang tid (ofte siden 1940) har potensiale til å lekke metaller i lang tid dersom de utsettes for mekaniske forstyrrelser. Dette har praktisk betydning spesielt i forbindelse med avhending av slike områder til sivil bruk. I 2004 ble 3 nye felt undersøkt (Mjølfjell, Haslemoen og Drevjamoen). Det var dårlig vannkvalitet i en bekk som avvanner en feltskytebane på Haslemoen og noe forhøyede verdier av kobber i to bekker på Drevjamoen. Ut over dette var vannkvaliteten god og tiltak er ikke nødvendig.

Det er viktig å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer metallene og øker konsentrasjonene betydelig i avrenningen. Tilsetning av apatitt og evt. andre kalkholdige masser til konsentrerte deponier kan bidra til økt skorpedannelse på prosjektilene, redusert korrosjonshastighet og øke binding i jorda. Dersom prosjektilene er deponert i myr eller jord med høyt organisk innhold, er kalking mindre aktuelt, da det kan øke lekkasjen av løste metall-humusforbindelser. Dersom deponiene har stor gjennomstrømming av vann, så kan et effektivt tiltak være å lede lite forurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet utenom deponiene. Det kan også være aktuelt å installere filteranlegg som binder løste metaller. Andre tiltak er fjerning av stein, selvanvisere av stål og andre harde flater i målområdet slik at en hindrer fin-fragmentering og forstøvning av blykjernen i prosjektilene. Revegetering av områder for å redusere erosjonfaren, og tildekking av toppen på skytevoller for å hindre at vann perkolerer gjennom vollen, kan også være aktuelle tiltak. Det er imidlertid viktig at tiltaket tilpasses til de lokale forhold. Det anbefales å gjennomføre tiltak i 9 skytefelt.

1. Innledning

Forsvaret har mange skyte- og øvningsfelt over hele landet der mange års bruk av håndvåpen, maskingevær og mitraljøser har ført til deponeringer av kobbermantlede blyprosjektiler i feltskytebaner og kulefangervoller. På bakgrunn av ammunisjonsregnskap for 2001 kan de årlige deponeringene for hele Forsvaret, inklusive Heimevernet, beregnes til ca. 150 tonn bly, 70 tonn kobber, 16 tonn antimon og 6 tonn sink (A. Roseth, Forsvarets Logistikk Organisasjon (FLO/land), pers. medd.). Det Frivillige Skyttervesen (DFS) benytter også ofte baneanlegg i skytefelter. Basert på opplysninger om ammunisjonstyper og årlige forbruk i DFS (Svein Olav Olsen, Nammo A/S, pers medd.) kan deponerte mengder beregnes til ca. 38 tonn bly, 18 tonn kobber, 5 tonn antimon og 2 tonn sink. En del av dette vil havne i Forsvarets skytebaner. I mange skytefelt finnes det også lerduebaner som ofte driftes av lokale jeger- og fiskeforeninger. Årlig deponeres det betydelige mengder bly som følge av bruk av hagleammunisjon (215 tonn totalt i 2000), og en mindre del av dette vil følgelig også havne i Forsvarets skytefelter. Blyhagl korroderer lettere enn kobbermantlede riflekuler, og i felter med lerduebaner har denne aktiviteten bidratt til en betydelig andel av blyforurensningen (Rognerud og Bækken 2002). I større skytefelt vil også kavaleriet og artilleriet bidra med deponeringer av kobber. I 2001 ble deres bidrag estimert til totalt ca. 15 tonn (A. Roseth, pers. medd.).

Det er med andre ord betydelige mengder bly og kobber som deponeres årlig, men noe mer moderate mengder antimon og sink. Det deponeres også andre metaller, men enten er mengdene ubetydelige (f.eks kobolt, nikkel, krom), eller så har de liten betydning (f.eks. jern, aluminium, barium) i forhold til de store mengdene som finnes naturlig i jord og berggrunn (Rognerud et al. 2001). Overvåkingen har da også vist at det er bly og kobber som forurensner mest, og problemene er klart størst i felter med store myrandeler, lave kalsiumkonsentrasjoner og surt vann.

Forsvaret har et spesielt ansvar for forvaltningen av deponiene og skal ifølge Stortingsmelding 46 (1988-89) som hovedregel stå for gjennomføringen av egne miljøtiltak. Statens Forurensningstilsyn sier at utslippene av bly og kobber skal reduseres vesentlig innen 2010 (SFT 2000), og det er undertegnet en internasjonal avtale om kontroll av utslipp av bl.a bly til luft (UN ECE 1998). Forsvarets miljøhandlingsplan har en målsetning om å avrennings sikre 50 % av alle Forsvarets skytebaner innen 2006. EUs Vanddirektiv, som blir gjeldende for forvaltning av vannressurser i nær framtid, stiller strenge krav til potensielle forurensere for å opprettholde en god vannkvalitet. Direktivet krever at en innen 2004 skal alle vannforekomster være karakterisert, og de som ikke er i god økologisk status skal identifiseres og rapporteres til ESA (EFTAs overvåkningsorgan) i løpet av 2005. Det er betydelige mengder metaller som kan være deponert i skytefeltene etter mange års bruk. Som eksempel viser beregninger for Hjerkinnskytefelt at etter 1950 er det deponert ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink (Roseth et al. 2003). Overvåkingen har da også vist at mange bekker som drenerer skytefelt har dårlig vannkvalitet og dårlig økologisk status som følge av metallforurensning (Rognerud og Bækken 2002). I flere av disse har tiltak vært gjennomført. Ettersom mengden metaller i deponiene øker med tiden står også mange nye bekker i fare for ikke å oppfylle kravet om god økologisk status og vannkvalitet. I slike tilfeller skal vannforekomstene vurderes gjennom et overvåkningsprogram.

Den overvåkingen som rapporteres her har som hovedhensikt å undersøke forurensningsgraden av kobber og bly i bekker som drenerer Forsvarets skytefelter. De siste to årene har vi imidlertid også målt konsentrasjoner av antimon og sink som også er potensielle forurensere av vann i skytefelt. Resultatene skal vise tidstrender og måle effekter av tiltak. Erfaringene om korrosjonshastighet av prosjektiler i ulike miljø skal benyttes ved opparbeiding av nye baner. Disse har allerede kommet til nytte flere steder, men særlig viktig har dette vært i forbindelse med planleggingen av nye baner i Regionfelt Østlandet. I rapporten presenteres resultatene for de enkelte feltene først, deretter sammenlignes de målte konsentrasjonene med de konsentrasjonene som er typiske for vann uten punktkilder, og til slutt diskuteres de samlede resultatene i lys av annen litteratur. Primærdata for undersøkelsen i 2004 er gitt i vedlegg A og B.



Figur 1. Lokalisering av de undersøkte militære skytefeltene og demoleringsfeltet ved Lærdal, samt Bradalsmyra test og utviklingsanlegg på Raufoss. Felter merket i kursiv er undersøkt tidligere slik som Kvenvikmoen i 1998-2003 (Rognerud 2004) og Leksdal i 1994 (Rognerud 1995), mens Hjerkin har vært gjenstand for mer detaljerte undersøkelser over 3 år og er rapportert separat (Rognerud et al. 2004).

2. Metoder

2.1 Valg av metode

Metaller fra prosjektiler korroderer (Fig. 2) og lekker ut i bekkene. I noen tilfeller (særlig antimon) kan konsentrasjonene være lave, og det kreves et stort antall vannprøver for å oppnå representative middelværdier over en lengre tidsperiode. I tillegg til dette kreves det omhyggelig rengjøring av prøveflasker og spesielle forhåndsregler ved prøvetakingen da kontamineringsfaren er meget stor ved slike prøveinnsamlinger. Konsentrasjonene i vann kan variere betydelig over kortere tid, og for enkelte tungmetaller er de også nær grensen for sikre målinger selv med ICP-MS teknikk. I forurensede bekker og elver er imidlertid konsentrasjonene oftest godt over grensen for sikre analyser. Et hovedproblem knyttet til beskrivelser av forurensningsgrad er at variasjonene i konsentrasjonene kan være betydelige både på grunn av naturlige variasjoner i vannføring og dreneringsmønster (viktig når kilden er et deponi), men også at utslippet av forurensningene kan variere betydelig over tid. Dersom en ønsker en representativ beskrivelse av forurensningsgraden basert på vannprøver, må et tett og ofte kostbart prøvetakningsprogram gjennomføres.

Et godt alternativ er ofte bruk av bioindikatorer som akkumulerer forurensningene i forhold til konsentrasjonsnivået i det omgivende vann (se litteraturgjennomgang av Johansson 1995). I bekker og elver er vannmoser av slekten *Fontinalis* (Fig. 3) vanlig å bruke vesentlig på grunn av at:

- Denne moseslekten finnes nær sagt overalt på den nordlige halvkule. Opptakseffektiviteten kan variere noe for ulike moseslekter, men ved bare å benytte arter fra slekten *Fontinalis* kan resultater sammenliknes fra ulike geografiske områder (Lopez et al. 1994).
- Mosene tar effektivt opp metaller som forekommer som kationer i vannet, og de er svært tolerante overfor høye metallkonsentrasjoner og stress i omgivelsene som for eksempel perioder med uttørking (Say og Whitton 1983, Lopez og Carballeira 1990)
- Mosene har ikke røtter og påvirkes kun av konsentrasjoner av forurensningene i vannfasen. Opptakseffektiviteten er avhengig av vannkvaliteten (spesielt pH og løst organisk materiale) ved at den har betydning for metallens tilstandsform. Mosene tar i hovedsak opp frie metallioner og reflekterer derfor i hovedtrekk den biotilgjengelige fraksjonen (Bengtsson og Lithner 1981).
- Mosene har en rask opptakshastighet, men en mye seinere utskilleleshastighet (Lopez et al. 1994). Betydningen av et utslipp for akvatiske organismer er oftest relatert til varigheten. Tidsaspektet ved utslippet vil delvis gjenspeiles i mosene ved at utskilleleshastigheten er senere (dvs. nedgangen i konsentrasjonen i mosen går tregere) når eksponeringsperioden har vært lang (Kelly et al. 1987). Dette gjør at de gjenspeiler den midlere vannkonsentrasjonen over 2-3 uker på en god måte også i de tilfeller hvor en har hatt pulser med høye konsentrasjoner som f.eks. ved tilfeldige utslipp (Mouvet et al. 1993, Lopez et al. 1994). Dette er en meget viktig egenskap ved vurdering av forurensningsgrad i akvatiske systemer med punktkilder.
- Mosene er betydelig anrikt på metaller i forhold til vann (oftest 10000 - 20000 ganger), og kontamineringsrisikoen er derfor liten ved behandling av slike prøver (Johansson 1995).

Disse egenskapene gjør at vannmoser også er mye brukt av geologer på leting etter metallholdige mineraler. Det er spesielt i Canada, men også i Skandinavia og Russland at moser er brukt i denne sammenheng. Den meget sterke oppkonsentrasjonen som finner sted i vannmosene, gjør at de ofte er et mye bedre medium til å fange opp geokjemiske anomalier enn mange andre metoder slik som f.eks. analyser av bekkersedimenter og vann (Smith 1986). Det er imidlertid ikke bare ved leting etter mineralforekomster at vannmoser har vist sin fortreffelighet. I mange land brukes de også ved overvåking av metallkonsentrasjoner i bekker og elver som avvanner gruver og urbane områder. I denne sammenheng kan vi nevne at teknikken er benyttet i Sverige (Selinus 1988, Lithner 1989, Johansson 1995), Canada (Barryman 1990), Frankrike (Mouvet et al. 1993), Belgia (Descay & Empain 1981), England (Kelly et al. 1987), Tyskland (Frost 1990), Sveits (Klein et al 1991) og i Portugal (Monteiro et al

1989). Foruten den overvåkingen som rapporteres her, er vannmoser også benyttet i Norge ved undersøkelser av forurensninger fra gruveavganger, slagghauger og deponier (Lingsten 1991, Kjellberg 1994) samt ved utslipp fra virksomhet knyttet til impregnering av trevirke (Rasmussen og Andersen 1999). Mosene er effektive bioindikatorer for konsentrasjoner av metaller som forekommer som positive ioner (Pb, Cu, Zn) og som negative ioner (Sb og As) i vann.



Figur 2. Korrosjon av håndvåpen prosjektiler



Figur 3. Vannmosen (*Fontinalis antipyretica*) benyttes som bioindikator.

2.2 Innsamlingsrutiner for mosene og metodedest

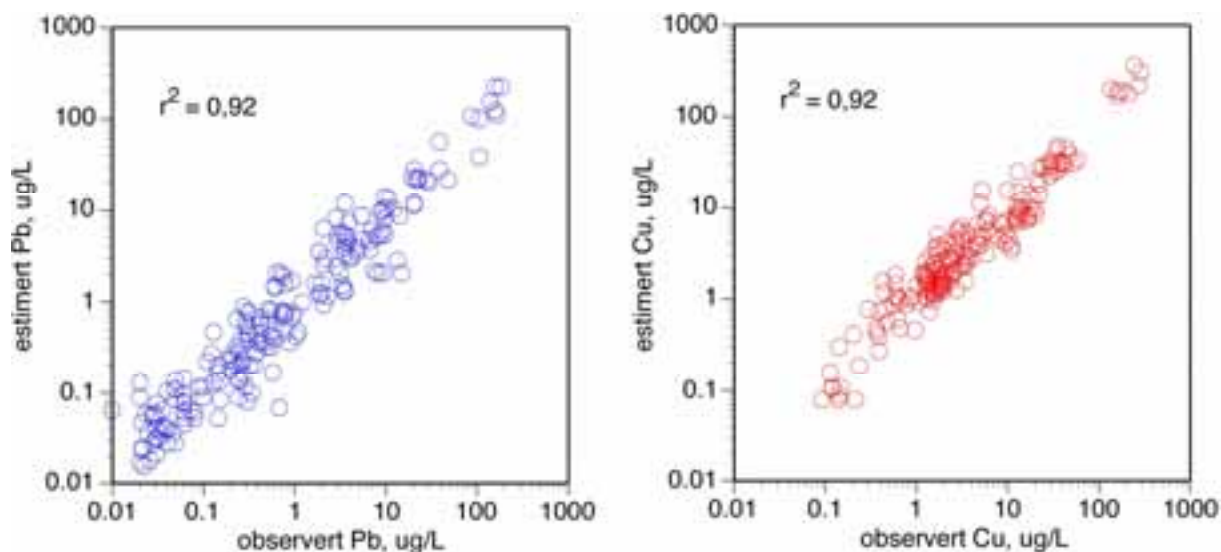
Like etter vårflommen er det satt ut 4-5 bunter med moser på hver stasjon. Siden tas det inn prøver med 2-4 ukers intervaller frem til senhøsten. Prøvene skylles fri for partikler i bekkevannet, lufttørkes og sendes til NIVA. På laboratoriet inspiseres alle prøvene (videre fjerning av partikler kan være nødvendig), og de friske grønne årskuddene klippes (1-5 cm) og bearbeides videre til analyse (eldre deler av planten kan ikke brukes da utfelte jern/mangan-oksider på disse deler øker bindingen av tungmetaller betydelig i forhold til i ferske skudd (Johansson 1995). Vi har tidligere testet to metoder parallelt. Den ene metoden innebar at steiner, som mosene naturlig er festet til, ble lagt ut i bekken (eller at de er der naturlig), mens den andre innebar at de nye årskuddene ble klippet først og eksponert i plastbokser med nettingåpning mot strømmen. Begge disse metodene ga samme resultat (Rognerud 1994a). Vi valgte å fortsette med moser festet til stein eller trerøtter da disse svært sjelden forsvinner på grunn av flom eller nysgjerrige personer. NIVA har ved enkelte tilfeller tatt parallelle prøver for å sikre at alle lokale prøvetakere gjør et tilfredsstillende feltarbeid. Det ble ikke observert avvik av betydning mellom kontrollprøver og rutineprøver innsamlet av lokale prøvetakere.

2.3 Konsentrasjoner av metaller i vann og mose

De siste 3 årene har vi samlet inn vannprøver samtidig med innhøstingen av moseprøvene. Vannprøvene er analysert med hensyn på Cu, Pb, Sb, Zn, Ca, pH og TOC og moseprøvene med hensyn på kobber og bly. Dette har gitt et datasett på 195 observasjoner fra 20 ulike felt med varierende vannkemi og metallkonsentrasjoner. En multippel regresjonsanalyse viste at konsentrasjoner av bly og kobber i vann kunne estimeres med rimelig grad av sikkerhet ut fra konsentrasjonene av respektive metaller i mose og TOC konsentrasjonen. pH og Ca ble også testet som forklaringsvariable. De ga intet unikt bidrag i blymodellen, men pH ga et lite bidrag til forklaringsgraden i kobbermodellen.

- (1) $\log Pb_{\text{vann}} = 0,882 \log Pb_{\text{mose}} + 0,779 \log TOC - 1,971$ ($r^2 = 0,92$, $n = 195$)
- (2) $\log Cu_{\text{vann}} = 0,943 \log Cu_{\text{mose}} + 0,655 \log TOC - 1,386$ ($r^2 = 0,91$, $n = 195$)
- (3) $\log Cu_{\text{vann}} = 0,936 \log Cu_{\text{mose}} + 0,630 \log TOC - 0,045 \text{ pH} - 1,060$ ($r^2 = 0,92$, $n = 195$)

Metallkonsentrasjonene i vann er gitt som $\mu\text{g/L}$, i mose som $\mu\text{g/g}$ tørrvekt og TOC som mgC/l . Det var en god sammenheng mellom estimerte, ut fra likning (1) og (3), og observerte konsentrasjoner av kobber og bly i vann (Fig. 4). Dette er svært tilfredsstillende tatt i betraktning at vannprøvene er bare stikkprøver, mens moseprøvene er eksponert for naturlige variasjoner i vannkvalitet over 2-4 uker.



Figur 4. Sammenhengen mellom estimerte, basert på likning (1) og (3), og observerte konsentrasjoner av bly og kobber i vann (2003 – 2004).

2.4 Kjemiske analysemetoder

Analysene ble utført ved NIVA's akkrediterte laboratorium i Oslo. Det er bare benyttet spesialflasker utsendt fra dette laboratoriet. Salpetersyrekonserverte prøver ble analysert med hensyn på kalsium, kobber, bly, sink og antimon ved hjelp av ICP-MS (Metode E 8-1). Salpetersyre-oppløste moseprøver ble analysert med hensyn på kobber, bly og antimon ved hjelp av ICP-MS (Metode E 8-2). pH og TOC ble analysert etter metode A-1 og G 4-2 beskrevet i NIVAs analysemanual.

2.5 Klassifisering av tilstand

Statens forurensningstilsyn (SFT) utviklet i 1992 et system der vannkvalitet ble inndelt i ulike tilstandsklasser (Holtan & Rosland 1992). Denne klassifiseringen for metaller i vann er benyttet fra starten av i denne undersøkelsen. (Tab.1).

Tabell 1. Tilstandsklasser (I-IV) for vannkvalitet basert på konsentrasjoner av enkelte tungmetaller ($\mu\text{g/l}$). De ulike klassene er gitt ulike fargekoder (Holtan & Rosland 1992)

Tilstandsklasse/ fargekode	God (I) blå	Mindre god (II) grønn	Nokså dårlig (III) gul	Dårlig (IV) rød	Meget dårlig (V) fiolett
Kobber ($\mu\text{g/l}$)	<2	2-5	5-15	15-50	>50
Bly ($\mu\text{g/l}$)	<1	1-3	3-5	5-10	>10
Sink ($\mu\text{g/l}$)	<10	10-30	30-60	60-110	>110

Denne inndelingen i tilstandsklasser ble revidert i 1997 (Andersen et al. 1997). Da ble tilstandsklassene inndelt etter grad av forurensning (Tab.2).

Tabell 2. Tilstandsklasser for tungmetaller i vann (Andersen et al. 1997).

Tilstandsklasser	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
Virkninger av miljøgifter	Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Fargekode	blå	grønn	gul	orange	rød
Kobber ($\mu\text{g/l}$)	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
Bly ($\mu\text{g/l}$)	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
Sink ($\mu\text{g/l}$)	<5	5-20	20-50	50-100	>100

Det er ikke utviklet klassifiseringskriterier for antimon i vann. Konsentrasjonene av metaller i berggrunn og løsavsetninger er imidlertid svært variable. Dette gjør at i enkelte av skytefeltene er de naturlige konsentrasjonene i vann så høye at de kan klassifiseres som moderat eller markert forurenset. En fargekodning av vannkvaliteten i bekkene fra felt med naturlig forhøyede metallkonsentrasjoner i nedbørfeltet vil derfor bli svært misvisende for en leser. Vi har derfor valgt å forsette med Tab. 1 som klassifiseringsgrunnlag slik prosjektet har hatt hele tiden. På bakgrunn av tilstandsgrensene og sammenhengene mellom konsentrasjonene i vann og mose for de ulike feltene kan tilstandsklasser og fargekoder for konsentrasjoner i mose defineres. I alle presentasjonene fra de ulike skytefeltene er denne fargekoden og ovennevnte grenser benyttet. Hvert målepunkt (stasjon) som er vist i figurene representeres ved en middelvei i de ulike årene. Mulige biologiske effekter i de undersøkte bekkene kan også vurderes ut fra metallkonsentrasjonene i vann (Tab.3) gitt av Lydersen et al. (2002)

Tabell 3. Klassifikasjon av metallkonsentrasjoner i vann og biologiske effekter. Klasse 1: ingen effekt på biota. Klasse 2: Noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Klasse 3: Effekter på biota. Reduksjon av artsantallet samt effekter på salmonide fisk. Klasse 4: Store effekter på biota.

Klasse Konsentrasjon	1 svært lav	2 lav	3 medium	4 høy
Pb ($\mu\text{g/l}$)	< 1	1 – 5	6 – 15	> 15
Cu ($\mu\text{g/l}$)	< 3	3 – 15	16 – 30	> 30
Zn ($\mu\text{g/l}$)	<30	30-60	61-100	>100

3. Resultater fra de enkelte feltene

3.1 Evjemoen

Innledning

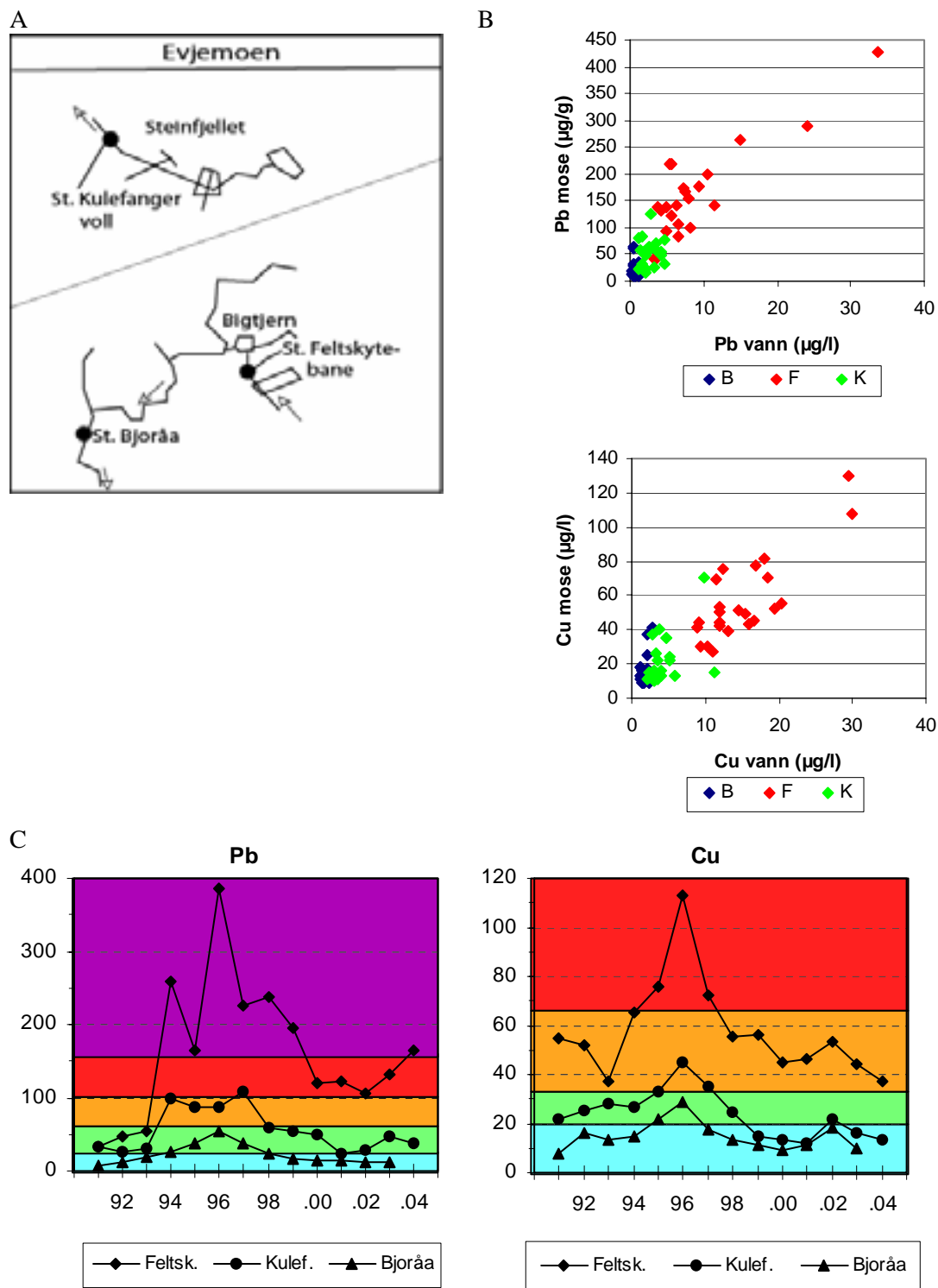
Evjemoen har vært standkvarter for Infanteriets øvningsavdeling nr. 2 (IØ2). Forsvaret har avviklet virksomheten i 2002. Skyte- og øvningsområdet omfatter ca. 9000 mål og er i Forsvarets eie. På bakgrunn av en befaring i 1991 ble overvåkingen lagt til bekkene som avvanner feltskytebanen og kulefangervollene ved Steinsfjellet. Det var disse områdene som hadde de største potensielle forurensningsfarene og de høyeste metallkonsentrasjonene i avrenningsvannet. Bjoråa drenerer flere feltskytebaner og konsentrasjoner av metaller overvåkes på en stasjon før bekken renner ut i Otra (Fig. 5A). I Bjoråa og i tilrennende bekker er det stedvis kalket som et ledd i fiskestellstiltak. Vannet i bekkene innen skytefeltet er derfor mindre surt enn ukalka områder i omegnen. I hovedsak varierte pH fra 4,8 til 6,3, kalsium fra 1,2 til 2,3 mg Ca/l, og TOC fra 8 til 33 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjonene i mose og vann for både bly og kobber var god (Fig. 5B). Stigningskoeffisienten mellom konsentrasjonene i mose og vann var noe lavere i bekken fra feltskytebanen og kulefangervollen enn i Bjoråa. Bekkene fra disse deponiene er mer humusrike enn Bjoråa og vi antar at årsaken til et lavere stigningsforhold er at en større andel av total konsentrasjonen er bundet til løste humussyrer ved disse stasjonene. Det generelle mønsteret er at konsentrasjonene av bly og kobber økte betydelig i perioden 1991 til 1996 etterfulgt av en reduksjon frem til 2000. De siste 2 årene har det vært en svak økning i blykonsentrasjonene, mens de forsetter å synke for kobber på feltskytebanen (Fig. 5C). Konsentrasjonene i bekken som avvanner feltskytebanen, har i alle år vært høyere enn i bekken som avvanner kulefangervollene. Økningen i bekken fra feltskytebanen var betydelig i perioden 1994 til 1996. Feltskytebanen ligger i Bjoråa's nedbørfelt, og det er rimelig å anta at den gradvise økning av både bly- og kobberkonsentrasjonene som ble målt i Bjoråa, skyldes denne utviklingen. Vannkvaliteten i 2004 kan klassifiseres som god til mindre god i bekken fra kulefangervollene og nokså dårlig til meget dårlig i bekken fra feltskytebanen.

Diskusjon

Gravearbeidene i forbindelse med oppgraderingen av feltskytebanen i 1994 førte til en betydelig økning av konsentrasjonene av bly og kobber i bekken som drenerer banen. Dette viser tydelig at fysiske inngrep i deponiene mobiliserer kobber og bly-komplekser som ellers ville forblitt på deponistedet. Konsentrasjonene kuliminerte først 2 år senere. Mønsteret var det samme for kobber og bly. Deponiet ble kalket like etter gravingen og har siden fått ligget i ro. Dette førte til gradvis lavere konsentrasjoner. Konsentrasjonene av kobber i 2004 var noe lavere enn ved starten av undersøkelsen, mens blykonsentrasjonene fortsatt var noe høyere og økende de siste 2 årene (målingene tatt ovenfor renseanlegget). Dette har vært situasjonen de siste 4 årene. Dette indikerer at responstiden ved fysiske forstyrrelser av deponiet er lengre for bly enn kobber. Mengden av humus-metall komplekser i deponiet kan være betydelig etter mange års bruk av banen. Alle inngrep som vil redusere oppholdstiden av vann i dette feltet, vil føre til økt mobilitet av kobber og bly. Konsentrasjonene i Bjoråa nedstrøms feltskytebanen ble ikke undersøkt i 2004, men tidligere var den lavere, men fulgte samme mønsteret som konsentrasjonene i bekken fra feltskytebanen. Dette er slik som en teoretisk skulle forvente ut fra fortykning av upåvirkede sidebekker, og viser at metoden er god til å avdekke små konsentrasjonsendringer. Utviklingstrenden er positiv, men konsentrasjonen av bly i bekken fra feltskytebanen er ennå ikke tilbake på nivået før gravearbeidene startet i 1994. En parallell til utviklingen ved feltskytebanen skjedde i bekken som avvanner kulefangervollene, der også som følge av gravearbeidene i 1994, men der var konsentrasjonene av både kobber og bly i 2004 tilbake til nivået det var før gravearbeidene ble satt inn i 1994.



Figur 5. A. Prøvetakningstasjoner på Evjemoen. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkningsperioden.

3.2 Heistadmoen og Hengsvatn

Innledning

Heistadmoen skyte- og øvningsfelt ble anskaffet av Forsvaret da leiren ble etablert i 1909. Feltet er på 7000 mål. Heistadmoen dekker i dag behovet for grunnleggende geværskyting og de innledende feltmessige øvinger. Det er etablert 4 målestasjoner i bekken som renner inn i Ertstjern (Fig. 6A). Bekken renner gjennom flere baneanlegg, men drenerer også deler av Kisgruveåsen. Navnet indikerer at dette området kan inneholde betydelige naturlige forekomster av metaller. Vannføringen på st. 1 er liten. Det samme er tilfelle for tilløpsbekken der st.2 er lokalisert. Bekken kan tørke helt inn i spesielt utsatte perioder. Skytefeltet på Hengsvatn ble leiet av Sølververkets skoger for å øve med tyngre våpen, bombekastere og langtrekkende panservåpen. I 1985 ble dette feltet utvidet til sin nåværende størrelse på 34 000 dekar. Hengsvatn dekker behov for videregående utdanning først og fremst for tyngre våpen. I tillegg nyttes feltet ved repetisjonsøvelser og som et suppleringsfelt for den mer grunnleggende utdannelsen. Konsentrasjoner av bly og kobber overvåkes på 2 stasjoner i Brånabekken som drenerer feltskytebanene i den østre delen, og en stasjon i bekken som drenerer feltskytebanene på Diplemyrene i den vestre delen (Fig. 6A). Typiske verdier for pH, kalsium og TOC i var henholdsvis 4,7, 0,6 mgCa/l og 12,5 mgC/l i Diplemyrbekken, 6,3, 1,5 mgCa/l og 7 mgC/l i Brånabekken. Tilsvarende var verdiene for bekken på Heistadmoen 7,3, 13,9 mgCa/l og 5 mgC/l. Resultatene for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

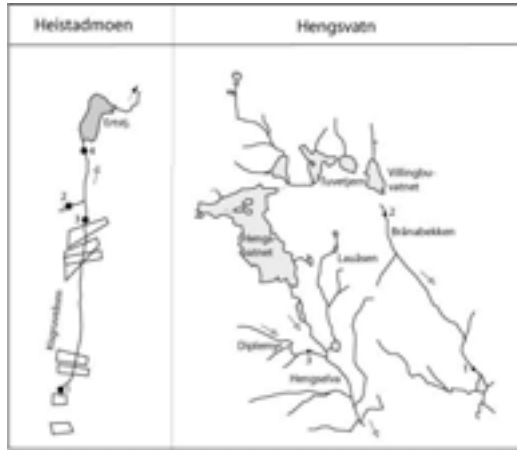
Resultater

I Heistadmoen skytefelt har konsentrasjonen av bly og kobber vært meget høy på st. 1 og 2. (Fig. 6B og C) På st. 1 har konsentrasjonene av bly og kobber i vann vært nær henholdsvis 40 µg/l og 20 µg/l alle fire årene. Tilsvarende for st.2 har vært ca. 15 µg/l bly og 40 - 100 µg/l kobber. På denne stasjonen økte konsentrasjoner av kobber i perioden 1999 til 2001, men har siden avtatt og var i 2003 nær verdiene i 1999. Disse høye konsentrasjonene fortynnes betydelig i hovedbekken på veien mot Ertstjernet (st.4) på grunn av tilrennende vann fra andre deler av nedbørfeltet. I 2004 var det bare st.4 som ble undersøkt da vannføringen på de andre stasjonene var svært liten og bekkene var ofte tørr. Konsentrasjonene i bekken ved innløpet til tjernet har vært var relativt lave, og stabile alle årene siden 1999, og vannkvaliteten kan karakteriseres som nokså dårlig. Bekkene fra feltskytebanene i Hengsvatn skytefelt (st.2 og 3) hadde konsentrasjoner opp mot 5 µgPb/l og opp mot 12 µgCu/l. Vannkvaliteten må derfor karakteriseres som nokså dårlig. I Brånabekken (st.1) har konsentrasjonene av begge elementene vært lavere på st. 1 enn st. 2 (øverst i bekken og nær banene) i hele perioden. Konsentrasjonene av bly og kobber har vært stigende siden 2001 øverst i Brånabekken (st.2), og konsentrasjonene i 2004 var de høyeste som har blitt observert siden overvåkingen startet i 1999. Konsentrasjonene på st. 3 (Diplemyr) har vært nær den samme hele perioden.

