

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser

Resultater fra 15 års overvåking

Dato: 25.04.2006



Setermoen skytefelt (Karlstadskogen). Bekk som tidligere rant gjennom feltbane er omdirigert utenom banen. Foto: Grete Rasmussen, Forsvarsbygg.

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). Prosjektet er gjennomført av NIVA på oppdrag fra Forsvarsbygg Utleie. Kompetansesenter Miljø i Forretningsområde Rådgivning har vært kvalitetssikrer i prosjektet.

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 skyte- og øvingsfelt som er unike i global målestokk. Kunnskapene er både av forsknings- og forvaltningsmessig verdi, og brukes til å forebygge slike problemer i fremtidige anlegg, men også for å forhindre avrenning av metaller. I tillegg vil overvåkingsprogrammet komme til nytte i fremtiden ved å dokumentere effekter av miljøtiltak.

I overvåkingsrapporten for 2004 anbefalte NIVA at det vurderes å gjennomføre tiltak i Evjemoen, Hengsvatn, Steinsjøen, Giskås, Heggemoen, Sætermoen (Karlstadskogen), Bardufoss sentralskytebane, Haslemoen og Mauken. Forsvarsbygg samarbeider med Forsvarets forskningsinstitutt og Forsvarets militære organisasjon om å utvikle og teste tiltaksmetoder som kan benyttes for å begrense avrenning av tungmetaller fra skytefelt. Hvert enkelt skytefelt er unikt mhp geografi, klima og jordsmonn og utlekking av tungmetaller, og krever ulike kombinasjoner av tiltak. Å finne metoder for å stoppe utlekking av metaller fra myr er spesielt utfordrende pga komplisert kjemi og store mengder vann. Tidligere er noen av disse områdene blitt kalket, men overvåkingsprogrammet viser at kalking av feltbaner kan faktisk øke utlekking av metaller.

Forsvarsbygg, ved Kompetansesenter Miljø, har tatt prøver i feltene der det ble anbefalt å vurdere tiltak for i 2003 (Steinsjøen, Hengsvann, Giskås, Bardufoss Sentralskytebane, Karlstadskogen og Mauken). For de undersøkte feltene er det laget avrenningskart, og den totale avrenningen av tungmetaller er beregnet. Den totale mengde tungmetaller som lekker ut fra feltene er relativt liten i forhold til mengde tungmetaller som er deponert i feltene. Det betyr at utlekkingen vil hovedsakelig utgjøre et lokalt problem, men at den vil fortsette i mange år fremover. I flere av feltene gjelder at metallkonsentrasjonene i bekkene og elvene som renner ut av feltet er lave, og kortsiktige tiltak er derfor ikke prioritert/ iverksatt. Det er viktig å sikre at tiltak som gjennomføres er av tilstrekkelig høy miljømessig kvalitet, har lang levetid og gjennomføres på en kostnadseffektiv måte. Det lekker metaller ut fra Steinsjøen skytefelt, og her er det igangsatt flere feltforsøk. I 2004 tok 6. divisjon, Midt Troms, initiativ til å gjennomføre et fullskala avbøtende tiltak ved en feltbane i Karlstadskogen, med faglig bistand fra Kompetansesenter Miljø. Resultatene fra overvåkingsprogrammet tyder på at tiltaket så langt har vært vellykket. Uttesting av tiltak i felt vil fortsette i 2006.

Erfaringsgrunnlaget som nå ligger i overvåkingsprosjektet innebærer blant annet at vi har 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. Denne kunnskapen formidles til skytebaneforvaltere og markedsområder, blant annet gjennom Skytefelthåndboka. I fremtiden vil det bli satt krav til miljørapportering for hvert enkelt skytefelt. De resterende aktive skyte- og øvingsfelt skal kartlegges mht utlekking av forurensning i løpet av 2006 og 2007, og skal på sikt inngå i overvåkingsprogrammet.

Forsvarsbygg retter en stor takk til NIVA og lokale prøvetakere for samarbeidet i 2005.



Knud Grindrud
Seksjonssjef Utleietjenester Forvaltning
Forsvarsbygg Utleie

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 15 års overvåking	Løpenr. (for bestilling) 5162-2006	Dato 25 april 2006
	Prosjektnr. Undernr. 25307	Sider Pris 44 + vedlegg
Forfatter(e) Sigurd Rognerud	Fagområde miljøgifter	Distribusjon åpen
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarsbygg	Oppdragsreferanse Rune Søyland, Line Stabell Selvaag, Grete Rasmussen
----------------------------------	---

Sammendrag.

Vi har undersøkt 20 skytefelt og ett demoleringsfelt i 2005 som et ledd i den nasjonale skytefeltundersøkelsen. Det er foreslått å vurdere tiltak for begrense spredningen av metallforurensninger i Hengsvatn, Steinsjøen, Bardufoss, Rødsmoen, Giskås Heggemoen, Mauken og Lærdalfeltet (vedlikehold av sedimentasjonsdammer). Ved feltskytebanen på Karlstadskogen ble vannet ledet utenom deponiene. Dette var et tiltak som var effektivt og kan være en enkel måte å redusere metallutsiget fra deponiene i flere felter. Tidsutviklingen i konsentrasjonen av metaller har vært positiv i bekkene på Evjemoen og Steinsjøen etter at gravearbeidene ble avsluttet, og på Karlstadskogen etter tiltak. Det er registrert en negativ trend med økende konsentrasjoner av kobber i en eller flere av bekkene som avvanner Lærdalfeltet, Rødsmoen og Mauken, mens blykonsentrasjonene har økt i bekken som avvanner Heggemoen. I de andre feltene var det ingen klare tidstrender. Vi anbefaler at den årlige overvåkingen forsterkes (evt. med flere målinger) i alle felter som det foreslås å gjøre tiltak samt Evjemoen, Karlstadskogen og Terningmoen (hvis økt aktivitet). Årlige overvåkinger er ikke nødvendig på Heistadmoen, Sørlimarka, Bestemorenga, Blåtind, Halkvarre, Mjølfjell og Drevjamoen. På Porsangmoen, Sætermoen og Høybuktkmoen foreslås en reduksjon i antall bekker som skal overvåkes årlig.

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

ISBN 82-577-4876-5



Jarle Nygard

Fag og markedsdirektør

Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser.

Resultater fra 15 års overvåkning

Saksbehandler Sigurd Rognerud

Medarbeidere: Mette-Gun Nordheim (NIVA)
Jarl Eivind Løvik (NIVA)
Eirik Fjeld (NIVA)
Line Stabell Selvaag (Forsvarsbygg)
Grete Rasmussen (Forsvarsbygg)
Rune Søyland (Forsvarsbygg)
Kjell Langvassli (Forsvaret, Mauken)
Ove André Andreassen (Forsvaret, Sætermoen)
Roger Heiskel (Forsvaret, feltene i Troms)
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)
Jørn Henriksen (Forsvaret, Bardufoss, Blåtind)
Kai Indgjerdingen (Forsvaret, Steinsjøfeltet)
Knut Magne Trones (Forsvaret, Giskås)
Atle Hundeide (Forsvaret, Bestemorenga, Heggemoen)
Per Bjørn Skoglund (Forsvaret, Sørlimarka)
Arne Haugland (Forsvaret, Mjølfjell)
Odd-Erik Martinsen (Forsvarsbygg, Rødsmoen)
Karl Emil Kristensen (Forsvaret, Drevjamoen)

Forord

Denne rapporten viser tidsutviklingen i metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer av Forsvarets skytefelt og ett demoleringsfelt i Lærdal. Overvåkingen startet opp i feltene på Evjemoen, Steinsjøen, Terningmoen, Mauken og Bradalsmyra i 1991. Siden har flere felt kommet til: Porsangmoen (1992), Lærdal (1993), Sætermoen (1996), Rødsmoen (1998), Heistadmoen, Hengsvatn og Høybuktknoen (1999), Bardufoss (2000), og Blåtind (2001). Fra og med 2002 ble overvåkingen utvidet med Børja, Elvegårdsmoen, Bestemorenga, Giskås, Sørlimarka og Heggemoen. De to førstnevnte er ikke undersøkt i 2005. I 2004 ble overvåkingen ytterligere utvidet med undersøkelser i skytefeltene på Haslemoen, Drevjamoen og Mjølfjell. Undersøkelsene på Haslemoen ble avsluttet i 2004. Mjølfjell ble også 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, Forretningsområde Rådgivning, Kompetansesenter Miljø, 19. september 2005. I Forsvarsbygg har Rune Søyland vært kontaktperson i etableringsfasen av overvåkningsprosjektet i 2005, Line Stabell Selvaag i gjennomføringen og Grete Rasmussen i rapporteringsfasen..

Feltarbeidet ble gjennomført høsten 2005 med hjelp av skytefeltsadministrasjonene og miljøvern-offiserene 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 (Høybuktknoen), Tore Bjørnhusdal (Heistadmoen), Jan Solhaug (Hengsvatn), Ove André Andreassen (Sætermoen og Karlstadskogen), Jørn Henriksen (Bardufoss sentralskytebane og Blåtind), Knut Magne Trones (Giskås), Atle Hundeide (Bestemorenga, Heggemoen), Per Bjørn Skoglund (Sørlimarka), Kai Indgjerdingen (Steinsjøen), Arne Haugland (Mjølfjell), Odd-Erik Martinsen (Rødsmoen) og Karl Emil Kristensen (Drevjamoen) for deltagelse i prøveinnsamlingen slik at undersøkelsene gikk etter programmet. En spesiell takk Roger Heiskel (Forsvaret) som tok del i innsamling og klargjøring av vannmoser for utsetting i skytefeltene i Troms 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. Vi vil også takke Grete Rasmussen (Forsvarsbygg) som har bidratt med viktige opplysninger om enkelte felt der det har vært gjennomført tiltak og gitt konstruktive innspill til rapporten.

Jarl Eivind Løvik (NIVA) har samlet inn prøvene fra Terningmoen og Mette-Gun Nordheim (NIVA) har laget illustrasjonene av tidsseriene. Sigurd Rognerud har ledet prosjektet og skrevet rapporten. Alle prøver ble analysert ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Ottestad, 25. april 2006



Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Metoder	8
2.1 Valg av metode	8
2.2 Innsamlingsrutiner for mosene og metodetest	9
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 Lærdalfeltet	20
3.6 Rødsmoen øvingsområde.	22
3.7 Bestemorenga, Børja, Elvegårdsmoen, Giskås, Sørlimarka og Heggemoen.	23
3.8 Sætermoen inklusive Karlstadskogen	26
3.9 Bardufoss sentralskytebane	28
3.10 Mauken	30
3.11 Blåtind	32
3.12 Halkavarre skytefelt	33
3.13 Porsangmoen	34
3.14 Høybuktmoen	36
3.15 Mjølfjell	37
3.16 Drevjamoen	38
4. Resultater for feltene samlet.	39
5. Konklusjon	42
6. Litteraturliste	43
Vedlegg A.	45
Vedlegg B.	47

Sammendrag

Rapporten omhandler konsentrasjoner av bly, kobber, antimon og sink i bekker som drenerer 20 av Forsvarets skytefelt og ett demoleringsfelt (Lærdal). Det er undersøkt tidstrender i konsentrasjoner av bly og kobber i vannmoser (biotilgjengelig fraksjon), og konsentrasjoner av bly, kobber, sink og antimon i vann. I 2005 undersøkte vi også pH og graden av humuspåvirkning (TOC) i bekkene.

Vannanalysene i bekkene fra 2005 viste at det var en svært god sammenheng mellom kobber og bly i feltene, med unntak av de feltene hvor det er kjente metallanrikninger i nedbørfeltene. Dette gjelder Porsangmoen, Heistadmoen og Lærdal som alle har et naturlig forhøyet nivå av kobber i skytefeltet. I disse feltene blir derfor forholdet mellom kobber og bly betydelig høyere enn det som er vanlig i de andre feltene. Den gode sammenhengen mellom bly og kobber er en indikasjon på at korrosjon av riflekuler er den dominerende kilden for disse metallene i feltene. Deponiene av riflekuler inneholder ca. 69 % bly, 26 % kobber, 2 % antimon og 3 % sink. Selv om det følger er rimelig å anta at deponiene inneholder mer bly enn kobber så var det generelt lavere konsentrasjoner av bly enn kobber i bekkene (Pb/Cu ca. 0,5). I felter der det også brukes artilleriammunisjon (inneholder kobber, men ikke bly) kan totalt deponerte mengder kobber være større enn bly. Likevel tror vi hovedårsaken er at korrosjonsproduktene av bly bindes mer effektivt i deponiet og i jordsmonnet enn tilfelle er for kobber.

Tilsvarende var det en god sammenheng mellom konsentrasjonene av kobber og sink i bekkene og forholdet var nær 1:1 selv om deponiene av kobber er langt større enn sink. Dette viser at når riflekulenes kobberkappe leget med sink korroderer så mobiliseres korrosjonsproduktene av sink betydelig mer effektivt enn kobber i jordsmonnet. Dette er i god overensstemmelse med andre undersøkelser som har vist at bindingstyrken i jordsmonnet er betydelig større for kobber enn for sink.

Det var også en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og antimon i bekkene, men forholdet mellom metallene var påvirket av pH. Bly er sterkt bundet i et basisk jordsmonn og svært lite løste blyioner tillføres bekkene, mens antimon er mest mobilt i basiske omgivelser. Korrosjonen går raskest i et surt miljø og utløst antimon assosiert til humus mobiliseres også i et surt miljø. Dette er med på å forklare at forholdet mellom bly og antimon i et surt miljø var nærmere 10, mens i et basisk miljø var det nærmere 1. Forholdet mellom bly og antimon i riflekuler er ca. 23. Dette viser at antimon er langt mer mobilt enn bly i de fleste miljøer.

Det er foreslått å vurdere tiltak for å begrense spredningen av metallforurensninger i følgende felter: Hengsvatn, Steinsjøen, Lærdal (vedlikehold av sedimentasjonsdammer), Rødsmoen, Giskås Heggemoen, Mauken og Bardufoss. Ved feltskyte-banen på Karlstadskogen ble vannet ledet utenom deponiene. Dette har hittil vist seg å være et effektivt tiltak og dette kan være en enkel måte å redusere metallutsiget fra deponier i flere felter. Tidsutviklingen har vært positiv i bekkene på Evjemoen og Steinsjøen etter at gravearbeidene ble avsluttet, og på Karlstadskogen etter tiltak. Det har vært en negativ trend med økende konsentrasjoner av kobber i en eller flere av bekkene som avvanner Lærdalsfeltet, Rødsmoen og Mauken, mens blykonsentrasjonene har økt i bekken som avvanner Heggemoen. I de andre feltene var det ingen klare tidstrender.

Vi anbefaler at den årlige overvåkingen fortsetter på Evjemoen, Hengsvatn, Steinsjøen, Terningmoen (hvis leiren rustes opp), Lærdalsfeltet, Rødsmoen, Giskås, Heggemoen Karlstadskogen, Bardufoss og Mauken. I disse feltene bør en vurdere å samle inn flere prøver på flere stasjoner hvis det er nødvendig for å identifisere kilder. I Porsangmoen skytefelt foreslås overvåking av st. 1, 7 og 8, i Sætermoen skytefelt kun bekken som avvanner den nye skytebanen (st.1) og på Høybuktmoen bare feltskytebanene ved flyplassen (st. M og K). Årlige overvåkinger er ikke nødvendig på Heistadmoen, Sørlimarka, Bestemorenga, Sætermoen, Blåtind, Halkavarre, Mjølfjell og Drevjamoen.

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 skytefelt. 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 har det før 2002 blitt deponert betydelige mengder bly som følge av bruk av hagleammunisjon (215 tonn totalt i 2000), og en mindre del av dette har følgelig også havnet i Forsvarets skytefelt. 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 tilføre kobber. I 2001 ble deres bidrag estimert til totalt ca.15 tonn (Arnfinn Roseth, personlig medd.).

Det er med andre ord betydelige mengder bly og kobber som har vært, og som fortsatt årlig deponeres, 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 (Rognerud 2005). Forsvarets Forskningsinstitutt (FFI) har også undersøkt ulike tema som omhandler metallavrenning fra skytefelt (Strømseng og Ljønes 2002a, 2002b, 2003, Voie 2001, 2005) slik at erfaringer om dette tema i Norge er ettehvært ganske stor.

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 Vanndirektiv, 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 alle vannforekomster skal være karakterisert, og de som ikke er i god økologisk status skal identifiseres og rapporteres til ESA (EFTAs overvåkningsorgan). 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), selv om dette ikke gjelder i Hjerkinnskytefelt. 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 skytefelt. De siste tre 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 en felles analyse av vannprøvene og til slutt konklusjon om behov for tiltak og videre overvåkning i hvert enkelt felt. Primærdata for undersøkelsen i 2005 er gitt i vedlegg A og B.



