

NIVA



RAPPORT LNR 4623-2003

Hjerkinn skytefelt 2002

Vannkvalitet og forurensningsgrad
av metaller i vann og biota



Foto: Forsvaret

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Hjerkinnskytefelt 2002 Vannkvalitet og forurensningsgrad av metaller i vann og biota.	Løpenr. (for bestilling) 4623-2003	Dato 20. januar 2003
	Prosjektnr. Undernr. 0-21958	Sider Pris 35
Forfatter(e) Sigurd Rognerud	Fagområde miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Oppland fylke	Trykket NIVA

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

Sammendrag

Det er deponert betydelige mengder metaller i Hjerkinnskytefelt som følge av militær aktivitet over lang tid. Foreløpige estimater av de viktigste metallene er ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink. I tillegg har masser (anrikt på metaller) fra gruvedriften i Tverrfjellet blitt brukt til bygging av veinettet, HFK-sletta i Grisungdalen og kjøretrassene for stridsvogner på Haukberget. På bakgrunn av dette var det overraskende at konsentrasjonene av tungmetaller i hovedbekkene (Svåni, Grisungbekken og Grøna) var lave, og at det ikke ble observert negative effekter på fisk og bunndyr. Årsaken til dette er en sen korrosjonshastighet av metallfragmenter på grunn av at et kalkrikt jordsmonn, fortynning av vann med lave metallkonsentrasjoner fra lite belastede deler av feltet og lave konsentrasjoner av løste "metalltransportører" som humusstoffer og jernoksider. Konsentrasjonene av metaller ikke var høye nok til å gi biologiske effekter i hovedbekkene, men enkelte av sidebekkene kan karakteriseres som moderat til markert forurenset. Det var særlig kobber som forekom i forhøyede konsentrasjoner. I forbindelse med tilbakeføringen av skytefeltet til sivile formål er det foreslått tiltak for å redusere forurensningsgraden i enkelte av sidebekkene, og et måleprogram som skal overvåke tidsutviklingen i vannkvalitet og økologisk status.

Fire norske emneord 1. Hjerkinnskytefelt 2. Metaller i vann 3. Metaller i biota 4. Forurensningsgrad	Fire engelske emneord 1. Hjerkinnskytefelt 2. Metals in water 3. Metals in biota 4. Degree of impact
--	--

Sigurd Rognerud
Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 82-577-4285-6

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Hjerkinn skytefelt 2002

Vannkvalitet og forurensningsgrad av metaller i vann og
biota

Forord

Rapporten omhandler resultatene av fase 2 i undersøkelsene av Hjerkins skytefelt innen utredningstemaet "Forurensning til vann og grunn". De skal danne bakgrunn for beslutninger om omfanget av oppryddinger av forurensningskilder i forbindelse med tilbakeføringen av Hjerkins skytefelt til sivile formål. Måleprogrammet og stasjonsvalget for undersøkelsen i fase 2 ble lagt opp på bakgrunn av erfaringer fra en orienterende undersøkelse (fase 1) høsten 2001 (NIVA-rapport L.nr. 4519-2002) og mer detaljerte opplysninger om militær bruk av feltet siden 1950. Undersøkelsen ble gjennomført i juni og september 2002. Resultatene skal også danne bakgrunn for utarbeidelse av et overvåkningsprogram som skal følge utviklingen i vannkvalitet og forurensningstatus i biota over tid. Dette skal dekke de krav som EUs vanddirektiv stiller til overvåkning og kontroll av vannressurser som er utsatt for tilførsel av giftige eller vanskelig nedbrytbare forbindelser.

Prosjektet ble kontraktfestet den 12. juni 2002 og Forsvarsbygg (FB), Avhendingsprosjektet Østlandet er oppdragsgiver. Kontaktperson i FB er prosjektleder/koordinator Odd-Erik Martinsen.