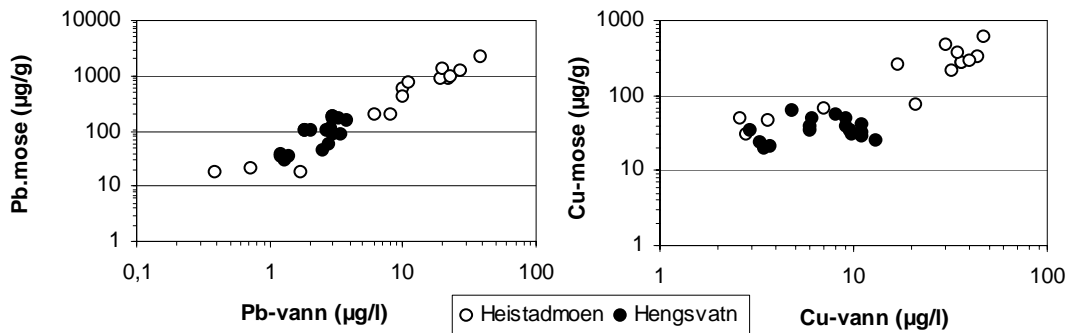
Diskusjon

Utlekkingen av metaller fra deponiene i Heistadmoen skytefelt var beskjeden i mengde, men konsentrasjonene i øvre deler av bekken var høye. Årsaken var at deponiet utgjør nesten hele nedbørfeltet i denne delen og vannføringen i bekken er generelt liten. Jordsmonnet er kalkholdig indikert ved et høyt kalsium innholdet i hovedbekken (12 mg Ca/l). Dette gir generelt en relativt god binding av metaller i jordsmonnet på deponistedet. De høye konsentrasjonene lokalt øverst i bekken ble raskt fortennet når den renner inn i Ertstjern. Metallforurensningen fra banene på Heistadmoen er derfor av lokal karakter, og etter sedimentering av metaller i Ertstjern vil antagelig vannkvaliteten være relativt god i bekken utenfor feltet. Bekken som avvanner den vestre banen på Hengsvatn (st.3) var sur og humøs og dette er en vannkvalitet som oftest gir en relativt effektiv korrosjon av metallrester. Banen har ikke vært lenge i bruk og det er oppsiktsvekkende at konsentrasjonene av metaller allerede er såvidt høye. Dette kan skyldes at korrosjonshastigheten av prosjektrester er rask i dette feltet, men vi mangler imidlertid gode målinger før byggingen av banene og det kan ikke utelukkes at bakgrunnskonsentrasjonene av metaller er høyere i dette området (nær gruvefeltet på Kongsberg). Den økningen i bly- og kobberkonsentrasjonene som har skjedd de siste fire årene nær feltskytebanene i Brånabekken (St.2) bør følges nøye. Tiltak er ikke nødvendig på Heistadmoen, men vi anbefaler at tiltak vurderes i Hengsvatn, først etter en mer detaljert kartlegging av kildene til utlekkingen av metaller fra Diplemyrene og øvre deler av Brånabekken.

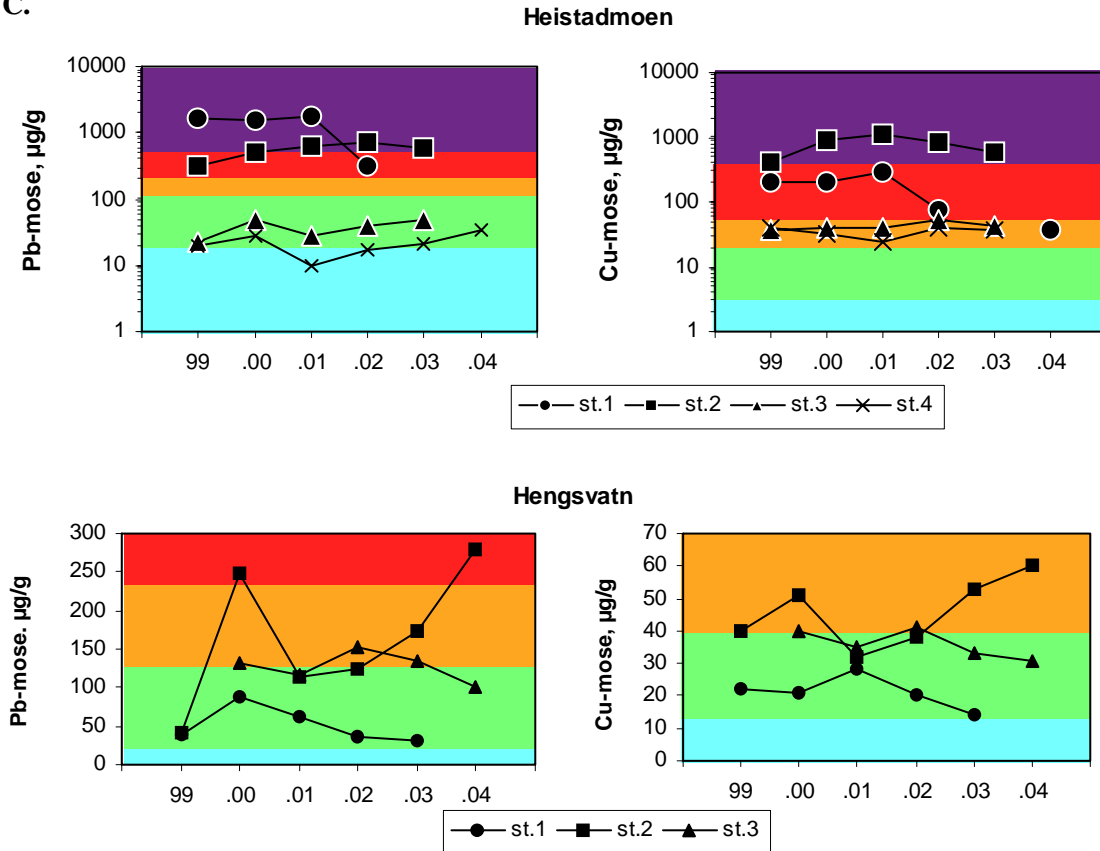
A.



B.



C.



Figur 6. A. Prøvetakningsstasjoner i Heistadmoen og Hengsvatn skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden

3.3 Steinsjøfeltet

Innledning

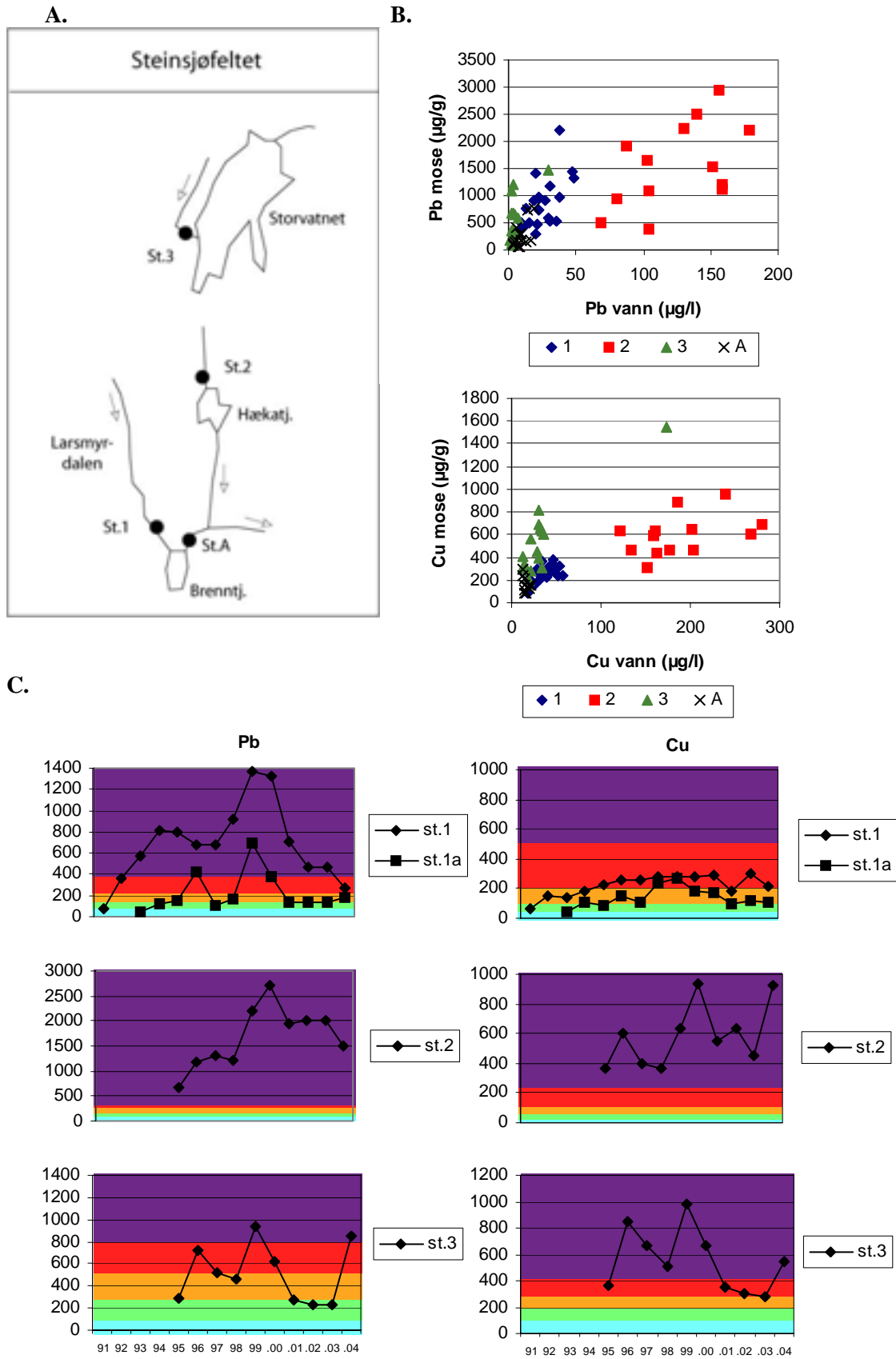
Dette feltet er øvningsfelt for avdelinger i det sentrale Østlandsområdet. Feltet er et leiet privat område på i alt 11300 da. Det er i hovedsak prosjektiler fra håndvåpen som deponeres, og innen feltet finnes noen av Forsvarets mest benyttede feltskytebaner. Området ble befart i 1991. Stikkprøver antydte at høye konsentrasjoner av bly og kobber i bekkene var vanligst i de østligste feltskytebanene som dreneres av Larsmyrbekken (Fig. 7A). Stikkprøver tatt i 1995 viste at bekkene som drenerte banene rundt Storvatnet også hadde høye konsentrasjoner av metaller, og de ble siden inkludert i overvåkingen. Vegetasjon på feltskytebanen hadde betydelig anrikning av bly (Rognerud et al. 1992). Konsentrasjonene av antimon, bly og kobber i nylig avsatte sedimenter i Storvatnet var betydelig høyere enn de som ble avsatt i førindustriell tid (Rognerud 1996). Det skyldes antagelig korrosjon av prosjektiler i nedbørfeltet og av kuler skutt direkte i innsjøen. Forsvarsbygg etablerte i oktober 2001 et lecafilter nedstrøms bane 5 i Larsmyrdalen. Typiske verdier (gjennomsnitt) for pH, kalsium og TOC var henholdsvis 6,7, 4,7 mgCa/l og 6,6 mgC/l i Larsmyrbekken og 4,7, 4,0 mgCa/l og 43,2 mgC/l i bekken fra bane 7 (st.2) samt 6,6, 6,9 mgCa/l og 3,5 mgC/l i bekken fra målbanen (st.3). Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Det var generelt en god sammenheng mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann på de respektive stasjonene, selv om spredningen var stor og opptakseffektiviteten i mosene var lav på st. 2 grunnet høyt humusinnhold og liten biotilgjengelig fraksjon (Fig. 7B). I Larsmyrbekken (st.1) har konsentrasjonene av kobber i mose økt fra 1991 og fram til 2000, men har siden vært relativt stabil (Fig. 7C). Konsentrasjonene av bly i mose steg jevnt fra 1991 til 1994. Dernest fulgte tre år med stabilitet. Fra og med 1998 økte konsentrasjonene til de høyeste verdiene som er målt i 1999/2000, men de har siden sunket og var i 2004 nær de verdier som ble målt i 1991. Sommeren 1996 ble det bygd en kalksperre som skulle redusere utlekkingen av metaller fra det nærmeste holdet på den nederste feltskytebanen i Larsmyrdalen. Dette ga imidlertid ikke de ønskede effektene, og våren 1999 ble hele nærstridsmålet kalket med ca. 1,5 tonn granulater. Konsentrasjonene i utløpsbekken fra Brenntjernet (st.1A) var lavere, men har fulgt samme mønster som i innløpsbekken fra Larsmyrdalen. Dette viser at tjernet fungerer som en sedimentasjonsfelle for metallforurensningene fra Larsmyrdalen. I bekken som drenerer bane 7 (st.2) er vannføringen oftest liten, men konsentrasjonene har vært høye og stigende antagelig fordi myra foran standplassen har blitt grøftet. En stikkprøve i bekken ut av Hækatjern viste 9,7 µgCu/l, <3 µgPb/l og 12,9 µgZn/l (Grete Rasmussen, FB, pers.medd.). Konsentrasjonen av bly i bekken som avvanner den store PV-banen (st.3) har vist en synkende trend siden 1999, men i 2004 var den tilbake til samme nivå som 1999.

Diskusjon

Vannkvaliteten i de undersøkte bekkene må karakteriseres som nokså dårlig til meget dårlig. Likevel har blykonsentrasjonene i Larsmyrbekken sunket betydelig de siste årene. Tendensen med økende bly og kobber konsentrasjoner i alle bekkene i fra første del av 1990-tallet til århundreskiftet har vært bekymringsfull. Årsaken var antagelig at mengden deponerte prosjektiler økte år for år, og at gravearbeidene i feltet ga lettere drenering av deponiområdene. Det sistnevnte er antagelig forklaringen på at blykonsentrasjonene i Larsmyrbekken øker når vannføringen øker (A. Strømseng, FFI, pers.medd.). De nedbørrike periodene sommeren 1999 og høsten 2000 kan derfor ha medvirket til de høye verdiene disse årene. Kalksperran som ble laget sommeren 1996 for å redusere utlekkingen fra nærstridsmålet i Larsmyrdalen ga ikke de forventede resultatene. Dette skyldtes at vannet i hovedsak rant over kalklaget og ikke gjennom slik som forutsatt. Kalkingen av nærstridsmålet våren 1999 ga heller ingen positiv effekt om sommeren antagelig fordi kalk trenger tid for å løses og transporteres ned i jorda. Det har vært en klar positiv utvikling med synkende metallkonsentrasjoner på st. 3 de siste 4 årene, mens konsentrasjonene av bly er synkende i Larsmyrbekken etter at gravearbeidene ble avsluttet for 4 år siden. De høye konsentrasjonene i bekken som drenerer bane 7 (st.2) forsetter, men mye av metallene sedimenterer i Hækatjern. Utviklingen i forurensningsgraden av metaller i bekkene på Steinsjøfeltet bør overvåkes nøye og ytterligere forurensningsbegrensende tiltak bør vurderes.



Figur 7. A. Prøvetakningsstasjoner på Steinsjøfeltet. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middel for overvåkingsperioden.

3.4 Terningmoen

Innledning

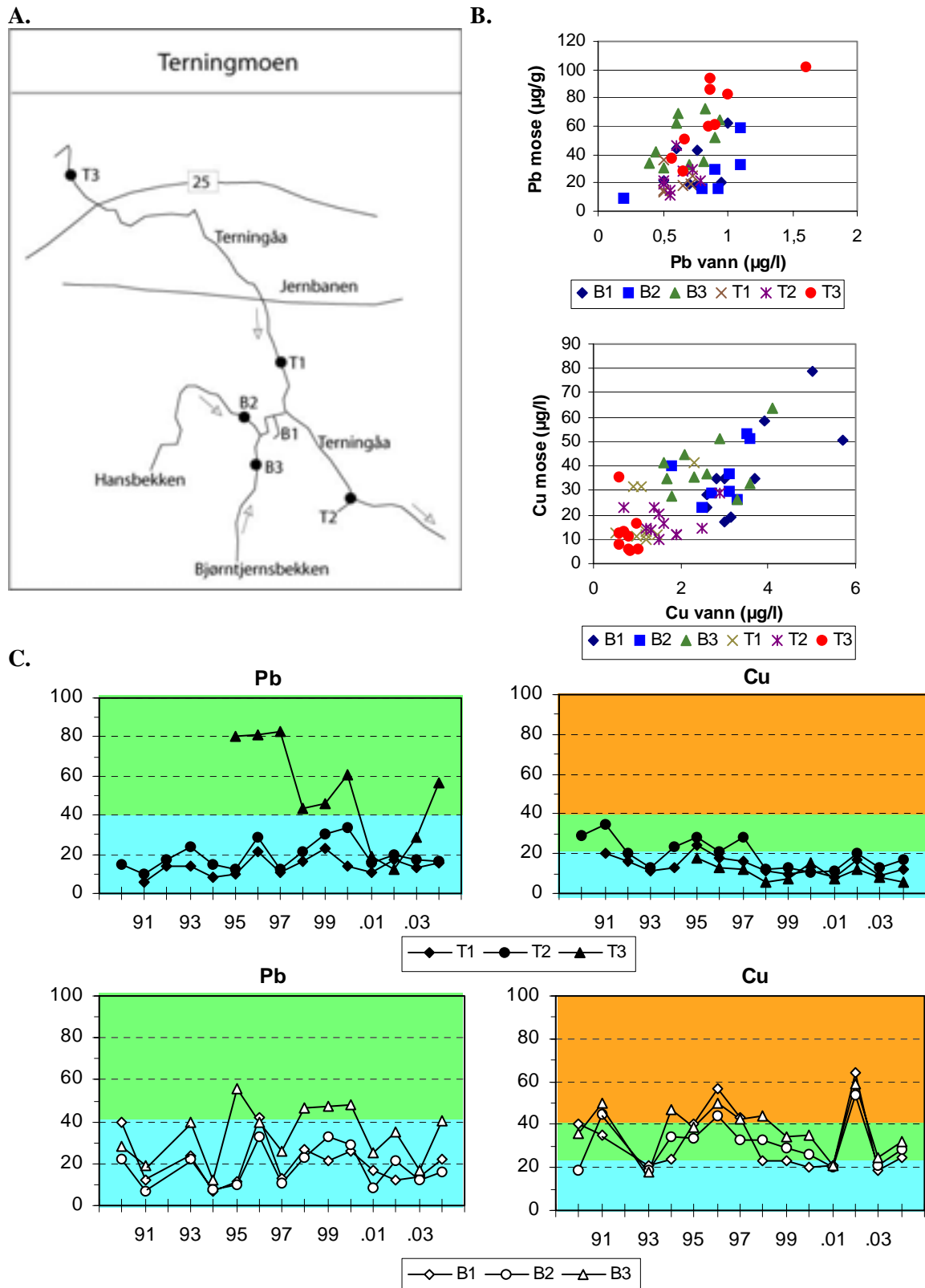
Terningmoen skytefelt er Forsvarets eldste skytefelt som fortsatt er i bruk. Området har noen av landets mest benyttede skytebaner. Det skytes med håndvåpen, raketter, granater og bombekastere. Hovedaktiviteten foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker som renner ut i Terninga. Målingene blir gjort på tre stasjoner i Terninga og i tre bekker som drenerer viktige baneområder (Fig. 8A). Terningmoen skytefelt har tidligere vært undersøkt mer inngående både i 1990 (Kjellberg og Boye 1992) og i 1992 (Rognerud et al. 1993). I disse undersøkelsene ble det avklart at bly, kobber, sink og jern fra skytefeltet forurenset bekkene som avvannet de mest benyttede feltskytebanene. Konsentrasjonsøkningene var imidlertid moderate, og ingen skadeeffekter ble registrert på det akvatiske plante- og dyrelivet i Terninga i 1990-1991 (Kjellberg og Boye 1992). Typiske verdier (gjennomsnitt) for pH, kalsium og TOC i bekkene (B1, 2, 3) var henholdsvis 6,6, 2,6 mgCa/l og 7,0 mgC/l, mens i Terninga var verdiene 6,6, 4,8 mgCa/l og 15 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann viste at konsentrasjonene i vannfasen var relativt lave, og spredningen stor (Fig. 8B). Konsentrasjonene av kobber og bly i bekkene fra målområdet (B1, B2, B3) var gjennomgående noe høyere enn i Terninga (T1) like før samløpet med bekkene (Fig. 8C). Frem til 2000 var konsentrasjonene av bly betydelig høyere i Terninga et stykke oppstrøms skytefeltet (T 3) enn nedstrøms (T 2). Dette skyldes utlekking fra en nedlagt lerduebane som ligger nær Terninga oppstrøms T3. Konsentrasjonene i bekkene varierer en del fra år til år, sannsynligvis på grunn av variasjoner i vannføringen. Konsentrasjonene av kobber i bekkene har ikke vist noen klar trend i løpet av de 13 årene overvåkingen har pågått, men i Terninga har det vært en synkende tendens. Konsentrasjonene av bly i Terninga nedstrøms feltet (T 2) økte fra 1990 til 2000 antagelig som følge av utlekking fra lerdubanen oppstrøm skytefeltet (indikert ved målingene på T2 og T3). Etter avviklingen av lerduebanen sank blykonsentrasjonen i Terninga, men de har økt igjen de siste 2 årene. Vannkvaliteten i Terninga kan likevel betegnes som god.

Diskusjon

Vi har ikke registrert dårlig vannkvalitet, som følge av utlekking av bly og kobber fra korroderte prosjektiler, i bekkene som avvanner Terningmoen skytefelt siden overvåkingen startet for 13 år siden. I 2004 var vannkvaliteten god til mindre god på alle stasjoner. På grunn av fortyningseffekten har de noe høyere konsentrasjonene i bekkene som avvanner skytefeltet liten betydning for vannkvaliteten i Terninga. Årsaken til de relativt lave metallkonsentrasjonene synes å være at den største mengden av prosjektiler deponeres på fastmark og i grus hvor korrosjonshastigheten er lav og mulighetene for erosjon er liten. På grunn av variasjoner i vannføringen fra år til år er det rimelig å forvente tilsvarende variasjoner i metallkonsentrasjonene. Likevel viser vannkvaliteten i dette skytefeltet overraskende stor stabilitet. Dette indikerer at korrosjonshastigheten er en sen prosess i dette feltet og at utlekkingen av metaller kan være lav hvis deponiene får ligge i ro, og jordsmonnet har stor bindingsevne for metaller. Slik situasjonen er i dag synes det ikke nødvendig med forurensningsbegrensende tiltak. Terninga har imidlertid vært forurenset av bly fra en lerduebane som ligger oppstrøms Terningmoen. Reduksjonen i blykonsentrasjonene fra 1998 til 2002 skyldes antagelig at banen var svært lite i bruk (nedlagt?). Økningen de siste 2 årene har vi ingen forklaring på, men den har ingen sammenheng med Forsvarets aktiviteter på Terningmoen. Konsentrasjonene av kobber har generelt sunket fra 1990 og fram til 1998 på alle stasjonene i Terninga. Det er mulig dette har sammenheng med en generelt lavere atmosfærisk avsetninger av kobber på 1990 tall. Den samme trenden er registrert på referansestasjonen på Bradalsmyra skytesenter.



Figur 8. A. Prøvetakningsstasjoner på Terningmoen. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

3.5 Bradalsmyra

Innledning

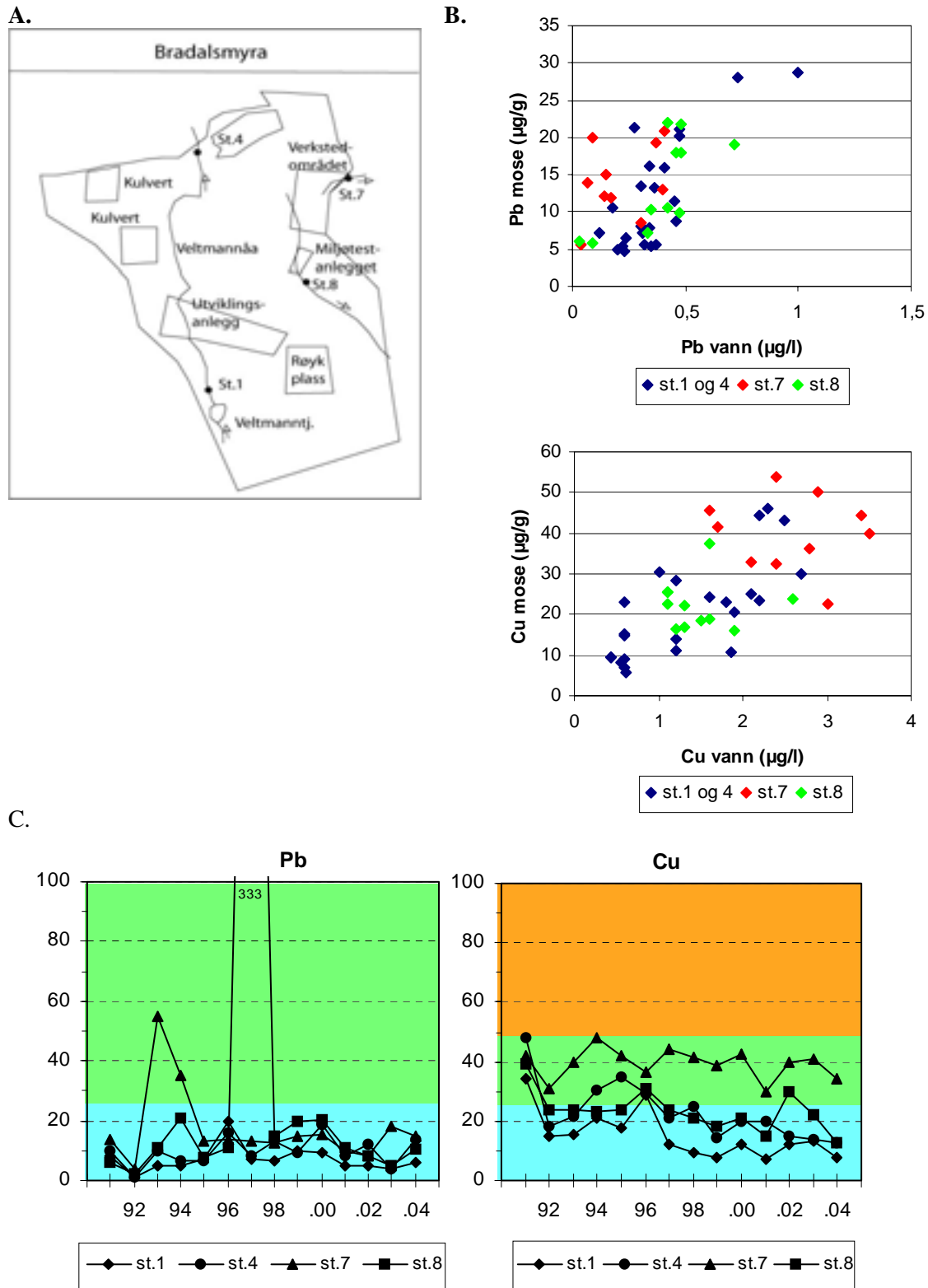
Bradalsmyra er skytefelt og testplass for Nammo Raufoss AS. Området dreneres av Veltmannåa og to mindre bekker som ikke ligger i Veltmannåa's nedbørfelt (Fig. 9A). Bekkene er moderat humus-påvirket og har nær nøytralt vann. Feltet ble tatt i bruk for prøveskyting av ammunisjon i 1918, men det var først i midten av 50-årene at aktiviteten ble mer omfattende. Bruken har i den senere tid endret karakter slik at prøving, kontroll og produktutvikling er hovedaktiviteten i dag. Dette innbefatter en mangesidig aktivitet med potensiell forurensningsfare av bl.a tungmetaller. Testskyting av ammunisjon for håndvåpen skjer i et delvis lukket anlegg på fabrikkområdet slik at Bradalsmyra i dag er lite belastet med prosjektiler fra håndvåpen. Undersøkelsene på Bradalsmyra har foregått siden 1991. Det er utgitt flere rapporter som omhandler resultatene fra disse undersøkelsene (Kjellberg & Rognerud 1992, Rognerud 1993, 1994a, 1996, 1997, 1998, 1999). Fra og med 1993 er 4 stasjoner rutinemessig undersøkt på Bradalsmyra. I 2004 ble metallkonsentrasjoner i et grunnvann som drenerer et lite kalket deponi i feltet undersøkt. Det ble konkludert med at deponiet ikke bidrar til endring av metallkonsentrasjonene i Veltmannåa (Rognerud 2005).

Resultater

Det var klare sammenhenger mellom konsentrasjoner i mose og vann for bly og kobber (Fig. 9B). Ved så lave konsentrasjoner er det imidlertid vanlig å observere en del spredning vesentlig på grunn av usikkerheter knyttet til representativiteten av vannprøvene, men også på grunn av varierende andel jernoksider (effektive metallbindere) som kan avsettes på mosebladene. Konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene som renner ut av feltet har vært relativt lave i hele overvåkningsperioden, med unntak av de små bekkene, st.7 i 1993 og st.8 i 1997, som drenerer bygningsmassene i de østligste områdene (Fig. 9C). Forurensningskilden til de høye verdiene ved st.8 i 1997 ble fjernet, og konsentrasjonene har siden vært tilbake til normalt nivå. Det har ikke skjedd store endringer i konsentrasjonene av bly i løpet av overvåkningsperioden med unntak av episoden i 1997. Verdiene har vært lave og variasjonen fra år til år er innenfor det en kan forvente ut fra naturgitt variasjoner i bekkens vannføring. Konsentrasjonene av kobber har vært relativt stabil på stasjonene 7 og 8 i hele overvåkningsperioden. I Veltmannåa har kobberkonsentrasjonene sunket noe i løpet av perioden. Dette gjelder imidlertid både før den renner inn i felt og når den renner ut.

Diskusjon

Vannkvaliteten i 2004 kan betegnes som god med hensyn til konsentrasjoner av bly og kobber på alle målepunkter, med unntak av bekken fra verkstedsområdet som kan karakteriseres som nokså god med hensyn på kobber. Skyte- og forsøksaktiviteten skjer i nedbørfeltet til Veltmannåa. Det var en liten økning i konsentrasjonene av bly og kobber i Veltmannåa gjennom feltet, men verdiene var likevel relativt lave. Dette viser at aktiviteten ikke forurenser vassdraget nedstrøms feltet nevneverdig. På grunn av utslipp fra verkstedet var vannkvaliteten i bekken som avvanner hovedstandplass mindre god i 1993, men situasjon har bedret seg etter hvert og verdiene har vært nær de naturgitte siden 1995. Vannkvaliteten var mindre god i bekken som avvanner miljøtestanlegget i 1997 uten at vi kjenner årsaken, men situasjonen har siden vært normalisert. Selv om konsentrasjonene (med unntak av episodene) hele tiden har vært lave så har konsentrasjonene av kobber sunket noe i Veltmannåa siden starten på overvåkingen i 1991. Årsakene til at konsentrasjonene av kobber har vist en synkende tendens i Veltmannåa siste 14 år må ligge oppstrøms feltet, men vi har ingen god forklaring på dette. Med unntak av to mindre utslipp så har ikke aktiviteten på Bradalsmyra testsenter forurenset vassdragene med bly og kobber nedstrøms feltet i løpet av de siste 14 årene. Det er ikke nødvendig med forurensnings-begrensende tiltak i bekkene på Bradalsmyra.