Figur 1. Lokalisering av de undersøkte militære skytefeltene og demoleringsfeltet ved Lærdal. Felter som er merket i kursiv er ikke undersøkt i 2005, men tidligere i overvåkningsundersøkelsen. Dette gjelder Leksdal i 1994, Kvenvikmoen (1998-2003), Haslemoen (2004), Børja (2002-2004), Elvegårdsmoen (2002-2004) og Ringerike (1999-2004). 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 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. 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 prøvetakingsprogram 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 utlipp (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 10 000 – 20 000 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 bekkesedimenter 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 utlipp 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 metodetest

Det ble satt ut 4-5 bunter med moser på hver stasjon som rutine i overvåkningsundersøkelsen. Siden tas det inn prøver med 2-4 ukers intervaller frem til senhøsten (kun senhøsten i 2005). Prøvene skylles fri for partikler i bekkevannet, lufttørkes og sendes til NIVA. På laboratoriet inspiseres alle prøvene

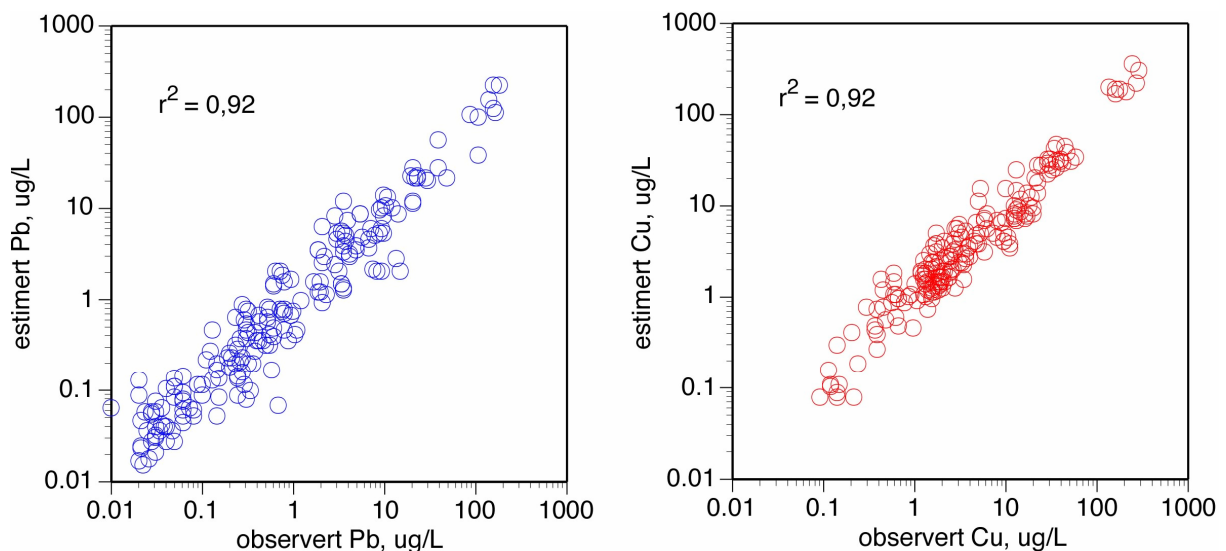
(videre fjerning av partikler kan være nødvendig), og de friske grønne årskuddene klippes (1-5 cm) og bearbejdes videre til analyse (eldre deler av planten kan ikke brukes da utfelte jern/mangan-oksider på disse deler øker bindingen av tungmetaller betydelig i forhold til i ferske skudd (Johansson 1995). 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

I perioden 2000- til 2004 ble det samlet inn vannprøver samtidig med innhøstingen av moseprøvene. Vannprøvene ble 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) $\log \text{Pb}_{\text{vann}} = 0,882 \log \text{Pb}_{\text{mose}} + 0,779 \log \text{TOC} - 1,971$ ($r^2 = 0,92$, $n = 195$)
- (2) $\log \text{Cu}_{\text{vann}} = 0,943 \log \text{Cu}_{\text{mose}} + 0,655 \log \text{TOC} - 1,386$ ($r^2 = 0,91$, $n = 195$)
- (3) $\log \text{Cu}_{\text{vann}} = 0,936 \log \text{Cu}_{\text{mose}} + 0,630 \log \text{TOC} - 0,045 \text{pH} - 1,060$ ($r^2 = 0,92$, $n = 195$)

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. Likevel er spredningen stor (obs. logaritmiske akser) antagelig fordi moseprøvene ikke er stikkprøver.



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 ble benyttet spesialflasker utsendt fra dette laboratoriet. Vannprøvene ble konserveret og analysert med hensyn på kobber, bly, sink og antimon ved hjelp ICP-MS (E 8-3). I 2005 ble moseprøvene analysert med hensyn på kobber og bly ved hjelp av ICP (E 9-5) og med ICP-MS (E 8-3) når blykonsentrasjonene var < 2 µg/l. 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 (µg/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 (µg/l)	<2	2-5	5-15	15-50	>50
Bly (µg/l)	<1	1-3	3-5	5-10	>10
Sink (µg/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 (µg/l)	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
Bly (µg/l)	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
Sink (µg/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 fargekoding 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 (µg/l)	< 1	1 – 5	6 – 15	> 15
Cu (µg/l)	< 3	3 – 15	16 – 30	> 30
Zn (µg/l)	<30	30-60	61-100	>100

3. Resultater fra de enkelte feltene

3.1 Evjemoen

Innledning

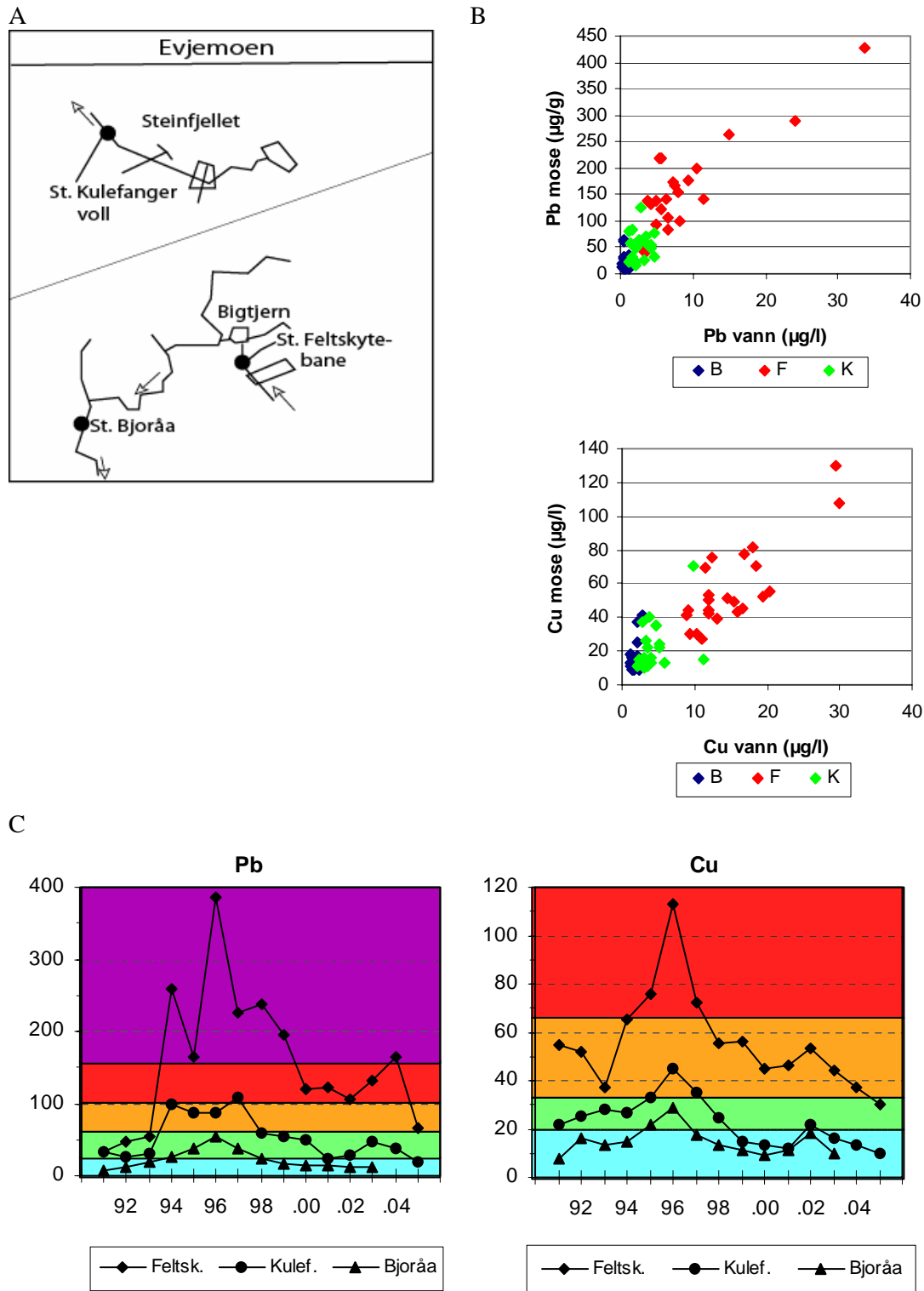
Evjemoen har vært standkvarter for Infanteriets øvningsavdeling nr. 2 (IØ2). Forsvaret har avvirket virksomheten i 2002. Skyte- og øvningsområdet omfatter ca. 9000 mål og er i Forsvarets eie. På bakgrunn av en befaring i 1991 ble overvåkingen lagt til bekkene som avvanner feltskytebanen og kulefangervollene 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 har vært undersøkt 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 fiskestelltiltak. Vannet i bekkene innen skytefeltet er derfor mindre surt enn ukalka områder i omegnen. pH varierte fra 4,8 til 6,3, kalsium fra 1,2 til 2,3 mg Ca/l, og TOC fra 8 til 33 mgC/l. Primærdata for 2005 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. I 2005 har bare vannprøver vært tilgjengelig og disse er omregnet til mosekonsentrasjoner etter Fig.5B. I bekken fra feltskytebanen økte konsentrasjonene av bly og kobber i mose betydelig i perioden 1991 til 1996 etterfulgt av en reduksjon frem til 2000. Deretter økte konsentrasjonene noe for så å avta til 1993 nivå i 2005 (Fig. 5C). Konsentrasjonene i bekken som avvanner kulefangervollen har i alle år vært lavere enn i bekken som avvanner feltskytebanen, men variasjonsmønsteret i konsentrasjonene i overvåkingsperioden har vært svært likt. I 2005 var konsentrasjonene nær de som ble målt da undersøkelsen startet opp i 1991. 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 2005 kan klassifiseres som god i bekken fra kulefangervollene og mindre god i bekken fra feltskytebanen.

Diskusjon

Gravearbeidene i forbindelse med oppgraderingen av feltskytebanen og kulefangervollene i 1994 førte til en betydelig økning av konsentrasjonene av bly og kobber i bekkene nedstrøms. Dette viser tydelig at fysiske inngrep i disse deponiene mobiliserte 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 var antagelig årsaken til gradvis lavere konsentrasjoner i bekkene i de påfølgende årene. I 2005 var konsentrasjonene tilbake til nivåene før inngrepet for drøyt 10 år siden. Dette indikerer at responstiden ved fysiske forstyrrelser av deponiet er lang og at mengden av humus-metall komplekser i slike deponier 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 har ikke blitt undersøkt de siste to årene, men på bakgrunn av forbedringen i bekken fra feltskytebanen er det rimelig å anta at vannkvaliteten kan klassifiseres som god i 2005. Utviklingstrenden etter inngrepene har vært positiv, men det tok lang tid før konsentrasjonene var tilbake til nivåene før inngrepene. Dette viser at forstyrrelser av deponier i fuktige myrlendte områder bør unngås da det kan forårsake økt forurensning av bekker nedstrøms i lang tid etterpå. Overvåkingen bør forsette, men behovet for tiltak kan avventes til nivået etter inngrepene normaliseres.



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 overvåkingsperioden.

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. Det er etablert 4 målestasjoner i bekken som renner inn i Ertstjern (Fig. 6A). Bekken renner gjennom flere baneanlegg og 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 periodevis tørke helt inn. Skytefeltet på Hengsvatn er leid 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. 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 2005 er gitt i vedlegg A og B.

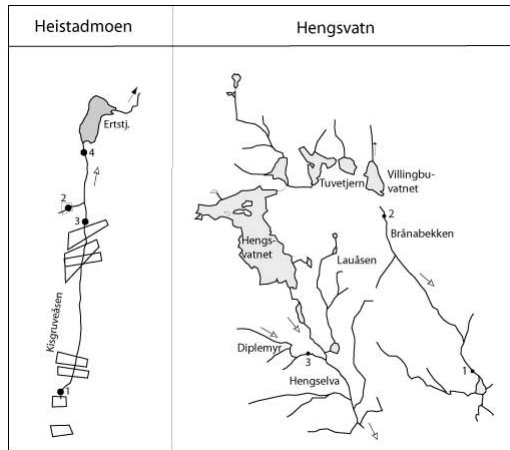
Resultater

Konsentrasjonene av kobber og bly ved målestasjonene i begge feltene i 2005 er omregnet fra vannkonsentrasjoner til mose-konsentrasjoner etter sammenhenger gitt i Fig. 6 B. I Heistadmoen skytefelt har konsentrasjonen av bly og kobber i perioden 1999 til 2003 vært meget høy på st. 1 og 2. (Fig. 6B og C). Disse høye konsentrasjonene fortonnes betydelig i hovedbekken på veien mot Ertstjernet (st.4) på grunn av tilrennende vann fra andre deler av nedbørfeltet. I 2004 og 2005 var det bare st.4 som ble undersøkt da vannføringen på de andre stasjonene var svært liten og bekkene var ofte tørre. Konsentrasjonene i bekken ved innløpet til tjernet har vært relativt lave, og stabile alle årene siden 1999, og vannkvaliteten kan karakteriseres som god til mindre god. Bekkene fra feltskytebanene i Hengsvatn skytefelt (st.2 og 3) har hatt konsentrasjoner opp mot 5 µgPb/l og opp mot 12 µgCu/l. I 2005 ble bare st. 1 og 3 undersøkt. For disse har konsentrasjonene av bly avtatt de siste årene, mens konsentrasjonene av kobber har vært nær den samme (Fig.6C). Vannkvaliteten kan karakteriseres som mindre god. 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), men vi har ingen målinger i 2005. Forsvarsbygg tok vannprøver ved skytefeltsgrensen i Hengselva og i Brånabekken i 2003. Vannkvaliteten var god både for Pb og Cu.

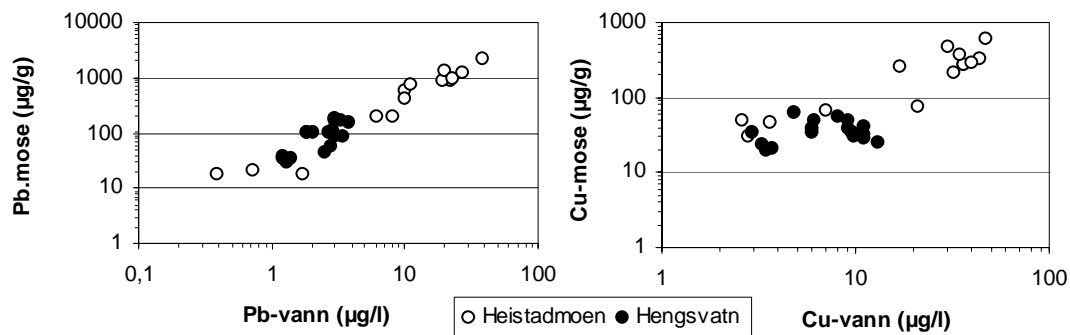
Diskusjon

Utlekkingen av metaller fra deponiene i Heistadmoen skytefelt var beskjeden i mengde, men konsentrasjonene i øvre deler av bekken var høye. Årsaken er 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 fortonnet når den renner inn i Ertstjern (st.4). Konsentrasjonene av bly og kobber har vært relativt stabil i bekken ved innløpet til Ertstjern de 7 årene overvåkingen har pågått. 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 svært sur fra målingene startet i 2000, men har gradvis blitt mindre sur, kanskje som følge av gradvis mindre sur nedbør. Mindre surt vann vil redusere korrosjon av metallrester og dette kan være med på å forklare nedgangen i blykonsentrasjonene siste 4 år. Det samme har imidlertid ikke skjedd for kobber så forklaringen er neppe så enkle. Banen har ikke vært lenge i bruk og det er oppsiktsvekkende at konsentrasjonene av metaller allerede er såvidt høye. Det kan imidlertid ikke utelukkes at bakgrunns-konsentrasjonene er høyere i dette området som ligger nær gruvefeltet på Kongsberg. I 2006 bør det undersøkes om trenden med økning i bly- og kobberkonsentrasjonene fra 2001 til 2004 i Brånabekken (St.2) har fortsatt. Med unntak av denne usikkerheten er utviklingen positiv i Hengsvatn. 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.

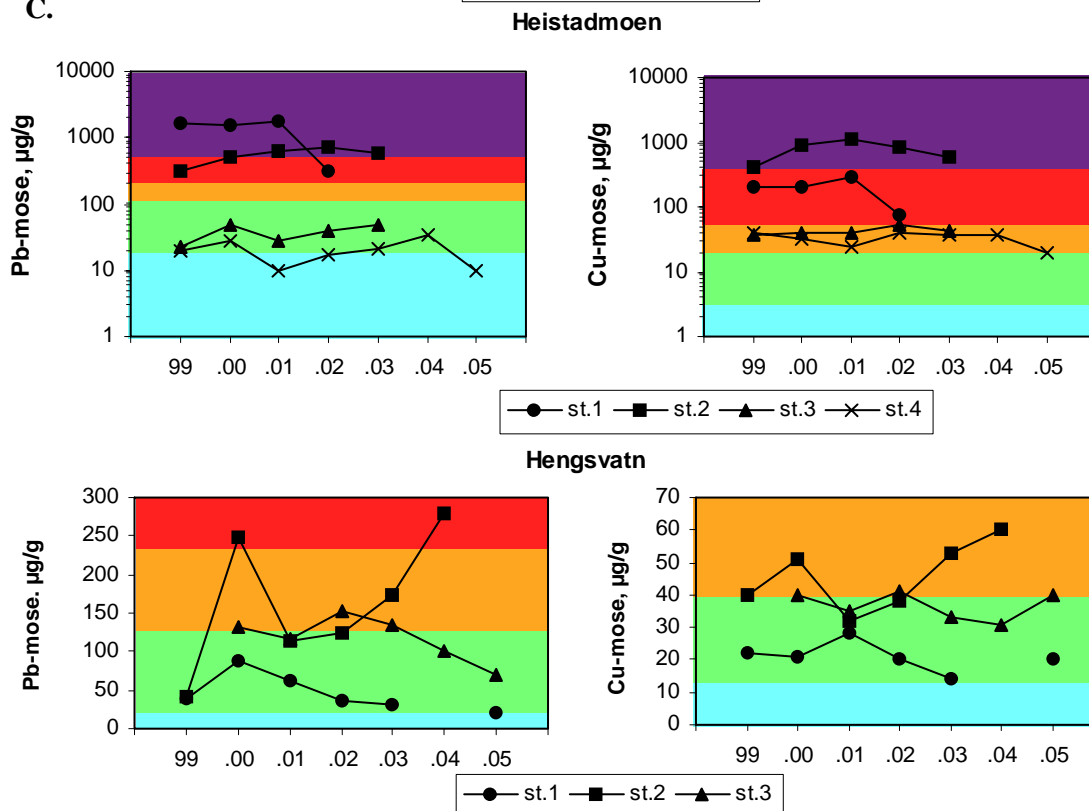
A.



B.



C.