Feltarbeidet ble utført av Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld, Gøsta Kjellberg og Jarl Eivind Løvik (alle fra NIVA). Torleif Bækken (NIVA) har bearbeidet bunndyrprøvene og vurdert resultatene, og Mette-Gun Nordheim (NIVA) har laget noen av illustrasjonene. Gøsta Kjellberg (NIVA) og Reidar Borgstrøm (NLH-Ås) har aldersbestemt fisk. Ole Nashoug har laget illustrasjonen over berggrunnsgeologien i skytefeltet. Jon Bonsak (tidligere skytefeltsoffiser og sjef på Hjerkins skytefelt) og Odd Kristian Myran (tidligere kontorsjef på DKØ) har fremskaffet data over ammunisjonsforbruket siden andre verdenskrig. Arnfinn Roseth fra Forsvarets Logistikkorganisasjon (FLO/Land) har estimert deponerte mengder av metaller på bakgrunn av disse data og metallinnholdet i ulike typer prosjektiler og ammunisjon. Kvikksølvkonsentrasjoner i fisk og metaller i lever og nyrer er analysert på NIVAs laboratorium i Oslo. Analysene av stabile nitrogen og karbon isotoper i fisk ble utført av Institutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller. Analysene av metallkonsentrasjoner i vann er utført ved AB Analytica i Umeå, mens pH, alkalitet, TOC og konduktivitet er utført av NIVAs laboratorium i Oslo.

Ottestad, 20. januar 2003



Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Metoder	8
2.1 Innsamling	8
2.2 Bearbeiding av prøver	8
2.2.1 Analyse av stabile isotoper	8
2.2.2 Kvikksølvanalyser i fisk	9
2.2.3 Vannanalyser	9
3. Resultater	10
3.1 Vannanalyser	10
3.2 Metaller i gruvegrus	18
3.3 Fiskeanalyser	18
3.4 Bunndyr	22
3.4.1 Svåni	22
3.4.2 Tjørnhøbekken.	23
3.4.3 Grisungbekken.	23
4. Diskusjon	25
5. Litteratur	29
6. Vedlegg	31

Sammendrag

Det er deponert betydelige mengder metaller i Hjerkinnskytefelt som følge av militær aktivitet, særlig etter andre verdenskrig. Foreløpige estimater av de viktigste metallene er ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink. I tillegg til dette har masser fra gruvevirksomheten i Tverrfjellet, som er anrikt på enkelte metaller, blitt kjørt ut i feltet og brukt til bygging av veinettet, HFK-sletta i Grisungdalen og kjøretraseene for stridsvogner på Haukberget. Sett i denne sammenheng må de konsentrasjoner av tungmetaller som observeres i hovedbekkene i skytefeltet (Svåni og Grisungbekken) anses som overraskende lave, og det ble ikke observert negative effekter på fisk og bunndyr. Forurensninger av metaller som løses ut lokalt i feltet var derfor ikke av stor nok betydning til at de ga noen effekt på bunndyrene i hovedbekkene eller førte til noen anrikning av metaller i fiskens lever. Dette er i god overenstemmelse med den grensen for metallkonsentrasjoner som er satt for klassen "ingen effekt på biota" av Lydersen et al. (2002). Årsaken til de lave metallkonsentrasjonene i bekkene er et relativt kalkrikt jordsmonn i de områdene som er mest brukt i Grisungdalen og på Haukberget kombinert med fortykningseffekten av vann med lavt metallinnhold fra lite belastede deler av nedbørfeltet. Det kalkrike jordsmonnet fører til skorpedannelser av metallkarbonater, metallbikarbonater og metall-sulfater på deponerte prosjektilfragmenter. Denne skorpedannelsen skjer antagelig relativt raskt etter at prosjektilene er deponert, og den fører til at korrosjonshastigheten av fragmentene blir svært sen.

Selv om vannkvaliteten i hovedbekkene var god og kan karakteriseres som ubetydelig forurenset, så hadde enkelte av sidebekkene dårligere vannkvalitet og ble klassifisert som moderat til markert forurenset. Det gjalt spesielt bekkene fra demoleringsplassene, flyfeltet i Grisungdalen og for deler av Tjørnhøbekken på Haukberget. Resultatene fra dammen på demoleringsplassen i Svånådalen viser at metaller løses effektivt ut når ammunisjonen blir kraftig fragmentert ved demoleringen. Begge demoleringsplassene ligger imidlertid på store løsavsetninger med liten avrenning slik at omfanget av forurensningene blir av lokal karakter. De preger ikke vannkvaliteten i hovedbekkene. Flyfeltet som benyttes både av fly og artilleri inneholder betydelige mengder krater etter anslag. Dette kombinert med stor belastning er hovedårsaken til konsentrasjonsøkningen av kobber i bekken gjennom feltet. Økning i konsentrasjonen av kobber i Tjørnhøbekken gjennom Haukberget skyldes antagelig både utlekking fra gruvegrus i kjøretrasser og korrosjon av prosjektiler.