Figur 9. Prøvetakningsstasjoner på Bradalsmyra test- og utviklingsanlegg. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

3.6 Lærdalfeltet

Innledning

Demoleringsfeltet i Lærdal ligger i Øyridalen og avvannes av elva Nivla (Fig. 10A). Feltet ble tatt i bruk som sprengningsfelt eller demoleringsfelt i 1977. Målinger er utført ovenfor sprengningsfeltet (st.1), like nedenfor feltet (st.2) og nedenfor skytebanen (st.3). I Nivla varierte pH fra 6,7 til 7,2, kalsium fra 2,6 til 5,9 mgCa/l og TOC fra 0,9 til 1,2 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

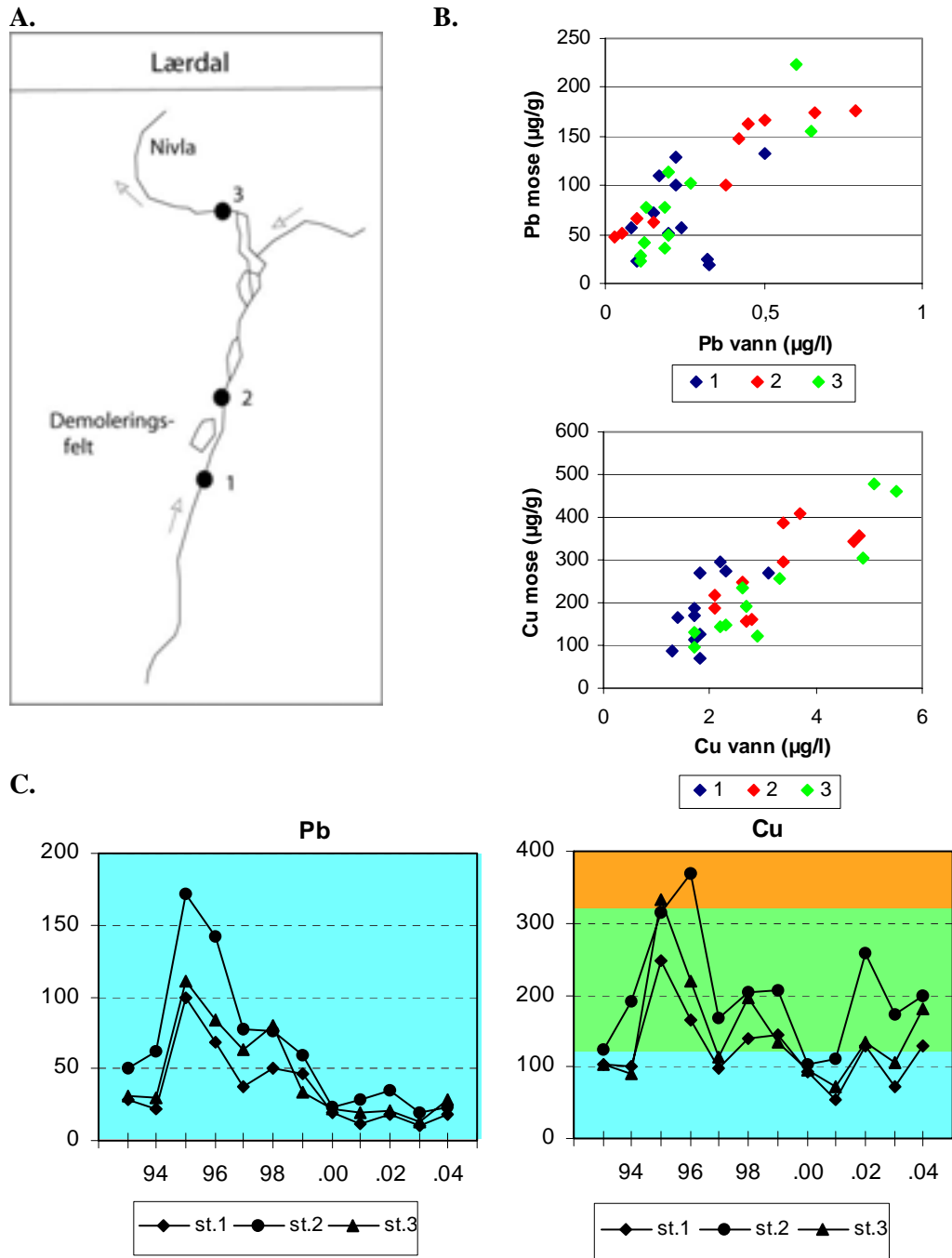
Resultater

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann, selv om blykonsentrasjonene i vann var meget lave (Fig. 10B). Det var en effektiv oppkonsentrasjon av metaller i mosene i dette feltet, vesentlig på grunn av klart humusfattig vann med nær nøytral reaksjon (Fig. 10C). Følgelig vil små konsentrasjonsendringer i vann gi klare utslag i form av konsentrasjonsøkninger i mosene. Denne egenskapen er svært gunstig med hensyn til overvåkingen av metallutlekkningen fra dette demoleringsfeltet da fortyningseffekten i Nivla er stor. Konsentrasjonene av både bly og kobber har vært høyere i Nivla etter at den har passert demoleringsfeltet i alle årene overvåkingen har foregått (fra st.1 til 2). Økningene har imidlertid vært beskjedne antagelig på grunn av en god vannføring i Nivla. Øydalselvi, som tilkommer mellom st. 2 og st.3, fortyner konsentrasjonene ytterligere slik at de på st.3 har vært nær de samme som referansen oppstrøms feltet (st.1). Det er imidlertid interessant å merke seg at selv om samløpet med Øydalselvi fører til en reduksjon i konsentrasjonene, så har de ved st.3 i nesten alle år ligget mellom referansen og st.2 etter demoleringsfeltet. Dette er også det en skulle forvente ved en fortyningsteori. Det er imidlertid små forskjeller når det gjelder vannkonsentrasjoner, og det er lite sannsynlig at dette kan vises med vannanalyser alene uten en meget omfattende prøvetakning. Resultatene indikerer derfor at metoden er meget følsom i dette vassdraget og svært godt egnet i overvåkingsammenheng. Kobberverdiene var høyere enn normalt, men det var også verdiene på referansestasjonen oppstrøms demoleringsplassen. Det er antagelig naturlige geokjemiske årsaker til dette så fremt ingen demolering eller skyting har foregått lenger opp i dalen i tidligere perioder. Konsentrasjonene økte i perioden 1993 til 1995. Siden sank de gradvis frem til i 2000/2001 hvor de var de laveste som er registrert i hele perioden. I 2004 ble det ikke registrert noe blyforurensning fra demoleringsfeltet, men det var en liten utlekking av kobber. Konsentrasjonene av kobber har vist en økende trend de siste 3 årene.

I perioden juni-september 1999 ble 6 vannprøver fra alle stasjonene analysert med hensyn på flere metaller. Det var ingen signifikant forskjell på konsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms demolerings-plassen for arsen, krom, kobolt og molybden. For disse elementene var konsentrasjonene ($\mu\text{g/l}$) henholdsvis: < 0,05 (As), < 0,1 (Cr), 0,13 (Co), og 0,30 (Mo). For sink og kadmium ble det registrert en liten konsentrasjonsøkning etter demoleringsplassen fra 4,2 til 6,0 $\mu\text{g/l}$ for sink og fra 0,005 til 0,02 $\mu\text{g/l}$ for Cd. Disse verdiene var noe høyere enn de en oftest finner i norske innsjøer (nær 75 prosentilen).

Diskusjon

Vannkvaliteten i Nivla gjør at vannmoser er svært godt egnet til å overvåke betydningen av metallforurensninger fra demoleringsfeltet. Det påslaget i konsentrasjonene av bly og kobber som er registrert i Nivla alle fra oppstrøms til nedstrøms demoleringsplassen viser at det lekker ut noe bly og kobber. Lenger ned i elva avtar konsentrasjonene som følge av fortyning fra sidevassdraget Øydalselvi og effekten av metallutsiget fra demoleringsplassen blir liten. Dette forholdet samt tilrenning av uforurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet nedover i dalen gjør at aktiviteten i demoleringsfeltet ikke kan forventes å ha bidratt til forhøyde konsentrasjoner av bly og kobber i Lærdalselva. Etter en økning i konsentrasjonene på grunn av erosjon i demoleringsfeltet i 1995/1996, har verdiene siden gradvis avtatt. Dette skyldes trolig bygging av sedimentasjonsdammer og en redusert bruk av feltet. Årsaken til økningen av kobberkonsentrasjonene fra 2001 til 2004 er ukjent. Den ble imidlertid ikke fulgt av en tilsvarende økning i blykonsentrasjonen slik som ved den forrige episoden i 1995. Det er ikke nødvendig med forurensningsbegrensende tiltak utover å sørge for at fangdammene fungerer optimalt.



Figur 10. A. Prøvetakningstasjoner i Lærdal demoleringsfelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

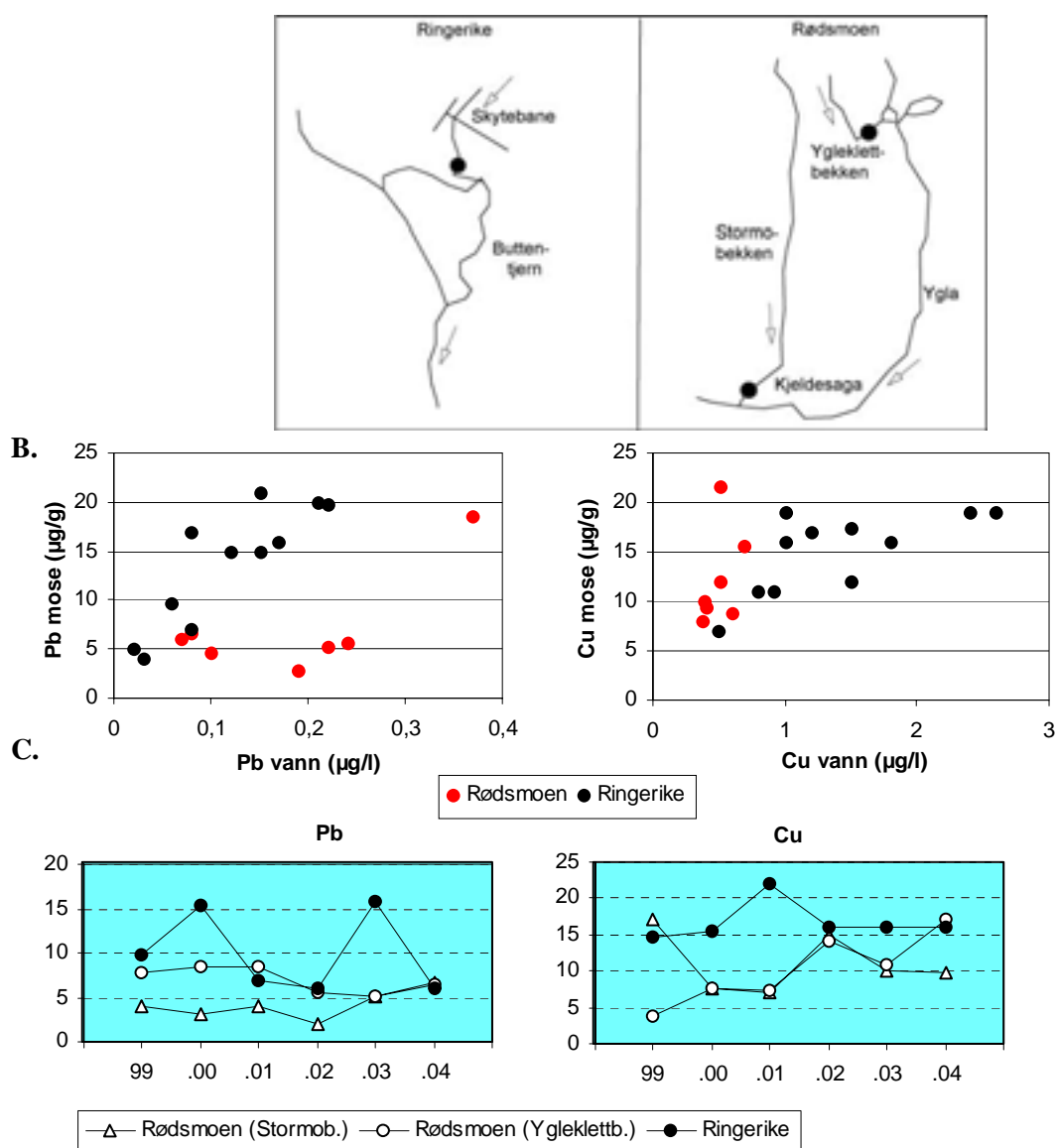
3.7 Ringerike og Rødsmoen skyte- og øvningsfelter.

Innledning

Feltene er nylig etablert, og målingene tar sikte på å følge med utviklingen i metallkonsentrasjonene i bekkene som avvanner de mest belastede områdene. Dette gjelder bekkene som drenerer kuleinnslaget fra 200 m banene på Ringerike, og Ygleklettbecken (drenerer geværskyte-banene) samt Stormobekken (drenerer kulvertinnslaget for skyting med stridsvogn) på Rødsmoen (Fig. 11A). Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann er vist i Fig. 11B. Typiske verdier (gjennom-snitt) for pH, kalsium og TOC på Ringerike var henholdsvis 7,7, 26,3 mgCa/l og 8,5 mgC/l, i Ygleklettbecken 7,6, 14,3 mgCa/l og 8,8 mgC/l og i Stormobekken 7,1, 6,0 mgCa/l og 9,3 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegget.

Resultater og diskusjon

Konsentrasjonene var lave og ingen tidstrend kan spores, med unntak av kobberkonsentrasjonene i Ygleklettbecken som har økt gradvis fra 0,2 til nær 1 $\mu\text{g Cu/l}$ (Fig.10 B,C). Dette stemmer godt overens med at økende konsentrasjoner av kobber observeres nær deponiene (O-E. Martinsen pers. medd.). I de andre bekkene var det ingen indikasjoner på utlekking av metaller fra baneanleggene (Fig. 10C)



Figur 11. A. Prøvetakningstasjoner i Ringerike og Rødsmoen skytefelter. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden

3.8 Bestemorenga, Børja, Elvegårdsmoen, Giskås, Sørlimarka og Heggemoen.

Innledning

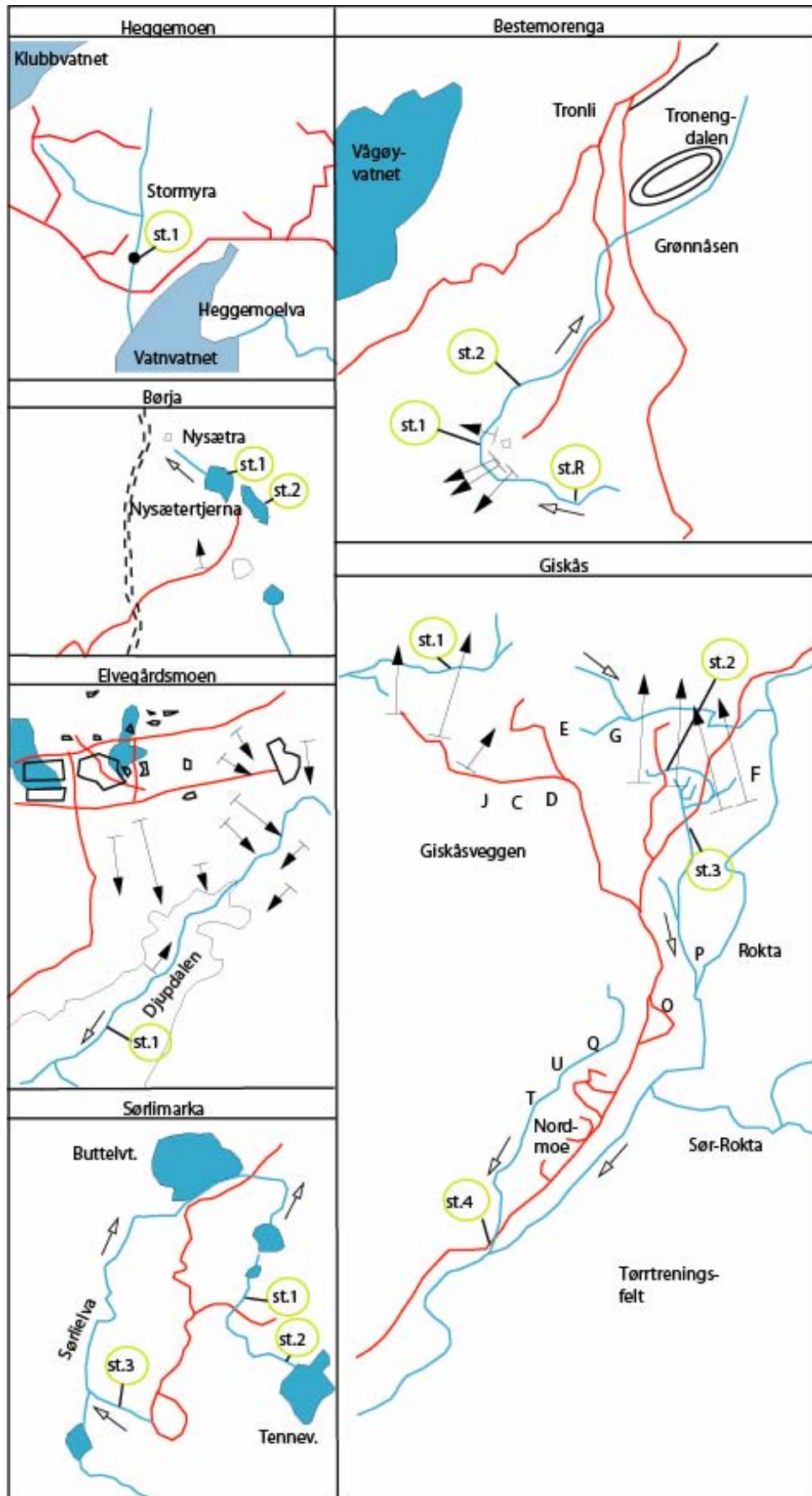
Disse feltene er undersøkt siden 2002 og resultatene presenteres samlet. Bestemorenga ligger nær Bodø og består av flere skytebaner for håndvåpen samt to lerduebaner. Banene benyttes både av Det Frivillige Skyttervesen og Forsvaret. Børja (13400 da) ble etablert i 1958, ligger syd for Kongsvinger, er leid og administreres av Rygge hovedflystasjon. Feltet består av 3 skytebaner, en feltskytebane og benyttes også til luft-bakke skyting med fly. Den sentrale delen består av et stort myrområde med to tjern. Elvegårdsmoen skyte-og øvingsfelt (2,4 km²) ligger i Narvik kommune og administreres av HV-Distrikt 15. Det ble etablert i 1918 og består av 9 skytebaner og 9 feltskytebaner. Banene ligger hovedsakelig på en stor sand/grus avsetning. Feltet har vært tidligere undersøkt av NIVA i 1993. Giskås fjernøvningsfelt (21 km²) ligger i Steinkjær kommune, eies av Statskog og Steinkjær kommune og består av 2 skytebaner og 20 feltskytebaner Gjennom makeskifteavtaler er Forsvaret sikret bruksrett til feltet som administreres av en egen målkommando i området (HV-Distrikt 13). Sørlimarka skytefelt (4050 da) ligger i Harstad kommune, er leid, administreres av Ramsund Orolog-stasjon og består av 7 skytebaner og 7 feltskytebaner. En skjematisk oversikt over feltene med baner og prøvestasjoner er vist i Fig.12.

Resultater

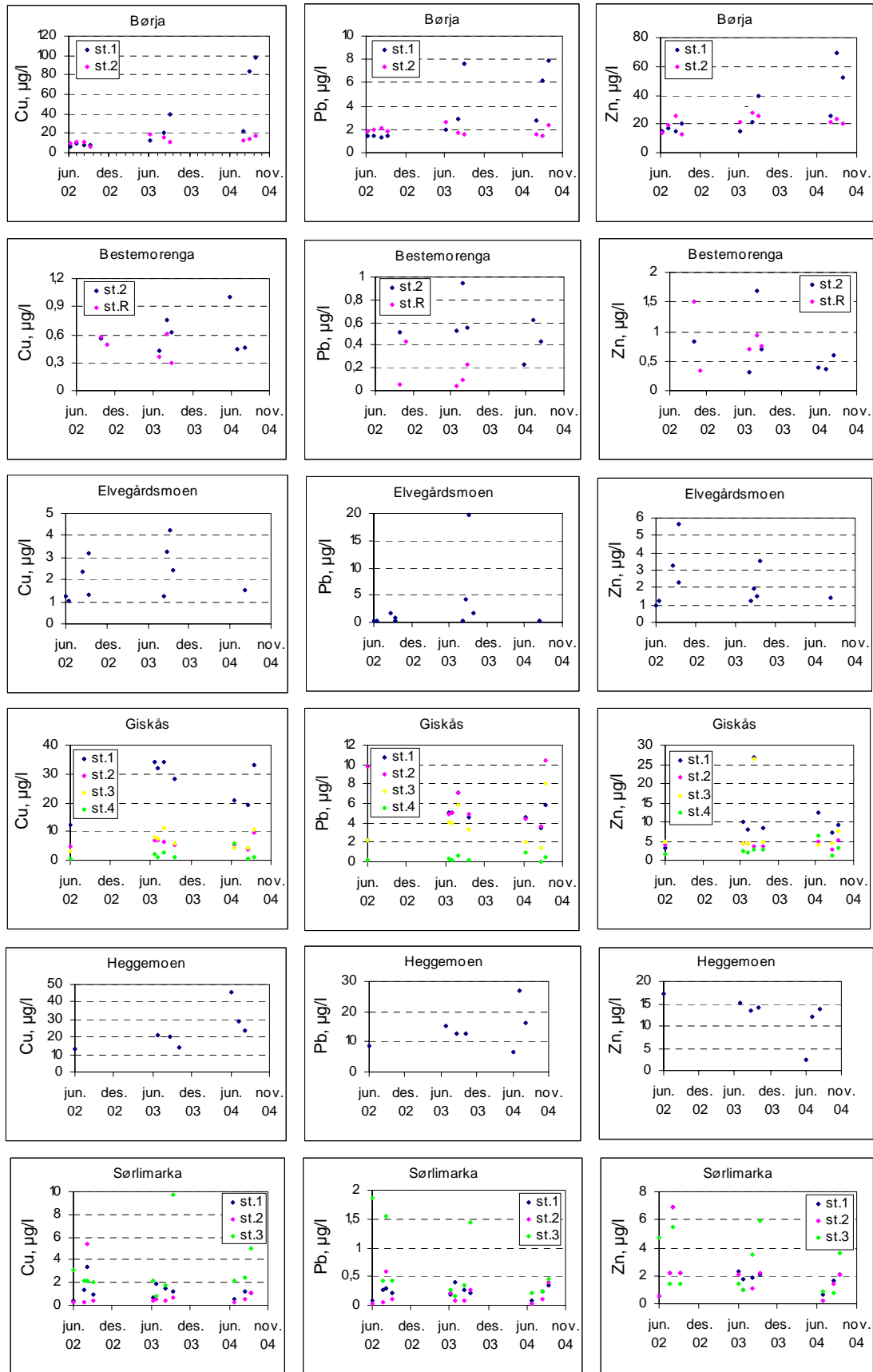
Konsentrasjonene av bly, kobber og sink var høyest i de sure, kalkfattige humøse vannlokalitetene i feltene på Børja, Giskås og Heggemoen og lavest i de nøytrale, kalkrikere humusfattede lokalitetene på Bestemorenga, Elvegårdsmoen og Sørlimarka (Fig.13, tab.1 i vedlegget). Konsentrasjonene av antimon var høyest i Giskås med konsentrasjoner fra 1 til 2,5 µg/l, mens i de andre feltene var konsentrasjonene mindre enn 1 µg/l. Det var også betydelige variasjoner i konsentrasjonene enkelte år særlig i Børja (st. 1), Elvegårdsmoen og Heggemoen. I Børja har konsentrasjonene av kobber og sink vært noe stigende i det nordligste tjernet (st.1) med episodisk enkelte svært høye verdier. I de andre feltene kan ingen klar tidsutvikling spores. I Giskås var det særlig bekkene inne i feltet som var forurenset, mens bekken ved Nordmoen (st.4) var lite forurenset.

Diskusjon

I Giskås skytefelt kan vannkvaliteten beskrives som nokså dårlig til dårlig i bekkene som drenerer de nordligste banene (st.1,2,3), mens vannkvaliteten var god i bekken som drenerer banene ved Nordmoen (st.4). Tiltak bør vurderes i de mest forurensete områdene. Vannkvalitet var mindre god til nokså dårlig i Nysæter-tjernene i Børja skytefelt (st.1 og 2). Forholdet mellom konsentrasjonene av metallene indikerer at korrosjon av deponerte prosjektilrester er en forurensningskilde (se kap.4.3). Tjernene har små nedbørfelt og utsig av vann er lite slik at betydningen av forurensningene er små utenfor feltet. Likevel er konsentrasjonene av kobber og sink episodisk høye og tjernene representerer en lokal forurensning. Kildene til dette er metallrestene som er begravd i myrene rundt tjernene. Det er lite aktuelt å grave opp disse da dette kan mobilisere metaller i langt tid fremover. Bekkene som drenerer banene i Sørlimarka var lite forurenset og vannkvaliteten kan beskrives som god til mindre god. Tiltak er ikke nødvendig. Bekken på Elvegårdsmoen var noe forurenset av metaller, mens variasjonene var store antagelig fordi at utsig av metaller fra deponiene fortynnes i mindre grad ved lav vannføring. Bekken på Bestemorenga var lite forurenset av metaller. Vannkvaliteten i bekken som drenerer Heggemoen skytefelt kan karakteriseres som dårlig til meget dårlig. I denne sammenheng kan vi nevne at bekken drenerer til Vatnevatnet som i kartleggingen for biologisk mangfold er klassifisert som et viktig område for biologisk mangfold (B-område) (Forsvarsbygg, 2002). Det bør derfor vurderes å gjøre tiltak for å begrense utlekkingen av metaller fra dette feltet. Generelt sett var bekkene mest forurensete i Heggemoen, Giskås og Børja. Alle disse hadde relativt kalsiumfattige, humøst vann med sur reaksjon (pH verdier mindre enn 7). Årsaken til at metaller lekker lettere ut fra deponier med slik vannkvalitet diskuteres mer inngående i kapittel 4 og 5.



Figur 12. Oversikt over stasjonslokalisering i feltene som bare er undersøkte i perioden 2002 til 2004.



Figur 13. Konsentrasjoner av metaller i vann for de feltene som bare er undersøkt i perioden juni – september 2002 til 2004.

3.9 Sætermoen inklusive Karlstadskogen

Innledning

Sætermoen skytefelt er på 145 000 dekar. Vannkvaliteten i flere av bekkene på Sætermoen ble overvåket fram til 1993 (Rognerud 1994a), men den ble siden lagt ned. I 1996 ble den tatt opp igjen med målinger av bly- og kobber konsentrasjoner i mose fra en bekk som drenerer nedgravd metallskrot etter ryddinger i skytefeltet (st.2 og 2 ref.), i Kobbryggelva (st.4 og 4 ref.) og i en bekk som drenerer den nyetablerte skytebanen A-11 (st.1 og st. 1 ref.) ved N. Sætervatnet (Fig.14A). Fra 1997 startet målinger av eventuelle effekter av utlekking av bly og kobber fra militær virksomhet på Liveltskardelva (st.3). Salangselva ble betraktet som referanse (st.3 ref.). Forurensningsgraden ble vurdert ut fra konsentrasjonsøkningen fra referansestasjonene. Siden 1999 har vi også undersøkt bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen (st.5) og Randbekken (st.5 ref.). I 2001 ble kobber og bly bestemt i vannprøver innsamlet fra Karlstadbekken som drenerer en god del av Karlstadskogen skytefelt (st.6 og 6 ref.). I bekkene i Sætermoen skytefelt varierte pH mellom 7,0 og 7,7, kalsium fra 8,0 til 19 mg Ca/l, og TOC fra 1,5 til 3,5 mgC/l. I bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen varierte pH mellom 7,2 og 7,7, kalsium fra 20,6 til 23,4 mg Ca/l, og TOC fra 3,5 til 4,5 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

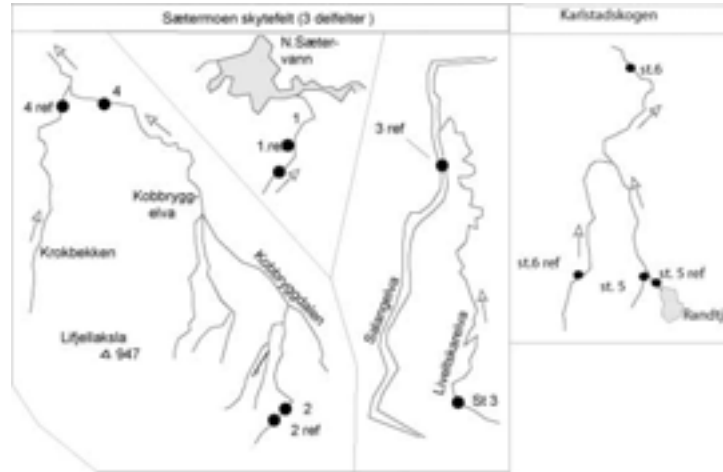
Resultater

Vi har få data fra Sætermoen når det gjelder sammenhengen mellom metaller i mose og vann. Vannkvaliteten i dette feltet er imidlertid svært like vannkvaliteten i Mauken, og vi har derfor valgt å inkludere data fra Mauken for å kunne estimere vannkonsentrasjoner også ved høyere konsentrasjoner i mosene i Sætermoen (Fig. 14B). På alle stasjonene i Sætermoen skytefelt var konsentrasjonene av kobber og bly lave og forskjellene var ubetydelige mellom stasjonen nedstrøms deponiene og referansene. Konsentrasjonene av særlig kobber var høyere enn vanlig i 2002, men siden har verdiene vært på nivå med tidligere år. Konsentrasjonene i mose ved feltskytebanen på Karlstadskogen var betydelig høyere enn referansen, særlig for bly, men også for kobber (Fig. 14C). På bakgrunn av sammenhengene i Fig. 14B kan vi anslå at konsentrasjonene av bly og kobber i bekken fra feltskyte-banen har variert mellom henholdsvis ca. 5-10 µg/l og ca. 2-4 µg/l. I 2004 var konsentrasjonene av bly de høyeste som er målt de 6 årene overvåkingen har pågått. På grunn av fortykning fra tilrennende bekker var konsentrasjonene lave (0,03 µg Pb/l og 0,7 µg Cu/l) når bekken renner ut av feltet (St.6).

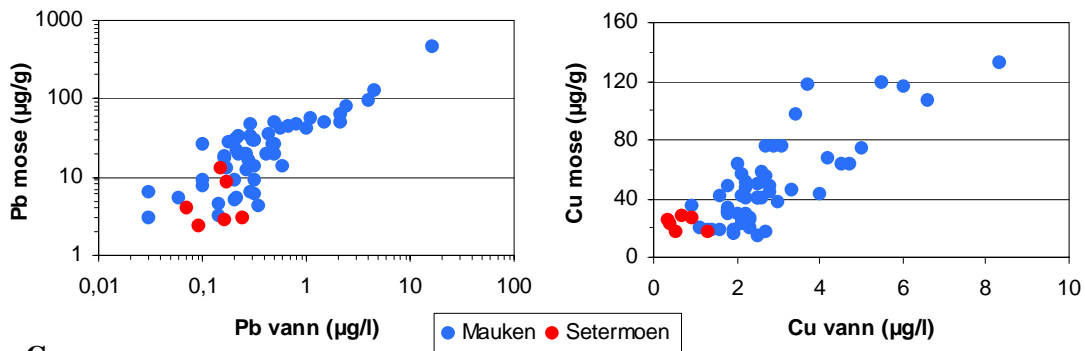
Diskusjon

Det er rimelig å anta at økningen i konsentrasjoner av kobber i bekkene fra 2001 til 2002 skyldtes de lave nedbørmengdene sommeren 2002 i Nord-Norge for i siden har somrene vært mer normale og verdiene har vært tilbake til normalt nivå. Tørkeperioder skaper lengre kontakttid mellom vannet og løsmasser og derved en generell økning i konsentrasjonene av metaller. Vi antar at dette var situasjonen i 2002 fordi det ikke var nevneverdig forskjell på metallkonsentrasjonene oppstrøms og nedstrøms deponiene. Den samme økningen skjedde ikke for bly. Dette indikerer at bly er sterkt bundet i jordsmonnet og at prosjektilrestene er lite korrodert. Vannet i bekkene på Sætermoen skytefelt var kalkrikt, lite humuspåvirket og med svakt basisk reaksjon (pH 7-7,8). Dette betinger lav korrosjonshastighet og stor bindingsevne for metaller til jordpartikler. I tillegg er nedbørfelt stort med betydelig vannføring i elvene. Dette gir en effektiv fortykning av eventuelle utsig av forurensninger fra deponiene. Dette er årsakene til at deponiene i Liveltskardet ikke forurenser Salangselva, og at deponiene i Kobbryggdalen ikke forurenser Kobbryggelva. Kulefangervollen ved bane A-11 ligger nær bekken, men forurenser ikke denne fordi deponiet er nytt og en kalksperre er bygd opp mot bekken. Bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen forurenser noe av bly og kobber fra korroderte prosjektilrester. Denne banen ligger på ei myr og utlekking av metaller er betydelig større fra denne naturtypen enn andre naturtyper. En viktig årsak til høye konsentrasjoner er antagelig skyting mot stein og fjell i målområdet. Det er målt høye konsentrasjoner av bly (XRF-metode) mot slikt substrat i dette feltet (Grete Rasmussen, pers. medd.). Tiltak som er gjort har redusert vannføringen. Dette i tillegg til graving kan forklare konsentrasjonsøkningen av bly i 2004. Konsentrasjonene i bekken avtar til nær bakgrunnsverdiene før samløpet med Barduelva pga fortykning av tilrennende bekker fra uberørte områder. Det er kun lokalt nær deponiet at vannkvaliteten er dårlig. Det er ikke nødvendig med omfattende forurensningsbegrensende tiltak i Sætermoen. Når det gjelder feltskytebanen ved Karlstadskogen må effekten av gjennomførte tiltak undersøkes over tid for å vurdere om de er tilstrekkelige.

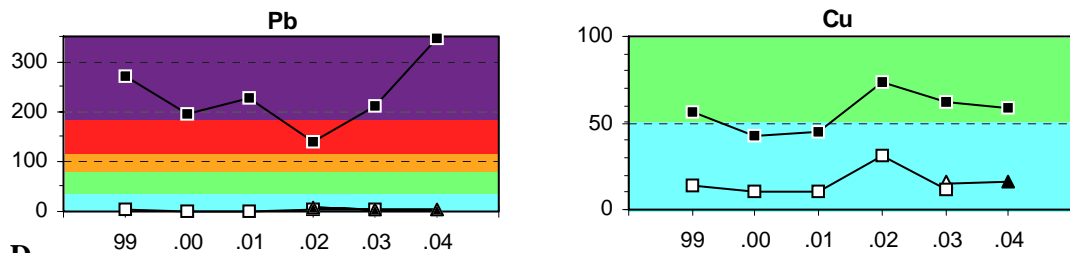
A.



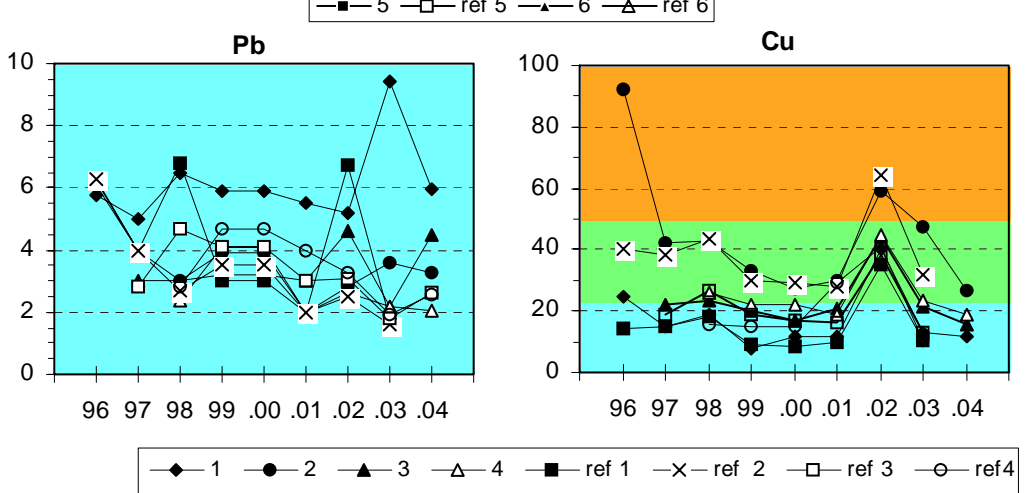
B.



C.



D.