Figur 6. A. Prøvetakningstasjoner i Heistadmoen og Hengsvatn skytefeltet. 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

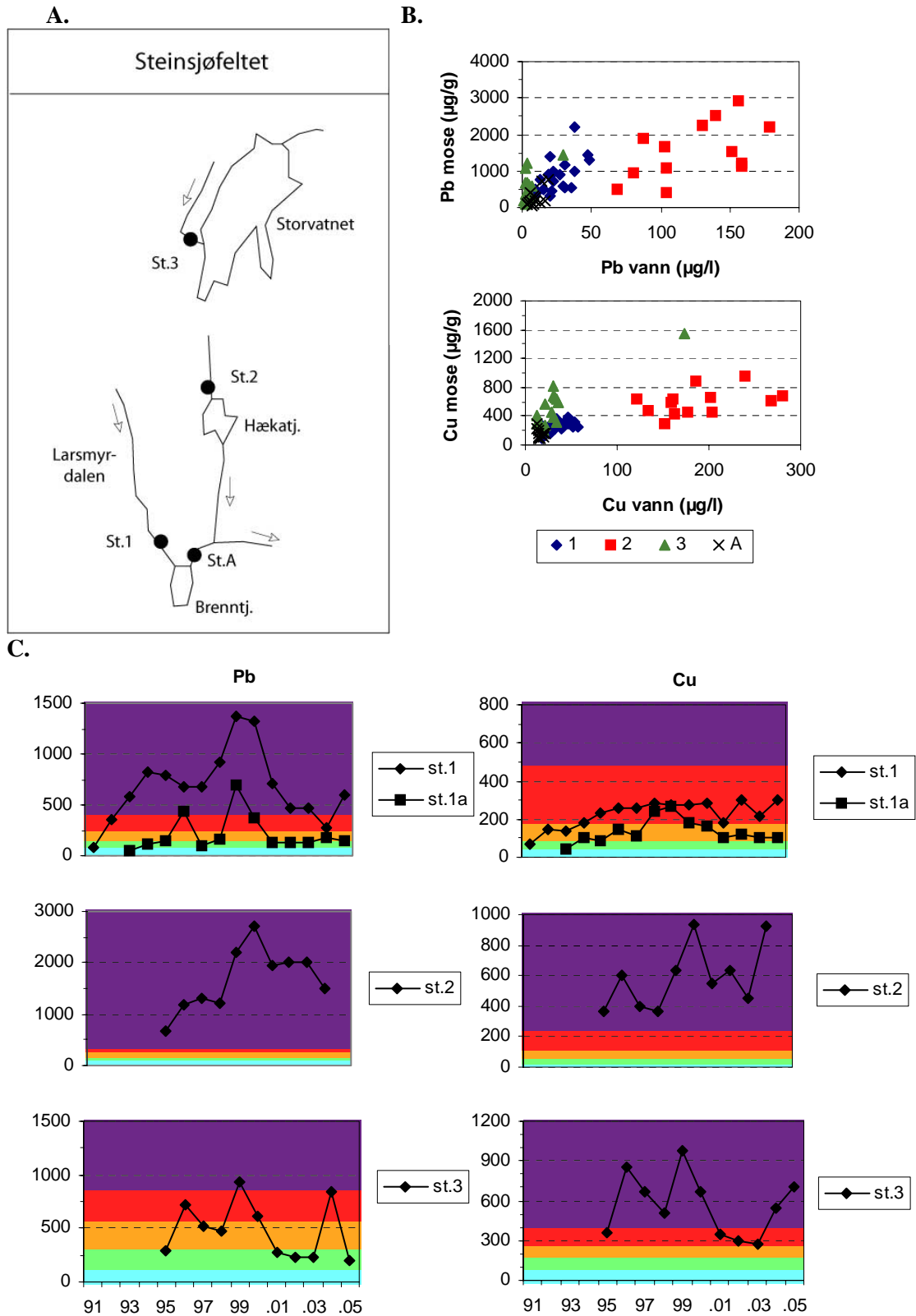
Feltet er et leiet privat område (11300 da) som brukes av avdelinger i Østlandsområdet. Det er i hovedsak prosjektiler fra håndvåpen som deponeres, og innen feltet finnes noen av Forsvarets mest benyttede feltskytebaner. Stikkprøver tatt i 1991 viste at det var høyest konsentrasjoner av bly og kobber i Larsmyrbekken som avvanner de østligste feltskytebanene (Fig. 7A). Stikkprøver tatt i 1995 viste at bekkene som drenerer 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 2005 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Det var generelt en god sammenheng mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann, men opptakseffektiviteten i mosene var lav på st. 2. (Fig. 7B). I 2005 ble metallkonsentrasjoner i mose estimert ut fra målte vannkonsentrasjoner og relasjoner gitt i Fig.7B. I Larsmyrbekken (st.1) økte konsentrasjonene av kobber i mose fra 1991 til 2000, men siden har endringene vært små (Fig. 7C). Konsentrasjonene av bly i mose steg jevnt fra 1991 til 1994. Dermed fulgte tre år med stabilitet. Fra og med 1998 økte konsentrasjonene til de høyeste verdiene som er målt i 1999/2000, men siden har de sunket. 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 ikke de ønskede effektene, og våren 1999 ble nærstridsmålet kalket med ca. 1,5 tonn granulater. Konsentrasjonene i utløpsbekken fra Brenntjernet (st.1A) har vært lavere enn i innløpsbekken, men følger samme mønster. Dette viser at tjernet er en sedimentasjonsfelle for metaller fra Larsmyrdalen. Forsvarsbygg og FFI tester ulike tiltak nedstrøms st.1, der bekken føres gjennom et filter. 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. Denne bekken ble ikke prøvetatt i 2005. Konsentrasjonen av bly i bekken som avvanner den store PV-banen (st.3) viste en synkende trend fra 1999 til 2003. I 2005 var blyverdiene de laveste som er målt, mens kobberverdiene hadde økt noe i forhold til de fire foregående årene.

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 har økt 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 fungerte ikke da 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. Siden gravearbeidene ble ferdig i Larsmyrdalen har deponiene blitt mer stabile og konsentrasjonene av bly har avtatt. Vannkvaliteten i bekken ut av Brenntjern kan nå klassifiseres som god til mindre god. Kobberkonsentrasjonene i bekken var aldri i den grad påvirket av gravearbeidene som blykonsentrasjonene. Årsaken er muligens at blyhumus-komplekser som ellers ville ha forblitt på deponiet ble mobilisert under gravingen. Bly har større bindingstyrke til huminer og mindre vannløselige husmustoffer enn kobber og vil følgelig i større grad holdes tilbake i deponiet.



Figur 7. A. Prøvetakingsstasjoner 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 overvåkningsperioden.

3.4 Terningmoen

Innledning

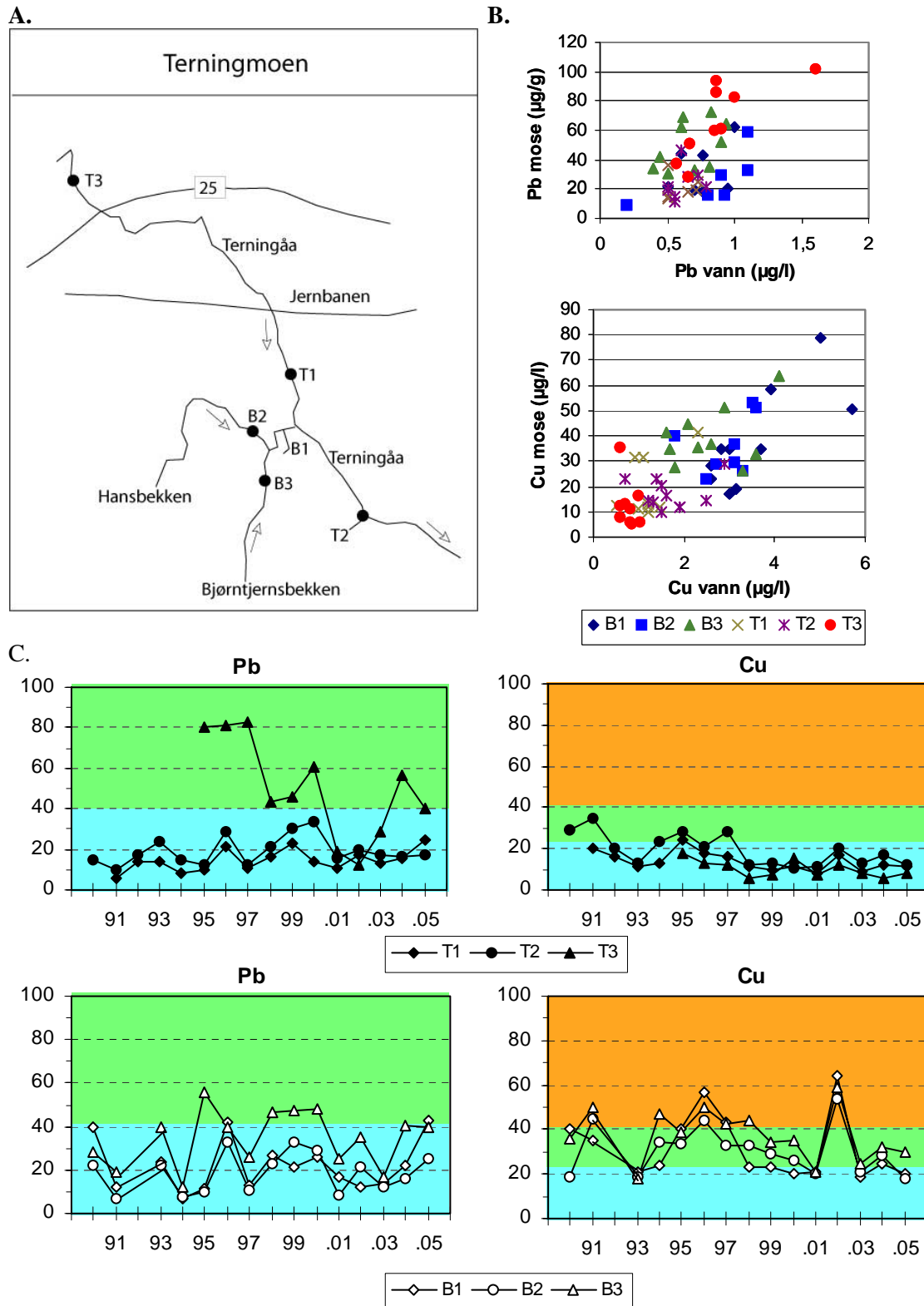
Terningmoen skytefelt er Forsvarets eldste skytefelt som fortsatt er i bruk. Området har hatt noen av landets mest benyttede skytebaner. Det skytes med håndvåpen, raketter, granater og bombekastere. Hovedaktiviteten foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker som renner ut i Terninga. 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 2005 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater

Konsentrasjoner av bly og kobber i mose i 2005 er estimert ut fra konsentrasjonene i vann og sammenhengen mellom disse ved de respektive stasjoner (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, vedlegg A). 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 16 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 blykonsentrasjone 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 2005 var vannkvaliteten generelt god på de aller fleste stasjoner. På grunn av fortynnings-effekten 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. Jordsmonnet har en 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 1997 til 2005 kan skyldes at banen er nedlagt. Konsentrasjonene av kobber har generelt sunket fra 1990 og fram til 1998 på alle stasjonene i Terninga.. Den samme trenden er registrert på referansestasjonen på Bradalsmyra skytesenter (Rognerud 2005b). Dette kan derfor ha sammenheng med en generelt lavere atmosfærisk avsetning av kobber i denne perioden. Overvåkingen bør forsette hvis aktiviteten økes i leiren og på skytebanene.



Figur 8. A. Prøvetakningstasjoner 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 middel for overvåkningsperioden.

3.5 Lærdalfeltet

Innledning

Demoleringsfeltet i Lærdal ligger i Øyridalen og avvannes av elva Nivla (Fig. 9A). 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 2005 er gitt i vedlegg A og B.

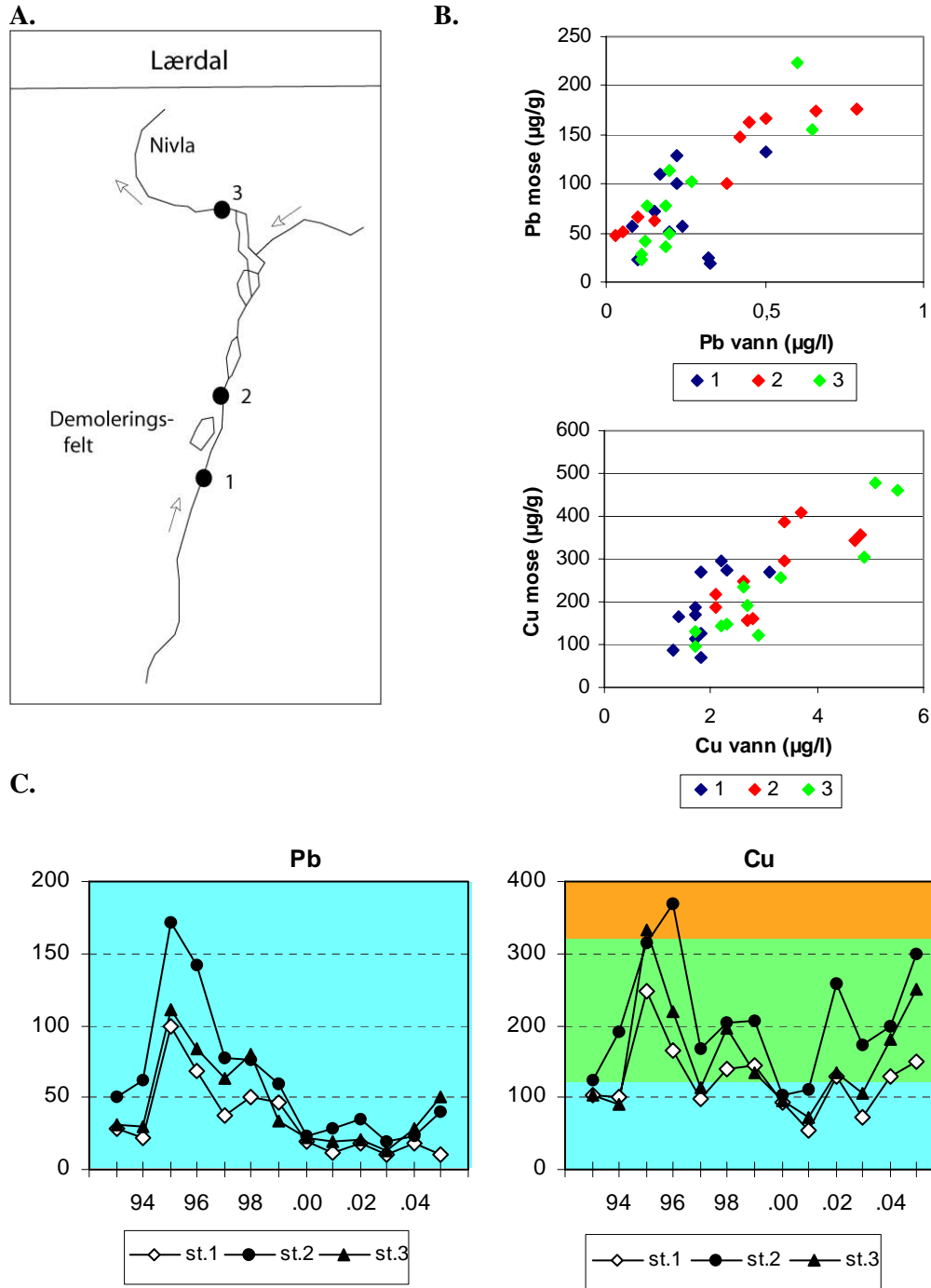
Resultater

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. 9C). 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 fortynningseffekten i Nivla er stor. Konsentrasjonene av bly og kobber i mose i 2005 er estimert ut fra vannkonsentrasjoner (Vedlegg A) og sammenhengene vist i Fig. 9B. Konsentrasjonene av både bly og kobber har vært høyere i Nivla etter at den har passert demoleringsfeltet (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, fortynner 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 fortynningsteori. Det er imidlertid små forskjeller når det gjelder vannkonsentrasjoner og verdiene er lave, 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 overvåking-sammenheng. 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 2005 ble det ikke registrert noe blyforurensning fra demoleringsfeltet, men det var en liten utlekkning av kobber. Konsentrasjonene av kobber har vist en økende trend siden 2001.

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 demoleringsplassen 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 fortynning 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 2005 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 9. A. Prøvetakningsstasjoner 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.

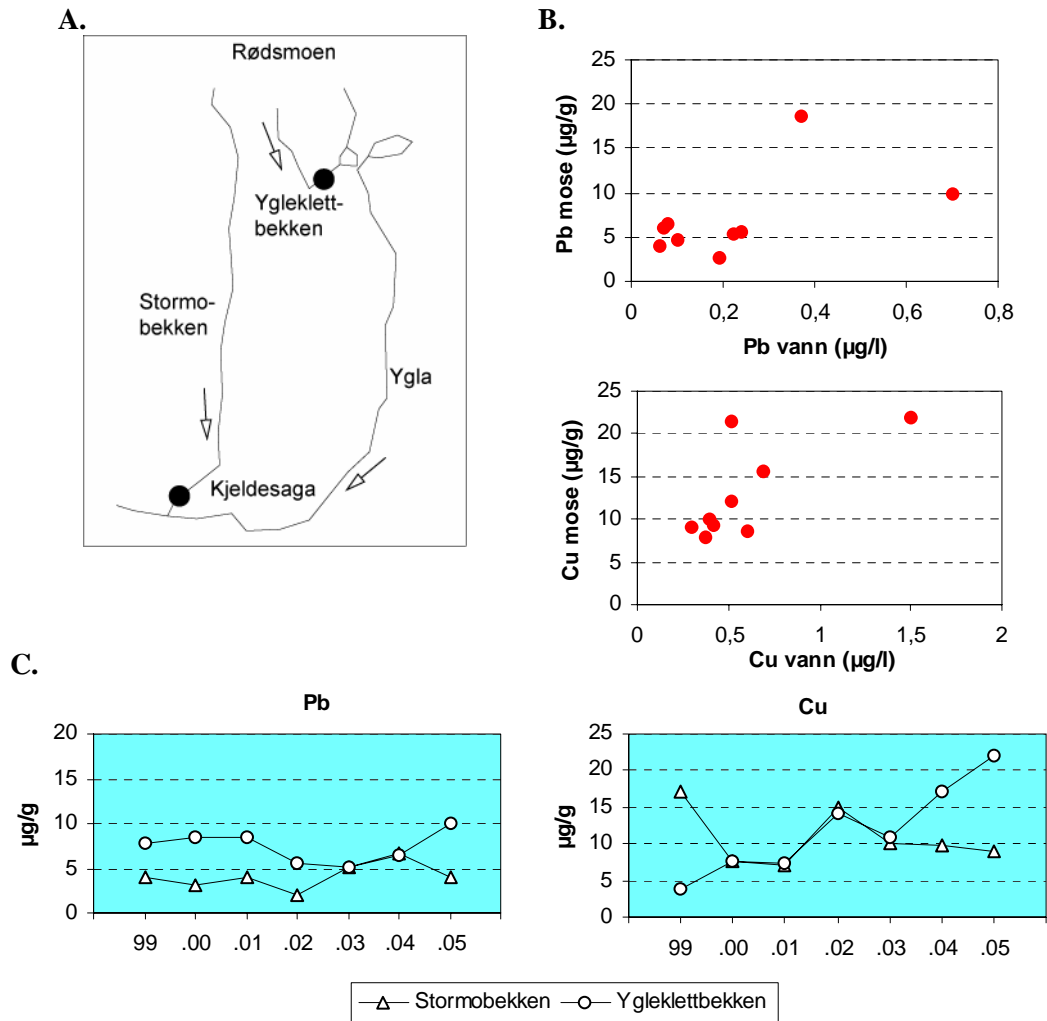
3.6 Rødsmoen øvingsområde.