EUs vanddirektiv som blir gjeldende for forvaltning av vannressurser i nær fremtid krever at potensielle forurenser overvåker vannkvaliteten og biologiske forhold i berørte vassdrag. Vi vil foreslå at det etableres et overvåkningsprogram for vannkvalitet i Hjerkinnskytefelt. Dette skal ha som hensikt å følge utviklingen i vannkvaliteten i hovedbekkene Grisungbekken og Svåni gjennom den perioden det gjøres tiltak i feltet i forbindelse med tilbakevending av feltet til sivile formål. Videre skal det avdekke effekten av eventuelle lokale tiltak i de mindre sidebekkene som i dag er mest forurenset (f.eks. Tjørnhøbekken, bekken fra flyfeltet og bekkene fra demoleringsplassene). Dette programmet bør løpe årlig med uttak av prøver vår, sommer og høst. Bunndyrprøver samles inn på høsten fra de viktigste bekkene Grisungbekken, Svåni og Tjørnhøbekken. De biologiske prøvene vil gi indikasjoner på om vannet har hatt metallkonsentrasjoner over effektgrensen i perioder som ikke er dekket av vannanalysene.

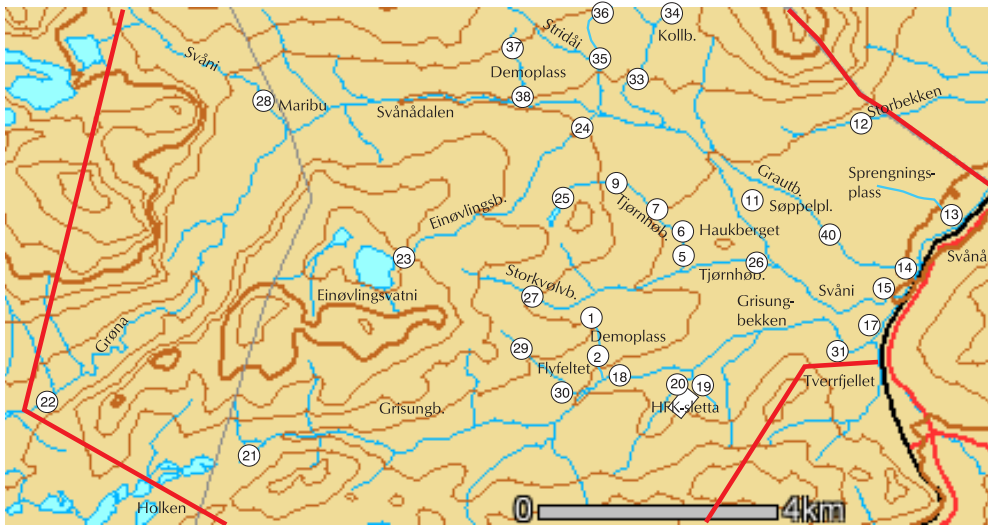
1. Innledning

Hjerkins skytefelt (165 m²) ligger på Dovrefjell og omfattes i hovedsak av nedbørfeltene til Grisungbekken, Svåni og Grøna (Fig.1). De to første bekkene utgjør øvre deler av Drivas nedbørfelt, mens Grøna renner ned i Lågen like nordvest for Dombås. Vannforekomstene i feltet består av bekker av ulik størrelse og et lite antall innsjøer. Skytefeltet ligger i sin helhet over 1000 m og har lav årsnedbør. Geologien er variert og dette fører til betydelige regionale forskjeller i vannkvalitet. Den nordligste delen består av feltspatholdig kvarsitt, øyegneis og innslag av kalkspatholdig fyllitt. De midtre deler består av kalkspatholdig fyllitt/glimmerskifer, mens i syd er berggrunnen dominert av grønn og grå fyllitt (Fig.2). Svåni og Grøna påvirkes av kaldt og turbid brevann sommer og høst.