Figur 14. A. Prøvetakningsstasjoner i Sætermoen skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. og D. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden. C. Karlstadsbogen. D. Sætermoen

3.10 Bardufoss sentralskytebane

Innledning

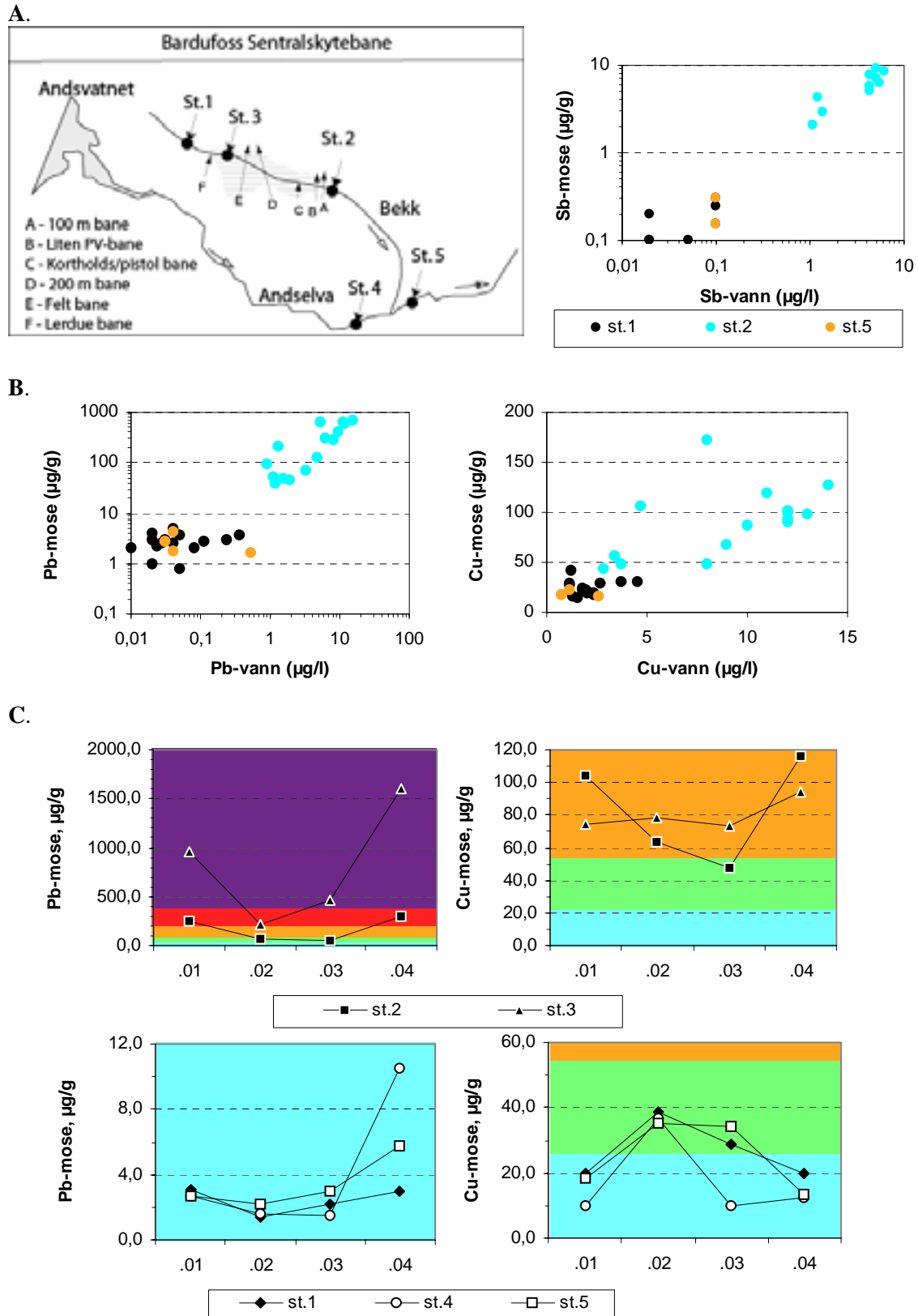
Bardufoss sentralskytebane benyttes av både Forsvaret, Det frivillige skyttervesen og lokale lerdueskyttere. Banene ligger i hovedsak på ei myr, og bekken som drenerer myra renner ut i Andselva (Fig. 15A). Bekken er moderat humuspåvirket og vannet er svakt basiskt. Konsentrasjonene av metaller i bekken ble undersøkt første gang i 2000 oppstrøms banene (st.1) og nedstrøms (st. 2). I 2001 ble undersøkelsene utvidet med stasjoner nedstrøms lerduebanen (st.3), oppstrøms utløpet av bekken i Andselva (st.4) og nedstrøm utløpet i Andselva (St.5). Forsvarsbygg etablerte et lecafilter i bekken (ca.60 cm høyt) like nedstrøms stasjon 3 i første halvdel av oktober 2002. Dette var et tiltak for å redusere metallkonsentrasjonene i bekken. Prøvetakningen i 2002 ble avsluttet før filteret ble utplassert. I 2003 ble filteret delvis ødelagt i vårløsningen og det så ut til at sekkene som lecaen ligger i gikk tett. Dette førte til dannelsen av et vannbasseng på oversiden. Ved lav vannføring rant vannet gjennom filteret, men ved høyere vannføring rant mye over kanten (Petter Glorvigen, pers. medd.). Det er derfor rimelig å anta at renseeffekten vil være variabel og antagelig ubetydelig ved god vannføring i bekken. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B

Resultater

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i vann og mose (Fig. 15B). Konsentrasjonene av metallene øker betydelig i bekken fra referansestasjonen (st.1) oppstrøms skytefeltet og til stasjonen nedstrøms lerduebanen (st.3). Økningen var spesielt stor for bly og antimon (100 ganger), men langt mindre for kobber (ca 5 ganger). Etter stasjon 3 drenerer bekken mange håndvåpenbaner og skytebanevoller. Konsentrasjonen av bly og kobber synker og de har vært lavere ved utløpet av feltet (st.2) alle fire årene for bly, mens det ikke har vært noen stor forskjell for kobber (Fig. 15C). I 2004 var konsentrasjonene i mose på st. 2 og 3 de høyeste som er målt i overvåkningsperioden. Konsentrasjonene av metaller i Andselva var lav og det var ingen klar forskjell på stasjonene oppstrøms og nedstrøms utløpet av bekken fra skytefeltet (st.4 og 5). I bekken (st.2) varierte pH mellom 7,4 og 7,6, kalsium fra 13,1 til 21,4 mg Ca/l, og TOC fra 5,2 til 10,8 mgC/l.

Diskusjon

Mosene kan også brukes som bioindikator for konsentrasjoner av antimon i vann (forekommer som anioner, dvs negativ ladning) og ikke bare for metaller som bly og kobber (forekommer som kationer dvs. positiv ladning). Resultatene viser tydelig at mye av blyforurensningene kommer fra lerdue-banen. Hagl inneholder bly og antimon, men ikke kobber. Økningen i kobber-konsentrasjonene må derfor vesentlig skyldes korrodert rifleammunisjon. En gammel voll ved bane D kan være en viktig bidragsyter. Deponiene av hagl og rifleprosjektiler forurenser bekken som renner gjennom feltet med bly, kobber og antimon. Forurensningene av metaller fortynnes imidlertid effektivt i Andselva slik situasjonen er i dag. Skytebanene har derfor ikke nevneverdig betydning for vannkvaliteten i Andselva. Skytefeltet er mye brukt og det er rimelig å anta at deponiene i området vil øke i tiden fremover. Det er derfor viktig at forurensningsbegrensende tiltak blir satt i verk. Sommeren 2002 var spesielt tørt og konsentrasjonene av bly ved utløpet av feltet var betydelig lavere enn året før. Det er mulig at dette skyldes en større andel lite forurenset grunnvann dette året. I 2003 var konsentrasjonene på samme nivå som i 2002, selv om vannet var mer forurenset oppstrøms (st.3). Dette kan indikere en viss renseeffekt av filteret, spesielt ved lave vannføringer. Andre tiltak bør også vurderes på deler av baneområdet. Det gjelder spesielt de store blydeponiene ved lerduebanen. Skjerming av direkte avrenning kan være et aktuelt tiltak, men andre tiltak bør vurderes etter nøyere befaring av området. En bør være spesielt oppmerksom på at bruk av selvanvisere og grøfting av myra (slik det er gjort enkelte steder) bør unngås fordi det oftest skaper økt utlekking av metaller. Dette har vi erfaringer fra i andre skytefelt.



Figur 15. Prøvetakningstasjoner ved Bardufoss sentralskytebane. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber, bly og antimon i vann og mose for årene 2000 og 2001. C. Middelkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose for alle stasjonene i perioden juni-oktober.

3.11 Mauken

Innledning

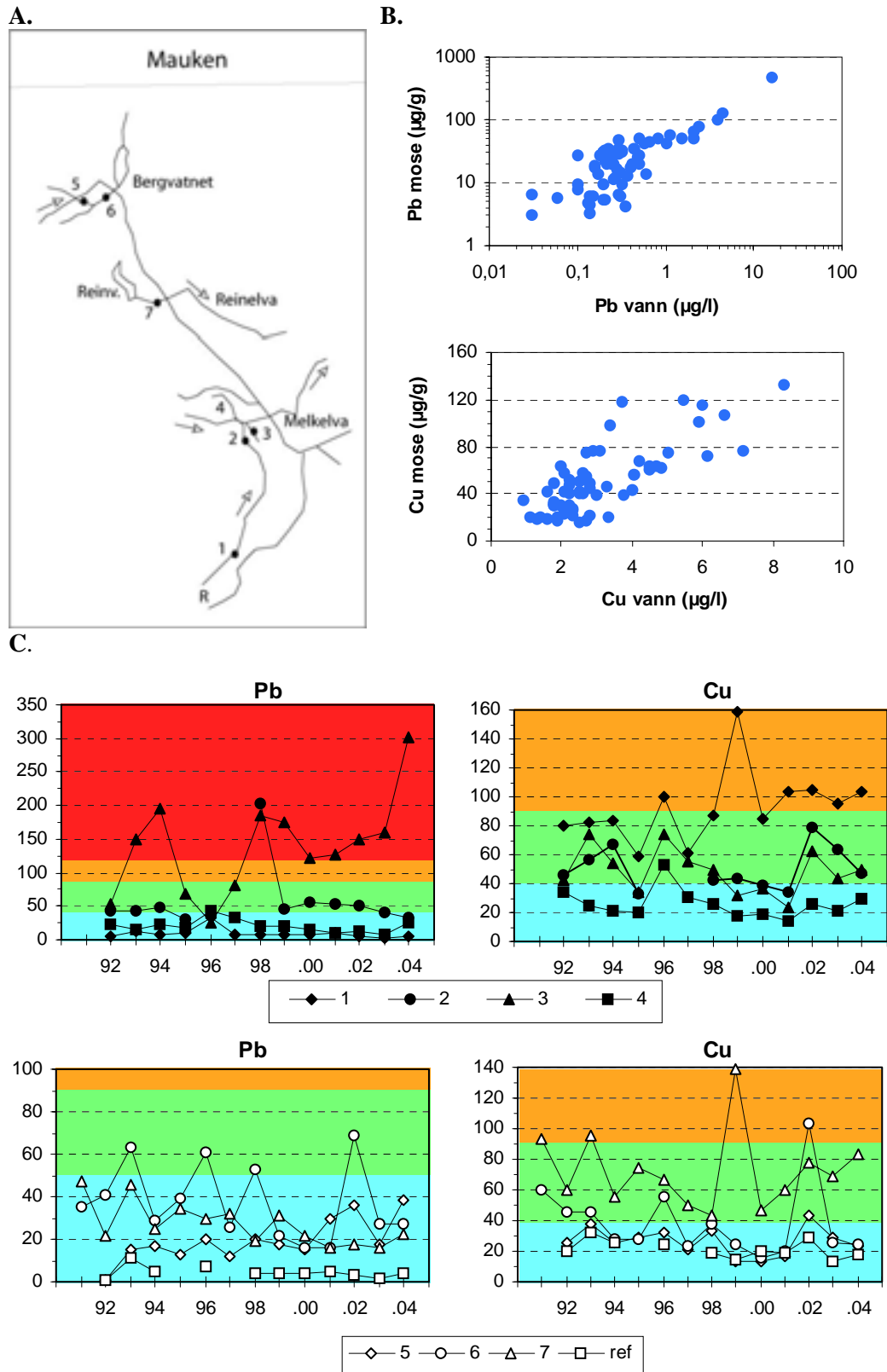
Skjold-området ble i likhet med de fleste tettsteder i Troms nytt til forlegning av tyske avdelinger under siste krig. Oppbygging av området til bruk for norske avdelinger fant sted i forbindelse med opprettelsen av Brigaden i Nord-Norge (BrigN). Helt fra etableringen i 1954 har området vært standkvarter for en infanteribataljon og ingeniørkompaniet, senere Ingeniørbataljon (Ingbn/N). I tillegg er nå også en oppklarings-eskadron forlagt i området. Skyte- og øvingsfeltet, som ligger på Mauken nord for Skjold, er idag på ca 52000 dekar. Overvåkningsundersøkelsen ble gjennomført i 4 delnedbørfelter og på totalt 8 stasjoner inklusive en referanse stasjon (Fig. 16A). I bekkene varierte pH mellom 6,5 og 7,4, kalsium fra 2,3 til 12,0 mg Ca/l, og TOC fra 3,0 til 9,2 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Sammenhengen mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann var god og variasjonen relativt liten, antagelig på grunn av en relativt stabil vannkvalitet med lite humus og nær nøytral pH (Fig. 16B). Alle stasjonene hadde høyere konsentrasjoner av bly og kobber enn de som ble målt på referansestasjonen (Fig. 16C). I hele overvåkningsperioden har konsentrasjonene av bly og kobber vært relativt lave ved st.2, 4, 5, 6, og 7 (henholdsvis mindre enn 2 µg/l og 5 µg/l), mens bekkene ved st. 1 og st. 3 hadde de høyeste verdiene av henholdsvis bly og kobber (Fig. 16C). Generelt kan vannkvaliteten beskrives som god til mindre god, mens den var dårlig i bekken fra selvanviserområdet (st.3) og nokså dårlig i bekken fra banene i syd (st. 1). Det har vært en svak økning av kobberkonsentrasjonene ved st.1 i overvåkningsperioden og blyverdiene ved st.3 i 2004 var den høyeste som er målt siden overvåkingen startet.

Diskusjon

Konsentrasjonene av kobber og bly i mose fra alle de undersøkte bekkene i skytefeltet på Mauken var høyere enn i referansebekken. Dette indikerer at det tilføres lokale forurensninger av bly og kobber som følge av korroderte prosjektilrester fra skyting med håndvåpen, artilleri og andre tyngre våpen. Dette gjelder spesielt stasjonene 1, 2 og 3 som avvanner en av feltskytebanene hvor også selvanvisere har vært benyttet (st.3). Vannkvaliteten ved disse lokalitetene kan karakteriseres som mindre god til dårlig for bly og god til mindre god for kobber. De høye kobberverdiene i 1999 ved stasjonene 1 og 7 skyldtes antagelig anleggsvirksomhet som økte mobiliteten av kobber. Dette er rimelig da det i disse feltene normalt deponeres kobberholdige og ikke blyholdige prosjektiler fra håndvåpen. Skytefeltet forurenser ikke bekkene som renner ut av feltet nevneverdig, hovedsakelig fordi vann fra et stort nedbørfelt gir en effektiv fortynning av metallutsigene. Det er rimelig at st.4 og 5 var lite forurenset da disse banene i liten utstrekning benyttes til skyting med håndvåpen. For de andre banene kan vi si at vannkvaliteten generelt kan karakteriseres som god til mindre god. De unormalt høye konsentrasjonene av bly og kobber i 2002 i bekken som renner inn i Bergsvatn (st. 6) skyldes antagelig mobilisering av metallene i forbindelse med anleggsvirksomheten. Mauken skytefelt er mye brukt og de årlige deponeringer av metaller er betydelige. Likevel er forurensningsgraden moderat, med unntak av enkelte bekkestrekninger inne i feltet. Bekkene inneholder lite humus, har nær nøytral pH og god vannføring. Dette indikerer at jordsmonnet i feltet har god evne til å binde opp metaller og at metaller bundet til humus i liten grad forlater feltene og når bekkene. Fortynningseffekten av vann fra nedbørfeltet oppstrøms deponiområdene er selvfølgelig også med på å gjøre at vannkvaliteten i bekkene ut av feltet er god til mindre god. Dette viser at, med unntak av enkelte episoder knyttet til anleggsdrift, har det siden 1992 ikke skjedd vesentlig endringer i utlekkinger av metaller fra feltet. Dette skyldes antagelig en kombinasjon av lav korrosjonshastighet og god fortynningsevne av vann fra andre lite forurensete deler av feltet. På bakgrunn av resultatene er det ikke nødvendig med omfattende forurensningsbegrensende tiltak. Tiltak kan settes inn ved feltskytebanen (st.3) der bruk av selvanvisere og grøfting har bidratt til økt utlekking av bly og kobber har økt med tiden. I 2004 var blyverdiene ved st.3 de høyeste som er målt siden overvåkingen startet for 12 år siden. Mauken er mye benyttet og nye baner anlegges. Overvåkingen vil gi svar på om mer omfattende tiltak kan bli nødvendig, og eventuelt om disse virker etter sin hensikt.



Figur 16. A. Prøvetakningsstasjoner på Mauken skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkningsperioden.

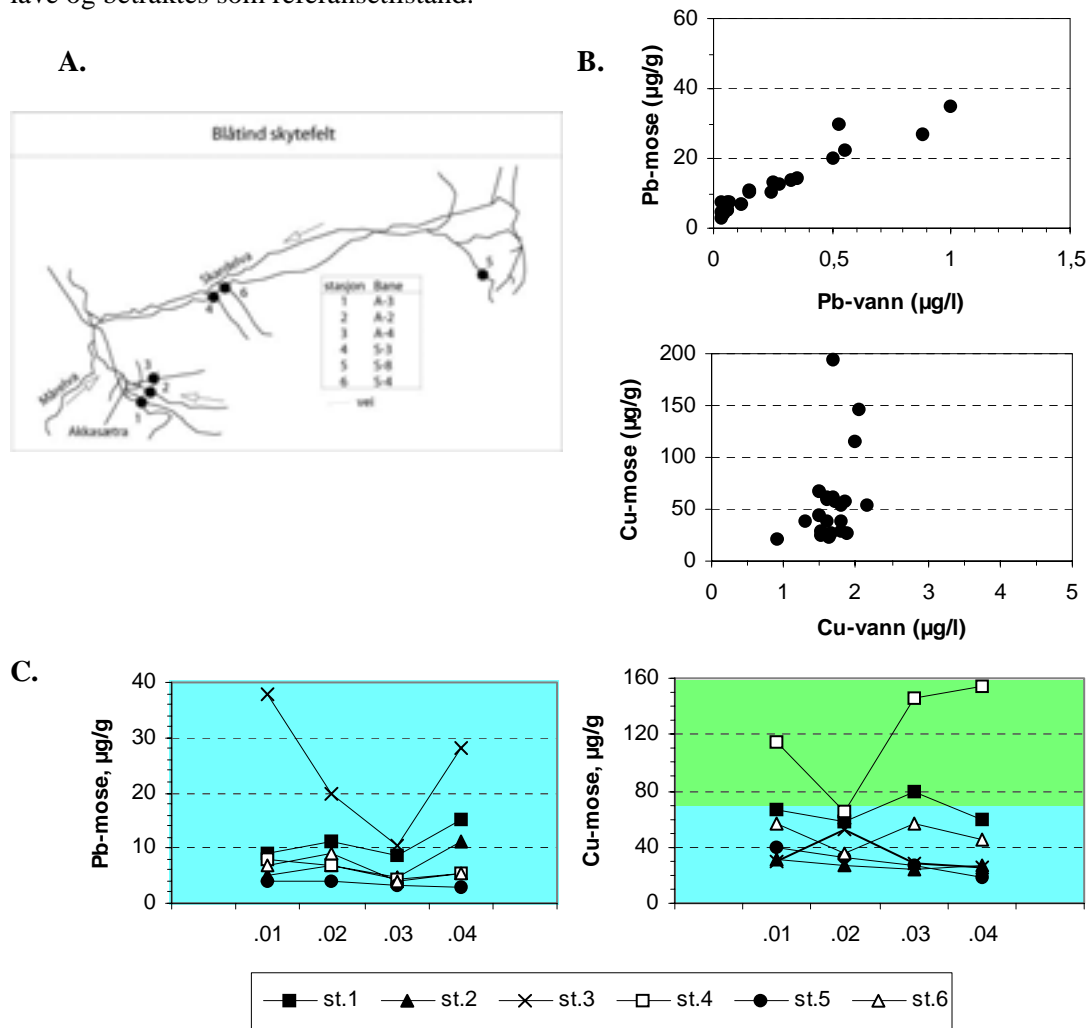
3.12 Blåtind

Innledning

Blåtind skyte- og øvningsfelt (140 km²) ligger i Målselv og Balsfjord kommuner. Feltet har vært i bruk siden midten av 1950-tallet. Skytebaner og faste anlegg for øvelse er konsentrert rundt Akkaseter-Skarddalen. Det skytes med alle typer håndvåpen, infanteriets tyngre støttevåpen samt feltartilleri, stridsvogner og stormpanservogner. Skyteanlegget brukes til daglige felttjenesteøvelser av avdelinger opp til kompaninivå. Feltet ble befart i 2001 og 6 stasjoner ble opprettet i bekker som drenerer de viktigste baneanleggene (Fig. 17A). I bekkene varierte pH mellom 7,3 og 7,7, kalsium fra 8,0 til 20,1 mg Ca/l, og TOC fra 1,5 til 3,5 mgC/l. Data for 2004 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater og diskusjon

Sammenhengene mellom metallkonsentrasjoner i vann og mose var svært god for bly, men dårlig for kobber (Fig. 17B). Dette stemmer godt overens med tilsvarende korrelasjoner fra Sætermoen, Mauken og Porsangmoen som har relativ lik vannkvalitet (nær nøytral pH, og lave konsentrasjoner av løst organisk stoff). Konsentrasjoner av bly var generelt lave ved alle stasjoner og lave til middels høye for kobber (Fig. 17B, C). Det har ikke vært noen klar tidstrend de fire årene. Generelt kan vannkvaliteten karakteriseres som god til mindre god (for kobber) og det er foreløpig ikke behov for tiltak mot forurensning. I 2004 ble også moser eksponert i Mårelva (st.7) som dekker det nye angrepsfeltet for stridsvogn. Resultatene er gitt i vedlegg A. Konsentrasjonene var som ventet lave og betraktes som referanstilstand.



Figur 17. A. Prøvetakingstasjoner i Blåtind skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Middelskonsentrasjonene av bly og kobber i vannmoser fra perioden (juni - oktober).

3.13 Halkavarre skytefelt og Kvenvikmoen

Innledning

Kvenvikmoen (11700 dekar) er et nærøvingfelt for Heimevernet. Feltet ligger nær Alta og benyttes til øving av lettere våpen. Det vil i hovedsak si ulike feltskytebaner og skoleskytebaner. De viktigste banene dreneres av 4 bekker der prøvene er samlet inn (Fig. 18). Halkavarre og Porsangmoen skytefelt er samlet landets største skytefelt. Halkavarre benyttes til tyngre våpen (kavaleri og artilleri) og av flyvåpenet. Den mest brukte delen av feltet dreneres av Gaggajokka hvor prøvene er tatt der elva renner ut av skytefeltet (UTM 77605, 4327, Sone 35W).

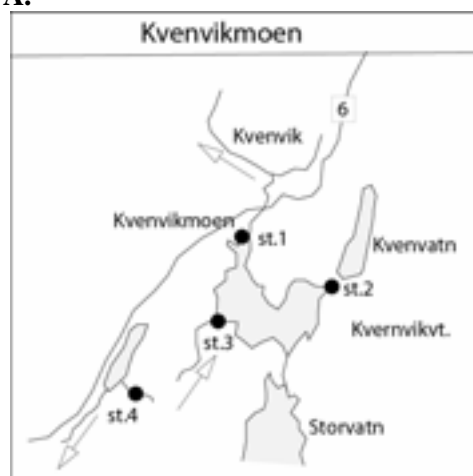
Resultater og diskusjon

Konsentrasjoner av bly og kobber i vannmoser har vært undersøkt i Kvenvikmoens bekker perioden 1998 til 2003 og i Gaggajokka siden 2000 (Tab.4). Resultatene for 2004 er gitt i vedleggene. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av metaller i vann og mose er basert på analyser i Gaggajokka, Kvenvikmoens bekker og Porsangmoens bekker. Dette er gjort fordi vannkvaliteten er relativt lik (lite humus, svakt basiskt vann). Vi har tatt med resultatene fra Porsangmoen for å vise sammenhengen over et større konsentrasjonsområde enn det vi finner i Gaggajokka og på Kvenvikmoen. På bakgrunn av resultatene gitt i Tab.5 og Fig.18B er det klart at konsentrasjoner av bly og kobber i snitt var lavere enn henholdsvis 1 $\mu\text{g/l}$ og 2 $\mu\text{g/l}$ i bekkene på Kvenvikmoen og i Gaggajokka. I 2000 ble også antimon (Sb) analysert i moseprøvene, men alle analyseverdiene var lavere enn 0,2 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt som var grensa for sikre analyser. Vannkvaliteten med hensyn på metaller kan derfor karakteriseres som god og den har ikke endret seg i overvåkingsperioden. Utlekkingen av metaller fra korroderte prosjektiler er derfor svært beskjeden og det er ikke behov for tiltak i disse feltene. I Gaggajokka varierte pH mellom 7,0 og 7,2, kalsium fra 4,5 til 5,5 mg Ca/l, og TOC fra 1,1 til 2,2 mgC/l.

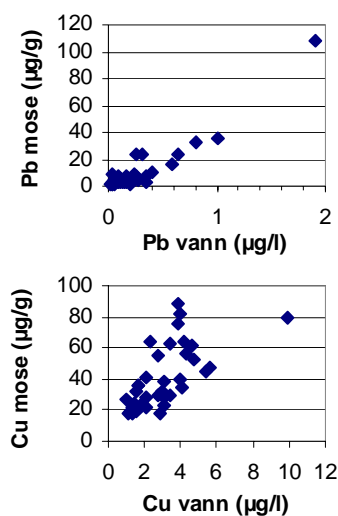
Tabell 4. Middelkonsentrasjoner ($\mu\text{g/g t.v}$) av bly (Pb) og kobber (Cu) i vannmoser basert på 3 høstinger i perioden juni-oktober.

Felt	Stasjon	1998		2000		2001		2002		2003		2004	
		Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb	Cu
Halkavarre	1			1,2	14	0,7	13	0,8	15	0,5	12	1,4	12
Kvenvikmoen	1	5	23	2,3	18	1,7	19	2,7	41	1,2	15		
Kvenvikmoen	2	3,5	25	1,5	14	0,5	10	0,8	29	0,5	10		
Kvenvikmoen	3	5	41	1,9	13	0,6	17	0,9	42	0,5	21		
Kvenvikmoen	4	2,1	17			2,2	12	6,2	33	2,2	17		

A.



B.



Figur 18. A. Prøvetakingsstasjoner på Kvenvikmoen. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose.

3.14 Porsangmoen

Innledning

Før den tyske tilbaketrekning fra Finnmark i 1944 var området Lakselv/Banak/Skoganvarre, forlegningsområde for sentrale deler av en tysk divisjonskommando. I den første tiden etter frigjøringen ble de norske styrkene etablert i Skoganvarre øst for Porsangmoen. Garnisonstedet Porsangmoen er blitt utbygd fra 1950 og frem til i dag. På det meste har en bataljonsgruppe med infanteribataljon, ett middelstungt feltartilleribatteri, stridsvogntropp og luftvern timer vært forlagt i området. Området er mye benyttet som repetisjonscenter. Porsangmoen og Halkavarre skyte- og øvningsfelt eies av Staten og er Forsvarets største skytefelt. Det finnes flere gamle skjerp i feltet, og områdene oppstrøms Yglevatn har naturlige høye kobberverdier. Vi har undersøkt vannkvaliteten på 8 stasjoner i nærøvningsfeltet de siste 10 årene, mens 3 stasjoner er undersøkt siden 2000 ved den nye banen for kompani i angrep. I Andersbekken varierte pH mellom 7,4 og 7,8, kalsium fra 16,5 til 19,5 mg Ca/l, og TOC fra 1,1 til 1,8 mgC/l. Lokaliseringen av stasjonsnett er vist i Fig.19A og data for undersøkelsene i 2004 er gitt i vedlegget.

Resultater og diskusjon

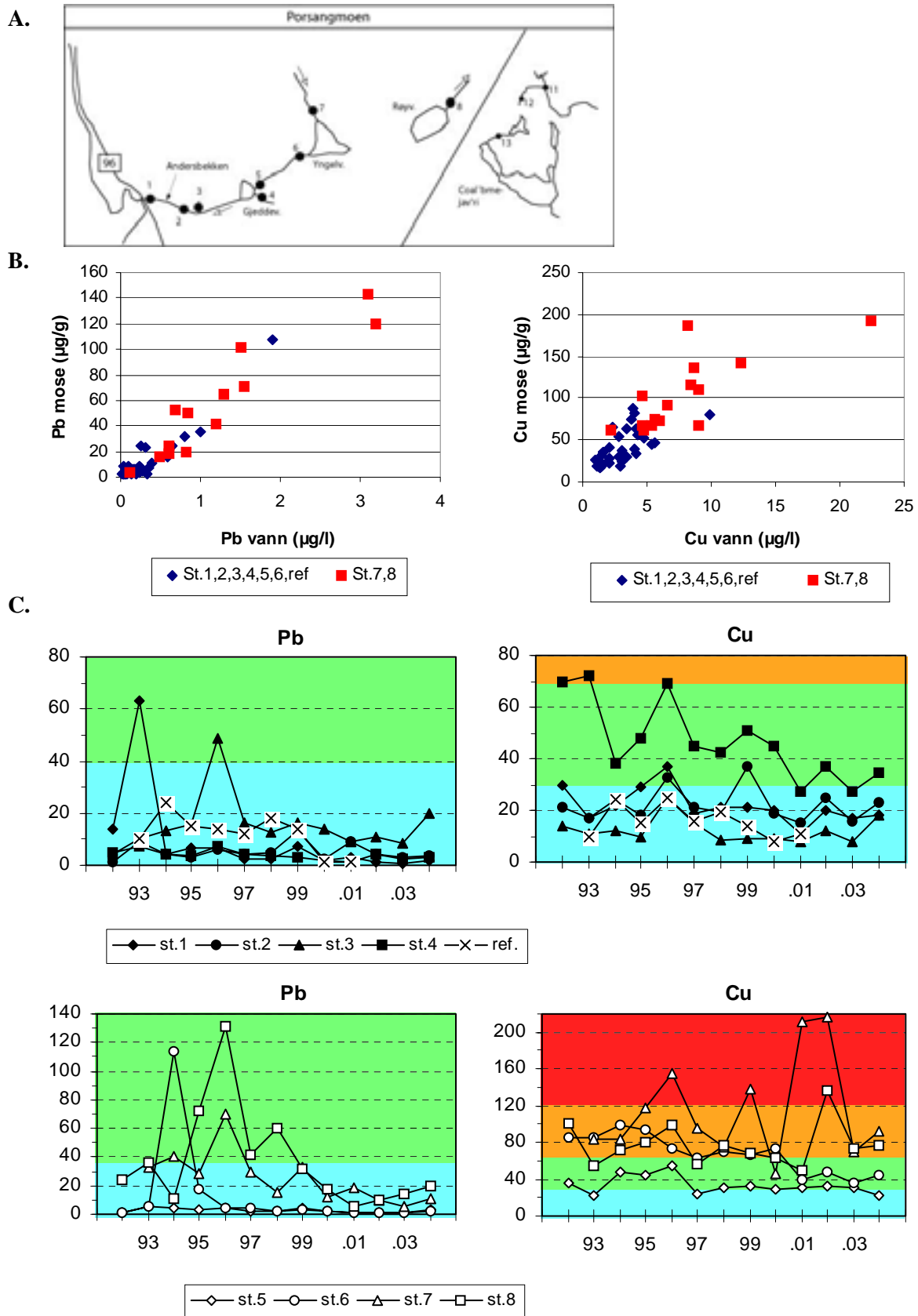
Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann for alle stasjonene på Porsangmoen (Fig. 19B). Andersbekken (st.1) drenerer de mest brukte skytebanene på Porsangmoen. I hele overvåkingsperioden har vannkvaliteten vært god i denne bekken før den renner ut i Nedrevatn (Fig.19C). Dette viser at utløste metaller som følge av korrosjon av deponerte prosjektiler i liten utstrekning tilføres Lakselv-vassdraget. I 2004 var konsentrasjonene av bly og kobber lave, unntatt st. 7 og 8 der konsentrasjonene i hele perioden har vært høyere enn de andre. Konsentrasjonene av bly og kobber i mose fra bekkene som drenerer den nye banen for kompaniet i angrep på Porsangmoen (st. 11, 12 og 13) har økt noe i perioden 2002 til 2004 (Tab.5). Vannanalyser som ble tatt parallelt med moseprøver i 2000 viste at sammenhengen som er vist mellom metallene i mose og vann for Porsangmoen også gjelder for stasjonene gitt i Tab.6. Konsentrasjonen av bly var lave og de kan (ut fra Fig. 19B) anslås til å være mindre enn 0,2 µgPb/l. Konsentrasjonen av kobber har økt mest på st.12 fra 0,5 µg/l i 2001 til 3,5µg/l i 2004.

Tabell 5. Middelskonsentrasjoner av bly og kobber i mose fra bekker som drenerer banene for kompani i angrep på Porsangmoen.