Innledning

Rødsmoen øvingsfelt og Rena leir ble bygget ut i perioden 1994-97. I feltet rundt Yglekletten er det etablert 8 faste baner for skyting, sprengning og granatkasting. Målingene tar sikte på å følge med utviklingen i metallkonsentrasjonene i bekkene som avvanner de mest belastede områdene. Dette gjelder Ygleklettbebben (drenerer geværskyte-banene) og Stormobekken som drenerer kulvertinnslaget for skyting med stridsvogn (Fig. 10A). Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly og kobber i mose og vann er vist i Fig. 10B. Typiske verdier (gjennom-snitt) for pH, kalsium og TOC i Ygleklettbebben er 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 2005 er gitt i vedlegget.

Resultater og diskusjon

Konsentrasjonene var lave og ingen tidstrend kan spores, med unntak av kobberkonsentrasjonene i Ygleklettbebben som har økt gradvis fra 0,2 i 1999 til over 1 $\mu\text{g Cu/l}$ i 2005 (Fig.10 B, C). Dette stemmer godt med at økende konsentrasjoner av kobber også måles nær deponiene (Odd-Erik Martinsen pers.medd.). I Stormobekken var det ingen indikasjoner på utlekking av metaller fra baneanleggene (Fig. 10C). Det anbefales at kildene til økningen i kobberkonsentrasjonene Ygleklettbebben identifiseres og at tiltak vurderes slik at den negative trenden kan stoppes.



Figur 10. A. Prøvetakningstasjoner i Ringerike og Rødsmoen 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 middel for overvåkingsperioden

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

Innledning

Disse feltene er undersøkt siden 2002, men Børja og Elvegårdsmoen ble ikke undersøkt i 2005. 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.11. Primærdata er gitt i vedlegg A og B.

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 humusfattige lokalitetene på Bestemorenga, Elvegårdsmoen og Sørlimarka (Fig.12, vedlegg A). Konsentrasjonene av antimon var høyest i Giskås og Heggemoen med konsentrasjoner fra 1 til 2,5 µg/l (vedlegg A), mens i de andre feltene var konsentrasjonene mindre enn 1 µg/l. Det var også betydelige variasjoner i konsentrasjonene av metaller i flere av feltene enkelte år antagelig på grunn av varierende vannføring. I Giskås var det særlig bekkene inne i feltet som var forurenset, mens bekken ved Nordmoen (st.4) var lite forurenset. Forsvarsbygg tok en vannprøve i Rokta ved skytefeltsgrensen i 2003, og vannkvaliteten var god både for kobber og bly (Grete Rasmussen pers.medd.). Konsentrasjonene av bly har vært stigende i bekken som avvanner Heggemoen skytefelt. I 2005 var de nær 20 µg/l. Dette kan skyldes at vannføringen var høy høsten 2005. Hvis det er slik at konsentrasjonen av bly og sink påvirkes av vannføringen er det tydelig at mye vann i bekken fører til høye konsentrasjoner av bly, mens for sink blir konsentrasjonene lavere. Episodestudier viser at konsentrasjonene kan øke i nedbørsepisoder, men at dette kan variere fra metall til metall (Stømseng og Ljønes 2002b).

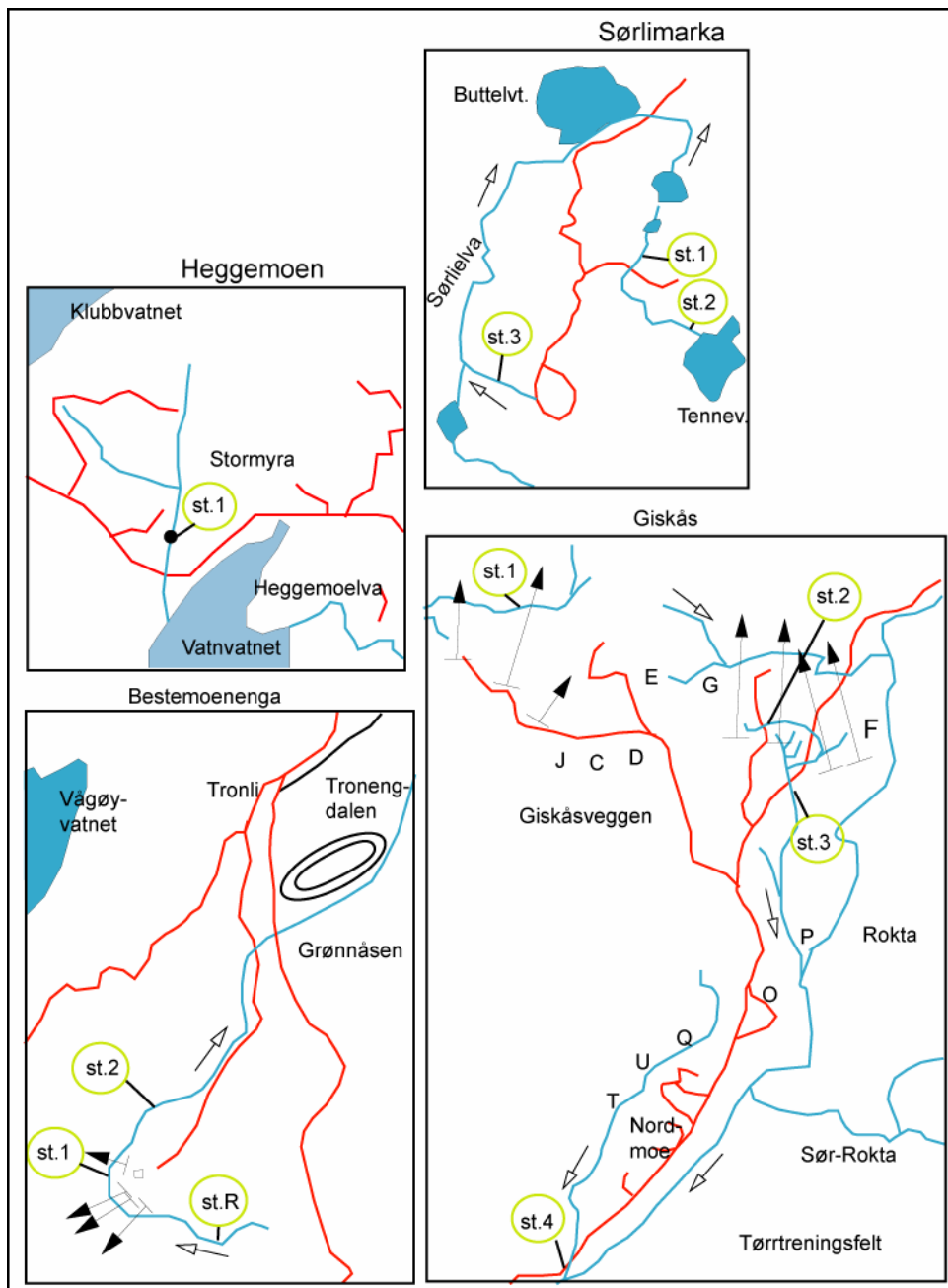
Diskusjon

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. Det bør undersøkes om det er mulig å redusere gjennomstrømningen av vann i deponiet på en slik måte som de har gjort på Karlstadskogen. Det kan være en enkel måte å redusere utlekkingen av metaller fra deponiene. Overvåkingen bør fortsette på st.1,2 og 3, mens det på st.4 ikke trengs årlige overvåkinger.

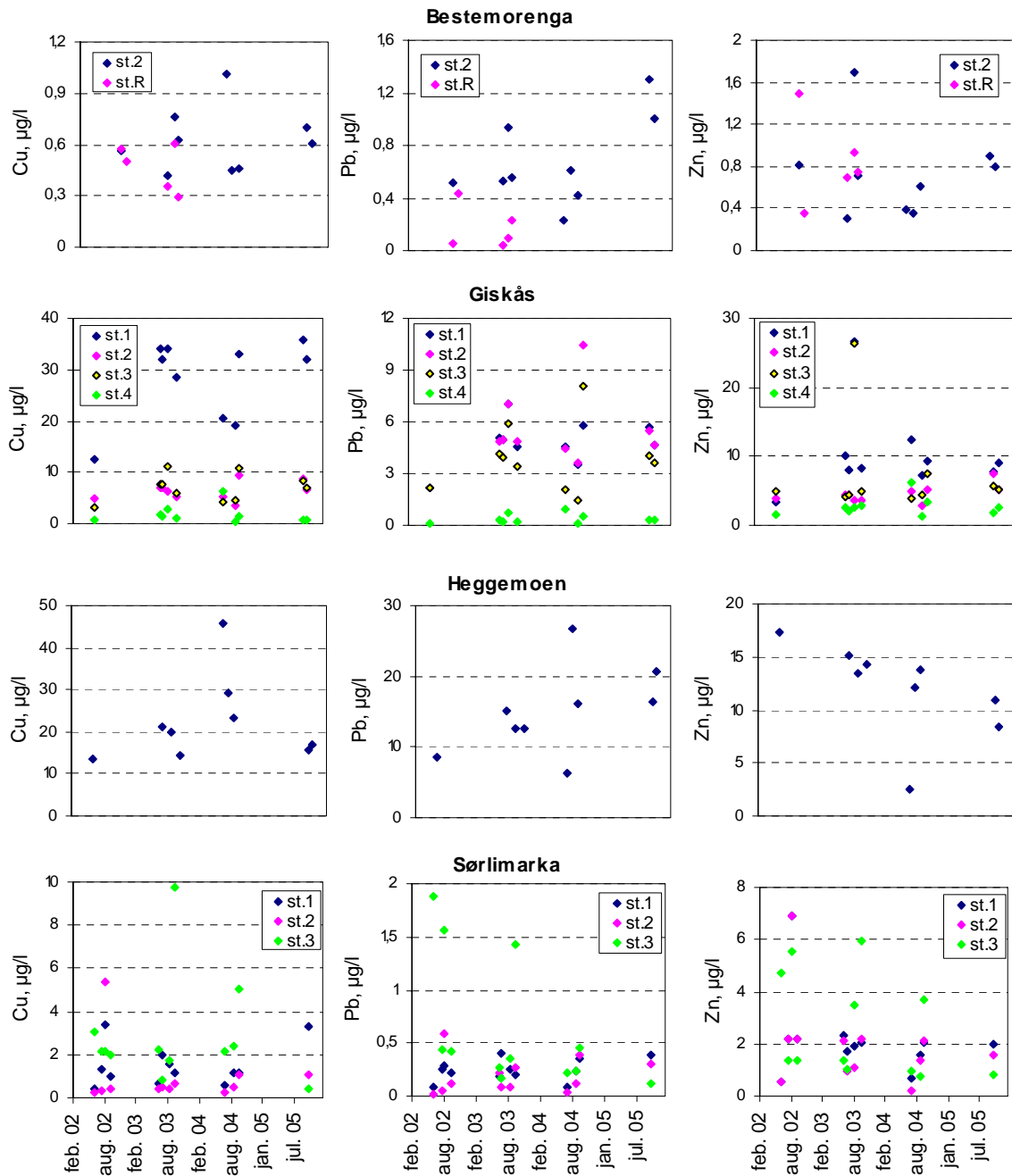
Bekken som drenerer banene i Sørlimarka var lite forurenset og vannkvaliteten kan beskrives som god til mindre god. Tiltak er ikke nødvendig og årlig overvåking er ikke nødvendig. Bekken på Bestemorenga var lite forurenset av metaller og det er ikke nødvendig med tiltak eller årlig overvåking.

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 og overvåkingen bør fortsette.



Figur 11. Oversikt over stasjonslokalisering i feltene som bare er undersøkte i perioden 2002 til 2004.



Figur 12. Konsentrasjoner av metaller i vann for de feltene som bare er undersøkt i perioden juni – november 2002 til 2005.

3.8 Sætermoen inklusive Karlstadskogen

Innledning

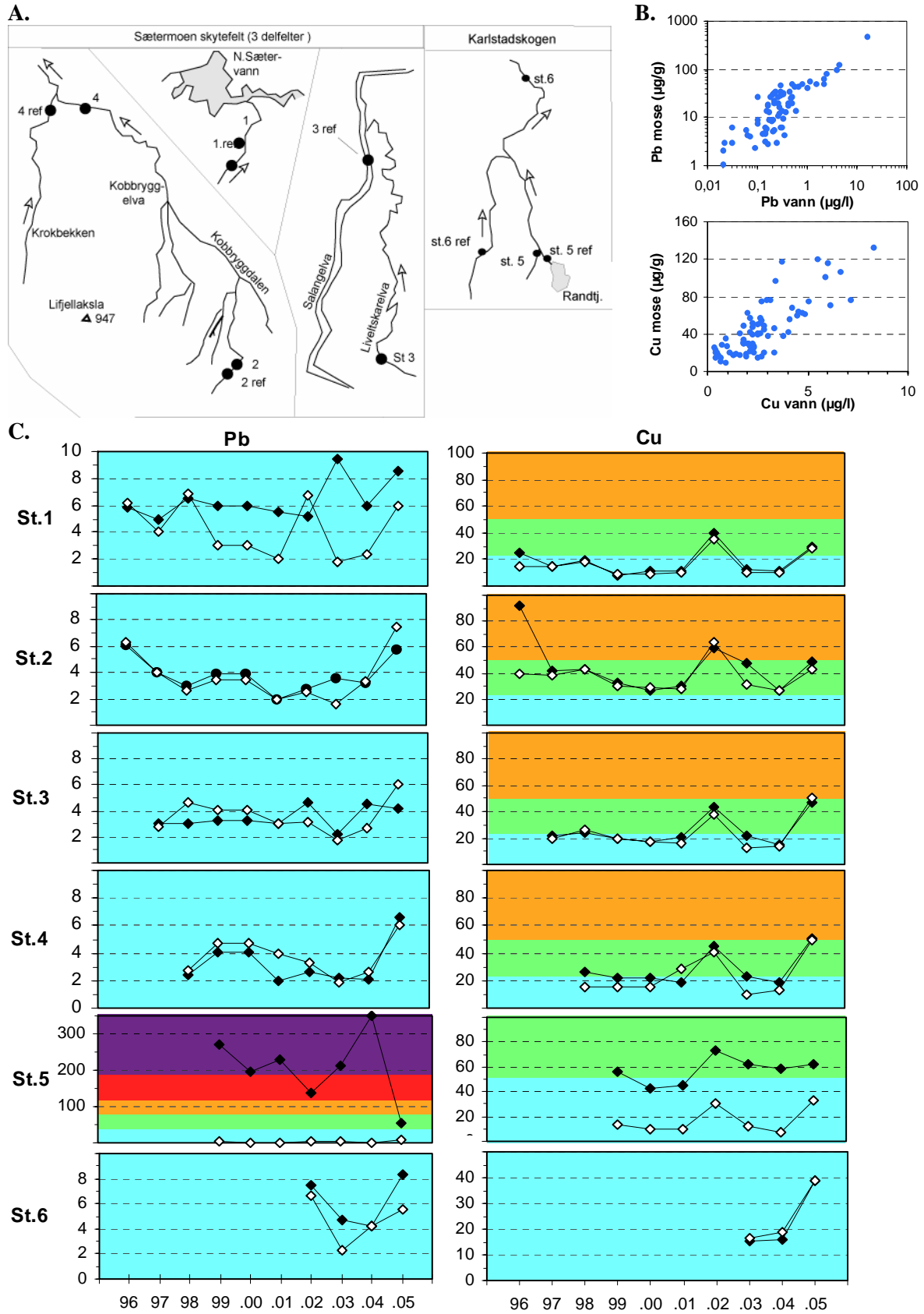
Vannkvaliteten i noen bekker i Sætermoen skytefelt (145 000 dekar) ble undersøkt i 1992 og 1993 (Rognerud 1994a). I 1996 ble undersøkelsene tatt opp igjen med målinger i en bekk som drenerer nedgravd metallskrot etter ryddinger i skytefeltet (st.2 og 2 ref.), i Kobbryggelva (st.4 og 4 ref.) og i en bekk som drenerer den nyetablerte skytebanen A-11 (st.1 og st. 1 ref.) ved N. Sætervatnet (Fig.13A). 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 innen 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 2005 er gitt i vedlegg B.

Resultater

Sammenhengen mellom metaller i mose og vann var relativt god (Fig. 13B). På alle stasjonene i Sætermoen skytefelt var konsentrasjonene av kobber og bly lave og forskjellene var ubetydelige mellom stasjonen nedstrøms deponiene og referansene (Fig.13C). Likevel har det vært en liten økning av blykonsentrasjonene i bekken som renner gjennom den nyetablerte skytebanen siden 1999 (st.1). Konsentrasjonene av bly og kobber i bekken ved feltskytebanen på Karlstadskogen (st.5) har i alle år vært betydelig høyere enn i referansen (st.5 ref), men i 2005 var forskjellene for bly langt mindre (Fig. 13C). På grunn av fortykning fra deler av Randtjernbekken og Karlstadbekken var konsentrasjonene lave (0,03 µg Pb/l og 0,7 µg Cu/l) når bekken renner ut av feltet (St.6).

Diskusjon

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 nevneverdig 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.). I 2005 ble det registrert en betydelig nedgang i blykonsentrasjonen i bekken fra målområdet. Dette skyldes høyst sannsynlig de tiltak som ble gjort høsten 2004. Dette gikk ut på å lede vekk bekken som renner inn til baneområdet slik at mindre vann passerer forurensa område, og at bekkeløpet ble rensket opp bak det ytterste målområde for å hindre stående vann der kulene treffer stein (Ove Andre Andreassen, pers.medd.). Med andre ord det synes klart at å hindre vanngjennomstrømning av deponier er et effektivt tiltak mot spredning av metallforurensninger. Løsningen bør prøves på flere baneanlegg da dette er langt enklere og lettere å drifte enn et renseanlegg. Dersom undersøkelsene i 2006 viser at dette tiltaket fortsatt er effektivt er det ikke nødvendig med ytterligere tiltak ved feltskytebanen på Karlstadskogen. Det er ikke nødvendig med omfattende forurensningsegrensende tiltak i Sætermoen skytefelt, men utviklingen i vannkvaliteten ved den nyetablerte skytebanen (st.1) bør overvåkes. Her bør det også analyseres vannprøver for å sikre at metaller budne til partikler også kommer med.



Figur 13. A. Prøvetakingsstasjoner i Sætermoen/Karlstadskogen skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner (µg/g tørrvekt) av kobber og bly i mose gitt som årlige aritmetiske middel for overvåkingsperioden. Åpne punkter er referansestasjonene.