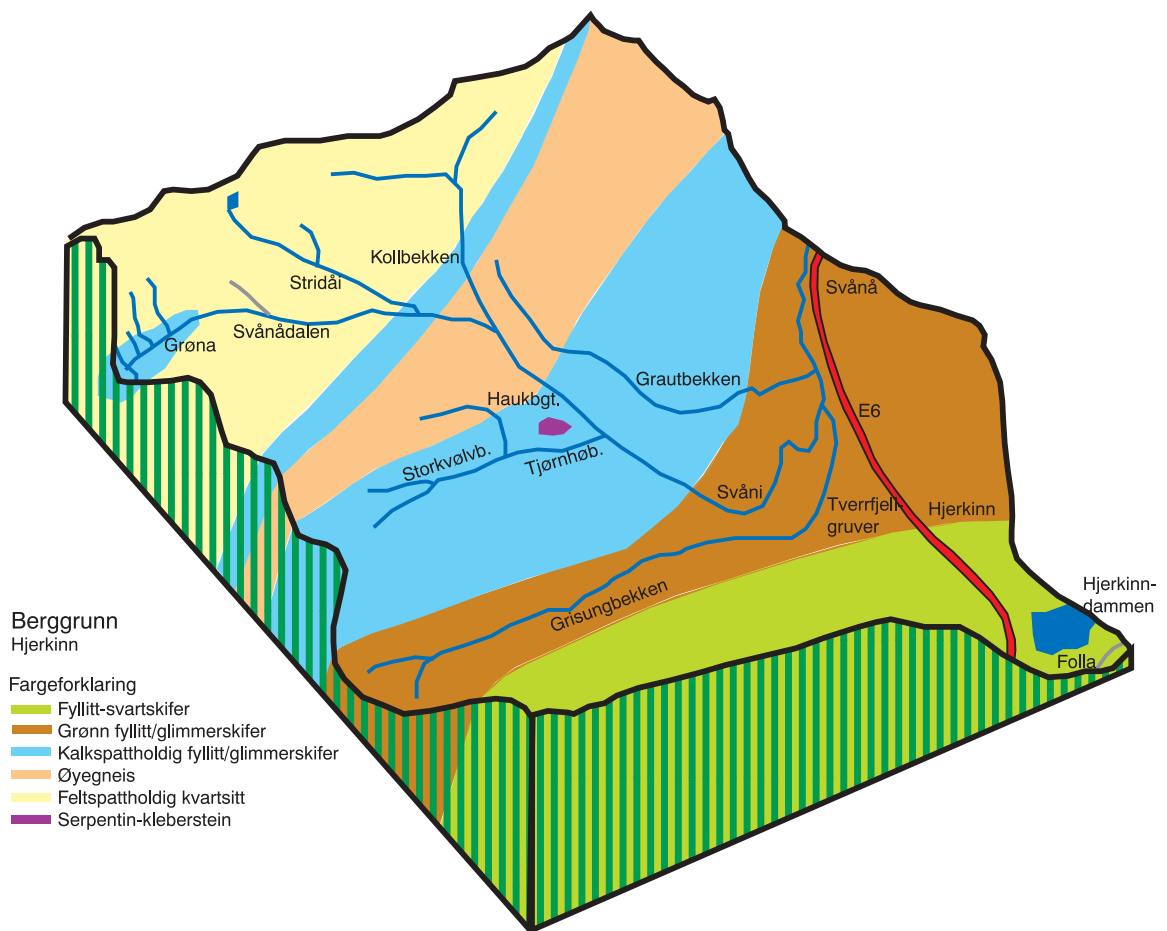
Hjerkins skytefelt har vært i militær bruk i over 80 år. I hovedsak har det vært Hæren og Luftforsvaret som har benyttet feltet. Testvirksomhet i forbindelse med våpenindustriens produktutvikling og demolering av ammunisjon har også vært en vanlig aktivitet i feltet. Det er deponert prosjektiler etter bruk av handvåpen, artilleri, bombekastere, stridsvogner, raketartilleri og fly. I feltet finnes også etterlatenskaper etter tyskerenes virksomhet under krigen. En gruppe nedsatt av Forsvarets militære organisasjon har kartfestet militær aktivitet i ulike tidsperioder etter 1950, og beskrevet omfanget av aktiviteten. På bakgrunn av dette arbeidet og metallinnholdet i prosjektiler/ammunisjon har Forsvarets Logistikkorganisasjon (FLO/Land) foreløpig estimert at det totalt er deponert ca. 770 tonn kobber, 250 tonn bly, 30 tonn antimon og 22 tonn sink i skytefeltet. Det skal foreligge en mer presis beregning i løpet av sommeren 2003, men disse verdiene gir en god indikasjon på omfanget. Betydelig mengder metallholdig grusmasser fra gruvevirksomheten i Tverrfjellet er benyttet til bygging av veier, målområder, HFK-sletta og kjøretrasser for stridsvogner. Utløsning av metaller fra disse massene er også en potensiell forurensningskilde i skytefeltet. Undersøkelserprogrammet i 2002 ble bestemt på bakgrunn av resultatene fra den orienterende undersøkelsen i september 2001, og nye mer detaljerte opplysninger om baneområder som ovennevnte gruppe fremla våren 2002.