Element	2001			2002			2003			2004		
	st.11	st.12	st.13	st.11	st.12	st.13	st.11	st.12	st.13	st.11	st.12	st.13
Pb	0,4	0,5	0,4	0,5	0,5	0,7	0,3	0,3	0,9	1,2	2,7	3,3
Cu	14	13	10	17	23	14	17	22	12	19	46	21

Diskusjon

De lave konsentrasjonene av kobber og bly i Andersbekken har vist at korrosjonshastigheten av prosjektiler er lav og at utlekking av løste metallioner fra deponiene er liten. Vannet er godt bufret med en svakt basisk reaksjon og lavt innhold av humus. Dette indikerer et relativt kalkrikt jordsmonn som betinger en svært lav korrosjonshastighet av prosjektiler og høy bindingskapasitet av metallene i jord. Det lave humusinnholdet reduserer også lekkasjen av metaller da løste humussyrer binder metaller og trekker de ut fra deponiene. Bruk av selvanvisere (1995-96) på Røyevatnet (st.8) og kjøring i stridsløypa (st.7) (erosjon og utløsning av metall-humus komplekser) har likevel vist at slike aktiviteter kan øke metallavrenningen betydelig. Det ble satt i verk tiltak for å redusere utlekkingen av metaller i bekken som avvanner stridsløypa (kalking). Dette ga resultater og konsentrasjonene sank gradvis. Konsentrasjonene av kobber har i enkelte år vært relativt høye på st. 7 og 8. Det er mulig at dette skyldes at disse øvre delene av nærøvningsfeltet har et naturlig høyt innhold av kobber som kan gi år til år svingninger i konsentrasjonene i bekkene. Feltet er mye brukt og overvåkningen vil svar på om tiltak vil bli nødvendig på enkelte steder. Det har vært en klart synkende tendens i konsentrasjonene av kobber på st. 4 og 6 i nærstridsfeltet i overvåkingsperioden, men vi har ingen forklaring på dette. Vannkvaliteten i bekkene som drenerer banene for kompani i angrep blir stadig dårligere og utviklingen bør følges nøye. Årsaken til dette er henger nok sammen med en økt utlekking av korrosjonsprodukter som følge av maskinelle forbedringer på et kjørespor for LTK som går over denne feltskytebanen. Det er foreløpig ikke nødvendig med omfattende forurensningsbegrensende tiltak.



Figur 19. A. Prøvetakningsstasjoner på Porsangmoen skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middeler for overvåkingsperioden.

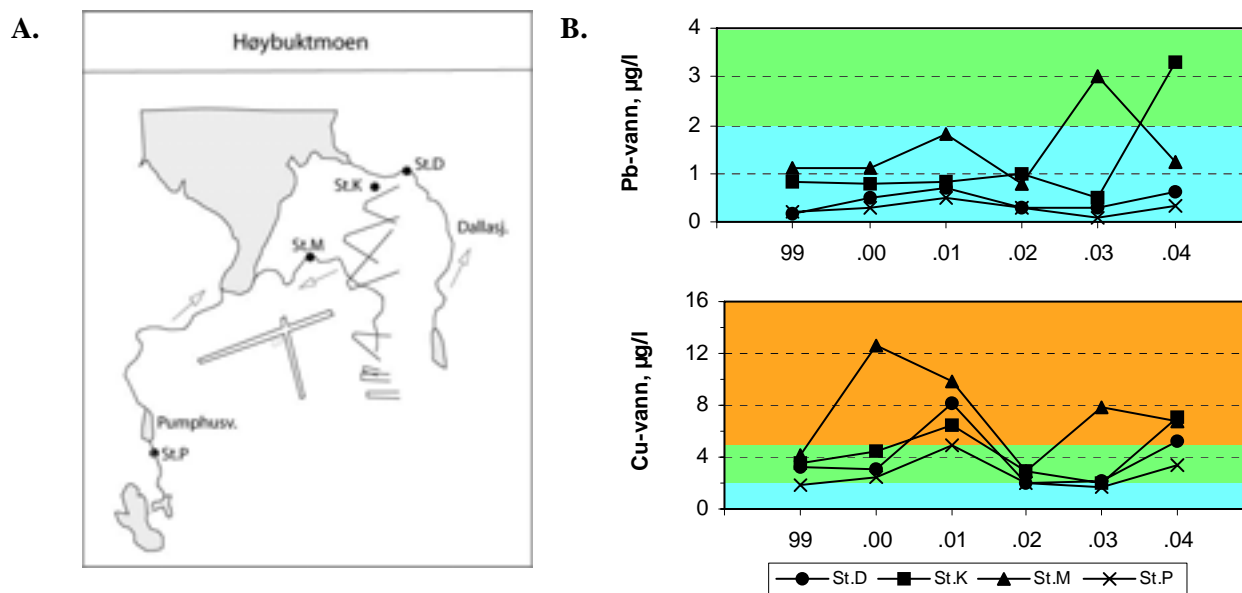
3.15 Høybuktkmoen

Innledning

Høybuktkmoen var bygget opp av tyske okkupasjonsstyrker som et tungt baseområde for deres angrep mot Murmansk. Området ble fullstendig ødelagt ved tilbaketrekkningen i 1944. Etablisementet for Garnisonen i Sør-Varanger (GSV) ble etablert i første byggefase 1950-56, men er senere bygget ut i etapper fram til nåværende status. I dag omfatter skytefeltene i alt 105 000 dekar, og er delt i et østre og et vestre felt. Skytebanene i det østre feltet er flyttet til Dallasjavri's nedbørfelt øst for de nåværende baner. GSV utgjør idag en redusert infanteribataljon med et grensekompani forlagt langs den felles norsk-russiske grense. Lokale mosebestander finnes kun i Dallasjavri og for å forenkle feltarbeidet er undersøkelsen siden 2001 basert på analyser av vannprøver innsamlet 3-4 ganger fra hver stasjon i perioden juni-oktober. For sammenliknings skyld er konsentrasjonene av metaller i vann for 1999 og 2000 estimert ut fra lokale regresjoner mellom konsentrasjoner i utplasserte moser og i vann (se Rognerud 2001). I bekkene varierte pH mellom 6,1 og 7,0, kalsium fra 1,0 til 5,3 mg Ca/l, og TOC fra 0,9 til 73 mgC/l. Det var stasjon M (feltskytebanen) som var sterkt humuspåvirket, mens bekken ved Pumphusvatn (st.P) var lite humuspåvirket. Lokaliseringen av de fire målestasjonene er vist i Fig. 20A, og data fra 2004 er gitt i vedlegg B.

Resultater og konklusjon

Konsentrasjonene av bly og kobber har vært høyest i bekken som drenerer feltskytebanen (st.M) i alle år bortsett fra i 2004 da konsentrasjonene var like høye (Cu) eller høyere (Pb) ved st. K. (Fig. 20B). På de andre stasjonene har konsentrasjonene av bly vært lave (mindre enn 1 µg/l), men konsentrasjonene av kobber har vært betydelig høyere (2 til 8 µg/l). Atmosfæriske avsetninger forårsaket av russisk gruveindustri i grenseområdene bidrar til kobberkonsentrasjoner opp mot 2 µg/l i regionenes sjøer (Traaen et al. 1994). På bakgrunn av dette er det rimelig å anta at bekkene fra baneanleggene nordøst for flyplassen er noe forurenset av metaller fra korroderte prosjektiler, mens betydningen av denne kilden i bekken fra østre felt og de nye banene i ved Dallasjavri er ubetydelig. Det trengs foreløpig ikke tiltak mot forurensninger, men utviklingen av vannkvaliteten i bekken fra feltskytebanen bør følges nøye.



Figur 20. Prøvetakningstasjoner i Høybuktkmoen skytefelt. B. Konsentrasjoner (µg/l) av kobber og bly i vann gitt som årlige aritmetiske middel på hver stasjon (n = 4). Vannkonsentrasjoner i 1999 og 2000 er estimert ut fra regresjoner mellom konsentrasjoner i vann og mose fra de ulike stasjoner (Rognerud 2001).

3.16 Haslemoen



Figur 21. Lokalisering av prøvestasjoner på Haslemoen

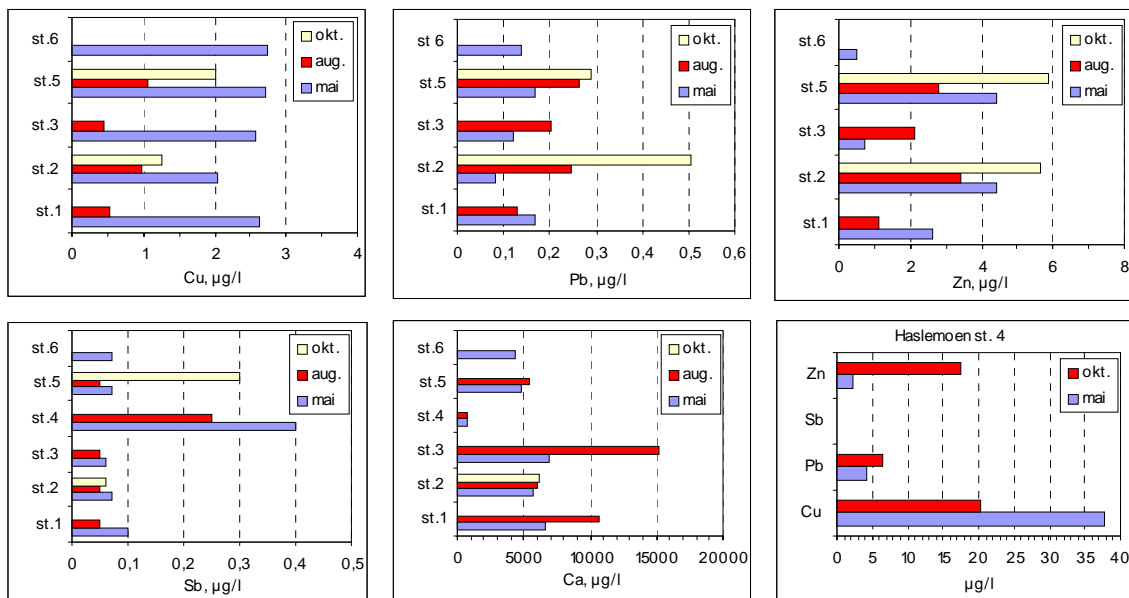
Innledning

Haslemoen skyte- og øvingsfelt ble tatt i bruk av tyskerne i 1943. Det ble videre bygd ut av det norske forsvar etter krigen og feltet er eid av Staten. Leiren for feltartilleriet ble innviet i 1955, men skytefeltet har bare dekket innledende skytebehov for artilleriet. Arealet på Haslemoen er totalt 18100 da hvorav 16000 da er i øvingsområdet. Feltet ble lagt ned i 2002 og arealet er lagt ut for salg. I alt er det 13 skytebaner en håndgranatbane, en PVRK bane, en sprengningsplass samt en eldre avfallsfylling. Forurensning ved skytebanene knytter seg til metaller fra håndvåpenammunisjon. Skifte Eiendom har utarbeidet et program for karlegging av forurensninger i grunn, vann og jord. Dette startet opp i 2004. En oversikt over feltet med prøvepunkter er gitt i Fig.21.

Resultater

Undersøkelsen i 2004 er basert på vannanalyser da det var problemer med bruk av vannmosene som bioindikator grunnet store jernavleiringer (Røkbekken) uttørking (St.4) og periodevis

nedslamming. Røkbekken er kanalisert gjennom feltet og den var svært grunnvannspåvirket. Dette var spesielt tydelig i august da kalsium-konsentrasjonene var betydelig høyere enn i mai (Fig.22). Vannanalysene viste at vannkvaliteten med hensyn på kobber, bly og sink var god på alle stasjoner untatt st.4 som avanner en feltskytebane (Fig.22). Bekken som avanner denne feltskytebanen har liten vannføring, men vannkvaliteten kan karakteriseres som dårlig med hensyn på kobber og bly og mindre god med hensyn på sink. Det foreligger ikke vannkvalitetskriterier for antimon, men konsentrasjonene kan karakteriseres som relativt lave ($< 0,5 \mu\text{g/l}$). Likevel var de klart høyere enn på de andre stasjonene. Dette er naturlig da antimon er en bestanddel i håndvåpen prosjektiler og må forventes å lekke ut i bekker fra slike feltskytebaner. Vannføringen i bekken fra feltskytebanen er for liten til at den påvirker vannkvaliteten i Hasla nevneverdig. Det bør vurderes å gjøres tiltak for å stanse utlekkingen på st.4. Primærdata er gitt i vedleggene.



Figur 22. Konsentrasjoner av kobber, bly, sink, antimon og kalsium i bekker på Haslemoen i 2004. Konsentrasjonene av metaller på den mest forurensede bekken (st.4) er vist som et eget panel.

3.17 Mjølfjell

Innledning

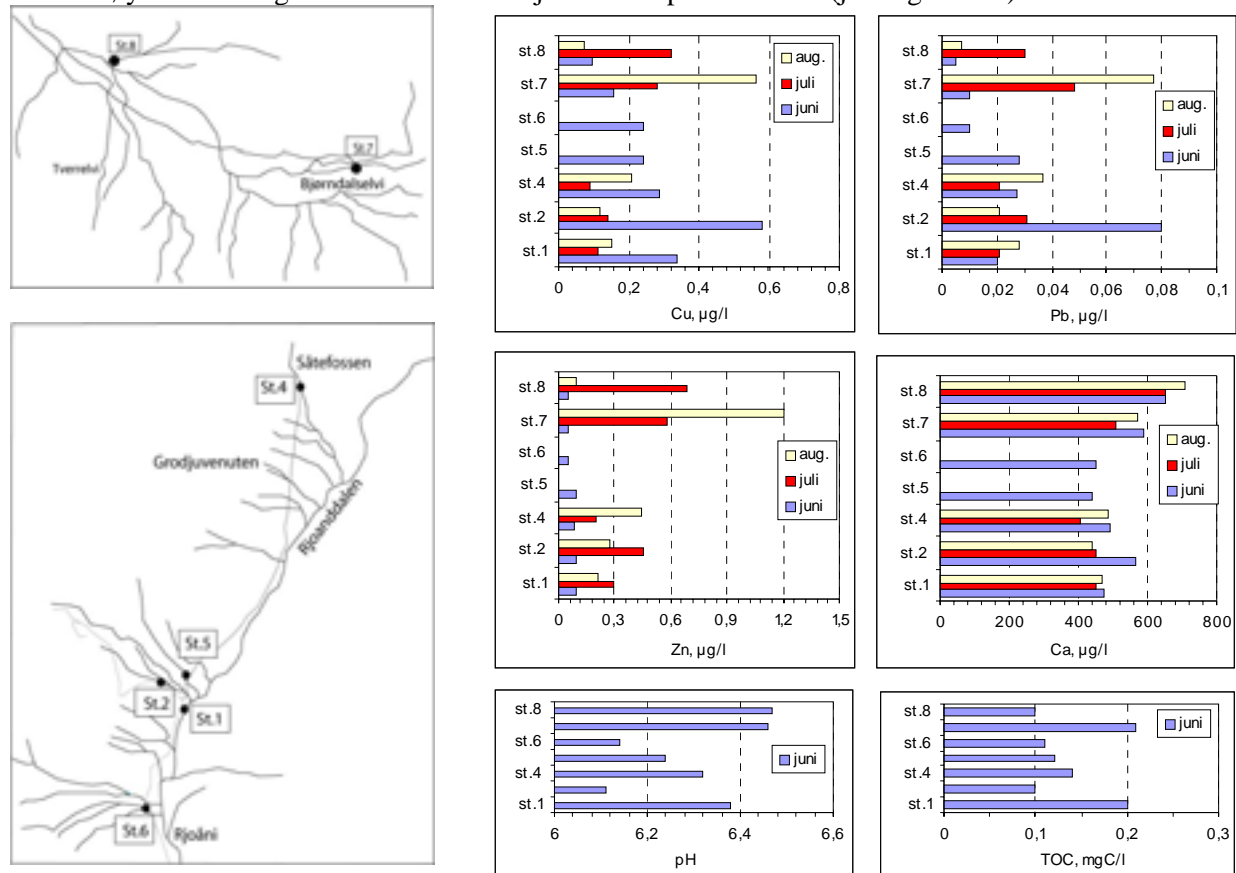
Mjølfjell skytefelt ble anlagt på slutten av 1950-tallet og har blitt utvidet i flere etapper opp gjennom årene. Feltet, som eies av private grunneiere, er på i alt 126 km². Både Hæren, Sjøforsvaret, Luftforsvaret og Heimevernet bruker feltet, og det benyttes som øvingsområde for så vel nasjonale som allierte avdelinger. Det skytes med de fleste infanteri- og artillerivåpen inklusive trådstyrte raketter mot bevegelige mål. Skyting med håndvåpen foregår i sidedalene Grodjuvet og Såtedalen.

Resultater

Resultatene av vannanalysene og en oversikt over prøvestasjonenes beliggenhet er gitt i Fig. 23. Konsentrasjonene av kobber, bly, antimon og sink var lave og vannkvaliteten kan betegnes som god med hensyn på disse metallene på alle stasjonene. Vannet i bekkene var svakt surt, kalkfattig og ubetydelig påvirket av humus. Denne konklusjonen er i god overenstemmelse med undersøkelsen i 1999 (Rognerud 2000). Konsentrasjonene av bly og kobber i vannmoser ble undersøkt i 2004. Det lave innholdet av humus (TOC) gjør at opptakseffektiviteten var svært god og analysene av mosene ga et godt bilde på konsentrasjonene av bly og kobber i vann over tid. Sammenhengene var:

$$\text{Cu}_{\text{vann}} (\mu\text{g/l}) = 0,011 \text{Cu}_{\text{mose}} - 0,031, r^2 = 0,48 \text{ og } \text{Pb}_{\text{vann}} (\mu\text{g/l}) = 0,013 \text{Pb}_{\text{mose}} - 0,028, r^2 = 0,87$$

Den gode overenstemmelsen mellom moseanalysene og vannanalysene for bly viser at det ikke har vært pulser med høye konsentrasjoner i eksponeringsperioden. I 1999 ble konsentrasjonene av ytterligere 9 metaller (Be, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, As, Cd og Ba) undersøkt på st. 1 til 5. Alle verdiene var lave (Rognerud 2000). I august 2004 undersøkte vi, foruten kobber og bly, konsentrasjonene av Ba, Cd, Co, Ni, Sb, Sr i mose på st.4. En omregning til vannkonsentrasjoner indikerte at disse var godt innenfor det intervallet som ble observert for disse metallene i 1999. Vi kan derfor konkludere med at korrosjonshastigheten av metallrester i skytefeltet må være lav og mobiliteten liten antagelig på grunn av nær nøytralt vann og svært lav konsentrasjon av kompleksdannere (jern og humus).



Figur 23. Oversikt over prøvetakningsstasjoner i Mjølfjell skytefelt i 2004 og resultatene av de kjemiske analysene. Primærdata er gitt i vedleggene

3.18 Drevjamoen

Innledning

Drevjamoen skyte- og øvingsfelt ligger i Vefsn kommune i Nordland fylke. Forsvaret overtok som eier av området i 1911, og før dette var arealene privateid gårdsjord. Drevjamoen brukes i dag av HV-14 Sør-Hålogaland Heimevernsdistrikt. Foruten HV-14 brukes feltet noe av Politiet. Feltet har vært i mer eller mindre kontinuerlig bruk siden 1913. Feltet består av 12 baner og brukes til håndvåpen og HV-våpen opp til og med 84 mm RFK. Området består av et lavtliggende slettelandskap med marine avsetninger og bekker som drenerer gjennom markerte ravinesystemer. I utkanten av området strekker feltet seg opp i fjellet, Blåfjell i nordøst og Hellfjellet i sør. Nede på moen og opp mot Blåfjell består berggrunnen hovedsakelig av glimmergneis, glimmerskifter, metasandstein, amfibolitt og marmor. Sørøver mot Hellfjellet domineres berggrunnen av granitt. Prøvepunktene er vist i Fig.24

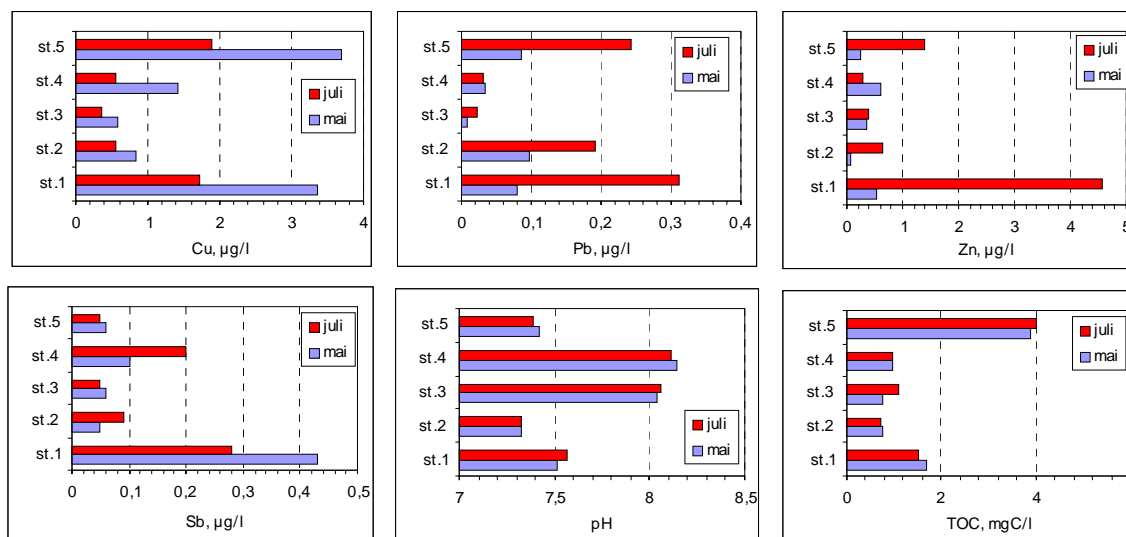


Figur 24. Drevjamoen skytefelt med prøve-stasjoner.

Resultater og diskusjon

Vannkvaliteten på Drevjamoen var generelt god i de mest kalkrike, humusfattige bekkene med alkalisk reaksjon (st.3 og 4 i Fig.25). I de noe mindre kalkrike og humusrikere bekkene med nær nøytral reaksjon (st.1, 4) var konsentrasjonene av kobber høyere enn grensa på 2 µg/l som er satt for god vannkvalitet. Bekken som drenerer en kulefangervoll (st.1) har forhøyede kobberkonsentrasjoner blant annet fordi vannføring er liten og siget fra vollen renner direkte ned i bekket. Årsaken til at konsentrasjonene på st.2 er noe lavere

enn st. 1 som drenerer kulefangervollen skyldes tilførsel av lite forurenset vann fra et sidevassdrag med god vannføring. Det er ikke nødvendig med forurensningsbegrensende tiltak i Drevjamoen skytefelt, men utviklingen bør følges opp med overvåkning på stasjon 1 og 5 der bekket har forhøyede konsentrasjoner av kobber og antimon utover de naturgitte bakgrunnskonsentrasjonene.



Figur 25. Konsentrasjoner av kobber, bly, sink, antimon og kalsium samt TOC i bekker på Drevjamoen i 2004. Primærdata er gitt i vedlegg B.

4. Resultater for feltene samlet sett.

Det var stor variasjon i konsentrasjoner av metaller i bekkene som drenerer de ulike skytefeltene. Det er flere årsaker til dette, men blant de viktigste er følgende: a) variasjonen i naturgitte forhold, b) stor variasjon i årlig mengde deponerte prosjektilrester, og hvor lenge feltene har vært brukt, c) forurenset vann fra deponiene fortynnes i ulik grad av vann fra uforurensete deler av bekkens nedbørfelt, d) ulik grad av mekaniske forstyrrelser av deponiene i løpet de årene feltene har vært operative.

Det er svært vanskelig å lage et regnskap over deponerte mengder av metaller i skytefelt som har vært lenge i bruk. Derfor er det ikke praktisk mulig å gi et godt estimat på hvor store mengder metaller som er deponert i de respektive bekkers nedbørfelt, fordelingen av disse og hvordan deponiene er håndtert opp gjennom årene. Vi vet imidlertid at naturgitte forhold har betydning for metallresters korrosjonshastighet og metallers mobilitet i jordsmonnet. En karakterisering av naturtyper og geologi kan gjøres ved hjelp av publiserte regionale kart, men detaljeringsgraden er ofte ikke god nok for beskrivelse av forholdene i deponier og feltskytebaner. Den beste indikasjonen på det kjemiske miljøet i jordsmonnet og områdets geokjemi gir vannkjemien i bekkene som drenerer områdene. Vi skal derfor først se nærmere på konsentrasjoner av metaller i bekker som drenerer feltskytebaner og kulefangervoller i lys av vannkvaliteten. Dernest skal vi vise hvordan forholdet mellom metaller er en nyttig metode som kan avdekke om korroderte prosjektiler er en forurensningskilde i bekkene selv om konsentrasjonene er relativt lave. Dette er viktig da det er vanskelig å finne representative referanselokaliteter i de fleste skytefelt (skutt over alt).

4.1 Konsentrasjoner av metaller og vannkvalitet

Korrosjonshastighet og utløsning av metaller fra deponerte prosjektiler er avhengig av det kjemiske miljøet i markvannet rundt prosjektilrestene. Generelt er korrosjonshastigheten av metallrester og mobiliteten av utløste metaller større i kalkfattig, surt jordsmonn enn i kalkrikt basisk (Black and Allen 1999, Sauve et al. 1997, 2000), mens mobilitet av metallene i jorda er avhengig av tilstedeværelsen og konsentrasjonene av humus, finpartikulært uorganisk materiale og Fe/Mn-oksider. Dette er forbindelser som har evnen til å binde metallene i jorda på deponistedet og derved redusere bevegligheten i jordsmonnet. Deler av humuslaget i jorda brytes ned til løste humussyrer over tid, og Fe/Mn-hydroksid kan løses ut i markvannet når oksygentilgangen blir lav. Følgene er at metaller som var bundet i jorda kan nå bekkene bundet til løste komplekser av jern-humussyrer. Denne fraksjonen utgjør ofte den største andelen av totalkonsentrasjonen av løste metaller i vann (Sauve et al. 2000). Resultatene fra 2003 viser da også at Fe og TOC samvarierte og statistisk kan dette beskrives som:

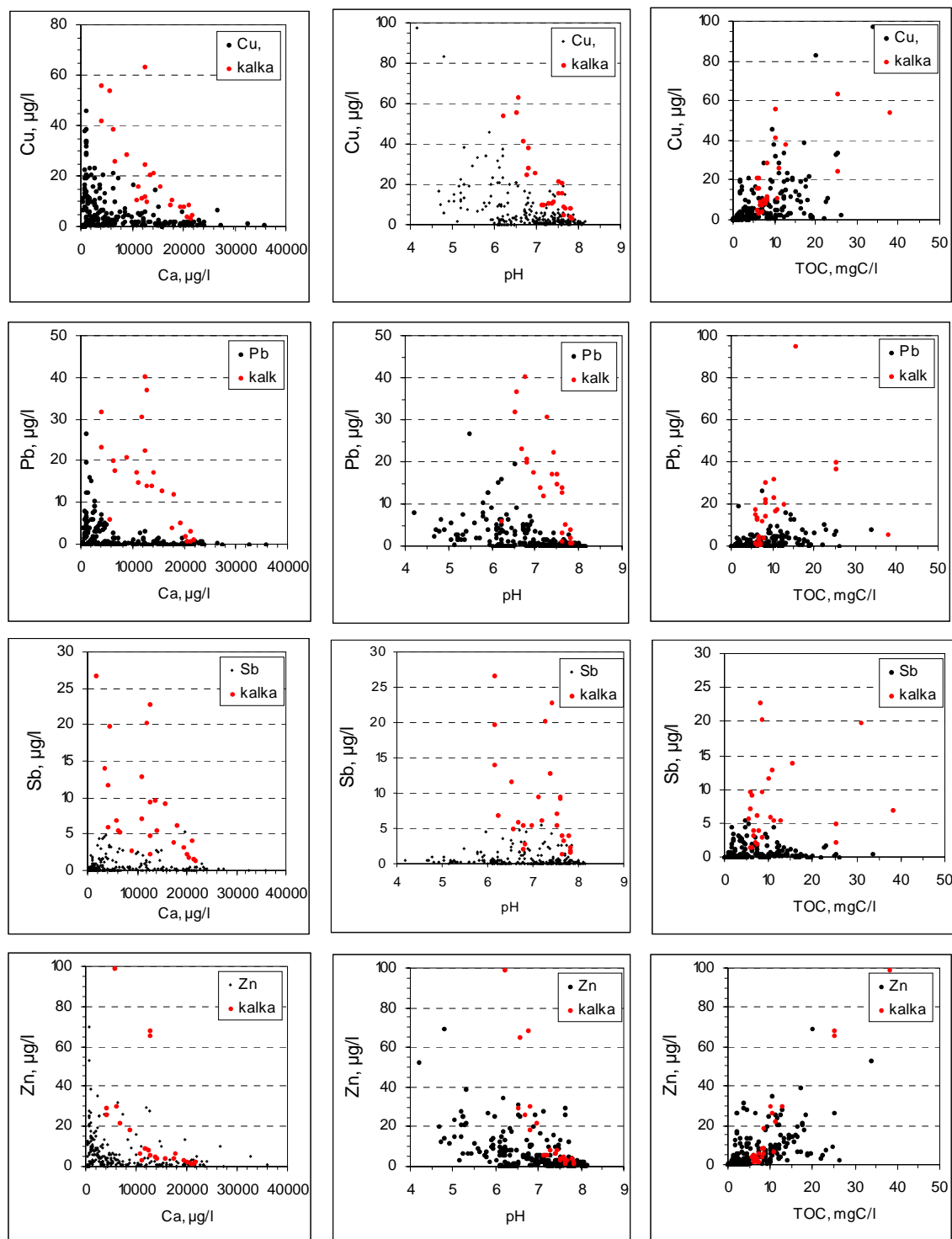
$$\log \text{Fe } (\mu\text{g/l}) = 0,8852 \log \text{TOC } (\text{mgC/l}) + 1,9316 \quad (r^2 = 0,45, n = 123, F = 100,6, p < 0,0001)$$

Variasjonen var stor selv om det generelt var en signifikant positiv korrelasjon. Det var ikke er mulig å skille mellom de unike effektene av jern og løst organisk materiale (TOC) for metallkonsentrasjoner i vann. Vi har fremstilt sammenhengen mellom konsentrasjonene av metallene i vann og viktige vannkvalitetsvariable som TOC (dvs oftest Fe-humuskomplekser), Ca og pH (Fig.26). Observasjonene danner noen klare mønstre som har følgende hovedpoeng:

I ukalka lokaliteter var konsentrasjonene av bly, kobber og sink høyest når kalsiumkonsentrasjonene og pH var lav og TOC var høy. Disse metallene forekommer som kationer i vann og resultatene er i god overenstemmelse med disse metallionenes kjemiske egenskapene som viser at de har størst løselighet og mobilitet i surt, humøst kalkfattig miljø (Sauve et al. 2002). Resultatene viser også at bly observeres i høyere konsentrasjoner først når kalsium-konsentrasjonen er lavere enn 5000 $\mu\text{g/l}$, mens denne grensen er høyere for kobber og sink. Dette stemmer godt overens med metallenes egenskaper som viser at bly bindes sterkere (som blyfosfater og karbonater) når kalsium er til stede enn hva tilfellet er for kobber og sink (Sauve et al. 1997, Porter et al. 2004). De høyeste konsentrasjonene av antimon ble observert i nøytralt til alkalisk miljø med lave TOC-verdier. Dette er også i god

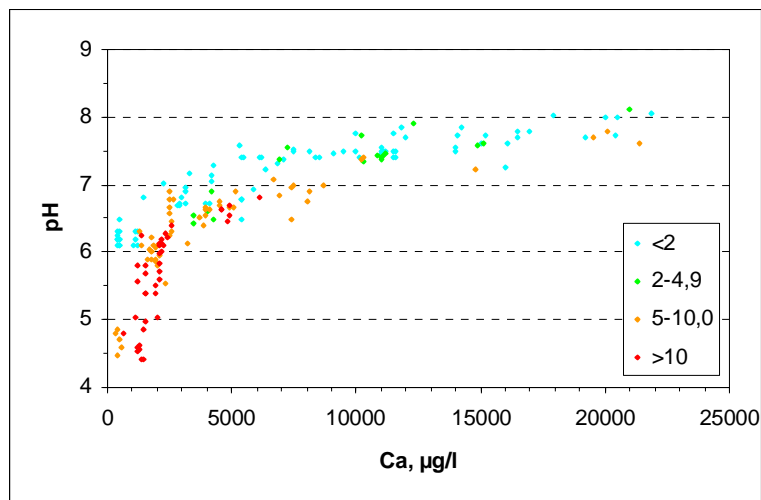
overenstemmelse med antimons kjemiske egenskaper som viser at det opptrer som anion i vann og har mindre løselighet i surt kalkfattig miljø (Filella et al. 2002).

Med bakgrunn i det ovennevnte og resultatene for de kalka lokalitetene har vi gode indikasjoner på hva som skjer når deponiene kalkes. Kalken løses i surt miljø og pH og Ca øker i avrenningen, men den bidrar ikke til å endre det kjemiske miljøet i jorda der prosjektilene korroderer og metallene mobiliseres. Med andre ord kalktilsetning i overflatelaget av deponiene binder ikke alltid metallene til fast fase i jordsmonnet, slik at de ikke renner av bundet til løste humusstoffer.



Figur 26.. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av metaller i vann og pH, TOC og Ca-konsentrasjonene i bekker fra alle skytefeltene i 2002 til 2004.

Dette viser klart den store betydningen naturgitte forhold har for korrosjon av prosjektiler og avrenningen av metaller. Det er en god sammenheng mellom pH-verdiene og kalsiumkonsentrasjonene for vann med tilnærmet lik humuspåvirkningen (Fig. 27). Dette er rimelig da de aller fleste feltene ligger i områder som er lite påvirket av sterke syrer i form av sur nedbør eller pyrittoksidasjon i myrer. I lite humøse bekker varierte pH-verdiene mellom 6 og 8, mens i humøse bekker var pH verdiene klart lavere enn i lite humøse bekker ved tilsvarende kalsiumverdier. Denne pH-senkningen skyldes bl.a at forsyningsbidraget fra humussyrer spesielt i kalkfattig miljø (Lydersen et al. 2002). Høye TOC verdier forekom svært sjelden i naturlig kalkrikt miljø, men der dette skjer (Fig. 27) er feltet kalket. De lave TOC-konsentrasjonene i kalkrikt miljø skyldes oftest en utfelling av Ca-humuskomplekser og enkelte andre humus-metall komplekser (Lydersen et al. 2002).



Figur 27. Sammenhengen mellom kalsiumkonsentrasjoner og pH i skytefeltenes bekker gruppert i ulike TOC klasser. Resultatene er basert på analyser fra 2003 og 2004.

Med bakgrunn i denne gjennomgangen kan vi gruppere de ulike feltene ut fra naturgitte forhold som har stor betydning for metallavrenningen fra deponiene.