3.9 Bardufoss sentralskytebane

Innledning

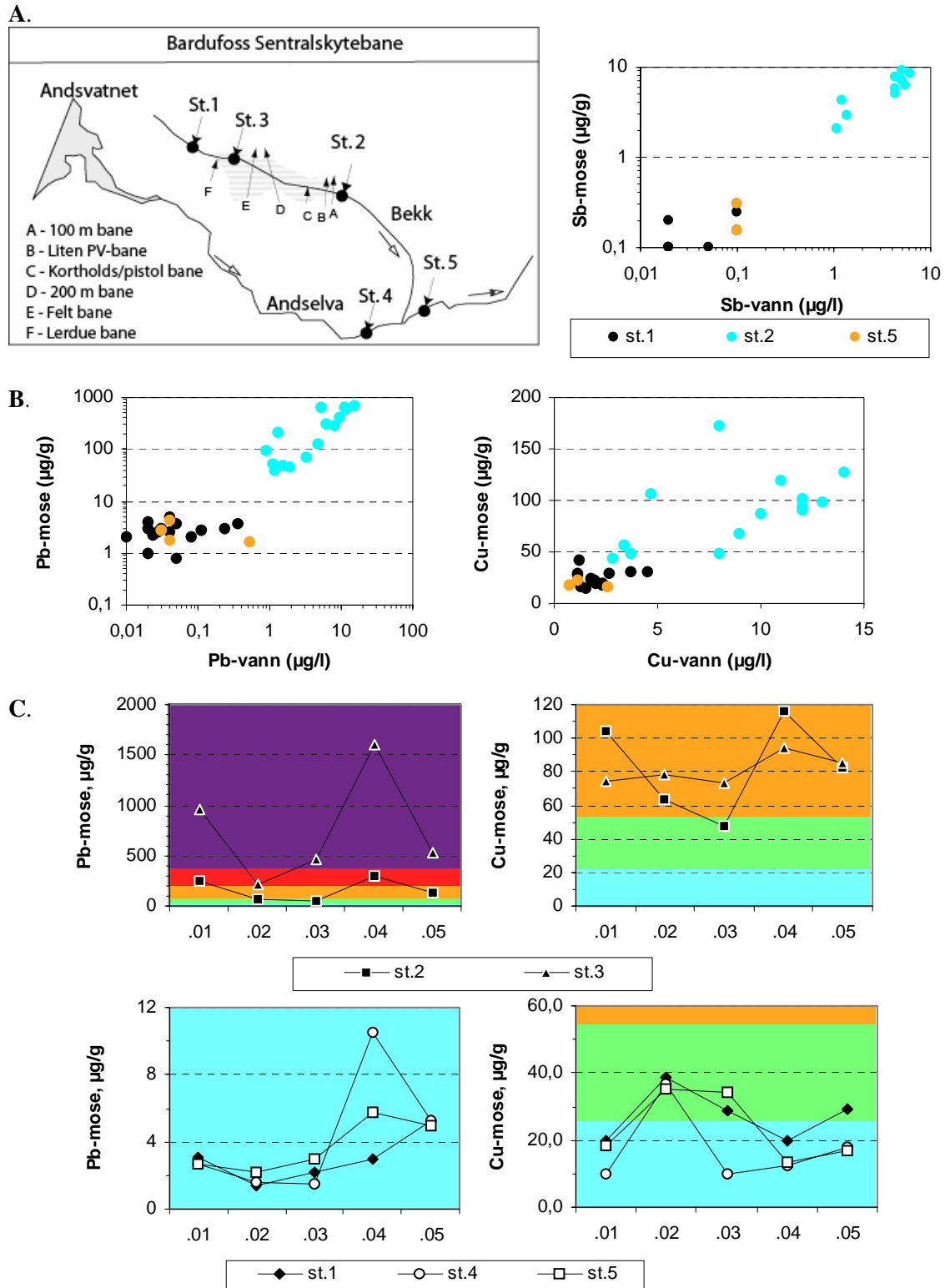
Bardufoss sentralskytebane benyttes av både Forsvaret, DFS og lokale lerdueskyttere. Banene ligger i hovedsak på ei myr, og bekken som drenerer myra renner ut i Andselva (Fig. 14A). Bekken er moderat humuspåvirket og vannet er svakt basiskt. Konsentrasjonene av metaller i bekken ble undersøkt oppstrøms banene (st.1) og nedstrøms (st. 2) i 2000. Året etter 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 metall-konsentrasjonene 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.). Renseeffekten har vært variabel og antagelig liten ved god vannføring i bekken. I bekken (ved st.2) har pH variert 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. Data for 2005 er gitt i vedlegg B.

Resultater

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly, kobber og antimon i vann og mose (Fig. 14B). Konsentrasjonene av metallene økte 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 fem årene for bly, mens det ikke har vært noen stor forskjell for kobber (Fig. 14C). I 2004 var konsentrasjonene på st. 2 og 3 de høyeste som er målt i overvåkingsperioden, men de var tilbake på "normalt" nivå i 2005. Konsentrasjonene av metaller i Andselva var lav og det var generelt ingen forskjell på stasjonene oppstrøms og nedstrøms utløpet av bekken fra skytefeltet (st.4 og 5). Konsentrasjonene i Andselva var nær verdiene som ble målt oppstrøms baneanlegget (st.1).

Diskusjon

Resultatene viser tydelig at mye av blyforurensningene kommer fra lerduebanen. Hagl inneholder bly og antimon, men ikke kobber. Økningen i kobber-konsentrasjonene skyldes derfor korroderte riflekuler. En gammel voll ved bane D kan være en viktig bidragsyter. Deponiene av hagl og riflekuler forurensrer bekken som renner gjennom feltet med bly, kobber og antimon. Vi har også vist at mosene kan brukes som bioindikator for konsentrasjoner av antimon i vann. Forurensningene av metaller fortynnes betydelig i Andselva og konsentrasjonene i elva etter samløpet har vært nær konsentrasjonene oppstrøms baneanleggene (dvs referansenivået). Skytebanene har derfor ikke nevneverdig betydning for vannkvaliteten i Andselva, men forurensningsproblematikken er knyttet til bekken fra baneområdet og ned til 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 forurensningsegrensende tiltak blir satt i verk. Sommeren 2002 var spesielt tørr 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 i bekken 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. Med unntak av 2004 var konsentrasjonene av kobber og bly i bekken som avvanner skytebanene i 2005 ikke svært forskjellig fra de var i 2001. Derfor bør andre tiltak også vurderes på deler av baneområdet. Det gjelder spesielt de store blydeponiene ved lerduebanen. Forsvarsbygg har sammen med RSF 6. divisjon vurdert lignende tiltak som på Karlstadskogen. Omdirigering av bekken sentralskytebanen vil derimot være betydelig mer omfattende mht arbeid og kostnader, og vil derfor ikke iverksettes før tiltaket på Karlstadskogen har vist seg å fungere både i episoder med nedbør og på lang sikt. 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 (Grete Rasmussen pers.medd.). Den årlige overvåkingen bør fortsette.



Figur 14. 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.

3.10 Mauken

Innledning

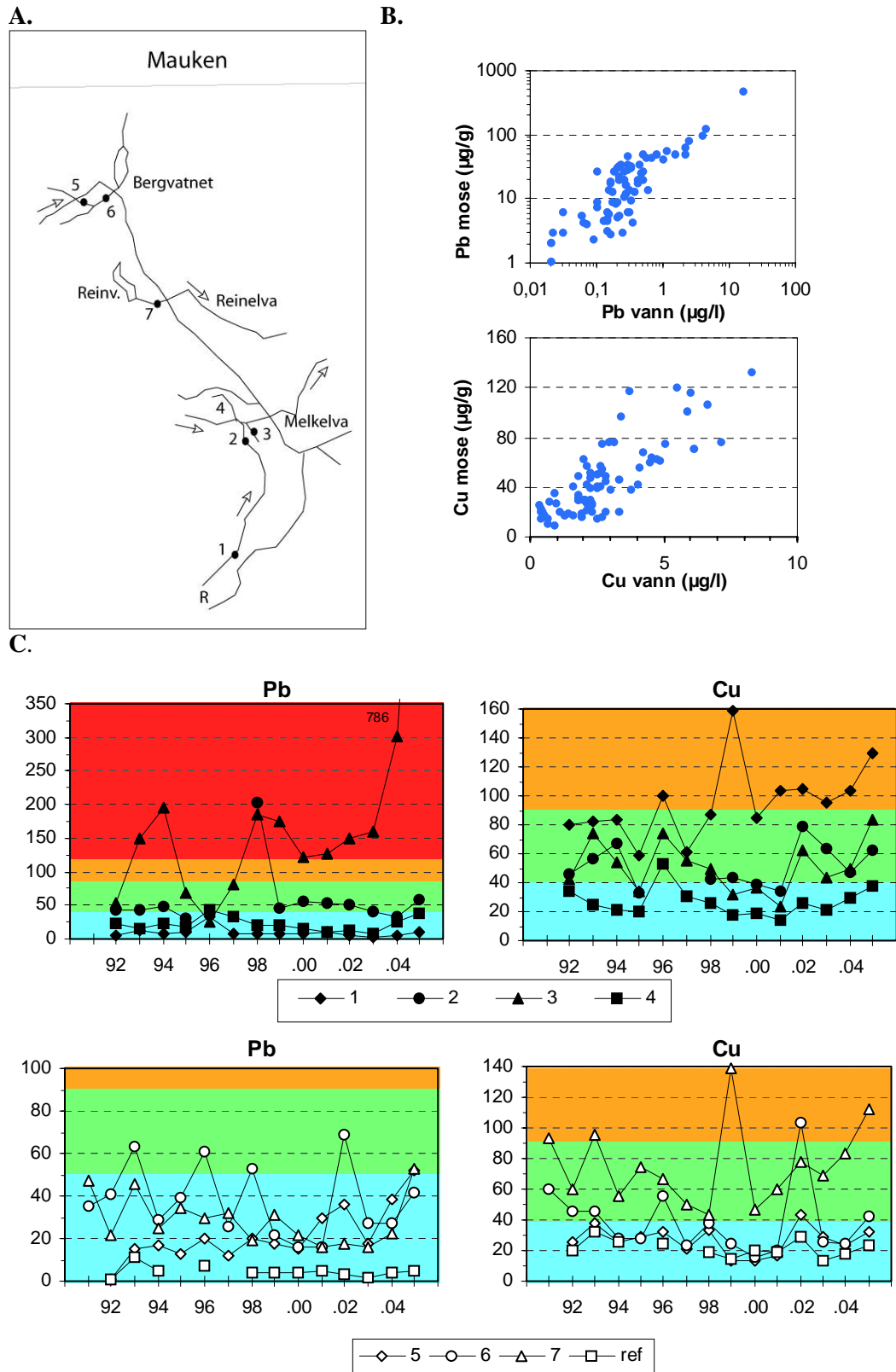
Skjold-området ble nyttet til forlegning av tyske avdelinger under siste krig. Oppbygging av området til bruk for norske avdelinger fant sted i forbindelse med opprettelsen av Brigaden i Nord-Norge (BrigN). Helt fra etableringen i 1954 har området vært standkvarter for en infanteribataljon og ingeniørkompaniet (denne leiren er avvirket). I tillegg er også en oppklarings-eskadron forlagt i området. Skyte- og øvingsfeltet (52000 da) ligger på Mauken nord for Skjold. Undersøkelsen gjennomføres i 4 delnedbørfelter og ved 9 stasjoner (Fig. 15A). 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 2005 er gitt i vedlegg 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. 15B). Alle stasjonene hadde høyere konsentrasjoner av bly og kobber enn ved referansestasjonen (Fig. 15C). I hele overvåkingsperioden har konsentrasjonene av bly vært relativt lave ved alle stasjonene, med unntak av st.3, der konsentrasjonene har steget de siste årene til ca. 20 µg/l i 2005. Selv om konsentrasjonene av bly fortsatt er lav ved st.5 så har de likevel gradvis økt fra ca. 0,2 µg/l i 1992 til ca. 1 µg/l i 2005 (Fig. 15 B og C). Kobberkonsentrasjonene på st. 1 har økt gradvis fra ca. 4 µg/l på første av 1990-tallet og til ca. 7 µg/l i 2005, mens på st.7 har den økt fra ca. 3µg/l i 2000 til ca 6 µg/l i 2005. 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). I 2003 tok Forsvarsbygg prøver ved utløpet av skytefeltet i Melkelva, Tverrelva og utløpet av elva fra Bergsvatn. Vannkvaliteten var god for bly og mindre god for kobber (Grete Rasmussen, pers. medd.)

Diskusjon

Prosjektilester fra skyting med håndvåpen, artilleri og andre tyngre våpen, er en forurensningskilde i skytefeltet. Dette vises ved at konsentrasjonene av bly og kobber var høyere enn i referansebekken. 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. Det er påfallende at konsentrasjonene etter dette har steget gradvis på begge disse stasjonene. Dette viser at anleggsvirksomhet forstyrrer deponiene og fører til økt mobilitet av metaller i mange år etter at inngrepet opphørte. Dette er de samme erfaringer som vi har observert på Steinsjøfeltet og Evjemoen. Dette er rimelig da det i disse feltene normalt deponeres kobberholdige og ikke blyholdige prosjektiler fra håndvåpen. Skytefeltet forurenses ikke bekkene som renner ut av feltet nevneverdig, hovedsaklig fordi vann fra et stort nedbørfelt gir en effektiv fortykning av metallutsigene. Det er rimelig at st.4 var lite forurenset da denne banen i liten utstrekning benyttes til skyting med håndvåpen. Den gradvise økningen av blykonsentrasjonene på st.5 kan skyldes endret bruk av delfeltet, men dette må klarlegges fra lokalt hold. For de andre banene kan vannkvaliteten generelt 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) skyltes 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. Dette indikerer at jordsmonnet i feltet har god evne til å binde opp metaller og at metaller bundet til humus i liten grad lekker ut i bekkene. Fortyknings-effekten 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. På bakgrunn av resultatene er det ikke nødvendig med omfattende forurensnings-begrensende 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 2005 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 bør fortsette for å avklare om det er nødvendig med mer omfattende tiltak i flere av de ovennevnte felter der konsentrasjonene av bly og kobber har vist en økende trend.



Figur 15. 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 middel for overvåkningsperioden.

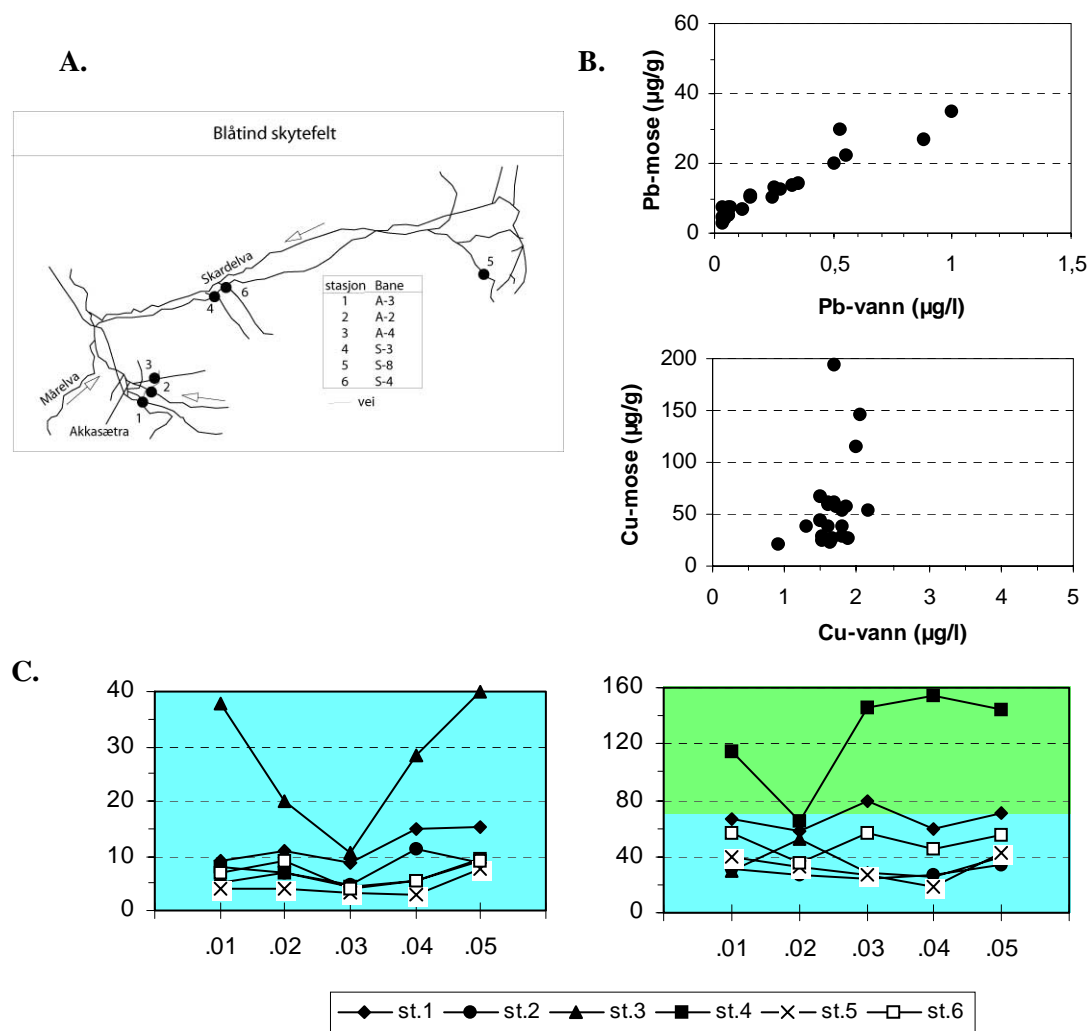
3.11 Blåtind

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 støttvåpen 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. 16A). 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 2005 er gitt i vedlegg B.

Resultater og diskusjon

Sammenhengene mellom metallkonsentrasjoner i vann og mose var svært god for bly, men dårlig for kobber (Fig. 16B). Konsentrasjoner av bly var generelt lave ved alle stasjoner og lave til middels høye for kobber (Fig. 16B, 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.



Figur 16. A. Prøvetakningstasjoner i Blåtind skytefelt. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av både kobber og bly i vann og mose. C. Middelkonsentrasjonene av bly og kobber i vannmoser fra perioden (juni - oktober).