Vannprøvene ble analysert med hensyn på alle metaller som observeres i høye konsentrasjoner i bekker som avvanner militære skytefelt (Rognerud og Bækken 2001), metaller som finnes i mindre mengder i militær ammunisjon (Rognerud et al. 2001), og vannkvalitetsvariable som påvirker metallers mobilitet, tilstandsform og giftighet (f.eks. pH, TOC, Ca). Vi har også analysert fiskens innhold av kvikksølv, kobber, bly og sink, og benyttet analyser av stabile isotoper i fiskekjøtt for å bestemme fiskens plass i næringskjeden. Fiskens kvalitet og kvantitet på de ulike stasjoner i bekkene er vurdert i forbindelse med elektrofisket i juni 2002. Bunndyrsamfunnets sammensetning og mengde er undersøkt i hovedbekkene. Det er også gjort analyser av metaller i gruvegrusen som er spredt i feltet

Hensikten er å klarlegge vannkvaliteten i bekker som drenerer ulike deler av feltet. Dermed å vurdere forurensningsgraden av metaller i bekkene og om utlekking av metaller fra deponerte prosjektiler har hatt et omfang som har ført til negative effekter for bunndyr og fisk i hovedbekkene. Vi skal også vurdere behovet for oppryddinger av deponiene, og utarbeide et program som skal overvåke tidsutvikling i vannkvalitet og biologisk status i henhold til de krav som stilles i EUs vanndirektiv.



Figur 1. Oversikt over prøvetakingsstasjoner i Hjerkinn skytefelt. En nærmere beskrivelse av stasjonene er gitt i Tabell 1.



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

2. Metoder

2.1 Innsamling

Vannprøvene for metaller ble samlet inn på syrevaskede plastflasker, mens de andre vannprøvene ble samlet inn på plastflasker. Fisken ble tatt på garn i innsjøene og ved hjelp av elektrisk fiskeapparat i bekkene. Fisken ble frosset så snart som mulig. Innsamlingen av bunndyr ble gjort etter metode beskrevet i Norsk Standard 4719, som anvendes i alle bunndyrundersøkelser utført av NIVA.

2.2 Bearbeiding av prøver

Fisk ble oppbevart i dypfryser inn til prøvene ble tatt. På laboratoriet ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av muskulaturen (øvre delen bak ryggfinnen) fra hver fisk. Prøvene ble delt i to og begge ble pakket i ren aluminiumsfolie og lagt i hver sin tette plastpose. Den ene prøven gikk til isotopanalyser, den andre til kvikksølvanalyser. Prøver av lever og nyrer ble dissekert ut og oppbevart frosset hver for seg på syrebehandlete glass inn til oppslutning og analyse kunne gjøres. Fiskens øresteiner ble tatt ut for aldersbestemmelse. Fiskens lengde er målt fra snutespiss til halespiss og vekt er angitt til nærmeste gram. De konserverte bunndyrene ble plukket og identifisert til hovedgrupper av organismer. Døgnfluer, steinfluer og vårflyer ble identifisert til art eller slekt.

2.2.1 Analyse av stabile isotoper

Prøvene ble tørket ved 60 °C i 2 døgn og homogenisert. For bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$ er 1 mg prøvemateriale veid inn og overført til en 5 x 9 mm tinnkapsel. Kapselen lukkes og plasseres i en Carlo Erba NCS 2500 elementanalysator. Prøvene forbrennes med O_2 og Cr_2O_3 ved 1700 grader og NO_x reduseres til N_2 med Cu ved 650 °C. Forbrenningsproduktene separeres i en poraplot Q kolonne og overføres direkte til et Micromass Optima isotop massespektrometer for bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$. Duplikater analyseres rutinemessig for hver tiende prøve. Isotopsammensetningen av karbon og nitrogen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) oppgis som "deltaverdier": $\delta (\text{‰}) = [(R_{\text{prøve}} / R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$, der R representerer forholdet mellom tung og lett isotop. Alle isotopverdiene refereres til primære standarder. For karbon er dette et marint karbonat, Pee Dee Belemitt (Craig 1953), og for nitrogen atmosfærisk luft (Mariotti 1983). Internasjonale standarder analyseres samtidig med prøvene for hver tiende prøve. $\delta^{15}\text{N}$ resultatene kontrolleres med analyser av IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder. $\delta^{13}\text{C}$ resultatene kontrolleres med analyser av USGS-24 grafitt standard. IFEs verdier kontrolleres også mot en husstandard av ørretfilet.