Gruppe. A. Høye konsentrasjoner av kalsium og pH, men lave konsentrasjoner av TOC (og jern) gjør at korrosjonshastigheten er lav og utlekkingen av korrosjonsprodukter liten. I denne gruppen finner vi: Bestemorenga, Sørlimarka, Elvegårdsmoen, Sætermoen, Mauken (eksklusiv.st.3), Blåtind, Porsangmoen, Halkavarre, Høybuktmoen (st. P og D), Kvenvikmoen, Hjerkin, Ringerike, Rena, Lærdal og Drevjamoen.

Gruppe.B. Bekken på Bardufoss sentralskytebane og en bekk i Mauken skytefelt (st.3) hadde også høye konsentrasjoner av kalsium og delvis pga kalking/lecafilter, men noe høyere konsentrasjoner av TOC og jern. Et surt miljø i myra på deponistedet er antagelig årsaken til at konsentrasjonene av metaller var høyere enn tilfelle var for feltene i gruppe A.

Gruppe.C. Omfatter bekker med relativt lave konsentrasjoner av kalsium, men middels høye konsentrasjoner av TOC og jern. Korrosjonshastigheten er relativt høy og utlekkingen av metaller klart større enn de ovennevnte gruppene. I denne gruppen finner vi Evjemoen (eks.st. K), Heistadmoen, Hengsvatn, Steinsjøen (st.1, 3 og A), Terningmoen, Heggemoen og Haslemoen (St. 4).

Gr. D. Lave konsentrasjoner av kalsium, men høye verdier for TOC og jern. Dette gir høy korrosjonshastighet og stor utlekking av metaller til bekkene. I denne gruppen finner vi Børja, Giskås (st. 1, 2, 3), Høybuktknoen (st.K, M), Steinsjøen (st.2) og Evjemoen (st.K).

Gruppe E. Lave konsentrasjoner av kalsium, svak sur reaksjon og svært lav TOC. I denne gruppen finner vi bekkene i Mjølfjell skytefelt. Det er trolig at de lave konsentrasjonene har sammenheng med de lave konsentrasjonene av kompleksdannere (humus og jern)

Variasjonen i konsentrasjoner av metaller ved gitte kalsiumkonsentrasjoner skyldes antagelig en kombinasjon av deponiets størrelse, ulik grad av humuspåvirkning, naturlig innhold av metaller i jorda og fortynning av vann fra lite forurensede områder. I et kalkrikt miljø ($\mu\text{g Ca/l} > 10000$) har det ikke blitt observert konsentrasjoner på over $2 \mu\text{g Pb/l}$, $8 \mu\text{g Cu/l}$ og $8 \mu\text{g Zn/l}$, mens de høyeste observerte konsentrasjonene av disse metallene i et kalkfattig miljø ($\mu\text{g Ca/l} < 5000$) var nær $100 \mu\text{g/l}$. Det er ingen ting som tilsier at deponiene i de kalkrikere feltene er mindre enn i de kalkfattige. Mange av feltene har vært i bruk i svært mange år. Det er derfor rimelig å anta at konsentrasjonene av metaller i bekker fra deponier i nyetablerte skytefelt hvor jordsmonnet er kalkrikt ikke vil overstige ovennevnte grenseverdier. Dette er også en god indikasjon på at metallholdige prosjektilrester korroderer seinere og at eventuelle utløste metallioner er betydelig mindre mobile i et kalkrikt enn i et kalkfattig miljø. Dette gjelder for bly, kobber og sink som forekommer som kationer i vannfasen. For antimon, som forekommer som oxyanioner i miljøet er lekkasjen størst i nøytralt til basiskt miljø.

Bekkene som drenerer de kalkede nærstridsmålene i Steinsjøfeltet hadde imidlertid klart høyere konsentrasjoner av metaller enn de andre feltene ved samme kalsiumkonsentrasjoner. Dette er interessant da det viser at denne kalkningen ikke førte til like effektiv binding av metaller i deponiet som i felter der kalkmineralene er en naturlig bestanddel i jorda. I Steinsjøfeltet er det i hovedsak overflaten av myra og kanten mot bekken (kalksperre) som er kalket. Dette bidrar klart til en økning av kalsiumkonsentrasjonene i bekken, men altså ingen effektiv binding av metaller i deponiet. Dessuten kan det også tenkes at metaller assosiert til organisk materiale i myra byttes ut med kalsiumioner og følgelig bidra til en økt mobilitet av metaller. Der er derfor mye som tyder på at kalking av metalldeponier i myrer kan være lite virkningsfullt.

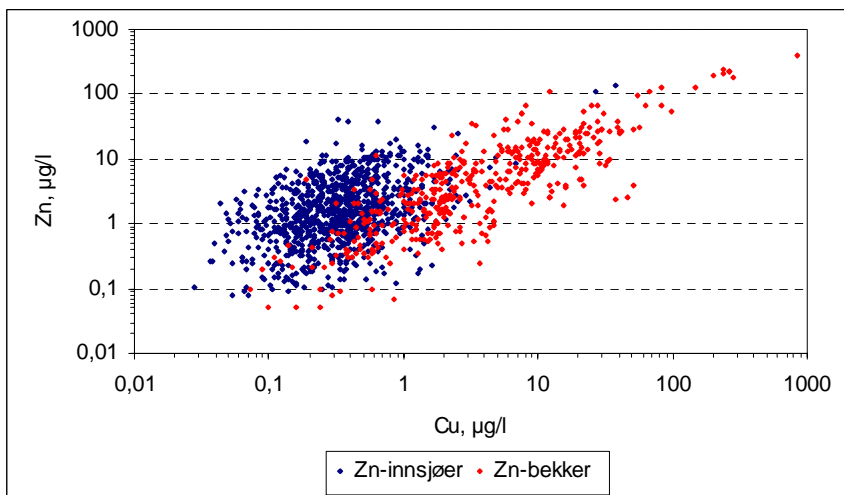
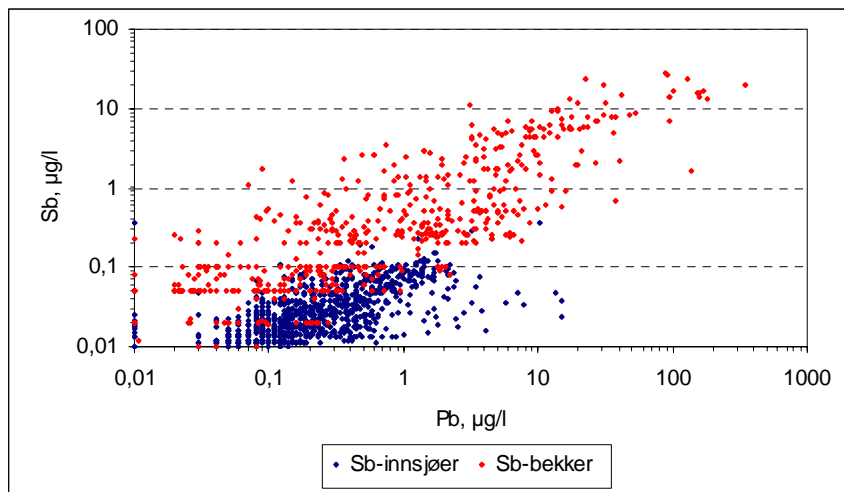
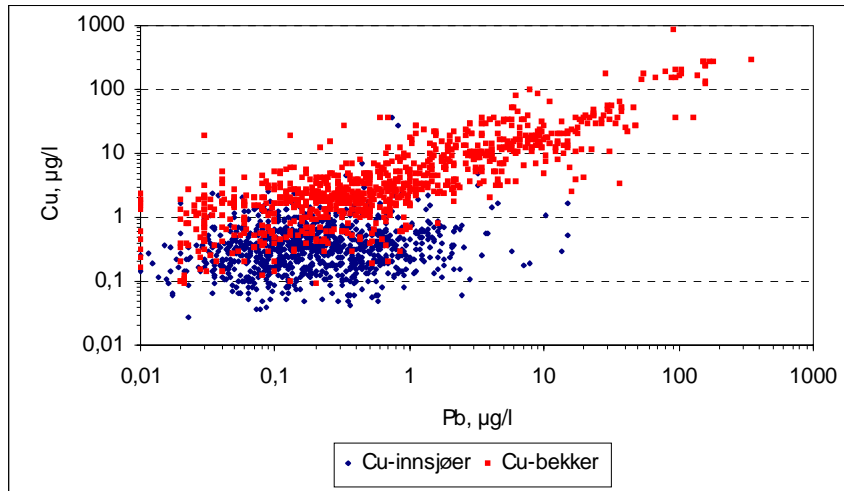
Bekken gjennom Bardufoss sentralskytebane hadde også høye konsentrasjoner av bly, kobber og antimon (ikke sink) til tross for høye kalsiumkonsentrasjoner. Dette skyldes antagelig at det skjer en betydelig utlekking av metaller fra korroderte hagl etter skytingen på lerduebanen. Hagl inneholder bly og antimon (enkelte typer haglammunisjon inneholder også kobber), mens rifle-ammunisjon i tillegg inneholder kobber og sink. Haglene ligger i det øvre sjiktet av myra og er langt mer utsatt for korrosjon og overflateavrenning til bekken enn rifleprosjektiler som i større utstrekning skytes inn i mineraljorda og i kulefangervoller. De atypisk høye konsentrasjonene av bly, antimon, og kobber, men ikke sink indikerer at lerduebanen antagelig er hovedårsaken til forurensnings situasjonen i bekken fra dette feltet. Vi vil imidlertid også nevne at i 1991 ble masse fra en skytevoll (brukt siden 1948) flyttet og deponert ca. 100 m nord for st. 3, og at det i tillegg tidligere er skutt på selvanvisere på bane E eller F (opplysninger fra Grete Rasmussen, FB). Dette kan være medvirkende årsaker.

4.2 Sammenlikning av metallkonsentrasjoner i bekker fra skytefelt og fra norske innsjøer.

Korrosjon av metallholdige prosjektilrester og utlekking av løste metaller fører til økte konsentrasjoner av bly, kobber, antimon og sink i bekkene. Dette gjør at forholdet mellom konsentrasjonene av disse elementene i bekkene blir forskjellig fra det som er vanlig i norske innsjøer (Fig. 28). Vi sier at bekkene fra skytefeltene har en egen "metallsignatur" som er tydelig selv om vannet fra deponiene fortynnes noe av vann fra lite forurensede områder. Vi har følgende hovedpoenger (Fig. 28):

- Det var ingen sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i norske innsjøer, mens det var en klar sammenheng i bekkene fra skytefeltene. Mangel på samvariasjon for innsjøene skyldes bl.a. at atmosfæriske avsetninger av blyforurensninger er en viktig kilde for innsjøens blykonsentrasjoner, mens for kobber er geokjemiske kilder helt dominerende (Skjelkvåle et al. 1999, Rognerud og Fjeld 2001). Forholdet mellom konsentrasjonene av kobber og bly var generelt høyere i bekkene enn i innsjøene, og totalt var henholdsvis ca. 90 % og 40 % av verdiene høyere i bekkene enn de høyeste i innsjøene (97 prosentilen). Dette viser at korrosjon av prosjektilene preget vannkvaliteten i bekkene (også ved lave konsentrasjoner). Det er verd å merke seg at konsentrasjonene av bly generelt var lavere enn for kobber. Dette kan skyldes at i felter som det også brukes artilleriammunisjon er totalt deponerte mengder kobber større enn bly (Roseth et al. 2003), men også at korrosjonsproduktene av bly bindes mer effektivt i jordsmonnet.
- Det var ingen sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og antimon i norske innsjøer, mens det var en klar sammenheng i bekkene fra skytefeltene. Mangel på samvariasjon for innsjøene skyldes at atmosfæriske avsetninger av blyforurensninger er en viktig kilde for innsjøens blykonsentrasjoner, mens geokjemiske kilder er dominerende for antimon. Forholdet mellom mengdene antimon og bly i deponerte prosjektilfragmenter er ca. 0,1, mens tilsvarende forhold for konsentrasjoner i norske innsjøsedimenter (geokjemisk) er ca. 0,02 (Rognerud og Fjeld 2001). Likevel var forholdet mellom antimon og bly i bekkene nær 0,5. Dette indikerer at antimon er mer mobilt enn bly i jordsmonnet og at antimon fra korroderte prosjektiler lett vil prege metallsignaturen i bekkene da naturgitte konsentrasjoner er svært lave. Nær 90 % av antimon-konsentrasjonene var høyere i bekkene enn de høyeste som ble observert i norske innsjøer.
- Det var ingen spesielt god sammenheng mellom konsentrasjonene av kobber og sink i norske innsjøer, men forholdet (basert på medianverdiene) mellom dem var nær 0,3 (Skjelkvåle et al. 1999). Dette er nær det samme forholdet (medianverdier) som er målt i geokjemisk materiale basert på norske innsjøsedimenter (Rognerud og Fjeld 2001). Dette kan tyde på at utløsningen av disse metallene til vannfasen er like effektiv. I bekkene fra skytefeltene var Cu/Zn-forholdet mellom konsentrasjonene ca.1. Det vil si at de relativt sett var betydelig mer anriktet på kobber i forhold til sink enn det som er vanlig i norske innsjøer. Dette er en følge av at deponerte mengder kobber generelt er betydelig større enn sink. I Hjerkinnskytefelt hvor det deponeres rester av både granater og håndvåpenammunisjon var forholdet mellom kobber og sink i totalt deponert mengde over en 50 års periode ca. 35 (Roseth et al. 2003, Rognerud et al. 2004).

Som en oppsummering kan vi si at forholdet mellom metaller som er vanlig i ammunisjon er såvidt forskjellig fra de en finner i naturen at de gir en "metallsignaturen" som kan identifisere lekkasjer fra deponier i skytefelt på et tidlig stadium. Selv om konsentrasjonene er lave og innenfor det intervallet som vanligvis finnes i naturlig vann, så kan påvirkningen identifiseres og forurensningsgraden vurderes. Dette er viktig da det ikke alltid er mulig å finne gode referanseverdier i skytefelt.



Figur 28. Sammenhengen mellom bly (Pb) og kobber (Cu), bly og antimon (Sb), kobber og sink (Zn) i 1000 norske innsjøer (Skjelkvåle et. al. 1999) og i bekker som drenerer militære skytefelt (1996-2004).

5. Sammenfattende diskusjon

Vi har vist at det var betydelige forskjeller i konsentrasjonene av bly, kobber, sink og antimon i bekker som drenerer militære skytefelt. Konsentrasjonene hadde nødvendigvis ikke noen sammenheng med deponerte mengder metaller, men de var sterkt influert av de naturgitte forhold i deponiområdet. Bly og kobber er blant de elementene SFT har prioritert når det gjelder mål om utslippsreduksjoner (SFT 2000), og antimon er et "ikke essensielt" metalloid (ingen kjent biologisk funksjon) som er et blant de høyest prioriterte når det gjelder begrensninger i utslipp av forurensende stoffer i EU og USA (Chen et al. 2003). Generelt sett var det høyere konsentrasjoner av bly, kobber og sink i mer kalkfattige, humuspåvirkede bekker enn i kalkrike lite humuspåvirkede. Dette har sammenheng med at disse metallene forekommer som kationer (positive ioner) i vann og at mobiliteten (transporten av metallioner ut fra deponiet) er avhengig av forholdet mellom kompleksbindinger med jern/mangan-oksider og humusstoffer i fast og løst fase i jordsmonnet. Det var imidlertid ingen klar sammenheng mellom konsentrasjonene av antimon og kalsium. Årsaken er antagelig at metalloidet antimon forekommer som oxyanioner (negative ioner) i vann og at mobiliteten er større i mer nøytralt til svakt basisk vann. En litteraturstudie har vist at mobiliteten av antimons oksidasjonsprodukter og kompleksdannelsen til løste stoffer i vann er dårlig studert (Filella et al. 2002). Den positive korrelasjonen mellom konsentrasjonene av antimon og bly i bekker med nær lik pH og TOC skyldes at prosjektilenes blykjerne leget med antimon korroderer samtidig, men forholdet mellom metallene er avhengig av vannkvaliteten.

Vann som drenerer deponiene har unike "metallsignaturer", (forholdet mellom konsentrasjonene av kobber/bly, antimon/bly og kobber/sink), som er betydelig høyere enn tilsvarende signaturer i norske innsjøer. Derfor har vi kunnet vise at deponiene i nesten alle skytefelt påvirket vannkvaliteten i feltenes bekker, selv om forurensningsgraden i enkelte tilfeller var lav. Dette er viktig for vurderingene da gode referanser for naturgitt vannkvalitet var nesten umulig å finne i nærheten av baneanleggene.

I denne overvåkningen har vi undersøkt vannkjemien (mest hyppig siste 5 år) og konsentrasjonene av bly og kobber i vannmoser, høstet 3 til 5 ganger i den isfrie delen av året. Resultatene for 2004 er gitt i vedlegg A og B. Totalkonsentrasjonen av løste metaller i vann er summen av frie metallioner, uorganiske ionepar (løste metall-hydroksider, -karbonater og -sulfater) og komplekser med løste humus/fulvosyrer (Sauve et al. 2002). Vannmosene tar opp frie ioner, men ikke metaller som er kompleksbundet til organiske molekyler (Bengtsson og Lithner 1981). Dette forklarer hvorfor opptaks-effektiviteten av bly og kobber i mosene var lavere i humusrikt vann. Konsentrasjonene i vannmosene er derfor et uttrykk for den biotilgjengelige andelen av totalkonsentrasjonen. I felter med humusfattig, nøytralt vann var opptaket av metaller i mosene så effektivt at svært små endringer i vannkonsentrasjonene ble målt med stor grad av sikkerhet. Vi har vist at konsentrasjonene av bly og kobber i vann kan estimeres ut fra konsentrasjonene av respektive metaller i mose og TOC-konsentrasjonen i vann. Dette til tross for at vannanalysene bare representerer stikkprøver. Dette indikerer at vannkonsentrasjonene oftest ikke varierer betydelig innen mosenes eksponeringsperiode. Da opptakshastigheten av metaller er langt raskere enn utskilleleshastigheten i moser betyr dette at episodiske utslipp kan avdekkes som avvik fra den vanlige sammenhengen mellom vann og mosekonsentrasjoner. Slike episodiske lekkasjer av metaller har skjedd ved flere anledninger i overvåkingsperioden (Mauken, Porsangmoen, Bradalsmyra osv). Dette viser styrken slike bioindikatorer har i overvåkingsprogrammer i forhold til vannprøver.

Tidsutviklingen i konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene

Tidsutviklingen i konsentrasjonene av bly og kobber vært preget av stabilitet, eller små endringer, i felter der deponiene har fått ligge i ro. I felter der deponiene har vært utsatt for forstyrrelser i form av sporsetting, graving, grøfting og andre typer mekaniske forstyrrelser har utsiget av metaller økt betraktelig. Dette viser at nettobalansen av korrosjonshastigheten (produksjonen) og bindingen i jordsmonnet (tapet) har vært relativt konstant i en 14 års periode når deponiene har fått ligge i ro. Dette utelukker imidlertid ikke at mengden bundne korrosjonsprodukter kan bygge seg opp i deponiet over tid

og utløses ved inngrep i deponiene. Overvåkingen har vist at slike forstyrrelser har langsiktige negative konsekvenser for vannkvaliteten. For eksempel førte gravearbeider i Evjemoen skytefelt til at konsentrasjonene av bly og kobber økte raskt med ca. 10 ganger i bekkene, men selv om tiltak ble gjennomført har ikke konsentrasjonene av bly sunket til "før verdier" selv etter 10 år. Tilsvarende utviklinger ble også observert i bekker i Steinsjøfeltet, Mauken og Porsangmoen. I de to sistnevnte feltene var imidlertid den økte utlekkingen av kortere varighet enn fra deponiene på Steinsjøen og Evjemoen. Det har imidlertid vist seg at økt mobilisering av metaller i forbindelse med mekaniske forstyrrelser ikke bare er knyttet til feltskytebaner, men også til kulefangervoller. På Rødsmoen (sommeren 2003) ble overflatelaget av en skytevoll rakt med jernrive for å fjerne ammunisjonsrester (14,7 mm blyprosjektiler) etter 5 års bruk. Dette var et ledd i utslippstillatelsen fra SFT og i driftsinstruksen for banene som forutsatte periodisk rydding av skytevoller for håndterbare prosjektiler og ammunisjonsrester. Umiddelbart etter dette inngrepet økte konsentrasjonen i sigevannet helt inn til vollen fra 5 µg/l til nærmere 150 µg/l, men dette var av episodisk karakter og konsentrasjonene sank relativt raskt tilbake til før situasjonen (Odd-Erik Martinsen, Forsvarsbygg, pers. medd.). Vollen er bygd opp av kvartsittholdige morenemasser og inneholder lite faste kompleksdannere. Dette er antagelig årsaken til den raske responstiden. Generelt kan vi si at effekten av mekaniske forstyrrelser av deponier for vannkvaliteten er helt avhengig av mengden korrosjonsprodukter som er akkumulert i jordsmonnet (deponiets alder) og stabiliteten av metallenes binding til faste mineraler og organisk materiale (naturgitte forhold). Skytefelt som har vært benyttet i lang tid (ofte 50 år) har potensiale til å lekke metaller i lang tid dersom de utsettes for mekaniske forstyrrelser. Dette kan føre til restriksjoner i annen bruk av feltene for eksempel i forbindelse med tilbakeføring til sivile formål.

Forurensningskilden

Prosjektilene fra håndvåpen inneholder en blykjerne legeret med antimon (11 %) og en kobberkappe legeret med sink (10 %). Kobber forekommer også i ammunisjon som benyttes i tyngre skyts. I feltskytebaner som benyttes til skyting med håndvåpen deponeres det dobbelt så mye bly som kobber, ca ni ganger så mye bly som antimon, og ca. atten ganger så mye bly som sink (Rognerud et al. 2004). I felter som i tillegg benyttes av artilleri og kavaleri kan deponering av kobberholdige granatrester gjøre at den totale deponerte mengden kobber kan overstige mengden deponert bly (Roseth et al. 2003, Rognerud et al. 2004). En screeninganalyse av 50 metaller utført på 64 vannprøver fra ulike felter viste da også at det var særlig bly og kobber, men også antimon og sink som forekom i høyere konsentrasjoner i skytefeltene enn generelt i norske innsjøer (Rognerud 2000). Metall-fragmentene utgjør derfor en potensiell risiko for vannforurensning. Etter at prosjektilrestene er deponert starter korrosjonen av elementært bly, kobber, antimon og sink. Korrosjonshastigheten er avgjørende for tilgangen på løste korrosjonsproduktene i jord/markvannet. Den påvirkes av jordsmonnets egenskaper, men det gjør også mobiliteten av korrosjonsproduktene i jordsmonnet. Vi skal i det følgende diskutere dette nærmere.

Korrosjon av prosjektilrester i luft

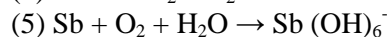
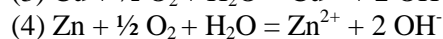
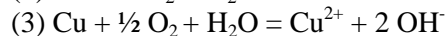
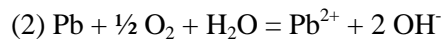
Når elementært bly (Pb) blir eksponert for oksygen dannes det etterhvert et tynt beskyttende grått lag kalt patina (overtrekk på metaller) av lite løselige blysalter på metalloverflaten (Black and Allen 1999). Dannelsen av disse saltene kan beskrives på følgende måte (1):



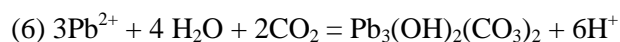
Kort beskrevet kan vi si at metallisk bly reagerer med oksygen og det dannes blyoksid som reagerer med CO₂ i et fuktig miljø og det dannes et lag av basisk blykarbonat, hydrocerusitt (PbCO₃ Pb(OH)₂) som ved videre eksponering av CO₂ omdannes til vanlig blykarbonat, cerusitt (PbCO₃). Ved nærvær av svoveldioksid omdannes patinaen til blyulfitt som oksideres videre (ved hjelp av UV-lys) til bly-sulfat. 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). På tilsvarende måte vil det dannes oksider av kobber og sink, men saltene av disse metallene er mer løselige enn blysaltene. Når det regner vil en god del av disse løses og tilføres omgivelsene. Antimon er et metalloid som korroderer seint og forekomster av eventuelle korrosjonsprodukter som dannes i luft er lite kjent (Filella et al. 2002).

Korrosjon av prosjektilrester i vann

Etter at prosjektilet er deponert i et fuktig jordsmonn, i mer eller mindre deformert tilstand, vil blottlagte flater av elementært bly, kobber, sink og antimon utsettes for korrosjon (oksidasjon). Det dannes da metallhydroksider som dissosierer til løste metallioner (likningene 2-4). Når elementært antimon oksiderer i et surt miljø dannes det oxyanioner (5), (Chen et al. 2003), men kunnskapen om antimon tilstandsformer i naturen er svært mangelfull (Filella et al. 2002).



Korrosjonsproduktene består av toverdige positive ioner (kationer) for bly, kobber og sink, mens metalloidet antimon oppfører seg anderledes og det dannes negative ioner (anioner). For kationene vil korrosjonshastigheten være raskest i et surt miljø der ulike syrer (uorganiske og organiske) driver reaksjonene mot høyre (2-4). De frie metallionenes skjebne er i høyeste grad avhengig av jordas surhetsgrad og innholdet av kompleksdannere (jernoksider, humus og typen mineraler). I et nøytralt til basisk miljø kan det allerede skje en utfelling av blysalter på korrosjonsflatene og det dannes etterhvert en skorpe av blykarbonater og muligens blyulfater (likning 6-8).



Av disse ser vi at metallsulfatene er uavhengig av pH i markvannet, mens dannelsen av de andre saltene er pH-avhengig. Dannelsen av disse saltene i et godt bufret jordsmonn (nøytral til basisk pH) gjør at det dannes et beskyttende lag av salter som hindrer en videre korrosjon av blyfragmentene (Jørgensen og Willems 1987). Dette vil også ha konsekvenser for oksidasjonen av antimon som blyet er leget med. Dette er en av årsakene til at utlekkingen av bly i de kalkrike (basiske) skytefeltene var relativt beskjeden. Denne teoretiske utredningen stemmer godt overens med observasjoner fra skytefelt i andre land som har vist at et surt miljø med tilgang på oksygen fremskynder oppløsningen av blyfragmenter, mens anaerobe alkaliske omgivelser nedsetter korrosjonshastigheten (Scheuhammer og Norris 1995). Det er imidlertid sjelden at det dannes permanente kobber og sink-salter (karbonat, sulfat) da disse som tidligere nevnt er mer lettløselig enn tilsvarende salter av bly. Det er derfor rimelig å anta at kobber/sink fragmentene vil korrodere raskere enn bly/antimon-holdige fragmenter. Kobber og sink i vann forekommer derfor oftest som komplekser med løste Fe-humus forbindelser (Nriagu 1980).

Mobiliteten av antimon (Sb) i jord er svært dårlig kjent. Det antydes at både $\text{Sb}(\text{OH})_3$ og $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ kan forekomme i et oksidativt miljø (Filella et al. 2002b). Det er mulig at nærvær av organisk materiale kan være en av årsakene til at den videre oksidasjonen av Sb (III) forhindres i enkelte miljø (Filella et al. 2002b). Tilstedeværelse av organisk materiale og mangan/jern-oksider er viktige for antimons mobilitet. Det har vist seg at løsningen av mangan/jern-oksider under anaerobe forhold har ført til utløsning av antimon i vannfasen og at antimon i løsning ofte er assosiert til lavmolekylære humusstoffer (Chen et al. 2002). Det er derfor mulig at mangelen på samvariasjon mellom konsentrasjonene av kalsium og antimon i skytefeltsbekkene skyldes at antimon kan mobiliseres både assosiert til fulvosyrer og som følge av reduksjon av mangan/jern-oksider i et surt anaerobt miljø.

Hvor raskt korroderer prosjektilrester fra håndvåpen? Et litteratursøk på dette temaet viste at de aller fleste slike målinger er utført på blyhagl og ikke på kobbermantlede rifleprosjektiler. Dessuten er det bly som i hovedsak har vært undersøkt. En dansk undersøkelse viste at halvparten av blyhaglne hadde korrodert og blitt omdannet til andre blyforbindelser i løpet av 50-60 år, mens en total oppløsning ble

beregnet til å skje i løpet av 100-300 år (Jørgensen og Willems 1987). Tilsvarende resultater har også andre kommet frem til, og det synes å være enighet om at mekaniske forstyrrelser av deponiene fører til betydelige forkortelser av korrosjonstidene, henholdsvis 15-20 år og 30-90 år for halvering av vekten og total oppløsning (Fisher et al. 1986, Jørgensen og Willems 1987, Nummi 1990, Tanskanen et al. 1991). Vannets surhetsgrad er en meget viktig faktor for korrosjonshastigheten. Når pH synker under 6 øker mengden Pb^{2+} i løsnings med i størrelsesorden 2 ganger pr. pH enhet. Derimot vil en utfelling av tilnærmet uløselige blysalter finne sted ved pH ca. 7-8, og svært lite blyioner vil forbli i løsnings (Swaine 1986). I overensstemmelse med dette er det observert at blyhagl i surt miljø (pH < 6) var betydelig mer korrodert enn de som var deponert i et mer basisk miljø (Emerson 1994). Omdannelsen av elementært bly til en skorpe av blysalter og oksider er mer effektiv i humusrik jord enn i mineralsk. Dette er vist i et svensk skytefelt der gjennomsnittlig 5% av metallisk bly ble omdannet til en skorpe i løpet av 25 år, men de høyeste verdiene (15%) ble registrert i feltets mest humusrike jord (Xhixun et al. 1995). Ved en forsuring, økt vanngjennomstrømming, mekanisk forstyrrelse eller erosjon av humuslaget kan blysaltene gå i løsnings og transporteres ut i bekkene.

Løste metallioner som likevel tilføres jorda fra metallfragmentene vil enten kunne bindes opp i jorda permanent eller assosieres til løste stoffer som transporteres med markvannet ut i bekkene. Sentralt i denne sammenheng er markvannets kjemiske miljø (pH, redokspotensialet) og jordas bestanddeler av mineraler og andel organisk materiale (humus).

Betydningen av humus for metallenes mobilitet

Humus består av uløselige huminer, humussyrer (uløselig i surt miljø, løselig i basisk) og løste fulvosyrer. Løst organisk materiale har økende negativ ladning og økende løslighet ved økende pH-verdier fra ca. pH 3, og de er derfor svært effektive kompleksbindere av kationer i nær nøytralt til basisk miljø (Sparks 1995). Rekkefølgen av metall-fulvosyre-kompleksenes stabilitet er: $Fe^{3+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Pb^{2+} > Zn^{2+}$ (Sparks 1995). Løseligheten av antimon, som opptrer som et oxyanion, vil være mindre i et surt enn et basisk miljø. Bly har imidlertid større affinitet til mer komplekse humusmolekyler (bl.a huminer) og rekkefølgen for bindingstyrken mellom metallene og disse uløselige humusforbindelser i jord er: $Pb^{2+} > Cu^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{3+}$ (Förstner and Wittmann 1979). Den pH-avhengige løseligheten av metall-kationer som er sterkt kompleksbundet til fulvo/humus-syrer viser en anion-lignende oppførsel i miljøet når disse syrene kontrollerer løseligheten (Bourg and Lock 1995). Derfor er slike metall-kationers løselighet avhengig av det relative forholdet mellom konsentrasjonene av metallet og fulvo/humus-syrer i markvannet, og mengden uløst organisk materiale og adsorberende faste mineral-overflater i kontaktflaten mot vannet (Bourg and Lock 1995).

Som en oppsummering kan vi si at kompleksdannelsen mellom metallene (kobber, bly og sink) og løste humus/fulvo-syrer kan øke mobiliteten av disse metallene betraktelig, men dersom de danner komplekser med huminer og uløste humussyrer (spesielt aktuelt for bly) kan metallene bindes opp i fast fase og ikke tilføres vassdragene. Dette stemmer godt overens med undersøkelsene på Hjerkinnskytefelt som viste at konsentrasjonene av kobber, nikkell og sink (men ikke bly) i bekkene var svært godt korrelert til total organisk karbon (TOC), som i dette svakt alkaliske miljøet antagelig i hovedsak besto av fulvosyrer (Rognerud et al. 2004). Det er mange forhold som påvirker metallioners mobilitet i jord og det kan være vanskelig å få en god forståelse av alle prosessene som skjer i de respektive feltene uten en inngående studie av jordsmonnets karakter.

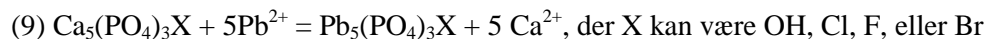
Betydningen av jern/mangan oksider for metallenes mobilitet

I et oksidativt miljø er ufeltet jern (Fe) og mangan (Mn) oksider svært effektive i å binde metaller som Pb, Cu, og Zn, men oksidene løses i et surt miljø når oksygen tilgangen er lav. Derfor kan økte konsentrasjoner av Fe og Mn (ofte Fe/Mn-humuskomplekser) i vann være indikasjoner på mobilisering av tidligere bundne tungmetaller i jordsmonnet. Dette stemmer godt overens med at vi observert de høyeste konsentrasjonene av bly og kobber i bekker som hadde høye humus og jern-konsentrasjoner. Dersom miljøet er anoksisk og forholdene ligger til rette kan også lite løselige metallsulfider dannes.

Den økte negative ladningen av løste organiske syrer ved høyere pH-verdier gjør at andelen Fe som er kompleksbundet til syrene øker. Fraksjonen av partikulært karbon i vann er lav (< 10 %) og derfor er totalt organisk karbon (TOC) et godt mål på løste humussyrer (Lydersen 1998). Det er en svært god og positiv korrelasjon mellom Fe og TOC i Skandinaviske innsjøer og konsentrasjonene av begge er generelt høyest i pH intervallet 5,5-7 (Lydersen et al. 2002). Dette stemmer godt overens med at bekkene i våre felter hadde høyest TOC og Fe konsentrasjoner i kalkfattigere svakt surt miljø. En mulig forklaring er at i surt humusrikt miljø går oksidasjonen av Fe betydelig seinere, og humussyrene kan bidra til å stabilisere (også produsere) redusert Fe (Fe II) selv i oksygenrikt vann (Lydersen et al. 2002). Ved alkaliske pH-verdier vil humussyrene kunne felles ut som metall-humater (f.eks. Ca-humater) og oksidasjonen av Fe er betydelig raskere i et basisk miljø enn et surt (Davidson 1993). Begge disse prosessene vil bidra til at Fe og TOC bindes i jordsmonnet og i mindre grad løses i markvannet og videre ut i bekkene. Dette stemmer godt overens med at bekkene i de kalkrike skytefeltene hadde lave konsentrasjoner av TOC og Fe.