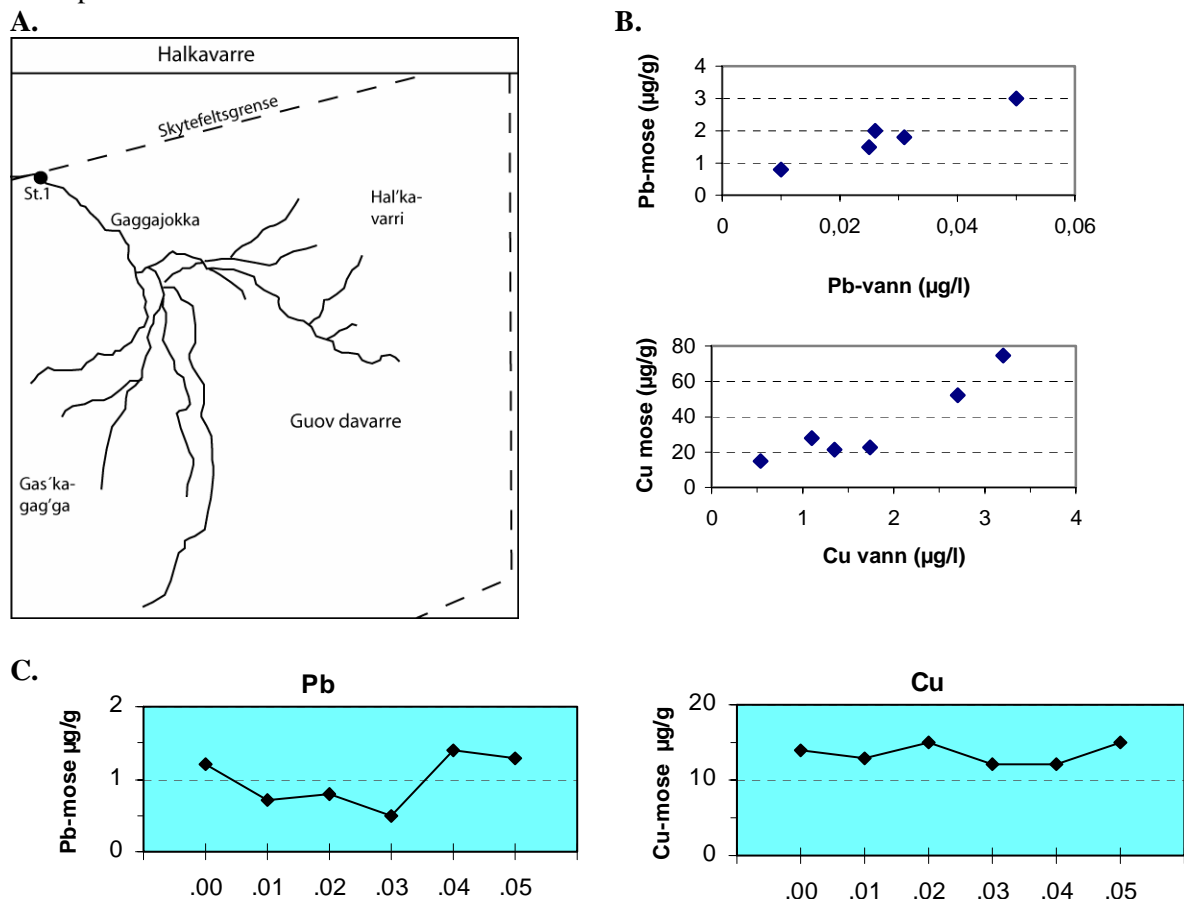
3.12 Halkavarre skytefelt

Innledning

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 (Fig.17A). Resultatene for 2005 er gitt i vedlegg A og B

Resultater og diskusjon

Konsentrasjoner av bly og kobber i vannmoser har vært undersøkt i Gaggajokka siden 2000. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av metaller i vann og mose er basert på analyser i Gaggajokka, samt fra noen av Porsangmoens bekker der vannkvalitet og metallkonsentrasjoner har vært tilnærmet den samme som i Gaggajokka (Fig.17B). I Gaggajokka har pH variert 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. (Rognerud 2005). Konsentrasjonene av bly og kobber har vært lave i hele perioden. Omregnet til vannkonsentrasjoner vil dette si henholdvis mindre enn 0,02 $\mu\text{g/l}$ og 0,9 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 17C). I 2000 ble også antimon (Sb) analysert i moseprøvene, men alle verdiene var lavere enn 0,2 $\mu\text{g/g}$ tørrvekt som var grensa for sikre analyser (Rognerud 2001). Vannanalysene fra 2005 (vedlegg A) viste at konsentrasjonene av antimon var lavere enn deteksjongrensa (0,05 $\mu\text{g/l}$) og konsentrasjonene av sink var også lave (0,5 $\mu\text{g/l}$). Vannkvaliteten med hensyn på metaller kan derfor karakteriseres som god og den har ikke endret seg i overvåkingsperioden. Gaggajokka har et stort nedbørfelt og vannføringen er jevnt over god. Det er derfor rimelig å tro at fortyningseffekten av vann fra uforurensede områder på eventuelle metallutslig fra deponier kan være stor. Det er ikke behov for tiltak i dette feltet.



Figur 17. A. Prøvetakningsstasjonen i Gaggajokka. B. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av kobber og bly i vann og mose. C. Konsentrasjoner ($\mu\text{g/g}$ t.v.) av bly og kobber i mose gitt som aritmetisk middel for overvåkingsperioden

3.13 Porsangmoen

Innledning

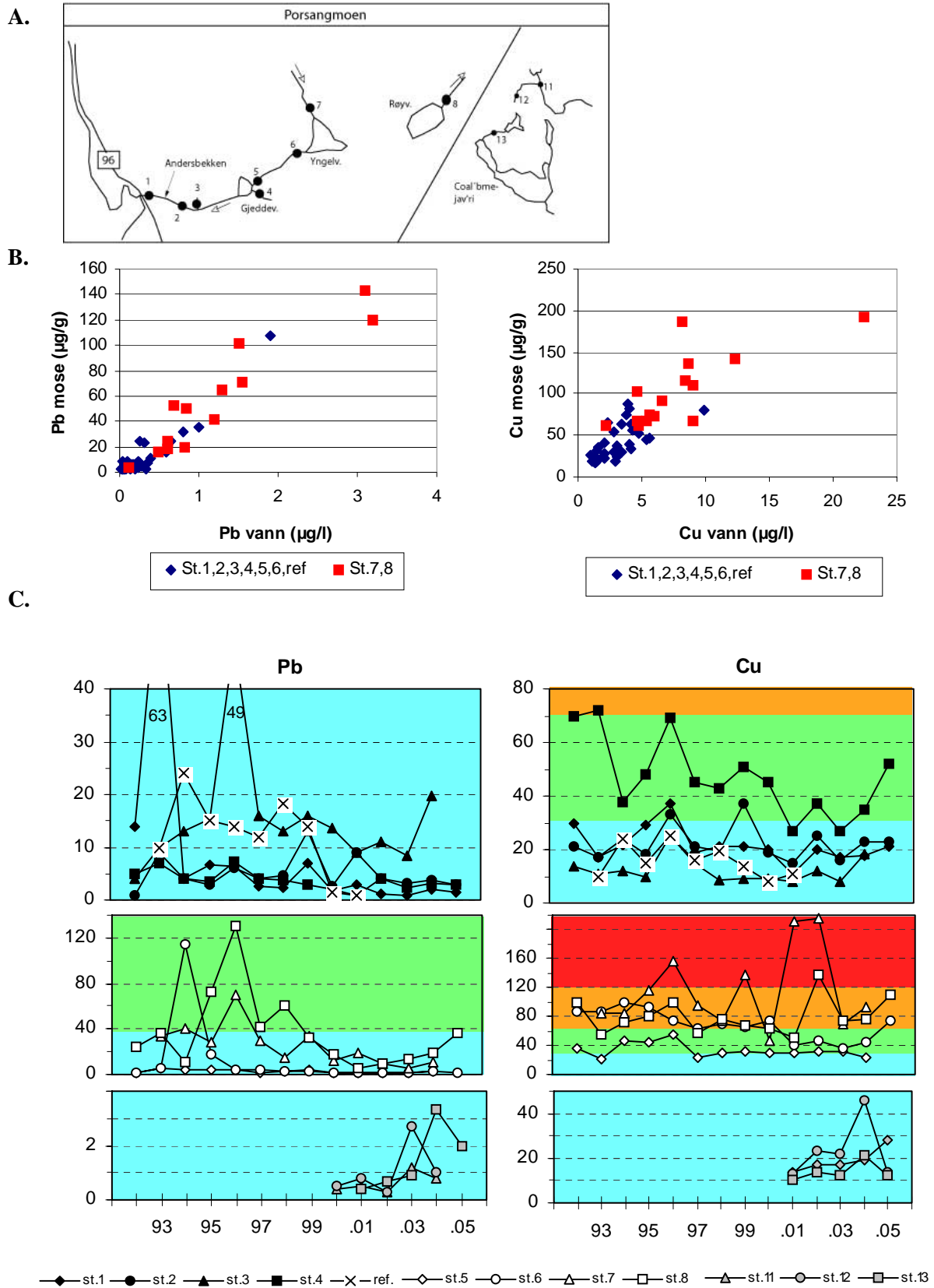
Før den tyske tilbaketrekning fra Finnmark i 1944 var området Lakselv/Banak/Skoganvarre, forlegningsområde for sentrale deler av en tysk divisjonskommando. I den første tiden etter frigjøringen ble de norske styrkene etablert i Skoganvarre øst for Porsangmoen. Garnisonstedet Porsangmoen er blitt utbygd fra 1950 og frem til i dag. På det meste har en bataljonsgruppe med infanteribataljon, ett middelstungt feltartilleribatteri, stridsvogntropp og luftvern batteri 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 og fra og med 2000 på 3 stasjoner 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.18A, og resultatene for 2005 er gitt i vedlegg A og B.

Resultater og diskusjon

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og kobber i mose og vann for alle stasjonene på Porsangmoen (Fig. 18B). 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.18C). Dette viser at utløste metaller som følge av korrosjon av deponerte prosjektiler i liten grad tilføres Lakselv-vassdraget. I 2005 var konsentrasjonene av bly og kobber lave, untatt st. 8 der konsentrasjonene i hele perioden har vært høyere enn de andre. Konsentrasjonene av bly 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 2001 til 2005 (Fig.18C), men konsentrasjonene er likevel svært lave (nær 0,1 µg/l). Konsentrasjonene av kobber (ca 1,5 µg/l) har ikke endret seg nevneverdig i perioden.

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 i 1996). Dette ga resultater og konsentrasjonene sank gradvis for bly, men ikke kobber (ingen målinger i 2005). 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 (indikert ved kobberforekomster i skjerpene i området) 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 fram til 2004, men vi har ingen forklaring på dette eller den økte igjen på st. 4 i 2005. I bekkene som drenerer banene for kompani i angrep øker blykonsentrasjonen svakt som følge av korrosjon av deponerte prosjektiler. De høyere verdiene i 2004 skyltes antagelig maskinelle forbedringer på et kjørespor for LTK som går over denne feltskytebanen. Det er foreløpig ikke nødvendig med omfattende forurensningsbegrensende tiltak i noen av delfeltene på Porsangmoen.



Figur 18. A. Prøvetakningstasjoner 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.

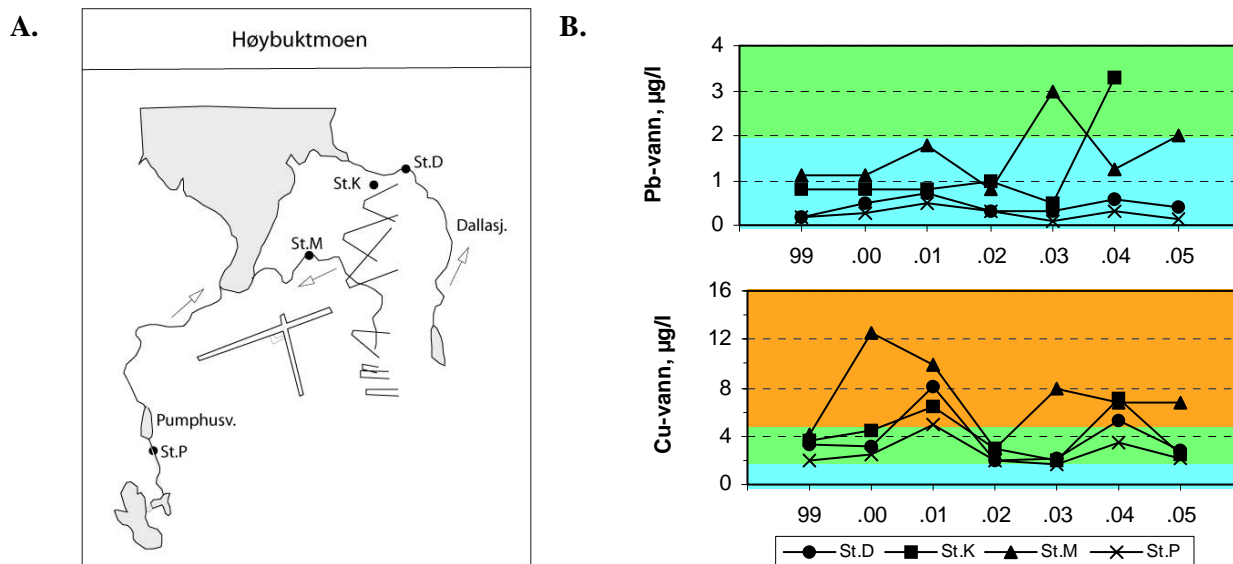
3.14 Høybuktknoen

Innledning

Høybuktknoen ble bygget opp av tyske okkupasjonsstyrker som et tungt baseområde for deres angrep mot Murmansk. Området ble fullstendig ødelagt ved tilbaketrekkingen 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 nåværende baner. GSV utgjør i dag en redusert infanteribataljon med et grensekompani forlagt langs den felles norsk-russiske grense. Mosebestander finnes kun vanskelig tilgjengelig i Dallasjavri. Derfor ble undersøkelsen siden 2001 basert på analyser av vannprøver fra hver stasjon. Konsentrasjonene av metaller i vann for 1999 og 2000 er estimert ut fra regresjoner mellom konsentrasjoner i 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 sterkest humuspåvirket, mens bekkene ved Pumphusvatn (st.P) var lite humuspåvirket. Lokaliseringen av de fire målestasjonene er gitt i Fig. 19A, og data fra 2005 er gitt i vedlegg A.

Resultater og konklusjon

Med unntak av 2004 så har konsentrasjonene av bly og kobber vært høyest i bekkene som drenerer feltskytebanen (st.M) i alle år (Fig. 19B). I 2005 var en av to blyverdier svært høy på st.K, (61,8 µg/l). Prøven er reanalyserert med samme resultat. Vi vet ikke om dette er en tilfeldighet dvs. en ikke representativ prøve. Vi har valgt å ikke vise 2005 resultatene for denne stasjonen i Fig.19B. På de andre stasjonene har konsentrasjonene av bly vært lave (<1 µg/l), men konsentrasjonene av kobber har vært betydelig høyere (2 til 8 µg/l). Atmosfæriske avsetninger forårsaket av russisk gruveindustri i grenseområdene kan bidra til kobberkonsentrasjoner opp mot 2 µg/l i regionens sjøer (Traaen et al. 1994). På bakgrunn av dette er det rimelig å anta at bekkene fra baneanleggene nordøst for flyplassen er noe forurensset av metaller fra korroderte prosjektiler, mens betydningen av denne kilden i bekkene fra østre felt og de nye banene i ved Dallasjavri er ubetydelig. Det trengs foreløpig ikke tiltak mot forurensninger, men utviklingen av vannkvaliteten i bekkene fra feltskytebanen bør følges nøye. Det er også aktuelt å undersøke bekkerefare for å se om til den høye blyverdien høsten 2005 kan skyldes at prosjektiler er deponert direkte i bekkene. Overvåkingen bør fortsette på st. M og K



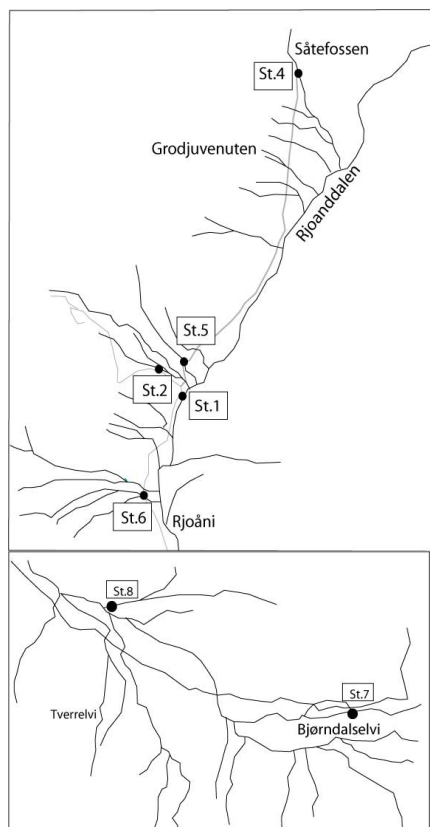
Figur 19. Prøvetakningsstasjoner i Høybuktknoen skytefelt. B. Konsentrasjoner (µg/l) av kobber og bly i vann gitt som årlige aritmetiske middeler på hver stasjon (n = 4). Vannkonsentrasjoner i 1999 og 2000 er estimert ut fra regresjoner mellom konsentrasjoner i vann og mose (Rognerud 2001).

3.15 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



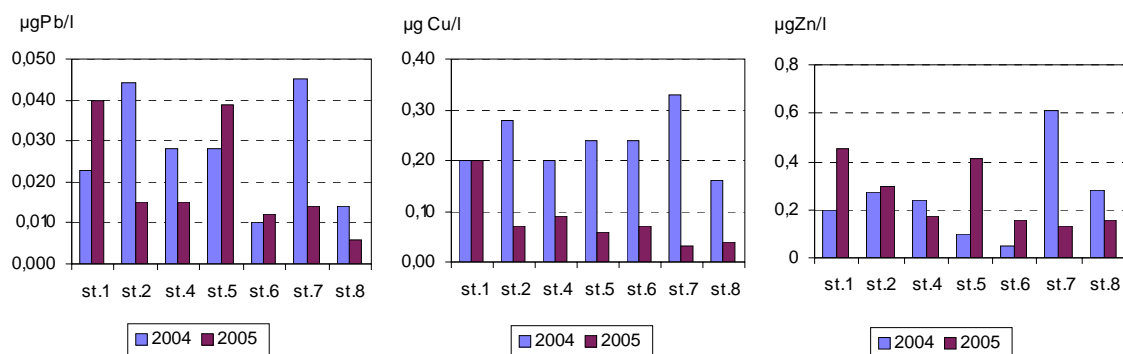
En oversikt over prøvestasjonenes beliggenhet er gitt i figuren til venstre. Konsentrasjonene av kobber, bly, antimon og sink var lave og vannkvaliteten kan betegnes som god med hensyn på disse metallene på alle stasjonene (Fig. 20). Konsentrasjonene av antimon var ofte lavere enn grensen for sikre analyser (<0,05 µg/l). Generelt var konsentrasjonene av kobber og bly noe høyere i 2004 enn i 2005 (Fig. 20). Dette skyldes antagelig større grad av fortykning høsten 2005. Resultatene 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:

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

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

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). Den kalkfattige forvittringsresistente berggrunnen betinger også en lav utløsning av naturlig forekommende metaller. Militær aktivitet medfører ingen metallforurensning og årlig overvåking er ikke nødvendig..