Hva kan stabile isotoper vise?

Tidligere var mageanalyser den eneste metoden som kunne gi en indikasjon på fiskens plass i næringskjeden. Mageanalyser gir imidlertid kun øyeblikksbilder, og de sier lite om hvilke næringsdyr som over tid bidrar mest til oppbyggingen av muskelmassen. Dessuten førte de ofte til generaliseringer der alle individer innen bestanden (eller på et alderstrinn) ble definert som primære eller sekundære konsumenter. Bruk av stabile nitrogen- og karbonisotoper gjør det mulig å få en langt bedre oversikt over fiskens næringsnett og trofisk posisjon. En økning på et helt trofisk nivå (f.eks. fra bunndyrbasert diett til fiskediett) fører til en økning i $\delta^{15}\text{N}$ verdiene på 3,4 ‰. Trofisk posisjon (plass i næringskjeden) har stor betydning for akkumuleringen av miljøgifter i fisk og er viktig i tolkningen av resultatene. $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene indikerer fiskens karbonkilder. Høye verdier (-18 til -24) indikerer at påvekstlager er basis i næringskjeden, mens lave verdier (mindre enn -30) indikerer at næringskjede er basert på planktonalger. I innsjøer kan verdier i intervallet -25 til -30 indikerer at påvekstlager fra dypere lag i innsjøen er karbonkildene, mens i bekker kan dette skyldes tilført organisk materiale fra høyere vegetasjon i nedbørfeltet.

2.2.2 Kvikksølvanalyser i fisk

Kvikksølv ble analysert etter NIVA metode nr. E-3. Denne metoden baserer seg på kalddamp atomabsorpsjonspektrometri. Benyttede instrumenter er en Perkin-Elmer FIMS med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgeringssystem. De biologiske prøvene frysetørres forut for autoklaving med salpetersyre, der det organisk bundne kvikksølv oksideres til metallisk kvikksølv med SnCl_2 , og en inert bæregass (argon) transporterer kvikksølvet til spektrofotometeret. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgeringssystem. Nedre grense for faste prøver er 0,005 $\mu\text{g/g}$.

2.2.3 Vannanalyser

Prøvene for metaller ble innsamlet på syrevaskede flasker og sendt til laboratoriet for analyse like etter prøvetakning. Alle analysene ble utført ved SGAB Analytica, unntatt pH, TOC og konduktivitet som ble analyser ved NIVAs laboratorium i Oslo. SGAB er akkreditert av SWEDAC og NIVAs laboratorium av Norsk Akkreditering (NA). Analysene av Ca, Fe, K, Mg, Na, S, Si og Sr er utført ved hjelp av ICP-AES, Hg ved atomfluorescens og Al, As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, P, Pb, Sb og Zn ved ICP-SMS. pH, konduktivitet og TOC er analysert etter henholdsvis metode A 1, A 2, G 4-2 gitt i metodebeskrivelser ved NIVAs laboratorium.