Betydningen av faste mineraler i jorda for metallenes mobilitet

Blyioner tilføres markvannet, særlig i den første oksidasjonsfasen. 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). Av uorganiske mineraler er det spesielt tilstedeværelsen av apatitt, Mn-oksider, Fe-oksider og Al-oksider som gjør at blyioner bindes effektivt i jorda (Chen et al. 1997, O'Reilly et al. 2003). Tilstedeværelsen av apatitt vil kunne føre til dannelsen av blyfosfater (f.eks. pyromorfitt, $Pb_5(PO_4)_3Cl$) 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, $Ca_5(PO_4)_3OH$) er den vanligste fosformineralgruppen i jord og blant de mest stabile mineralgrupper i nøytralt til alkalisk miljø (Traina and Laperche 1999). Disse forfatterne 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 ($Pb_5(PO_4)_3X$) på følgende måte (9)



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 og mineralet inneholder fosfor som er nødvendig for plantevekst (Neumann 1985). I skytefeltene der metamorfe sedimentære bergarter (og løsavsetninger dannet av disse) er vanlig vil derfor apatitt kunne være et viktig mineral som påvirker blyets mobilitet. De reaksjonsprodukter som dannes mellom løste bly-ioner og apatitt avhenger av løsningsens pH-verdier (Chen et al. 1997). I nøytralt til svakt basisk miljø har Chen et al. (1997) vist at løst Pb^{2+} kan reagere med apatitt og danne svært lite løselige forbindelser slik som hydrocerusitt ($Pb_3(CO_3)_2(OH)_2$) og flere bly-fosforforbindelser som hydrokso- og fluoro-pyromorfitt, $Pb_5(PO_4)_3(OH, F)$ og karbonerte hydrokso-fluoro-pyromorfitt ($Pb_5(PO_4, CO_3)_3(OH, F)$). Alle disse reaksjonsproduktene er nesten uløselig og de bidrar til at løste blyioner svært sjelden når bekkene i skytefeltene med slikt miljø (eks Hjerkin og nesten alle de nord-norske feltene). Dersom apatitt tilføres svært surt blyholdig vann dannes lite løselig fluoropyromorfitt (Chen et al. 1997). Med andre ord kan fjerningen av løste blyioner fra vannfasen skje ved dannelsen av ulike blyforbindelser, men dette er avhengig av pH og de tilgjengelige anionene (X i ligning 9). Det er imidlertid også rimelig å forvente at en del bly bindes til metalloksider og organisk materiale i jorda, men bindingsstyrken er ikke så sterk for disse forbindelsene som hos de ovennevnte pyromorfittforbindelsene (Sauve et al. 2003). Dessuten er de ikke permanente tilbakeholdere av metaller da organisk materiale kan brytes ned av mikroorganismer og metalloksider kan løses i et anerobt miljø.

Betydningen av dreneringsforholdene for metallenes mobilitet

Metallforbindelser kan transporteres vekk fra deponiet enten via overflateavrenning eller via grunnvann. Viktige faktorer for denne transporten er: nedbørsmengder og -intensitet, vannets pH,

topografi, jordsmonnets tykkelse og kvalitet, samt vegetasjonsdekket. Et tynt jordsmonn, lav pH, mye nedbør og lite vegetasjon (økt erosjon) er alle forhold som øker utlekkingen av metaller. Det har også vist seg at granittholdig sand og grus på deponistedet kan føre til en betydelig transport av løste blyforbindelser via grunnvann over lange avstander (Sever 1993). I dette tilfellet var innholdet av kompleksdanner i jordsmonnet ubetydelig. I de aller fleste tilfeller er det tilstrekkelig med humus og jern/aluminium hydroksider i jordprofilen som bidrar til at lite bly og kobber når grunnvannet, men den ovennevnte blylekkasjen i en skytevoll på Rødsmoen er et eksempel på hva som kan skje når konsentrasjonen av faste kompleksdannere er lav.

Dersom jordsmonnet har lite kalsium og lav bufferkapasitet (lav HCO_3^- konsentrasjon) vil metallkarbonater dannes i ubetydelige mengder eller løses i perioder når vannet er tilstrekkelig surt. Da vil de frie bly og kobberionene i liten utstrekning danne salter, men i hovedsak bindes til humus, jernoksider eller leirmineraler. Kobber og bly har stor bindingstyrke til humuskomplekser. Humus brytes ned til løste organiske syrer (fulvosyrer, humusyrer) og humuskolloider som kan ta opp løst bly og kobber, og transporterer dette ut fra deponiet med markvannet. Denne transporten av korrosjonsproduktene bort fra prosjektilet er med på å øke korrosjonshastigheten betydelig. Det er derfor deponiene i sure, humusrike områder som eksempelvis myrer kan gi stor utlekking av metaller. Dersom disse stedene i tillegg utsettes for graving eller sporsetting (forårsaket av kjøretøyer), vil vannet dreneres lettere gjennom deponiet og derved øke uttransporten av opplagrede metallforurensninger. Dette fører også til økt sannsynlighet for erosjon av metallholdige organiske partikler. Dersom området har et tynt humusdekke, slik som tilfellet oftest er på avsetninger av grus/sand/silt (moer), vil nedbørmengden og mengden kompleksdannere i mineraljorda bestemme om forurensningene skal spres til grunnvannet.

De undersøkte skytefeltene

De nord-norske feltene har generelt et relativt kalkrikt jordsmonn og lave atmosfæriske syreavsetninger som bl.a. betinger et nøytralt til basisk markvann. Dette fører til en lav korrosjonshastighet, dannelselse av uløselige metallsalter på prosjektiloverflatene og en lav konsentrasjon i bekkene. I tillegg er det en relativt høy vannføring i noen av bekkene i enkelte felter (Sætermoen, Mauken, Blåtind, Porsang-moen og Kvenvikmoen) som er med på å fortynne metallutsigene betydelig. Dette er årsakene til den generelt lave forurensningsgraden i denne delen av landet. Unntaket er Bardufoss sentralskytebane (BSSB) og Karlstadskogen feltskytebane der myrområdet i baneområdets sentrale deler og en lerduebane (BSSB) bidrar til større utlekking av metaller. Undersøkelser i Hjerkinnskytefelt har vist at konsentrasjoner av metaller i bekkene var lave til tross for betydelige mengder deponerte prosjektiler (770 tonn kobber, 250 tonn bly). Dette ble forklart med et kalkrikt jordsmonn som førte til dannelselse av metallkarbonater og blyfosfater og derav svært lav korrosjonshastighet og liten mobilitet av metaller (Rognerud et al 2004). Disse resultatene stemmer godt med resultatene fra de fleste nord-norske feltene som har en sammenlignbar vannkvalitet. Bekkene i de sør-norske feltene som ligger i grunnfjells-området har høyere konsentrasjoner fordi de gjennomgående er surere og mer humuspåvirket.

Vi kan konkludere med at hovedproblemet knyttet til bly-, kobber- og sink avrenning fra skytefelt vil finnes i områder med dårlig bufret jordsmonn, mye humus og surt vann. Erfaringene fra Steinsjøfeltet og skytefeltet på Evjemoen viser også at en kombinasjon av økende belastning og graving i deponiene førte til en negativ utvikling med økende metallkonsentrasjoner. Konsentrasjonene har siden gradvis sunket fordi deponiene har fått ligge i fred og i tillegg blitt kalket. I nøytralt til basisk miljø har kalking ikke vist seg like effektivt og spesielt ikke hvis deponiet er ei myr. Årsaken kan være at det ikke dannes metallkarbonater fordi kalken ikke er blandet inn i jordsmonnet hvor prosjektilrestene er, og at kalking øker bakteriell aktivitet og derved utlekkingen av metaller bundet til løste humus- og fulvosyrer. I skytefelt med mye stein i kulefangervollen eller ved anslagsområdene i feltskytebanene kan en fragmentering og forstøving av blyprosjektilene finne sted. Dette er også et stort problem ved bruk av selvanvisere i stål. Vind transporterer sjelden blypartikler særlig langt fra deponiene. Blyholdige støvpartikler finnes derfor i hovedsak nær skytebanene (Jaworski 1978, Swaine 1986, Dames and Moore 1993). Problemet knyttet til anslag av prosjektiler mot stein er i hovedsak at bly

smøres ut over steinmassene på grunn av sin bløte karakter slik at blyet blir lettere tilgjengelig for oksidasjon.

Giftigheten av bly og kobber

I jord antas blykonsentrasjoner i størrelsesorden 100-300 µg/g å være toksisk for planter (Manninen og Tanskanen 1993). Planter akkumulerer bly i forhold til konsentrasjonene i jorda, men bindingen av bly i humuslaget reduserer ofte tilgjengeligheten for opptak (oppsummert i Scheuhammer og Norris 1995). Derfor kan blykonsentrasjonene i planter være betydelig lavere enn i jordsmonnet. Bly absorberes i rothårene og lagres i celleveggen slik at en beskjedent transport finner sted til den delen av plantene som befinner seg over bakken (Fleming 1994). Det skal imidlertid legges til at en forsuring øker opptaket også noe i planter. Dette er i overensstemmelse med tidligere undersøkelser i Forsvarets skytefelt der vi har vist at opptaket av bly i planter er begrenset til deponistedet på feltskytebanene (Rognerud et al. 1992).

Langtidseksponering av bunndyr i blyholdig vann viser at negative effekter registreres for konsentrasjoner over 10 µg/l (Wren og Stephenson 1991), og den samme grensen synes å gjelde for langtidseffekter i fisk (Demayo et al. 1982). Blyforurensninger fra skytefelt som sedimenteres i innsjøer har vist seg å føre til betydelige forgiftninger av bunnlevende organismer (Yurdin 1993). I USA rapporteres det om blykonsentrasjoner i området 60-2900 µg/l i bekker som avvanner skytebaner. De laveste verdiene ble observert i bekker med nøytral eller basisk reaksjon (USEPA 1994). Konsentrasjons-intervallet er noe lavere i våre felter (< 1-200 µg/l), men mønsteret med lavere konsentrasjoner i bekker med høyere pH verdier er det samme. Lydersen et al. (2002) mener at sensitive organismer i vann kan påvirkes ved konsentrasjoner i intervallet 1-5 µg/l, mens konsentrasjoner i intervallet 6 - 15 µg/l kan ha negative effekter på fisk og redusere antall arter av sensitive organismer. Alvorlige effekter på fisk og andre akvatiske dyr må påregnes ved konsentrasjoner over 15 µg/l.

Den giftige formen av kobber i vann utgjøres i hovedsak av Cu^{2+} -ioner og ioniserte hydroksider ($\text{Cu}(\text{OH})^+$, $\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{2+}$). Giftigheten av kobber er lavere i Ca-rikt vann på grunn av nedsatt permabilitet av kobber over gjellemembraner og dannelse av kobberkarbonater. I svakt surt humuspåvirket vann, med lave konsentrasjoner av Ca, er det kompleksdannelsen med humus som reduserer giftigheten av kobber. Kobber er et essensielt element, dvs det er nødvendig for organismenes livsfunksjoner. Det er derfor et overskudd av kobber som kan gi gifteffekter. Dyr og planter kan ha ulike strategier for å kvitte seg med, inaktivere eller uskadeliggjøre, for mye kobber i organismen. For eksempel så lagres overskuddet i vakuoler i planter, i granulocytter i evertebrater og bindes som metallthioniner (som finnes i gjeller, lever og nyrer) i vertebrater. Behovet for kobber og evnen til å skille ut overskudd av kobber er svært variabel blant organismene. Generelt er nivåene av kobber høyere i dyr som står lavere i næringskjeden. Dette betyr at kobber ikke biomagnifiseres i næringskjeden. Blant akvatiske organismer er mange alger svært sensitive ovenfor kobber. Kobber ble derfor i tidligere tider bruk som bekjempelsesmiddel for uønskede algeoppblomstringer. Enkelte grupper av insektlarver (eks. døgnfluer og steinfluer) og planktoniske krepsdyr (eks. vannlopper) er også sensitive ovenfor kobber. Effekter kan forventes i konsentrasjonsintervallet 3-15 µg/l (Lydersen et al. 2002). Dette gjelder også fisk spesielt i kalsiumfattig, dårlig bufret vann. Negative effekter for fisk kan forventes når konsentrasjonene overstiger 16 µg/l (Lydersen et al. 2002). Mennesket derimot er generelt relativt tolerant for kobber.

Det ble gjennomført en biologisk undersøkelse i bekker som drenerer tre felter med relativt høye metallkonsentrasjoner i 2001 (Rognerud og Bækken 2002). I bekken som drenerer feltskytebanen i Steinsjøfeltet var det et lavere artsantall av bunndyr og total mangel på døgnfluer i forhold til i referansebekken. Dette indikerer at metallforurensningene, med bly- og kobberkonsentrasjoner opp mot 50 µg/l, har ført til gifteffekter på bunndyrene. Bekken som drenerer feltskytebanen på Karlstadskogen hadde et lavere antall bunndyrarter enn i referansebekken, samt et totalt fravær av vanlige døgnfluearter, snegler, småmuslinger og marflo (vanlig forekommende i referansen). Dette indikerer at de konsentrasjoner av bly og kobber, henholdsvis 10 µg/l og 3 µg/l, var såvidt høye at de

ga gifteffekter på bunndyrene. Disse resultatene er i god overenstemmelse med det andre har funnet i metallforurensede vassdrag (Wren og Stephenson 1991, Clements et al. 1988, Deacon et al. 2001). Den lave tettheten av bunndyr i bekken nedstrøms baneanleggene på Bardufoss sentralskytebane kan skyldes gifteffekter på grunn av høye metallkonsentrasjoner, men endringer av bunnsstratet på grunn av grøfting kan også være en forklaring. Dette betyr ikke at gifteffekter kan utelukkes, men at det ikke var mulig å skille mellom disse inngrepene. Konsentrasjonene av bly og kobber var like høye som på Karlstadskogen, og det er mulig at gifteffekter kan ha forårsaket lavere tetthet av bunndyr.

Tiltak

Hvilke tiltak kan gjøres for å redusere utsiget av metaller fra deponiene? Det er bestemt på nasjonalt nivå at bruken av bl.a. bly og kobber skal reduseres vesentlig i årene som kommer. Forsvarets miljøhandlingsplan har en målsetning om å avrennings sikre 50 % av alle Forsvarets skytebaner innen 2006. Oppgraving og fjerning av massene fra alle landets feltskytebaner er et tiltak som vil komme i konflikt med andre interesser som bevaring av biologisk mangfold og friluftaktiviteter. Det vil dessuten være en stor kostnad knyttet til fjerning av masser og betydelig risiko for økt mobilisering av metaller. Foreløpig bør derfor deponiene få ligge i ro slik at avrenningen blir minst mulig. Spesielt er det viktig å hindre graving, sporsetting og andre aktiviteter som mobiliserer metallene og øker konsentrasjonene betydelig i avrenningen. Tilsetning av kalsiumfosfat-holdige og andre kalkholdige mineraler til deponiene kan bidra til økt skorpedannelse på prosjektilene, redusert korrosjonshastighet og økt binding i jorda. Dersom prosjektilene deponeres i myr, eller jord med høyt organisk innhold, er kalking mindre aktuelt da det kan øke lekkasjen av løste metall-humusforbindelser. Dersom de graves i myrlendt terreng er det viktig at kalken fylles ned i grøfta og ikke legges på overflaten. Det er også lite aktuelt å kalke deponier i nøytrale og alkaliske miljø. Dersom deponiene har stor gjennomstrømning av vann så kan et effektivt tiltak være å lede uforurenset vann fra andre deler av nedbørfeltet utenom deponiene. Det kan også være aktuelt å installere filteranlegg som binder løste metaller i sig og bekker med liten vannføring. Andre tiltak er fjerning av stein, selvanvisere i stål og andre harde flater i målområdet slik at en hindrer fragmentering og forstøvning av blykjernen i prosjektilene. Revegetering av områder for å redusere erosjonfaren, og tildekking av toppen på skytevoller for å hindre at vann perkulerer gjennom vollen kan også være aktuelle tiltak. Forsvarsbygg tester for tiden ut ulike tiltak.

I 2003 gjennomførte Kompetansesenter Miljø- og kulturminnevern (MIKU), Forsvarsbygg, en mer detaljert kartlegging av de syv skytefeltene der tiltak ble anbefalt av NIVA i 2003 (Rognerud 2003). Dette inkluderte feltene Evjemoen, Steinsjøen, Hengsvann, Giskås, Bardufoss Sentralskytebane, Karlstadskogen og Mauken. I tillegg ble Avgrunnsdalen skytefelt kartlagt etter anbefaling fra Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Kartleggingen av de åtte skytefeltene ble gjennomført som en del av målsetningen i Forsvarets miljøhandlingsplan om "utarbeidelse av tiltaksplan for opprydding av tungmetallforurensning fra skyte- og øvingsfelt". Det ble samlet prøver av vann og bekkersediment, og disse ble analysert for blant annet Pb, Cu, Sb og Zn. Prøver ble tatt på samme stasjoner som mose- og vannprøver er blitt tatt i overvåkingsprosjektet, i tillegg til en rekke andre steder. Det ble lagt vekt på å ta prøver i bekkene ved skytefeltgrensen for å få en indikasjon på hvor mye tungmetaller som renner ut av feltet. Forsvarsbyggs resultater indikerer at det generelt er god vannkvalitet ved skytefeltsgrensene, selv om det kan være høye konsentrasjoner av metaller lenger inne i feltene (Grete Rasmussen, pers medd). Det er per i dag få miljøtiltak som er dokumentert å fungere i skytefelt. Rapportene fra Forsvarsbyggs arbeid vil derfor ferdigstilles først etter at flere tiltak er blitt testet og at det har vist at de fungerer i felt.

Forsvarsbygg satte i gang uttesting av leca (Østerås og Lind, 2004) og kjøttbeinmel (Ettner og Mengshoel, 2004) i Steinsjøen skytefelt i 2003. De innledende forsøkene viser at leca ikke fungerer effektivt ved høy belastning på filteret. Beinmelsfilteret viser derimot lovende resultater og testingen ble derfor videreført i 2004 (Ettner, 2004). Renseeffekten er høy, men en ulempe med dette filteret er at det øker innholdet av fosfor og nitrogen i vannet som bidrar til økt algevekst. Dette kan forhåpentligvis forbedres med å rense beinmelet bedre før bruk.

Forsvarsbygg har fått testet ut syv ulike zeolitt-typer for vann fra fire ulike skytefelt i lab-skala (Ettner, 2004b). Resultatene viser stor variasjon i renseseffekt mellom ulike typer zeolitt og ulike vanntyper. Zeolitt ser ut til å fungere best for rensing av surt vann.

I 2004 installerte Forsvarsbygg i samarbeid med FFI et pilotanlegg for testing av filtermaterialer i Steinsjøen skytefelt. Flere filter kan testes samtidig eller i parallell, med varierende oppholdstid. FFI testet to filtermaterialer i 2004, et med varmebehandlet granulert torv samt et med varmebehandlet torvmose. Resultatene er lovende men metoden må optimaliseres, og ulike filtermaterialer må testes ut i kombinasjon for å få maksimal fjerning av alle tungmetallene.

Forsvarsbygg startet i 2004 et samarbeidsprosjekt med Troms Garnison, Hærens styrker og FFI om gjennomføring av tiltak i fullskala ved bane K5 på Karlstadskogen, der tiltak er anbefalt. I 2004 ble to bekker som renner inn i banen avskåret. I tillegg ble banen kartlagt for tungmetaller, og det ble installert grunnvannsbrønner i skytebanen for å få en oversikt over forurensningsnivå og hydrogeologi. FFI har startet uttesting av filtermaterialer som kan være aktuelle i ett fullskala anlegg. Det er planer om å bygge dette anlegget i 2005.

EUs vanddirektiv, som blir gjeldende for forvaltning av vannressurser i nær fremtid, stiller strenge krav til potensielle forurenserer for å opprettholde en god vannkvalitet og god økologisk status. Det skal utarbeides kriterier for dette i løpet av nær fremtid. Betydelige mengder tungmetaller er deponert i Forsvarets skytefelt, og det er i praksis umulig å fjerne disse ved oppryddinger. Overvåkningsundersøkelsen har vist at mange bekker er betydelig forurenset i dag, og at mekaniske forstyrrelser av deponiene kan føre til ytterligere økninger i utlekking av metaller til bekkene. Vanddirektivet krever at vannforekomster som står i fare for ikke å oppfylle miljømålene (god økologisk status og vannkvalitet) skal vurderes gjennom et overvåkningsprogram. Vi mener overvåkningsundersøkelsen er en tilstrekkelig dokumentasjon for databehovet i vanddirektivet når det gjelder vannkvalitet, men det trengs antagelig mer dokumentasjoner av biologiske forhold i noen av de mest påvirkede bekkene. Tiltak for å bedre vannkvaliteten kan bli nødvendig i enkelte av bekkene.

Konklusjon

En screeninganalyse av metaller i 64 vannprøver fra 11 ulike skytefelt har vist at det var bly, kobber, antimon og sink som er de mest betydningsfulle tungmetallene når det gjelder forurensning fra prosjektildeponier på Forsvarets områder. Denne analysen inkluderte alle de viktigste metaller som er nevnt i produktbeskrivelsene for ammunisjonstyper benyttet i Forsvaret.

Det var ingen klar sammenheng mellom deponerte mengder metaller i feltene, og metallkonsentrasjonene i bekkene. Korrosjonshastigheten av prosjektilrestene og mobiliteten av korrosjonsproduktene er i stor utstrekning avhengig av de naturgitte forhold. Generelt sett ble det funnet høyere konsentrasjoner av metaller i kalkfattige, humusrike bekker enn i kalkrike, humusfattige. Hovedkilden til antimon-forurensning i skytefeltenes bekker er prosjektilkjerner, og forurensningen er lett å spore da de geokjemiske konsentrasjonene er svært lave. Dette metalloidet har generelt større mobilitet og mindre bindingstyrke til humusstoffer enn bly, som det er legert med i prosjektilkjernene. Generelt er metallers mobilitet svært avhengig av forholdet mellom kompleksbindinger til Fe/Mn/Al-oksider og humusstoffer i fast og løst fase i jordsmonnet.

Mekaniske forstyrrelser i metalldeponier (graving, sporsetting, grøfting) kan medføre en dramatisk økning i utlekking av metaller til vann. Generelt kan vi si at effekten er avhengig av mengden korrosjonsprodukter som er akkumulert i jordsmonnet (deponiets alder), stabiliteten av metallenes binding til jordsmonnet (naturgitte forhold) og graden av vanngjennomstrømming. I eldre felt kan økt avrenning av metaller etter mekaniske inngrep vedvare i over 10 år.

Analyser av et stort antall vannprøver gjennom flere år viser at vann som drenerer skyte- og øvingsfelt har unike ”metallsignaturen” (forholdet mellom konsentrasjonene av kobber/bly, antimon/bly og kobber/sink). Dersom man ikke finner en brukbar referanse i skytefeltet kan signaturen benyttes til å påvise om metaller fra skyteaktiviteten påvirker vannkvaliteten. På bakgrunn av signaturen har det

vært mulig å vise at deponiene i feltene påvirker vannkvaliteten i bekkene selv om konsentrasjonene i noen tilfeller har vært lave. I enkelte bekker var konsentrasjonene høyere enn de som erfaringsmessig kan gi negative effekter på fisk og andre akvatiske organismer. I en undersøkelse fra 2001 fant vi klare indikasjoner på redusert biologiske mangfoldet i noen av de mest forurensede bekkene.

Erfaringene med bruk av vannmose som bioindikator er gode for de metallene som denne undersøkelsen omhandler, og evnen til å fange opp korte utslippspulser er en av styrkene ved å bruke mose fremfor utelukkende ordinære vannprøver.

Resultatene fra prosjektet indikerer at kalking som tiltak for å begrense avrenning av metaller ikke gir de ønskede effekter under alle naturgitte forhold. Kalking er ikke nødvendigvis gunstig for felt med nøytralt til svakt basisk vann. Effekten av kalking er også avhengig av hvordan kalkingen gjennomføres. Naturgitte forhold må alltid vurderes for hver enkelt lokalitet før tiltak gjennomføres.

Ett viktig forebyggende tiltak for å begrense avrenning av metaller er å unngå alle former for mekaniske forstyrrelser av deponiene. Skyting på stein og selvanvisere av stål medfører stor fragmentering av prosjektilene og dermed økt forurensing. Mengden vann som drenerer deponiene har også betydning for utlekking av metall til bekker og elver.

Det er anbefalt å gjennomføre forurensningsbegrensende tiltak på Evjemoen, Hengsvatn, Steinsjøen, Giskås, Heggemoen, Sætermoen (Karlstadskogen), Bardufoss sentralskytebane, Haslemoen og Mauken.

6. Litteraturliste

- Andersen, J. R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04
- Barryman, D. 1990. Selection de nouveaux indicateurs de la qualite des cours d'eau du Quebec. Ministry of Environment Quebec EN 900 140 QE/67/1, 77 p.
- Bengtsson, Å. og Lithner, G. 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som mätare på metallförorening. Statens Naturvårdsverk, PM 1391.
- Black, L. and Allen G. C. 1999. Nature of lead patination. *Brit. Corr. J.* 34: 192-197.
- Bourg, A. C. M., and Loch, J. P. G. 1995. Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. p 87 – 101 In: *Biogeodynamics of pollutants in soil and sediments*. W. Salomons and W.M. Stigliani (eds). Springer-Verlag. Berlin, 352 pp
- 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.
- Chen, X., Wright, J. V., Conca, J L., and Peurrung, L.M. 1997. *Water Air Soil Pollut.* 98, 57-78.
- Chen, Y-W, Deng, T-L., Filella, M., and Belzile, N. 2003. Distribution and early diagenesis of antimony species in sediments and porewaters of freshwater lakes. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1163-1168.
- Clements, W.H., Cherry, D.S. and Cairns, J. Jr. 1988. Impact of heavy metals on insect communities in streams: A comparison of observational and experimental results. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 2017-2025.
- copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California stream.-
- Dames, D.J. and Moore, C. 1993. Field investigations and environmental site assessment of outdoor military small arms ranges. Prepared for the Department of National Defence. Project 24903-021, Mississauga, Ontario. 75 pp.
- Davison, W. 1993. Iron and manganese in lakes. *Earth Sci. Reviews*, 34: 119-169.
- Deacon, J.R., Spahr, N.E., Mize, S.V. and Bougler, R.W. 2001: Using water, bryophytes, and macro-invertebrates to assess trace element concentrations in the Upper Colorado River basin. *Hydrobiologia* 455: 29-39.
- Demayo, A., Taylor, M.C., Taylor, K.W., Hodson, P.V. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife, plants and livestock. *CRC Crit. Rev. Environ. Control* 12 (4): 257-305.
- Descay, J. P. and Empain, A. 1981. Inventaire de la qualite des eaux courantes en Wallonie. Univ. of Liege, Department of Botany.
- Driscoll, C.T., Otten, J.K., & Iverfeldt, Å. 1994. Trace metals speciation and cycling. In: *Biogeochemistry of small catchments*. Eds. B. Moldan and J. Cerny: 299 – 322.
- Emerson R. 1994. Contamination of soil from gun shot: St. Thomas Gun Club (1993). Technical memorandum, Rep. No. SDB 052-4304-94 TM, Ontario Ministry of environment and energy, Bramton, Ont. 15pp
- Ettner, D og Mengshoel, P.O. 2004. Bruk av beinmel (organiske fosformineraler) for å hindre metallavrenning fra skytefelt. Forsvarsbygg GS-rapport nr. 1-2004. Utarbeidet av GEM Consulting AS og Veidekke Gjenvinning AS.
- Ettner, D. 2004. Bruk av fosfatfilter for å redusere metallavrenning fra skytefelt – overvåkingsdata fra 2004. Forsvarsbygg GS-rapport nr. 8-2004. Utarbeidet av GEM Consulting AS. ISBN 82-7972-033-2.
- Ettner, D. 2004b. Zeolitt rensing av tungmetaller fra skytefelt. Forsvarsbygg GS-rapport nr 6-2004. Utarbeidet av GEM Consulting AS. ISBN 82-7972-032-4.
- Filella, M., Belzile, N., and Chen, Y-W. 2002. Antimony in the environment: a review focused on natural waters I. Occurrence. *Earth-Science Review* 57: 125-176.

- Filella, M., Belzile, N., and Chen, Y-W. 2002b. Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry. *Earth-Science Review* 59: 265-285.
- Fisher, F.M., Hall, S.L., Wilder, W.R., Robinson, B.E., Lobpries, D.S. 1986. An analysis of spent shot in Upper Texas coastal waterway wintering habitat. S. 50-54 in J.S. Feierabend and A.B. Russel (eds). Lead poisoning in waterfowl, a workshop 3-4 March 1984, Wichita, Kans. Nat. Wildlife Federation. Washington D.C.
- Fleming, S. 1994. Scientific criteria document for multimedia environmental standards development – Lead. PIBS 2832, Ontario Ministry of Environment and Energy, March. 162 pp. *Freshw. Biol.* 21: 163-179
- Forsvarsbygg 2002. BM-rapport nr. 10. Mjelde, N 11, Bestemorenga, Heggemoen og Bodin leir.
- Friend, M. 1990. Lead Poisoning: The Invisible Disease. Government reports announcements & index, Issue 20.
- Frost, U. 1990. Transplantationversuche mit Wassermossen zur Indication der Gewässergüte am Niederrhein. *Cryptogamie. Bryol. Lichenol.* 11. 339 – 352.
- Förstner, U. and Wittmann, G.T.W. 1979. Metall pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin. 486 pp.
- Holtan, H. og Rosland D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veileder nr. 92:06. SFT-TA-905/1992.
- Jaworski, T. 1978. Effects of lead in the Canadian environment. NRCC No16745, NRC-Canada. 779 s
- Johansson, L. 1995. Application of aquatic mosses as monitors of heavy metal pollution. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden. 71 pp.
- Jørgensen, S. og Willems, M. 1987. The fate of lead in soils: The transformation of lead pellets in shooting-range soils. *Ambio* 16: 11-15.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 315 p.
- Kelly, M. G., Gipton, C., and Whitton B. A. 1987. Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. *Water Resource.* 21 (11): 1429-1435.
- Kjellberg, G. 1988. Vannforurensing fra skytefelt. Delprosjekt 1. Forprosjekt vedrørende eventuelle vannforurensing fra demolering av ammunisjon ved Hjerkinnskytefelt 1986-87. NIVA-rapport L.nr. 2183. 36s.
- Kjellberg, G. 1991. Tiltaksorientert overvåkning av øvre del av Glåma i 1990. NIVA-rapport L.nr. 2644.
- Kjellberg, G. 1994. Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i 1993. NIVA-rapport L.nr. 3050.
- Kjellberg, G. 1994. Tiltaksorientert overvåkning av Trysilelva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på kjemiske og biologiske forhold 1992. NIVA-rapport L.nr. 2983.
- Kjellberg, G. og Boye, B. 1992. Vannforurensing fra skytefelt. Delprosjekt 2. Forurensningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder. NIVA-rapport L.nr. 2700.
- Kjellberg, G. og Rognerud, S. 1992. Vannkvalitet og forurensningsgrad i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. NIVA-rapport, L.nr. 2782.
- Klein, B., Meier P.F., and Aubert J-D. 1991. A comparison of aquatic mosses, sediments and water as indicators of metallic pollution: the case of the Venoge river, Switzerland. *J. Trace Microprobe Techniques*, 9: 107-125.
- Laperche, V., Logan, T. J., Gaddam, P. and Traina, S.J. 1997. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2745-2753.
- Leland, Harry V., Fend, Steven V., Dudley, Thomas L. and Carter, James L. 1989: Effects of,
- Lingsten, L. 1991. Levels of heavy metals in aquatic mosses in acidified waterbodies. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 225-230.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80s.
- Lopez, J., and Carballeira, A. 1990. A comparative study of pigment contents and responses to stress in five species of aquatic bryophyte. *Lindbergia* 15: 188-193.
- Lopez, J., Vasquez, M.D. & Carballeira, A. 1994. Stress responses and metal exchange kinetics following transplant of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Freshw. Biol.* 32: 185-198.

- Lydersen, E. 1998. Humus and acidification. In: Aquatic Humic Substances. Ecological Studies, Vol 133. Hessen and Tranvik (eds). Springer-Verlag, Berlin
- 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.
- Malmquist, B. og Hoffsten, P - O. 1999: Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central swedish streams. *Water Res.* 33: 2415-2423.
- Manninen, S. and Tanskanen, N. 1993. Transfer of lead from shotgun pellets to humus and three plant species in finnish shooting tange. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 410-414.
- 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.
- Monteiro, H.M.V., Goncalves, E. P. and Boaventura, R. 1989. International Symposium on Integrated Approches to Water Pollution Problems, SISSIPA, Lisboa Portugal 19-23 juni 1983, III: 463
- Mouvet, C., Morhain, E., Sutter, C. and Couturieux, N. 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water Air Soil Pollut.* 66: 333-348.
- Naumann, H. 1985. Norges mineraler. Norges Geologiske undersøkelser. Skrifter 68. Universitetsforlaget, Oslo, 278 s.
- Nummi, A. 1990. Saako naapurin tontille ampua? *Ymparisto ja Terveys* 21 (4-5): 322-323.
- 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.
- Porter, S. K., Scheckel, K. G., Impellitteri, C.A., and Ryan, J. A. 2004. Toxic metals in the environment: Thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 34: 495-604.
- Rasmussen, G. and Andersen, S. 1999. Episodic release of arsenic, copper and chromium from a wood preservation site monitored by transplanted aquatic moss. *Water Air, and Soil Pollut.* 109: 41-52.
- Rognerud, S. 1993. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av kobber og bly i 1992. NIVA-rapport L.nr. 2884.
- Rognerud, S. 1993b. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåkning av tungmetaller i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt, Raufoss. NIVA-rapport L.nr. 2888.
- Rognerud, S. 1994a. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 3-års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3076.
- Rognerud, S. 1994b. Basisundersøkelse av vannkvaliteten på Rødsmoen i 1993. NIVA rapport. L.nr. 3021. 21s.
- Rognerud, S. 1995. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 4-års overvåkning. NIVA-rapport. L.nr. 3241.
- Rognerud, S. 1996. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 5-års overvåkning. NIVA-rapport Lnr. 3416-96.
- Rognerud, S. 1997. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 6 års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3669-97
- Rognerud, S. 1998. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 7 års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3802-98
- Rognerud, S. 1999. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 8-års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 4044-99
- Rognerud, S. 2000. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 9 års overvåking. NIVA-rapport L. nr. 4209-2000.
- Rognerud, S. 2001. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 10 års overvåking. NIVA-rapport L. nr. 4351-2001
- Rognerud, S. 2003. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 12 års overvåking. NIVA-rapport L. nr. 4632-2003
- Rognerud, S. 2003. Hjerkinnskytefelt 2002. Vannkvalitet og forurensningsgrad av metaller i vann og biota. NIVA-rapport LNR 4623-2003.