Figur 20. Oversikt over prøvetakingstasjoner i Mjølfjell skytefelt i 2004 og resultatene av de kjemiske analysene. Antimon var lavere enn grensa for sikre analyser (0,05 µg/l) Primærdaer gitt i vedlegg A

3.16 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.21

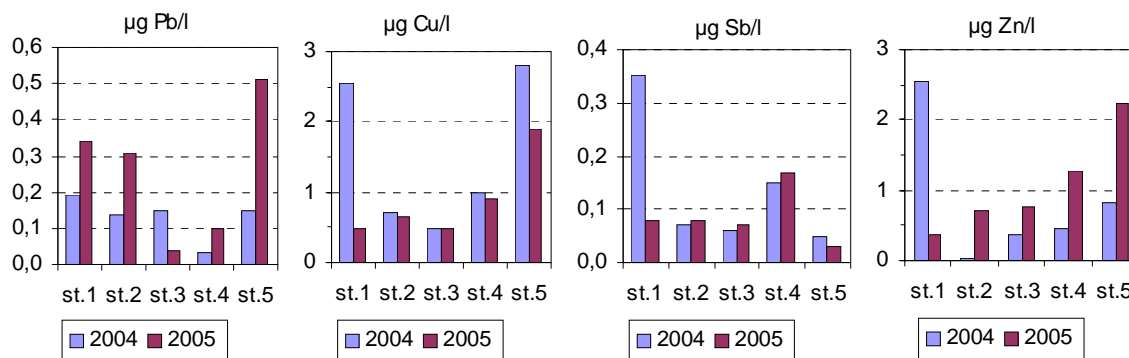


Figur 21. Drevjamoen skytefelt med prøvestasjoner.

Resultater og diskusjon

Resultatene av analysene er gitt i vedlegg A og vannføringen ble vurdert som høy ved prøvetakningen i 2005 og normal i 2004. Vannkvaliteten i bekkene på Drevjamoen var god på alle stasjonene i 2005. Med unntak av st.1 var det relative forhold mellom konsentrasjonene på de ulike stasjonene nær det samme som året før (Fig.22). Bekken som drenerer en kulefangervoll (st.1) hadde i 2004 høyere konsentrasjoner av kobber, sink og antimon enn i 2005, men lavere for bly. Generelt sett er det ofte slik at økt vannføring fører til høyere blykonsentrasjoner, men lavere konsentrasjoner for sink (se for eksempel Heggemoen). Vannkvaliteten på Drevjamoen er preget av løsavsetningene som gjør at vannet i bekkene blir alkalisk og humusfattig. Erfaringsmessig er dette et miljø som gjør at prosjektilrester korroderer svært seint (Rognerud 2005). Dette forklarer de lave konsentrasjonene som ble målt i 2004 og 2005.

Det er ikke nødvendig med forurensningsbegrensende tiltak i Drevjamoen skytefelt, og det er heller ikke nødvendig å overvåke metallkonsentrasjonene i bekkene hvert år fremover.



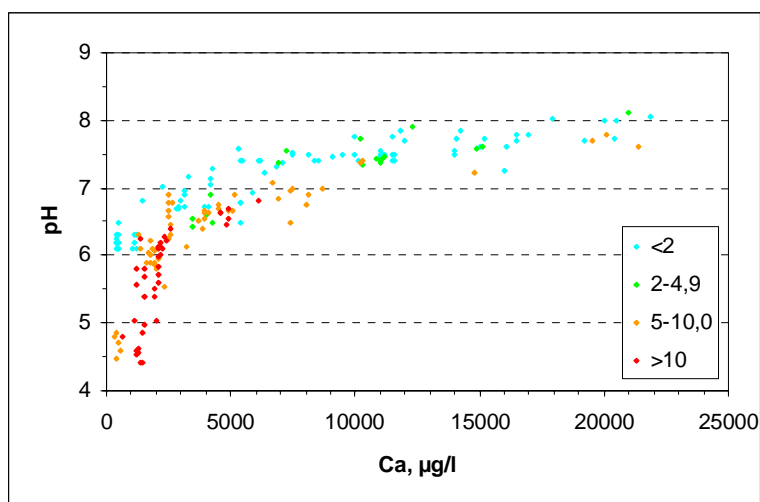
Figur 22. Konsentrasjoner av kobber, bly, sink, antimon i bekker på Drevjamoen i 2004. Primærdata er gitt i vedlegg A.

4. Resultater for feltene samlet.

Det var stor variasjon i konsentrasjoner av metaller i bekkene som drenerer de ulike skytefeltene i 2005 slik det også har vært tidligere år (Rognerud 2005). 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.

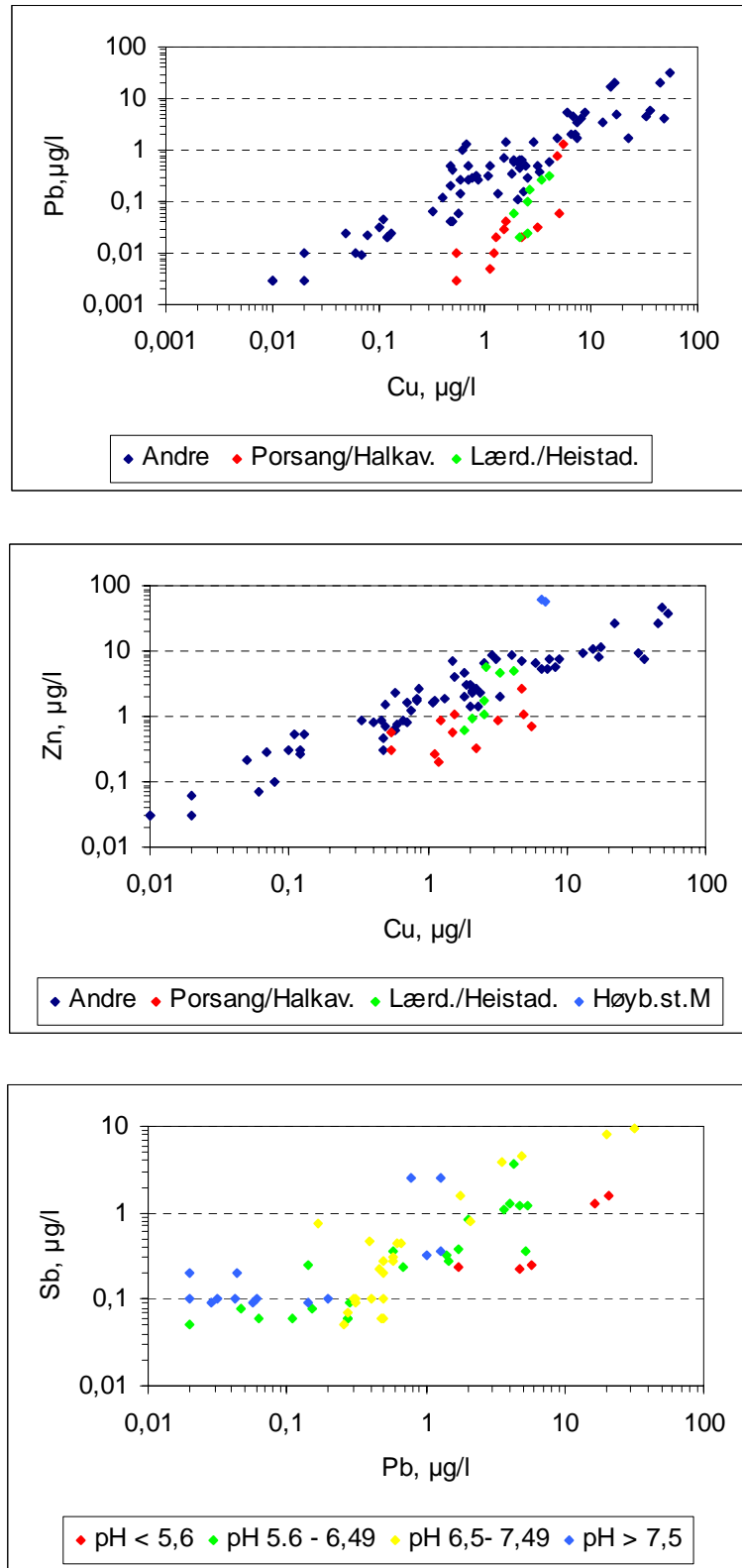
Det er svært vanskelig å lage et regnskap over deponerte mengder av metaller i skytefelt som har vært lenge i bruk. Derfor er det ikke praktisk mulig å gi et godt estimat på hvor store mengder metaller som er deponert i de respektive bekkers nedbørfelt, fordelingen av disse og hvordan deponiene er håndtert opp gjennom årene. Resultatene fra overvåkingen har vist at naturgitte forhold har stor betydning for metallresters korrosjonshastighet og metallers mobilitet i jordsmonnet. Vannkjemien i bekkene gir en god indikasjonen på det kjemiske miljøet i jordsmonnet og nedbørfeltets geokjemi.

Utvalget av felter i 2005 var nær det samme som for undersøkelsene i 2004. Vi viste i forrige rapport (Rognerud 2005) at det var en god sammenheng mellom pH-verdiene og kalsiumkonsentrasjonene for vann med tilnærmet lik humuspåvirkningen (Fig. 23). 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 forsureningsbidraget fra humussyrer spesielt i kalkfattig miljø (Lydersen et al. 2002). Høye TOC verdier forekom svært sjelden i naturlig kalkrikt miljø. Der dette skjer 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). Vi ser også at pH verdier under 6 i all hovedsak skyldes høye konsentrasjoner av humussyrer.



Figur 23. Sammenhengen mellom kalsiumkonsentrasjoner og pH i skytefeltenes bekker gruppert i ulike TOC klasser. Resultatene er basert på analyser fra 2003 og 2004.

Oksidasjon av rester av prosjektiler bestående av en blykjerne leget med antimon og en kobberkappe leget med sink skulle tilsi at vannet som drenerer slike deponier skulle ha en vist forhold mellom konsentrasjonene av metallene. Resultatene for 2005 viser at det var gode sammenhenger mellom metallene (Fig. 24). De laveste verdiene er nær detekteringsgrensen og følgelig relativt usikre



Figur 24. Sammenhengen mellom metallkonsentrasjoner i vann fra undersøkelsene i 2005. I de to øvre paneler er Porsangmoen, Heistadmoen og Lærdal merket spesielt da disse har kjente naturlige forekomster av metaller (særlig Cu) i nedbørfeltet. Det nedre panelet gir indikasjoner på betydningen av pH for forholdet mellom bly og antimon i feltene.

Det var en svært god sammenheng mellom kobber og bly i feltene, med unntak av de feltene hvor det er kjente metallanrikninger i nedbørfeltet. Dette gjelder Porsangmoen og Heistadmoen som har naturlig anrikning av kobber i skytefeltet (Rognerud 2005). Lærdal sorterer i samme gruppe fordi det ikke demoleres blyholdig ammunisjon i feltet. Dette gjør at forholdet mellom kobber og bly blir betydelig høyere enn det som er vanlig i de andre feltene. Det er ikke en slik god sammenheng mellom bly og kobber i norske innsjøer (Skjelkvåle et al. 1999). Den gode sammenhengen mellom bly og kobber er derfor en indikasjon på at korrosjon av riflekuler er den dominerende kilden i de aller fleste feltene. Deponiene av riflekuler inneholder ca. 69 % bly, 26 % kobber, 2 % antimon og 3 % sink (Rognerud 2005c). Det er verd å merke seg at konsentrasjonene av bly generelt var lavere enn for kobber (Forholdet Pb/Cu var ca. 0,5). 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 (Sparks 1995). Forsvarsbyggs erfaring er også at det er langt høyere konsentrasjoner av bly i jord/voller i skytefelt enn kobber, enn det som forventes ut i fra innholdet i prosjektiler (Grete Rasmussen pers, medd.)

Sammenhengen mellom konsentrasjonene av kobber og sink var god når en tar hensyn til en høyere naturlig kobberkonsentrasjon i noen av feltene. De avvikende høye sinkverdiene ved St. M på Høybukta kan skyldes en sinkkilde i bekkefaret. I bekkene fra skytefeltene var forholdet mellom konsentrasjonene av kobber og sink ca.1, mens forholdet (basert på medianverdiene) var nær 0,3 i norske innsjøer (Skjelkvåle et al. 1999). Dette er en følge av at deponerte mengder kobber i skytefeltene generelt er betydelig større enn sink. Riflekuler inneholder, som nevnt ovenfor, nesten 9 ganger mer kobber enn sink. Det er derfor oppsiktsvekkende at forholdet mellom disse metallene i avrenningen fra skytefeltene er nær 1. Dette indikerer at når riflekulenes kobberkappe leger med sink korroderer så mobiliseres korrosjonsproduktene av sink betydelig mer effektivt enn for kobber i jordsmonnet. Dette er i god overensstemmelse med andre undersøkelser som har vist at bindingstyrken i jordsmonnet er betydelig større for kobber enn for sink (Förstner og Wittmann 1979, Sauve et al. 2003). FFI har også gjort undersøkelser som viser at bly stort sett er bundet til partikler, kobber til både partikler og kolloider, Zn til kolloider/labilt og antimon labilt (Heie, Strømseng og Ljønes 2004).

Det var ingen sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og antimon i norske innsjøer (Skjelkvåle et al. 1999), mens det var en klar sammenheng i bekkene fra skytefeltene (Fig.24). Dette indikerer at korrosjon av riflekulas blykjerne leger med antimon preger vannkvaliteten i bekkene fra skytefeltene. Resultatene av analysene i 2005 indikerer også at forholdet mellom bly og antimon i avrenningen fra skytefelt var influert av pH i bekkene. Bly, kobber og sink forekommer som kationer i vann, men antimon opptrer som et anion. Generelt øker andelen hydratiserte ioner (og derved mobiliteten) med synkende pH og økende konsentrasjoner for metaller som forekommer som kationer, mens løst fraksjon øker ved stigende pH verdier for metaller som forekommer som anioner (Förstner og Wittmann 1979). Bly er sterkt bundet i et basisk jordsmonn og svært lite løste blyioner tilføres bekkene, mens antimon lekker ut i basiske omgivelser så fremt blykjernen korroderer. Dessuten løses antimon assosiert til humus i et surt miljø. Dette er med på å forklare at forholdet mellom bly og antimon i et surt miljø er nærmere 10, mens i et basisk miljø er det nærmere 1 (Fig. 24). Forholdet mellom bly og antimon i riflekuler er ca. 23. Dette viser at antimon er langt mer mobilt enn bly i de fleste miljø. Dette er i overensstemmelse med annen litteratur (diskutert i Rognerud 2005)

Generelt trengs et surt oksidativt miljø for at oksidasjon av prosjektilrester skal gå raskt og effektivt. I felter med lavt kalsiuminnhold kan humussyrer bidra til en betydelig forsuring av vannforekomstene (Fig. 23). Dessuten virker humus som et transportmiddel for metallene ut fra deponiene for både bly, kobber, sink og antimon. Derfor lekker prosjektildeponier mest metaller når ligger i kalkfattig humusrike omgivelser med god tilgang på vann i form av mye regn på deponiet eller god vanngjennomgang fra områder oppstrøms.

5. Konklusjon

Det var generelt en god sammenheng mellom konsentrasjoner av kobber og bly i bekkene i 2005, med unntak av Porsangmoen og Heistadmoen som har naturlig forhøyet nivå av kobber i skytefeltet og Lærdalfeltet hvor det ikke demoleres blyholdig ammunisjon. I disse feltene blir derfor forholdet mellom kobber og bly betydelig høyere enn det som er vanlig i de andre feltene. Den gode sammenheng mellom bly og kobber er en indikasjon på at korrosjon av riflekuler er den dominerende kilden for disse metallene i feltene. Deponiene av riflekuler inneholder mer bly enn kobber, men konsentrasjoner av bly var generelt lavere enn kobber i bekkene. I noen felt der rifledponiene også brukes som målområder for artilleri (granater inneholder kobber, men ikke bly) kan totalt deponerte mengder kobber være større enn bly (Roseth et al. 2003). Likevel mener vi at lavere blykonsentrasjoner enn kobber i bekkene i all hovedsak skyldes at korrosjonsproduktene av bly bindes mer effektivt på deponistedet og i jordsmonnet enn tilfelle er for kobber. Dette er i overensstemmelse med den litteraturgjennomgang som ble gjort i forrige årsrapport (Rognerud 2005).

Det var også en god sammenheng mellom konsentrasjonene av kobber og sink i bekkene og forholdet var nær 1 selv om deponiene av kobber er langt større enn sink. Dette viser at når riflekulenes kobberkappe legert med sink korroderer så mobiliseres korrosjonsproduktene av sink betydelig mer effektivt enn kobber i jordsmonnet. Dette er i god overensstemmelse med andre undersøkelser som har vist at bindingstyrken i jordsmonnet er betydelig større for kobber enn for sink (Förstner og Wittmann 1979, Sauve et al. (2003). Det var også en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly og antimon i bekkene, men forholdet mellom metallene var påvirket av vannets surhetsgrad (pH). Bly er sterkt bundet i et basisk jordsmonn, mens antimon er mest mobilt i basiske omgivelser. Forholdet mellom bly og antimon i et surt miljø var nærmere 10, mens i et basisk miljø var det nærmere 1. Forholdet mellom bly og antimon i riflekuler er ca. 23. Dette viser at antimon er langt mer mobilt enn bly i de fleste miljø. Dette stemmer overens med ressumé gjort av Kabata-Pendias og Pendias (1984) og studier gjort av FFI (Strømseng og Ljønes 2002a)

Erfaringene fra 15 års overvåkning av vannkvalitet i skytefelt har vist at de naturgitte forhold er helt avgjørende for korrosjonshastigheten av prosjektiler og i hvilken grad metallutsig blir et problem for akvatiske organismer og andre brukere av vannet nedstrøms deponiene. Prosjektiler deponert i kalkfattige og humusrike naturtyper som mottar mye regn eller har eller stor vanngjennomstrømming korroderer relativt raskt og metaller lekker ut etter kort tid. I kalkrike og humusfattige områder kan utsiget av metaller være ubetydelig selv etter 60 års bruk.

Det er foreslått å gjøre tiltak i feltene: Hengsvatn, Steinsjøen., Giskås Heggemoen, Mauken og Bardufoss. I Lærdal må eksisterende sedimentasjonsdammer vedlikeholdes, mens på Rødsmoen bør de deler som lekker kobber identifiseres og tiltak vurderes. Tiltaket med å lede vannet utenom deponiet på feltskytebanen ved Karlstadskogen var effektivt og kan være en enkel måte å redusere metallutsiget fra deponier. Tidsutviklingen har også vært positiv i bekkene på Evjemoen og Steinsjøen etter at gravearbeidene ble avsluttet. Det har vært en negativ tidstrend med økende konsentrasjoner av kobber i en eller flere av bekkene som avvanner feltene i Lærdal, på Mauken og Rødsmoen, mens i bekken som avvanner Heggemoen har konsentrasjonene økt. I de andre feltene var det ingen klare tidstrender.