3. Resultater

3.1 Vannanalyser

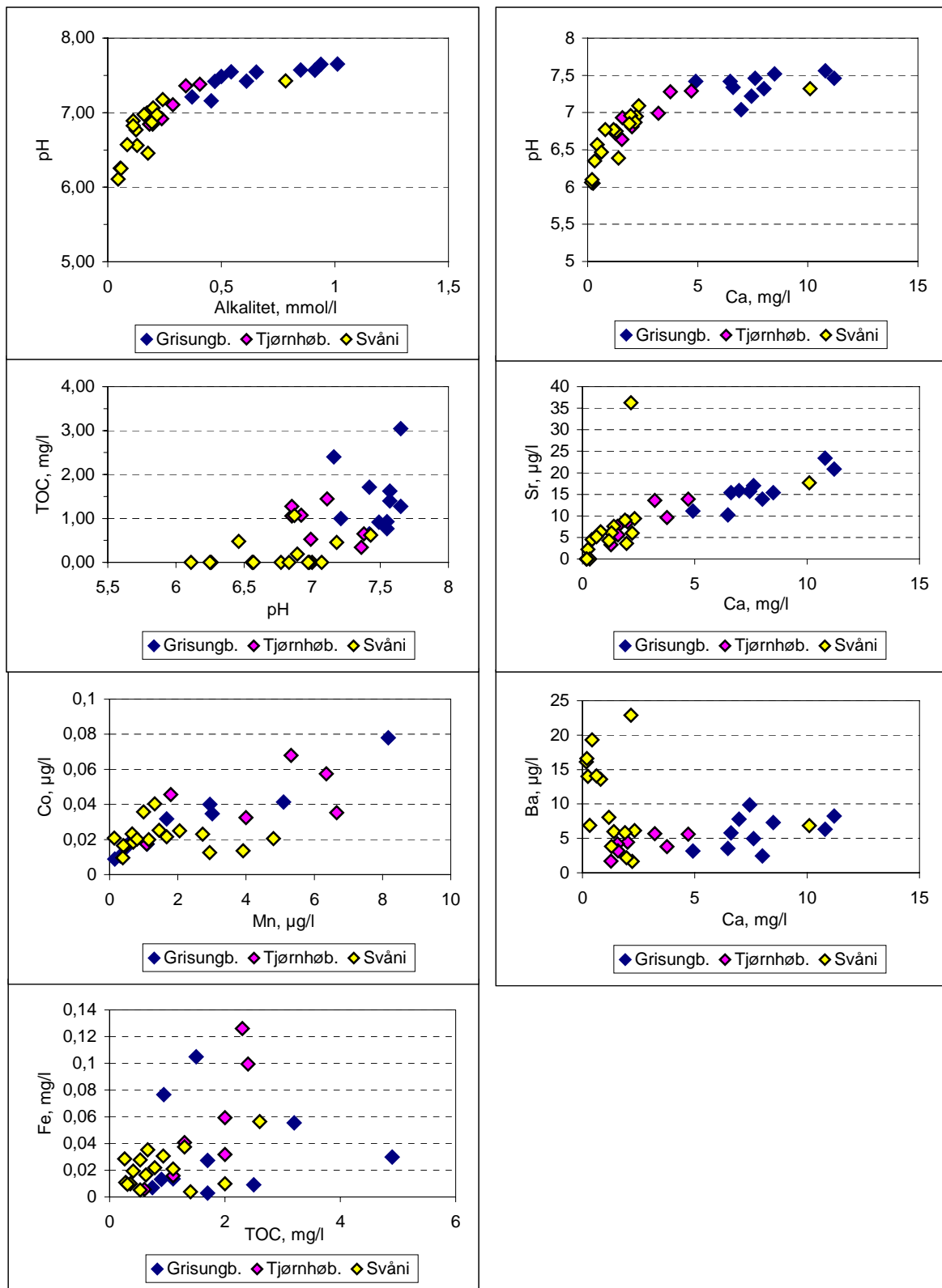
Resultatene av de kjemiske analysene for alle lokalitetene som er undersøkt i 2002 er gitt i vedlegget (Tab.I og II). De viktigste resultatene er fremstilt samlet for de ulike delnedbørfeltene Grisungbekken, Tjørnhøbekken, Svåni og Grøna. De stasjoner som sorterer under disse nedbørfeltene er gitt i Tab.1 og lokaliseringen er vist i Fig.1.

Tabell 1. Beskrivelse av stasjonslokalisering for vannprøvetakning inndelt i fire delnedbørfelt. Geografisk lokalisering er vist i Figur 1. Prøvetakning av fisk og bunndyr ble gjort ved stasjon 18 og 31 i Grisungbekken, stasjon 28 og 13 i Svåni og stasjon 26 i Tjørnhøbekken. I Grøna ble fisk samlet ved midtre bru.

Grisungbekkens nedbørfelt		Tjørnhøbekkens nedbørfelt		Svåni nedbørfelt		Grøna nedbørfelt	
St.nr	Beskrivelse	St.nr	Beskrivelse	St.nr	Beskrivelse	St.nr	Beskrivelse
1	Demoleringsplass-oppstrøms	27	Storkvølvbekken øverst	37	Demoleringsfelt-oppstrøms	28	Maribu
2	Demoleringsplass-nedstrøms	25	Utløp Tjørnhøtjømi	38	Demoleringsfelt-nedstrøms	22	Grøna-nederst
29	Flyfelt-oppstrøms	9	Haukberget 2-oppstrøms	23	Einøvlingbekken-øverst		
30	Flyfelt-nedstrøms	7	Haukberget 2-nedstrøms	24	Einøvlingbekken-nederst		
20	HFK-sletta, bekk NV	6	Haukberget 1-oppstrøms	36	Sidebekk Stridåi-øverst		
19	HFK-sletta, bekk NØ	5	Haukberget 1-nedstrøms	35	Sidebekk Stridåi-nederst		
21	Grisungbekken øverst	26	Tjørnhøbekken utløp Svåni	34	Kollbekken-øverst		
17	Grisungbekken midtre			33	Kollbekken nederst		
18	Grisungbekken nederst			11	Søpleplass		
32	Bekk fra Tverrfjellet			12	Storbekken		
				40	Grautbekken-oppstrøms		
				14	Grautbekken-nederst		
				28	Svåni-Maribu		
				15	Svåni-nederst (Svånå)		
				13	Spengningsplass		