- Rognerud, S. 2004. Bradalsmyra testskytebane. NIVA-rapport 4919-2004. 15s.
- Rognerud, S., Lindstrøm, E.-A., Ståvi, J.M. 2004. Hjerkinnskytefelt 2003. Forurensningsgrad av metaller i vann og handlingsplan mot forurensninger. NIVA-rapport LNR 4781-2004.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. og Ingebrigtsen, K. 1993. Overvåkning av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Terningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. NIVA-rapport L.nr. 2882.
- Rognerud, S. og Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2699.
- Rognerud, S. og Bækken, T. 2002. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåkning. NIVA-rapport 4512-2002.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. og Boye, B. 1991. Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 1. Generell vurdering av bevegelighet og giftighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapport. L.nr. 2668.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. og Boye, B. 1992. Water pollution of heavy metals from military firing ranges in Norway. Manuscript prepared to the Conference on Environmentally Sound Life, Hjerkin Conference 1992.
- 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.
- Say, P.J., and Whitton B.A. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- Scheuhammer, A.M. and Norris, S.L. 1995. A review of the environmental impacts of lead shotshell ammunition and lead fishing weights in Canada. Canadian Wildlife Service. Occasional Paper 88. www.cws-scf.ec.gc.ca/pub/ops/op88/home.html.
- Selinus, O. 1988. Geochemistry and health. In: Science Reviews Limited. Edited by Ian Thornton, Northwood, U.K. pp 13-19.
- SFT, 2000. Helse- og miljøfarlige stoffer man skal være spesielt oppmerksom på. Miljømyndighetenes Obs-liste. 1711/2000.
- 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.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, M., og Røyseth, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpig resultat for 473 sjøer. NIVA-rapport L.nr. 3457-96.
- Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. and Røyseth, O. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-report 4039-99.
- Smith, S.C. 1986. Base metals and mercury in bryophytes and stream sediments from a geological reconnaissance survey of Chandalar Quadrangle, Alaska. *J. Geochem. Explor.* 25. 345-365.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. 1970. *Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.* Wiley-Interscience, New York. 583p.
- Sparks, D.L. 1995. *Environmental soil chemistry.* Academic press. New York.
- Swaine, D.J. 1978. Lead in the environment. *J. Proc. Royal Soc. New South Wales.* 111: 41-47.
- Swaine, D.J. 1986. Lead, s.219-262 in D.C.Adriano (ed). *Trace elements in the terrestrial environment.* Springer Verlag, New York.
- Tanskanen, H., Kukkonen, J., Kaija, J. 1991. Heavy metals pollution in the environment of a shooting range. *Geol. Surv. Finl. Spec. Pap.* 12: 187-193.
- Tarvainen, T., Lahermo, P., and Mannio, J. 1997. Surces of trace metals in streams and haedwater 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.
- Traaen, T.S., Rognerud, S., og Steinnes, E. 1994. Forsuring og tungmetallforurensning i grenseområdene Norge/Russland. Årsrapport 1993. Statlig program for forurensningsovervåkning 567/94. 30 s.
- UN ECE 1998. Århus Protocol on the Convention on Long-Transboundary Air Pollution. Geneva, Switzerland.
- USEPA 1994. Proceeding Under Section 7003 of the solid waste disposal Act. Westchester County Sportsmen's Center. Administrative Order of Consent. Docket No.II RCRA-94-7003-0204. 25 pp.
- Wren, C. D., and Stephenson, G.L. 1991. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. *Environ. Pollut.* 71: 205-241.
- Yurdin, B.J. 1993. An investigation of Lake Michigan sediment at the Lincoln Park Gun Club, Chicago, Illinois. Watershed Unit, Permit Section, Division of Water Pollution Controls, Illinois Environmental Protection Agency. 40 p.
- Zhixun, L., Comet, B., Qvarfort, U., and Herbert, R. 1995. The chemical and mineralogical behaviour of Pb in shooting range soils from central Sweden. *Environ. Pollut.* 89. 303-309.
- Østerås, T. og Lind, C. 2004. Steinsjøen og Bardufoss. Rensing av tungmetaller i avrenning fra skytebaner. Interconsult rapport. Rapport dato 17.06.04.

Vedlegg A.

Konsentrasjoner av kobber og bly i vannmose i 2004

Lokalitet	dato	stasjon	Cu, µg/g	Pb, µg/g
Bardufoss	05.07.2004	1	23,3	3,91
Bardufoss	04.08.2004	1	19,9	1,98
Bardufoss	23.09.2004	1	15,6	2,9
Bardufoss	05.07.2004	2	67,5	72,6
Bardufoss	04.08.2004	2	107	214
Bardufoss	23.09.2004	2	173	621
Bardufoss	05.07.2004	3	77,1	896
Bardufoss	04.08.2004	3	97,7	1946
Bardufoss	23.09.2004	3	107	1980
Bardufoss	05.07.2004	4	14,9	7,75
Bardufoss	04.08.2004	4	10,1	17,1
Bardufoss	23.09.2004	4	12,3	6,77
Bardufoss	05.07.2004	5	12,1	2,82
Bardufoss	04.08.2004	5	15,9	6,4
Bardufoss	23.09.2004	5	12,9	8,4
Blåtind	05.07.2004	1	47,7	11,9
Blåtind	04.08.2004	1	66,7	11,4
Blåtind	23.09.2004	1	64,3	21,7
Blåtind	05.07.2004	2	25,9	7,35
Blåtind	04.08.2004	2	25,8	7,82
Blåtind	23.09.2004	2	30,7	18,1
Blåtind	05.07.2004	3	24,8	12,8
Blåtind	04.08.2004	3	27,3	22,3
Blåtind	23.09.2004	3	26,4	49,7
Blåtind	05.07.2004	4	115	3,09
Blåtind	04.08.2004	4	195	7,58
Blåtind	23.09.2004	5	19,1	2,87
Blåtind	05.07.2004	6	34,9	3,67
Blåtind	04.08.2004	6	33,3	4,43
Blåtind	23.09.2004	6	69,4	8,36
Blåtind	04.08.2004	7	12	2,19
Blåtind	23.09.2004	7	14,1	2,42
Bradalsmyra	01.06.2004	1	8,17	6,43
Bradalsmyra	07.07.2004	1	7,09	6,48
Bradalsmyra	04.08.2004	1	5,68	7,27
Bradalsmyra	30.08.2004	1	9,4	4,95
Bradalsmyra	01.06.2004	4	16,4	19,7
Bradalsmyra	07.07.2004	4	10,5	8,81
Bradalsmyra	30.08.2004	4	11,1	13,5
Bradalsmyra	07.07.2004	7	34,5	13,8
Bradalsmyra	04.08.2004	7	34,5	15,9
Bradalsmyra	07.07.2004	8	15,3	10,8
Bradalsmyra	04.08.2004	8	10,4	10,2
Evjemoen	14.06.2004	F	27,5	40,7
Evjemoen	26.07.2004	F	30,2	238
Evjemoen	20.09.2004	F	53,1	217
Evjemoen	14.06.2004	K	12,4	26,8
Evjemoen	26.07.2004	K	14,7	30,7
Evjemoen	20.09.2004	K	13,5	58
Halkavarre	13.08.2004	1	11,9	1,37
Halkavarre	21.09.2004	1	12,7	1,45
Halkavarre	04.10.2004	1	15,8	2,38

Lokalitet	dato	stasjon	Cu, µg/g	Pb, µg/g
Mjølfjell	08.07.2004	1	17,5	41
Mjølfjell	05.08.2004	1	18,3	41,9
Mjølfjell	29.09.2004	1	18,9	35,3
Mjølfjell	08.07.2004	2	13,8	48
Mjølfjell	05.08.2004	2	17,8	36,2
Mjølfjell	29.09.2004	2	18,2	45,5
Mjølfjell	08.07.2004	4	13,6	33,4
Mjølfjell	05.08.2004	4	13,7	63,8
Mjølfjell	29.09.2004	4	15,6	43,5
Mjølfjell	08.07.2004	5	18,5	43,2
Mjølfjell	05.08.2004	5	13,3	29,4
Mjølfjell	29.09.2004	5	14,8	72,1
Mjølfjell	08.07.2004	6	21,9	33,6
Mjølfjell	05.08.2004	6	20	34,3
Mjølfjell	29.09.2004	6	19,3	50,3
Porsangmoen	10.07.2004	1	17,5	2,16
Porsangmoen	08.13.2004	1	17,8	2,07
Porsangmoen	09.21.2004	1	18,9	1,98
Porsangmoen	10.07.2004	2	18,9	3,01
Porsangmoen	08.13.2004	2	30	4,93
Porsangmoen	09.21.2004	2	20,2	3,39
Porsangmoen	10.07.2004	3	10,9	19,6
Porsangmoen	08.13.2004	3	26,7	15,8
Porsangmoen	09.21.2004	3	17,2	23,8
Porsangmoen	08.13.2004	4	41,9	2,36
Porsangmoen	09.21.2004	4	27,3	3,9
Porsangmoen	10.07.2004	5	22,6	3,23
Porsangmoen	10.07.2004	6	33,5	1,81
Porsangmoen	08.13.2004	6	61,4	3,06
Porsangmoen	09.21.2004	6	36,3	2,62
Porsangmoen	10.07.2004	7	108	10,5
Porsangmoen	08.13.2004	7	49,4	7,02
Porsangmoen	09.21.2004	7	121	15,1
Porsangmoen	10.07.2004	8	61,7	16,4
Porsangmoen	08.13.2004	8	103	24
Porsangmoen	09.21.2004	8	66,5	17,9
Porsangmoen	10.07.2004	11	16,8	0,76
Porsangmoen	08.13.2004	11	26	1,8
Porsangmoen	09.21.2004	11	15,6	1,28
Porsangmoen	10.07.2004	12	46,9	2,72
Porsangmoen	08.13.2004	13	21,7	4,76
Porsangmoen	09.21.2004	13	20,7	1,94
Rena	27.05.2004	S	5,74	6,99
Rena	22.06.2004	S	13	2
Rena	03.08.2004	S	7,24	3,57
Rena	14.09.2004	S	8,51	15
Rena	12.10.2004	S	14	4,55
Rena	27.05.2004	Y	9,1	13,6
Rena	22.06.2004	Y	17,5	1,49
Rena	03.08.2004	Y	29,2	3,06
Rena	14.09.2004	Y	12,6	8,49
Ringerike	24.07.2004	1	16	6

Lokalitet	dato	stasjon	Cu, µg/g	Pb, µg/g
Haslemoen	28.06.2004	1	10,8	5,86
Haslemoen	10.08.2004	1	10,9	3,96
Haslemoen	28.06.2004	2	10,1	5,16
Haslemoen	10.08.2004	2	12	2,68
Haslemoen	10.09.2004	2	12,7	3,24
Haslemoen	10.08.2004	3	5,68	2,61
Haslemoen	10.09.2004	3	6,86	0,65
Haslemoen	28.06.2004	4	30,6	317
Haslemoen	10.08.2004	4	39	366
Haslemoen	10.09.2004	4	32,9	332
Haslemoen	13.10.2004	4	51	331
Haslemoen	28.06.2004	5	12,4	2,38
Haslemoen	10.08.2004	5	8,28	0,71
Haslemoen	10.09.2004	5	7,66	1,05
Haslemoen	28.06.2004	6	8,02	3,82
Haslemoen	10.08.2004	6	6,49	2,9
Lærdal	05.07.2004	1	184	30
Lærdal	04.08.2004	1	115	13,5
Lærdal	03.09.2004	1	106	12,1
Lærdal	20.09.2004	1	111	16,7
Lærdal	05.07.2004	2	197	31,2
Lærdal	04.08.2004	2	210	23,2
Lærdal	03.09.2004	2	155	12,6
Lærdal	20.09.2004	2	235	26,7
Lærdal	05.07.2004	3	126	19,5
Lærdal	04.08.2004	3	188	26,6
Lærdal	03.09.2004	3	167	24,4
Lærdal	20.09.2004	3	241	42,5
Mauken	14.06.2004	1	60,2	5,96
Mauken	05.07.2004	1	71,6	6,17
Mauken	11.08.2004	1	101	4,62
Mauken	08.10.2004	1	185	4,57
Mauken	14.06.2004	2	38,4	29
Mauken	05.07.2004	2	55,9	35,4
Mauken	14.06.2004	3	47,4	242
Mauken	05.07.2004	3	36,5	42,4
Mauken	11.08.2004	3	57,8	436
Mauken	08.10.2004	3	56,3	489
Mauken	14.06.2004	4	26	9,34
Mauken	05.07.2004	4	27,7	15,6
Mauken	11.08.2004	4	22,5	14
Mauken	08.10.2004	4	39,2	63,9
Mauken	14.06.2004	5	23,2	16,9
Mauken	05.07.2004	5	24,3	25,3
Mauken	11.08.2004	5	21,3	24,5
Mauken	08.10.2004	5	24,4	85,9
Mauken	14.06.2004	6	29,5	27,8
Mauken	05.07.2004	6	21,1	31,9
Mauken	11.08.2004	6	20,6	17,6
Mauken	08.10.2004	6	27,9	32,9
Mauken	05.07.2004	7	61,9	11,1
Mauken	05.07.2004	7	76	12,8
Mauken	08.10.2004	7	109	42,8
Mauken	14.06.2004	ref	28,9	8,99
Mauken	05.07.2004	ref	1,9	0,45
Mauken	11.08.2004	ref	21	2,36
Mauken	08.10.2004	ref	21,5	2,91

Lokalitet	dato	stasjon	Cu, µg/g	Pb, µg/g
Steinsjøen	13.07.2004	1	224	302
Steinsjøen	17.08.2004	1	213	237
Steinsjøen	13.07.2004	3	553	951
Steinsjøen	17.08.2004	3	219	155
Steinsjøen	05.10.2004	3	849	1429
Steinsjøen	13.07.2004	A	144	154
Steinsjøen	17.08.2004	A	89,2	277
Steinsjøen	17.08.2004	A	86,7	109
Sætermoen	24.06.2004	1	15,6	4,31
Sætermoen	09.08.2004	1	9,38	5,01
Sætermoen	15.09.2004	1	10,8	8,51
Sætermoen	24.06.2004	2	19,8	4,55
Sætermoen	09.08.2004	2	24,4	1,64
Sætermoen	15.09.2004	2	36,5	3,58
Sætermoen	24.06.2004	3	11,2	2,39
Sætermoen	15.09.2004	3	19,9	6,62
Sætermoen	24.06.2004	4	20,6	3,08
Sætermoen	09.08.2004	4	14,7	1,09
Sætermoen	15.09.2004	4	20,8	2,02
Sætermoen	24.06.2004	5	33,5	20,4
Sætermoen	09.08.2004	5	58,3	457
Sætermoen	15.09.2004	5	82,5	566
Sætermoen	24.06.2004	6	16,5	4,12
Sætermoen	09.08.2004	6	15,2	4,2
Sætermoen	24.06.2004	1ref	11,6	2,32
Sætermoen	09.08.2004	1ref	7,28	1,48
Sætermoen	15.09.2004	1ref	12,6	3,47
Sætermoen	24.06.2004	2ref	22,8	6,71
Sætermoen	09.08.2004	2ref	21,4	0,9
Sætermoen	15.09.2004	2ref	37,7	2,45
Sætermoen	24.06.2004	3ref	13,5	3,59
Sætermoen	09.08.2004	3ref	11,9	1,66
Sætermoen	15.09.2004	3ref	15,7	2,67
Sætermoen	24.06.2004	4ref	16,2	2,36
Sætermoen	09.08.2004	4ref	10,1	1,63
Sætermoen	15.09.2004	4ref	12,8	3,78
Sætermoen	24.06.2004	5ref	9,58	1,76
Sætermoen	09.08.2004	5ref	6,75	0,65
Sætermoen	15.09.2004	5ref	4,69	0,2
Sætermoen	24.06.2004	6ref	20,4	5,04
Sætermoen	09.08.2004	6ref	18	3,29
Terningmoen	02.07.2004	B1	28	11,5
Terningmoen	30.09.2004	B1	19	20,8
Terningmoen	12.10.2004	B1	28	34,2
Terningmoen	02.07.2004	B2	21,8	14,7
Terningmoen	30.09.2004	B2	36,5	15,8
Terningmoen	12.10.2004	B2	25,7	18,6
Terningmoen	02.07.2004	B3	27	11,9
Terningmoen	30.09.2004	B3	37,1	69,6
Terningmoen	02.07.2004	T1	12,5	6,31
Terningmoen	30.09.2004	T1	12,1	24,8
Terningmoen	02.07.2004	T2	17,5	7,53
Terningmoen	30.09.2004	T2	16,1	28,9
Terningmoen	12.10.2004	T2	16,8	13,9
Terningmoen	02.07.2004	T3	7,07	62,4
Terningmoen	30.09.2004	T3	5,69	28,6
Terningmoen	12.10.2004	T3	5,3	78,1

Vedlegg B.

Konsentrasjoner av metaller, pH og TOC i 2004.

felt	stasjon	dato	Ca, µg/l	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mgC/l
Bardufoss	1	05.07.2004	20000	1,9	0,02	0,05	0,4	7,73	8,1
Bardufoss	1	04.08.2004	21300	2,31	0,01	0,05	3,64	7,91	4,5
Bardufoss	1	23.09.2004	14800	1,32	0,02	0,26	0,57	7,22	7,2
Bardufoss	2	05.07.2004	21400	8,99	3,18	4,08	2	7,62	6,6
Bardufoss	2	04.08.2004	21800	4,68	1,34	1,4	2,22	7,62	5,8
Bardufoss	2	23.09.2004	19300	7,98	5,19	3,29	3,38	7,32	6,6
Bestemorenga	2	26.05.2004	14400	1,01	0,23	0,23	0,39	7,76	1,2
Bestemorenga	2	02.07.2004	15900	0,446	0,616	0,23	0,36	7,81	1,2
Bestemorenga	2	09.08.2004	20300	0,456	0,427	0,23	0,61	7,98	1,4
Blåtind	3	05.07.2004	11500	4,52	0,275	0,84	4,51	7,76	2
Blåtind	3	04.08.2004	12000	1,87	0,15	1,2	0,72	7,71	2,3
Blåtind	3	22.09.2004	11000	1,67	0,256	0,87	0,94	7,45	2,4
Blåtind	4	05.07.2004	20500	2	0,03	0,1	2,19	7,99	1,1
Blåtind	4	04.08.2004	21900	1,68	0,01	0,08	2,38	8,05	1
Blåtind	4	22.09.2004	17500	1,94	0,01	0,23	4,28	7,77	1,1
Bradalsmyra	1	07.07.2004	1590	0,59	0,24	0,08	5,01	5,9	8
Bradalsmyra	1	04.08.2004	2030	0,62	0,31	0,06	3,05	5,8	10,2
Bradalsmyra	1	30.08.2004	1930	0,43	0,2	0,05	3,38	5,85	9,4
Bradalsmyra	1	04.11.2004	1060	0,32	0,14	0,05	2,01	5,56	7,9
Bradalsmyra	4	07.07.2004	5120	1,87	0,46	0,1	5,36	6,9	7,7
Bradalsmyra	4	04.08.2004	10300	1,17	0,33	0,2	2,99	7,05	8,7
Bradalsmyra	4	30.08.2004	7360	1,2	0,3	0,1	3,5	6,5	8,1
Bradalsmyra	4	04.11.2004	4330	1,36	0,24	0,09	2,93	6,98	6,3
Børja	1	02.08.2004	661	22,4	2,71	0,2	25,4	5,22	18,3
Børja	1	30.08.2004	620	83	6,24	0,24	69,4	4,8	19,8
Børja	1	27.09.2004	609	97,6	7,92	0,56	52,8	4,18	33,7
Børja	2	02.08.2004	610	13,3	1,53	0,36	20,9	5,27	11,5
Børja	2	30.08.2004	620	14,7	1,44	0,36	24	5,04	11,6
Børja	2	27.09.2004	724	16,8	2,31	0,38	20,2	4,67	17,3
Drevjamoen	1	27.05.2004	12000	3,37	0,08	0,43	0,53	7,51	1,7
Drevjamoen	1	02.07.2004	13500	1,73	0,31	0,28	4,56	7,57	1,5
Drevjamoen	2	27.05.2004	3530	0,842	0,098	0,05	0,07	7,32	0,78
Drevjamoen	2	02.07.2004		0,563	0,19	0,09	0,65	7,33	0,73
Drevjamoen	3	27.05.2004	21700	0,584	0,008	0,06	0,34	8,04	0,74
Drevjamoen	3	02.07.2004		0,369	0,023	0,05	0,4	8,06	1,1
Drevjamoen	4	27.05.2004	23400	1,42	0,033	0,1	0,59	8,14	0,97
Drevjamoen	4	02.07.2004		0,549	0,03	0,2	0,3	8,11	0,96
Drevjamoen	5	27.05.2004	4460	3,7	0,086	0,06	0,25	7,42	3,9
Drevjamoen	5	02.07.2004		1,88	0,244	0,05	1,4		
Elvegårdsmoen	1	09.08.2004	15400	1,52	0,17	0,37	1,4	7,87	1,4
Evjemoen	F	14.06.2004	1320	11	3,4	0,52	8,22	6,31	7
Evjemoen	F	26.07.2004	1360	9,32	3,64	0,48	8,4	6,25	8,3
Evjemoen	F	20.09.2004	1160	11,9	5,47	0,95	15,4	5,04	12,3
Evjemoen	K	14.06.2004	2280	2,43	1,82	0,24	7	6,11	10,2
Evjemoen	K	26.07.2004	2210	2,38	1,62	0,25	6,3	6,2	12,9
Evjemoen	K	20.09.2004	1210	5,88	3,44	0,93	14,7	5,79	16,1
Giskås	1	14.06.2004		20,6	4,58	0,23	12,3	6,08	13
Giskås	1	19.08.2004		19,3	3,48	0,2	7,18	5,41	16,3

felt	stasjon	dato	Ca, µg/l	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mgC/l
Giskås	1	14.09.2004	869	33,1	5,8	0,26	9,35	4,59	24,7
Giskås	2	14.06.2004		5,19	4,41	0,8	4,95	6,7	10,4
Giskås	2	19.08.2004		3,55	3,61	0,56	2,78	7	13,8
Giskås	2	14.09.2004	2610	9,4	10,4	1,5	5,08	5,79	22,4
Giskås	3	14.06.2004		4,04	2,1	1,1	3,95	6,76	6,1
Giskås	3	19.08.2004		4,43	1,49	0,76	4,52	6,96	7,3
Giskås	3	14.09.2004	2520	10,7	8,12	1,7	7,48	5,77	22,9
Giskås	4	14.06.2004		6,11	0,954	0,05	6,23	6,99	2,3
Giskås	4	19.08.2004		0,515	0,056	0,05	1,2	7,18	2
Giskås	4	14.09.2004	1460	1,27	0,47	0,09	3,33	5,13	21,8
Halkavarre	1	21.06.2004		0,817	0,06	0,05	0,92	7,14	1,4
Halkavarre	1	09.08.2004	5310	0,657	0,026	0,05	1,5	7,59	1,4
Halkavarre	1	21.09.2004	4240	0,61	0,01	0,02	0,37	7,28	1,6
Haslemoen	1	12.05.2004	6580	2,62	0,17	0,1	2,64		
Haslemoen	1	10.08.2004	10700	0,537	0,13	0,05	1,1	6,83	31,2
Haslemoen	2	12.05.2004	5740	2,05	0,082	0,07	4,44		
Haslemoen	2	10.08.2004	6080	0,972	0,245	0,05	3,42	6,97	9,8
Haslemoen	2	27.10.2004	6100	1,25	0,503	0,06	5,63		
Haslemoen	3	12.05.2004	6920	2,58	0,12	0,06	0,75		
Haslemoen	3	10.08.2004	15200	0,458	0,202	0,05	2,1	7,38	10,1
Haslemoen	4	12.05.2004	732	37,8	4,19	0,4	2,33		
Haslemoen	4	27.10.2004		20,3	6,5	0,25	17,6		
Haslemoen	5	12.05.2004	4880	2,71	0,17	0,07	4,41		
Haslemoen	5	10.08.2004	5430	1,07	0,71	0,05	2,8	7,05	8,7
Haslemoen	5	27.10.2004		2,01	0,29	0,3	5,85		
Haslemoen	6	12.05.2004	4400	2,75	0,14	0,07	0,49		
Heggemoen	1	03.06.2004	928	45,9	6,41	1,7	2,58	5,86	9,5
Heggemoen	1	08.07.2004	830	29,1	26,7	2,1	12,1	5,48	17,3
Heggemoen	1	09.08.2004	1660	23,5	16,1	0,91	13,7	6,21	13,1
Heistadmoen	4	21.06.2004		8,33	1,44	2,88	10,4	7,22	6,8
Heistadmoen	4	02.08.2004	11900	5,64	1,48	1,4	29,4	7,64	3,7
Hengsvatn	2	21.06.2004		23,6	9,24	4,49	25,3	5,96	11,1
Hengsvatn	2	02.08.2004	2660	19,1	9,35	2,94	25,1	6,56	9,4
Hengsvatn	2	13.09.2004	2180	16,1	7,63	3,48	19,4	6,32	9,1
Hengsvatn	3	21.06.2004		10,1	4,02	0,37	12,3	4,71	15,4
Hengsvatn	3	02.08.2004	828	7,31	1,98	0,27	6,15	5,72	8,4
Hengsvatn	3	13.09.2004	603	7,43	1,76	0,24	7,11	5,35	8,6
Høybuktm.	D	28.06.2004		9,29	0,983	0,09	20	6,88	16,1
Høybuktm.	D	15.07.2004	5220	3,44	0,641	0,08	6,48	7,39	16,9
Høybuktm.	D	25.08.2004		2,93	0,19	0,2	5,95	6,09	18,5
Høybuktm.	K	28.06.2004		9,99	6,21	0,27	17,9	6,18	17,7
Høybuktm.	K	15.07.2004	2490	8,95	3,25	0,38	35	6,16	10,5
Høybuktm.	K	25.08.2004		2,36	0,462	0,2	10,6	5,94	11
Høybuktm.	M	28.06.2004		7,09	1,09	0,88	39	7,41	10,1
Høybuktm.	M	15.07.2004	6410	5,67	1,89	0,55	41,1	7,56	9
Høybuktm.	M	25.08.2004		7,52	0,743	3,47	49,7	5,95	12,5
Høybuktm.	P	28.06.2004		2,28	0,297	0,09	2,46	6,52	2,2
Høybuktm.	P	15.07.2004	1820	3,29	0,46	0,1	6,23	6,75	2
Høybuktm.	P	25.08.2004		4,77	0,17	0,07	6,14	6,33	10,1
Sætermoen	5	24.06.2004	22700	1	0,428	0,24	0,75	7,99	1,1
Sætermoen	5	03.08.2004	21800	1,72	0,926	0,39	1,1		
Sætermoen	5	15.09.2004	17800	10,4	12	6,15	6,34	7,17	7,3
Mauken	1	14.06.2004	7100	4,48	0,51	0,32	1,6	7,37	3,4

felt	stasjon	dato	Ca, µg/l	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mgC/l
Mauken	1	05.07.2004	7470	6,14	0,14	0,28	2,94	7,51	4,5
Mauken	1	11.08.2004	8530	5,89	0,13	0,2	3,32		
Mauken	2	14.06.2004	6900	3,76	0,297	0,45	0,73	7,36	3,3
Mauken	2	05.07.2004	7250	4,07	0,229	0,36	0,65	7,55	4,4
Mauken	2	11.08.2004	8350	4,18	0,218	0,36	0,55		
Mauken	3	14.06.2004	11000	11,1	30,8	20,3	8,89	7,26	8,3
Mauken	3	05.07.2004	10800	10,8	17,2	12,9	6,81	7,37	10,7
Mauken	3	11.08.2004	12700	9,82	14,2	9,57	5,59		
Mauken	6	14.06.2004	3100	2,04	0,262	0,06	1,8	6,97	3
Mauken	6	05.07.2004	3280	2,78	0,319	0,2	1,3	7,17	4,4
Mauken	6	11.08.2004	4140	3,33	0,402	0,21	3,94		
Mauken	7	14.06.2004	9050	4,94	0,353	0,32	11,1	7,45	2,7
Mauken	7	05.07.2004	9100	4,81	0,257	0,34	9,27	7,45	3
Mauken	7	11.08.2004	8390	7,14	0,373	0,36	13,4		
Mjølfjell	1	03.06.2004	474	0,338	0,02	0,05	0,09	6,38	0,2
Mjølfjell	1	08.07.2004	451	0,11	0,021	0,05	0,3		
Mjølfjell	1	05.08.2004	468	0,15	0,028	0,07	0,21		
Mjølfjell	2	03.06.2004	566	0,579	0,08	0,05	0,1	6,11	0,1
Mjølfjell	2	08.07.2004	451	0,14	0,031	0,05	0,45		
Mjølfjell	2	05.08.2004	440	0,12	0,021	0,06	0,27		
Mjølfjell	4	03.06.2004	492	0,29	0,027	0,05	0,08	6,32	0,14
Mjølfjell	4	08.07.2004	405	0,09	0,021	0,05	0,2		
Mjølfjell	4	05.08.2004	485	0,21	0,037	0,05	0,44		
Mjølfjell	5	03.06.2004	440	0,24	0,028	0,05	0,1	6,24	0,12
Mjølfjell	6	03.06.2004	453	0,24	0,01	0,05	0,05		
Mjølfjell	7	03.06.2004	586	0,16	0,01	0,05	0,05	6,46	0,21
Mjølfjell	7	06.07.2004	507	0,28	0,048	0,05	0,58		
Mjølfjell	7	04.08.2004	573	0,561	0,077	0,05	1,2		
Mjølfjell	8	03.06.2004	653	0,097	0,005	0,05	0,05	6,47	0,1
Mjølfjell	8	06.07.2004	653	0,322	0,03	0,05	0,69		
Mjølfjell	8	04.08.2004	708	0,073	0,007	0,05	0,1		
Porsangmoen	1	21.06.2004	14000	1,29	0,035	0,1	0,36	7,5	2,7
Porsangmoen	1	09.08.2004	16500	1,05	0,034	0,09	1	7,78	2,8
Porsangmoen	1	21.09.2004	16000	1,25	0,025	0,08	0,56	7,24	2,7
Porsangmoen	8	21.06.2004	14100	4,72	0,491	2,57	0,94	7,74	3,4
Porsangmoen	8	09.08.2004	14200	4,61	0,61	2,61	1,1	7,86	3,7
Porsangmoen	8	21.09.2004	14000	4,66	0,611	2,67	1,1	7,55	3,8
Ringerike	1	24.07.2004	27300	0,782	0,022	0,23	0,24		
Ringerike	1	30.09.2004	20800	1,14	0,1	0,53	1		
Steinsjøen	1	01.06.2004	6160	50,5	5,66	4,99	3,93		
Steinsjøen	1	13.07.2004	6070	38,5	20,2	5,52	30,2		
Steinsjøen	2	01.06.2004	1650	838	92	26,7	398		
Steinsjøen	2	17.08.2004	5640	54,2	5,98	6,9	99,2		
Steinsjøen	3	13.07.2004	7190	19,2	1,55	2,73	26,1		
Steinsjøen	A	13.07.2004	3620	16,7	5,03	4,85	13,3		
Sætermoen	1	24.06.2004	17900	0,649	0,061	0,1	0,42	8,01	3
Sætermoen	1	09.08.2004	21000	0,864	0,14	0,1	0,63		
Sætermoen	1	15.09.2004	16100	0,657	0,19	0,1	1,4	7,62	4,6
Sætermoen	4	24.06.2004	10000	0,391	0,022	0,05	0,38	7,76	0,43
Sætermoen	4	09.08.2004	11800	0,39	0,02	0,05	0,3		
Sætermoen	4	15.09.2004	15200	0,467	0,01	0,02	0,4	7,74	0,8
Sørlimarka	1	28.06.2004	5300	0,56	0,082	0,06	0,69	7,39	1,9
Sørlimarka	1	16.08.2004	4240	1,17	0,241	0,09	1,6		

felt	stasjon	dato	Ca, µg/l	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mgC/l
Sørlimarka	1	14.09.2004	5400	1,13	0,356	0,1	2,04	7,33	3
Sørlimarka	2	28.06.2004	3220	0,26	0,033	0,05	0,21	7,23	2
Sørlimarka	2	16.08.2004	3110	0,494	0,12	0,05	1,4		
Sørlimarka	2	14.09.2004	3210	1,04	0,394	0,08	2,12	7,09	3,2
Sørlimarka	3	28.06.2004	6300	2,15	0,212	0,3	0,93	7,29	4,2
Sørlimarka	3	16.08.2004	5880	2,42	0,235	0,38	0,77		
Sørlimarka	3	14.09.2004	5910	5,03	0,452	1,2	3,67	7,19	6,2
Terningmoen	B1	30.09.2004	2500	3,15	0,953	0,26	4,34	6,77	7,5
Terningmoen	B2	30.09.2004	2480	3,12	0,923	0,29	5,03	6,65	8,8
Terningmoen	B3	30.09.2004	2520	2,59	0,619	0,1	2,45	6,9	4,3
Terningmoen	T1	30.09.2004	4590	1,46	0,727	0,1	5,65	6,64	19,3
Terningmoen	T2	30.09.2004	4580	1,61	0,723	0,1	5,55	6,64	18,7
Terningmoen	T3	30.09.2004	4870	1,02	0,651	0,08	5,67	6,7	19,3