Den årlige overvåkingen bør fortsette og for enkelte trappes opp (hyppigere evt. flere målepunkter) på Evjemoen, Hengsvatn, Steinsjøen, Terningmoen (hvis økt aktivitet), Lærdalsfeltet, Rødsmoen, Giskås, Heggemoen Karlstadskogen, Bardufoss og Mauken. I Porsangmoen skytefelt foreslås overvåkingen redusert til tre stasjoner, i Sætermoen skytefelt kun bekken som avvanner den nye skytebanen (st.1) og på Høybuktmoen bare feltskytebanene ved flyplassen (st. M og K). Årlige overvåkinger er ikke nødvendig på Heistadmoen, Sørlimarka, Bestemorenga, Sætermoen, Blåtind, Halkavarre, Mjølfjell og Drevjamoen.

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.
- Descay, J. P. and Empain, A. 1981. Inventaire de la qualite des eaux courantes en Wallonie. Univ. of Liege, Department of Botany.
- 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.
- Heier, L. S., Strømseng, A.E. og Ljønes, M. 2004. Analyse og vurdering av ulike tilstandsformer til tungmetaller i avrenningsbekker fra skytebaner. FFI-rapport 2004/02971.
- Holtan, H. og Rosland D.S. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veileder nr. 92:06. SFT-TA-905/1992.
- Johansson, L. 1995. Application of aquatic mosses as monitors of heavy metal pollution. Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden. 71 pp.
- 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.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, P. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC press, Boca Raton.
- Kjellberg, G. 1994. Biologisk befaringsundersøkelse av Hunnselva i 1993. NIVA-rapport L.nr. 3050.
- 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 Aubort 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.
- 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.
- 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.
- 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. 1994a. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demolerings-plasser. Resultater fra 3-års overvåkning. NIVA-rapport L.nr. 3076.
- Rognerud, S. 1996. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 5-års overvåkning. NIVA-rapport Lnr. 3416-96.
- Rognerud, S. 2000. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 9 års overvåking. NIVA-rapport LNR 4209-2000.
- Rognerud, S. 2001. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 10 års overvåking. NIVA-rapport LNR. 4351-2001
- Rognerud, S. 2005. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåkning. NIVA-rapport LNR 4944-2005.62s + vedlegg.
- Rognerud, S. 2005b. Bradalsmyra testsenter. Metallkonsentrasjoner i bekker som avanner testsenteret, og i grunnvann fra et metalldeponi. NIVA-rapport LNR 5110-2005, 14s.
- Rognerud, S. 2005c. Metallkonsentrasjoner i bekker og sig fra skytebaner. Analyser av stikkprøver ved baneanlegg tilhørende Det frivillige skyttervesen (DFS) og Norges Jeger og Fiskerforbund (NJFF). NIVA-rapport LNR 5074-2005. 20s.
- 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 Bækken, T. 2002. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåkning. NIVA-rapport 4512-2002.
- 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.
- 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., 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.
- 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.
- 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.
- Sparks, D.L. 1995. Environmental soil chemistry. Academic press. New York.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2000. Vertikal transport av tungmetaller i sandjord-mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på sessvollmoen. FFI rapport 2000/06191.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2002a. Miljøkartlegging av åtte skytebaner- Vurdering av potensialet for mobilisering av tungmetaller. FFI rapport 2002/03877.
- Strømseng, A. og Ljønes M. 2002b. Periodisk avrenning av tungmetaller – en feltundersøkelse gjort ved Steinsjøen skytefelt. FFI rapport ”003/00715.
- 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.
- Voie, Ø. 2001. Toksikologiske egenskaper av antimon og antimonforbindelser. FFI rapport-2001/00799.25s.
- Voie, Ø.A. 2005. Biotilgjengelighet av tungmetaller fra ammunisjon. FFI rapport 2005/00443.

Vedlegg A.

Konsentrasjoner av metaller, pH, TOC og vannføring i 2005

felt	stasjon	dato	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mg/l	Vannf.
Bestemorenga		27.09.2005	0,67	1,29	0,37	0,89	7,55	1,8	høy
Bestemorenga		11.10.2005	0,607	1,03	0,32	0,78	7,52	1,7	høy
Drevjamoen	1	15.09.2005	0,48	0,49	0,06	0,47	7,12	1,7	høy
Drevjamoen	1	26.10.2005	0,48	0,2	0,1	0,3	7,52	0,87	
Drevjamoen	2	15.09.2005	0,7	0,48	0,06	0,8	7,28	2,3	høy
Drevjamoen	2	26.10.2005	0,59	0,14	0,09	0,62	7,57	1,3	
Drevjamoen	3	15.09.2005	0,5	0,042	0,1	0,71	7,87	1,7	høy
Drevjamoen	3	26.10.2005	0,47	0,04	<0,05	0,84	8,14	1	
Drevjamoen	4	15.09.2005	1,34	0,14	0,25	1,9	6,79	6,5	høy
Drevjamoen	4	26.10.2005	0,56	0,06	0,1	0,62	8,17	1,2	
Drevjamoen	5	15.09.2005	2,09	0,66	<0,05	2,41	7,96	2,2	høy
Drevjamoen	5	26.10.2005	1,81	0,36	<0,05	2,08	7,45	3,5	
Evjemoen	F	19.09.2005	6,02	5,3	0,37	6,49	6,25	6,2	lav
Evjemoen	F	18.10.2005	4,76	1,69	0,39	6,95	6,03	4,6	normal
Evjemoen	K	19.09.2005	1,57	1,45	0,27	3,93	6,16	8,9	lav
Evjemoen	K	18.10.2005	1,52	0,68	0,24	6,87	5,93	6,9	normal
Giskås	1	13.09.2005	36,4	5,73	0,25	7,69	4,70	20,6	normal
Giskås	1	06.10.2005	32,5	4,67	0,23	9,15	4,75	18,5	normal
Giskås	2	13.09.2005	8,76	5,45	1,2	7,47	6,29	18,8	normal
Giskås	2	06.10.2005	6,64	4,68	1,2	5,21	6,53	14,7	normal
Giskås	3	13.09.2005	8,17	4,04	1,3	5,76	6,36	16,5	normal
Giskås	3	06.10.2005	7,26	3,6	1,1	5,28	6,57	13,6	normal
Giskås	4	13.09.2005	0,83	0,31	<0,05	1,9	5,93	16	normal
Giskås	4	06.10.2005	0,86	0,27	0,06	2,67	6,03	12,2	normal
Halkavarre	Gaggaj.	01.11.2005	0,54	0,01	<0,05	0,3	7,23	1,4	
Halkavarre	Gaggaj.	13.09.2005	0,54	<0,005	<0,05	0,56	7,39	1	
Heggemoen		27.09.2005	15,5	16,4	1,3	11	5,21	7	høy
Heggemoen		11.10.2005	16,8	20,7	1,6	8,35	5,32	8,1	høy
Heistadmoen	4	21.09.2005	2,66	0,17	0,77	5,9	7,48	3	
Hengsvatn	3	21.09.2005	7,46	1,69	0,24	7,37	5,52	7,6	normal
Hengsvatn	1	21.09.2005	4,07	0,58	0,36	8,91	6,80	5,8	normal
Høybuktmoen	D	16.10.2005	2,53	0,28	0,09	6,6	6,48	18	
Høybuktmoen	D	27.10.2005	3,07	0,49	0,27	7,83	7,14		
Høybuktmoen	K	16.10.2005	2,87	1,39	0,32	8,47	5,98	9,9	
Høybuktmoen	K	27.10.2005	2,09	61,8	6,6	39,3	6,31		
Høybuktmoen	M	16.10.2005	7,14	2,04	0,83	55,9	6,94	9,7	
Høybuktmoen	M	27.10.2005	6,51	2,07	0,8	63,3	7,17		
Høybuktmoen	P	16.10.2005	2,03	0,11	0,06	1,4	6,42	2,7	
Høybuktmoen	P	27.10.2005	2,31	0,15	0,08	1,4	6,55		
Lærdal	1	12.09.2005	1,85	0,06	<0,05	0,63	6,85	0,9	normal
Lærdal	1	12.10.2005	2,1	0,02	0,05	0,93	6,93	1,1	normal
Lærdal	2	12.09.2005	2,57	0,024	<0,05	1,7	6,84	0,89	normal
Lærdal	2	12.10.2005	4,11	0,31	<0,05	4,87	6,91	1	normal
Lærdal	3	12.09.2005	2,52	0,1	<0,05	1,1	6,81	1,1	normal
Lærdal	3	12.10.2005	3,33	0,27	0,06	4,51	6,91	1,1	normal
Mjølfjell	1	07.10.2005	0,33	0,062	0,06	0,86	6,41	0,18	normal
Mjølfjell	1	23.11.2005	0,08	0,023	<0,05	0,1	6,32	0,27	normal
Mjølfjell	2	07.10.2005	0,13	0,024	<0,05	0,54	6,46	0,11	normal
Mjølfjell	2	23.11.2005	0,02	0,01	<0,05	0,06	6,40	0,13	normal
Mjølfjell	4	07.10.2005	0,12	0,02	<0,05	0,27	6,39	0,17	normal
Mjølfjell	4	23.11.2005	0,06	0,01	<0,05	0,07	6,38	0,17	normal
Mjølfjell	5	07.10.2005	0,11	0,047	0,08	0,52	6,29	0,16	normal

felt	stasjon	dato	Cu, µg/l	Pb, µg/l	Sb, µg/l	Zn, µg/l	pH	TOC, mg/l	Vannf.
Mjølfjell	5	23.11.2005	0,1	0,031	<0,05	0,31	6,30	0,16	normal
Mjølfjell	6	07.10.2005	0,12	0,02	<0,05	0,3	6,48	0,16	normal
Mjølfjell	6	23.11.2005	0,02	<0,005	<0,05	<0,05	6,41	0,15	normal
Mjølfjell	7	07.10.2005	0,05	0,025	<0,05	0,22	6,50	0,17	normal
Mjølfjell	7	23.11.2005	<0,01	<0,005	<0,05	<0,05	6,49	0,3	normal
Mjølfjell	8	07.10.2005	0,07	0,009	<0,05	0,29	6,64	0,26	normal
Mjølfjell	8	23.11.2005	<0,01	<0,005	<0,05	<0,05	6,58	0,39	
Porsangmoen	1	13.09.2005	1,25	0,02	0,2	0,89	7,46	2,5	
Porsangmoen	1	26.10.2005	1,53	0,029	0,09	0,59	7,70	3,2	
Porsangmoen	2	13.09.2005	1,57	0,043	0,2	1,1	7,62	2,7	
Porsangmoen	2	26.10.2005	4,92	0,057	0,09	1,1	7,79	3,3	
Porsangmoen	4	13.09.2005	2,24	0,02	0,1	0,33	7,80	3,1	
Porsangmoen	6	13.09.2005	3,18	0,031	0,1	0,89	7,85	3,7	
Porsangmoen	8	13.09.2005	5,52	1,29	2,57	0,69	7,64	3,9	
Porsangmoen	8	26.10.2005	4,8	0,78	2,51	2,7	7,82	3,7	
Porsangmoen	11	13.09.2005	1,11	<0,005	<0,05	0,26	7,70	2,8	
Porsangmoen	11	26.10.2005	1,21	0,01	<0,05	0,2	7,77	3	
Steinsjøen	1	15.09.2005	44,8	19,9	7,96	27	6,86	8	lav
Steinsjøen	1	14.10.2005	54,4	31,8	9,47	36,6	6,55	8,8	normal
Steinsjøen	3	14.10.2005	48,3	4,31	3,76	46,3	6,34	3,6	normal
Steinsjøen	3	15.09.2006	21,9	1,77	1,6	27,2	7,36	4,5	lav
Steinsjøen	A	15.09.2005	13	3,53	3,94	9,4	6,94	5,8	lav
Steinsjøen	A	14.10.2005	17,5	4,98	4,48	11,8	6,83	6,9	normal
Sørليا	1	13.10.2005	3,32	0,39	0,46	2	7,04	3,1	høy
Sørليا	2	13.10.2005	1,09	0,31	0,1	1,6	6,99	5,2	høy
Sørليا	3	13.10.2005	0,4	0,12	<0,05	0,79	7,23	3,1	høy
Terningmoen	B1	27.09.2005	2,2	0,66	0,44	2,57	7,03	4,2	normal
Terningmoen	B1	12.10.2005	2,01	0,59	0,28	2,95	6,90	4,7	lav
Terningmoen	B2	27.09.2005	1,88	0,62	0,45	3,13	6,88	4,8	normal
Terningmoen	B2	12.10.2005	1,84	0,59	0,31	4,59	6,81	5,3	lav
Terningmoen	B3	27.09.2005	2,12	0,47	0,22	2,28	6,79	3,2	normal
Terningmoen	B3	12.10.2005	2,39	0,49	0,1	2,32	6,79	3,2	lav
Terningmoen	T1	27.09.2005	0,76	0,3	0,1	1,2	7,12	8,9	normal
Terningmoen	T1	12.10.2005	0,71	0,27	0,07	1,6	6,96	11	lav
Terningmoen	T2	27.09.2005	1,12	0,49	0,2	1,7	6,97	7,9	normal
Terningmoen	T2	12.10.2005	0,83	0,31	0,09	1,7	6,95	10,6	lav
Terningmoen	T3	27.09.2005	0,5	0,4	0,1	1,5	6,91	9	normal
Terningmoen	T3	12.10.2005	0,58	0,26	0,05	2,38	6,91	10,3	lav

Vedlegg B.

Konsentrasjoner av kobber og bly i vannmose i 2005.

Felt	stasjon	dato	Cu	Pb
			µg/g t.v	µg/g t.v
Bardufoss	1	02.09.2005	46,8	6
Bardufoss	2	02.09.2005	123,0	179
Bardufoss	3	02.09.2005	130,0	622
Bardufoss	4	02.09.2005	19,3	6
Bardufoss	5	02.09.2005	17,4	3
Bardufoss	1	01.07.2005	20,2	4
Bardufoss	2	01.07.2005	55,6	82,6
Bardufoss	3	01.07.2005	87,0	623
Bardufoss	4	01.07.2005	18,7	6
Bardufoss	5	01.07.2005	17,0	5
Bardufoss	1	22.07.2005	21,7	6
Bardufoss	2	22.07.2005	70,0	130
Bardufoss	3	22.07.2005	39,9	339
Bardufoss	4	22.07.2005	16,0	4
Bardufoss	5	22.07.2005	16,1	6,9
Blåtind	1	01.09.2005	89,6	26
Blåtind	2	01.09.2005	39,4	9
Blåtind	3	01.09.2005	54,0	65,9
Blåtind	4	01.09.2005	262,0	11
Blåtind	5	01.09.2005	50,6	7,3
Blåtind	6	01.09.2005	72,8	9,8
Blåtind	7	01.09.2005	21,0	2
Blåtind	1	29.06.2005	46,2	10
Blåtind	2	29.06.2005	19,0	6
Blåtind	3	29.06.2005	26,3	31
Blåtind	4	29.06.2005	65,2	8,4
Blåtind	5	29.06.2005	35,7	8,4
Blåtind	7	29.06.2005	22,3	3
Blåtind	1	21.07.2005	76,2	10
Blåtind	2	21.07.2005	43,7	11
Blåtind	3	21.07.2005	38,4	23
Blåtind	4	21.07.2005	106,0	9,3
Blåtind	5	21.07.2005	35,6	7,6
Blåtind	6	21.07.2005	57,9	9,1
Blåtind	7	21.07.2005	25,7	5
Mauken	ref	15.09.2005	30,9	5
Mauken	1	15.09.2005	77,5	6,4
Mauken	2	15.09.2005	88,7	67,2
Mauken	3	15.09.2005	75,2	485
Mauken	4	15.09.2005	26,3	9,3
Mauken	5	15.09.2005	34,9	37
Mauken	6	15.09.2005	54,9	67,4
Mauken	7	15.09.2005	115,0	31
Mauken	ref	02.08.2005	17,7	3
Mauken	1	02.08.2005	182,0	10
Mauken	2	02.08.2005	35,3	51
Mauken	3	02.08.2005	51,1	324
Mauken	4	02.08.2005	26,8	14
Mauken	5	02.08.2005	18,8	20

Felt	stasjon	dato	Cu	Pb
			µg/g t.v	µg/g t.v
Mauken	6	02.08.2005	24,6	16
Mauken	7	02.08.2005	70,4	31
Mauken	ref	31.10.2005	21,4	6
Mauken	1	31.10.2005	131,0	13
Mauken	3	31.10.2005	127,0	1550
Mauken	4	31.10.2005	60,9	88,7
Mauken	5	31.10.2005	41,1	101
Mauken	6	31.10.2005	45,9	44
Mauken	7	31.10.2005	151,0	96,5
Porsangmoen	Gaggaj.	13.09.2005	15,7	1,3
Porsangmoen	1	13.09.2005	21,4	1,5
Porsangmoen	2	13.09.2005	22,8	3
Porsangmoen	4	13.09.2005	52,1	3
Porsangmoen	6	13.09.2005	74,5	1,8
Porsangmoen	8	13.09.2005	111,0	36
Porsangmoen	11	13.09.2005	28,2	0,8
Porsangmoen	12	13.09.2005	14,0	1
Porsangmoen	13	13.09.2005	12,0	2
Rødsmoen	Stormob.	16.06.2005	8,7	9,2
Rødsmoen	Stormob.	11.07.2005	9,4	2,6
Rødsmoen	Stormob.	10.08.2005	8,6	4
Rødsmoen	Stormob.	14.09.2005	12,0	5
Rødsmoen	Ygleklett.	11.07.2005	27,4	7,8
Rødsmoen	Ygleklett.	10.08.2005	21,1	11
Rødsmoen	Ygleklett.	14.09.2005	17,0	10
Sætermoen	1	29.06.2005	33,7	9
Sætermoen	2	29.06.2005	48,4	6,5
Sætermoen	3	29.06.2005	53,1	5
Sætermoen	4	29.06.2005	48,7	7,1
Sætermoen	5	29.06.2005	62,9	51
Sætermoen	6	29.06.2005	39,0	8,4
Sætermoen	1R	29.06.2005	35,3	8
Sætermoen	2R	29.06.2005	38,4	7,9
Sætermoen	3R	29.06.2005	64,8	6
Sætermoen	4R	29.06.2005	51,5	8,1
Sætermoen	5R	29.06.2005	35,6	7,1
Sætermoen	6R	29.06.2005	44,0	6
Sætermoen	1	25.07.2005	25,7	8
Sætermoen	2	25.07.2005	49,7	5
Sætermoen	3	25.07.2005	42,0	4
Sætermoen	4	25.07.2005	52,0	6
Sætermoen	5	25.07.2005	60,5	56
Sætermoen	6	25.07.2005	38,3	8,1
Sætermoen	1R	25.07.2005	22,4	4
Sætermoen	2R	25.07.2005	46,9	7
Sætermoen	3R	25.07.2005	37,3	6
Sætermoen	4R	25.07.2005	47,5	4
Sætermoen	5R	25.07.2005	29,3	5
Sætermoen	6R	25.07.2005	38,6	5