Generelt sett økte pH, alkalitet (bufferevnen), konsentrasjon av kalsium (Ca) og TOC (humuspåvirkningen) fra Svåni med sidebekker via Tjørnhøbekken til Grisungbekken og dens sidebekker (Fig.3). Grisungbekken med sidebekker hadde alle relativ høye kalsiumverdier og godt bufret alkalisk vann, mens de fleste stasjoner i Svåni sitt nedbørfelt hadde svakt surt vann med relativt lave kalsiumkonsentrasjoner. Løste metaller i vann har stor evne til å bindes til løste organisk stoffer og jern/mangan oksider. Konsentrasjonene av Fe og Mn var svært lave på alle stasjonene og det er rimelig å anta at løst organiske stoff (uttrykt ved TOC) var den dominerende kompleksdanner for metallene (Fig.3, Tab. I og II i vedlegget).

Militære etterladenskaper inneholder en liten fraksjon barium (Ba), strontium (Sr) og kobolt (Co). Disse har imidlertid også geokjemiske kilder og er ofte anrikt i kalkrike bergarter (Bricker og Jones 1995). Konsentrasjonene av Sr var med ett unntak (sidebekk til Stridåi, st.35) godt korrelert til konsentrasjonene av Ca (Fig. 3). Dette indikerer geokjemiske kilder for dette elementet. Årsaken til avviket på st.35 er ukjent. Konsentrasjonene av Ba økte også svakt med økende Ca konsentrasjoner, men 6 stasjoner (28, 33, 34, 35, 37, 38) i Svånis nord-østre deler (Kollsbekken, Stridåi) skilte seg ut med et høyere forhold mellom Ba og Ca enn de andre (Fig. 3). For disse stasjonene var det imidlertid ingen forskjell av betydning i konsentrasjoner på referansestasjoner oppstrøms og stasjoner nedstrøms deponiene. Det er derfor rimelig å anta at det er lokal geologi med et høyere Ba/Ca forhold som er årsaken til ”avviket”.



Figur 3. Sammenhengen mellom en del viktige vannkvalitetsvariable og noen metaller i september 2002. Alkaliteten er bestemt ved titring til pH 4,5 og er derfor noe høyere enn reelt (32 µekv/l) for alle verdiene. Resultetene for alle stasjonene innen hvert av delnedbørfeltene Grisungbekken, Tjørnhøbekken og Svåni er vist. Beskrivelsen av stasjonene er gitt i Tabell 1.

I områder hvor geokjemiske kilder dominerer fører forvitningsprosesser til at kobolt (Co) oftest er nært assosiert til manganoksider i vann, jordprofiler (Kabata-Pendias og Pendias 1984) og i innsjøsedimenter (Rognerud og Fjeld 2001). Selv om konsentrasjonene var lave og usikre for begge disse elementene i Hjerkinns bekker så var likevel sammenhengen relativt god (Fig. 3). Dette indikerer at Co i bekkene i all hovedsak har geokjemiske årsaker.

Det var en dårlig sammenheng mellom konsentrasjonene av Fe og TOC (Fig.3). Konsentrasjonene av Fe var generelt svært lave og på nivå med de laveste som er målt i norske innsjøer (Skjelkvåle et al. 1999). De lave konsentrasjonene indikerer at korrosjon og utløsning av Fe fra deponerte rester av artillerigranater er av liten betydning i forhold til naturlige geokjemiske kilder. Konsentrasjonene av aluminium (Al) varierte i intervallet 5 - 45 µg/l (Tab.I og II i vedlegget). Dette er godt innenfor det intervallet som observeres i norske innsjøer med pH og TOC-verdier tilsvarende de en har i Hjerkinns bekker (Lydersen et al. 2002). Dette indikerer at konsentrasjonene av Al i bekkene er dominert av geokjemiske kilder.

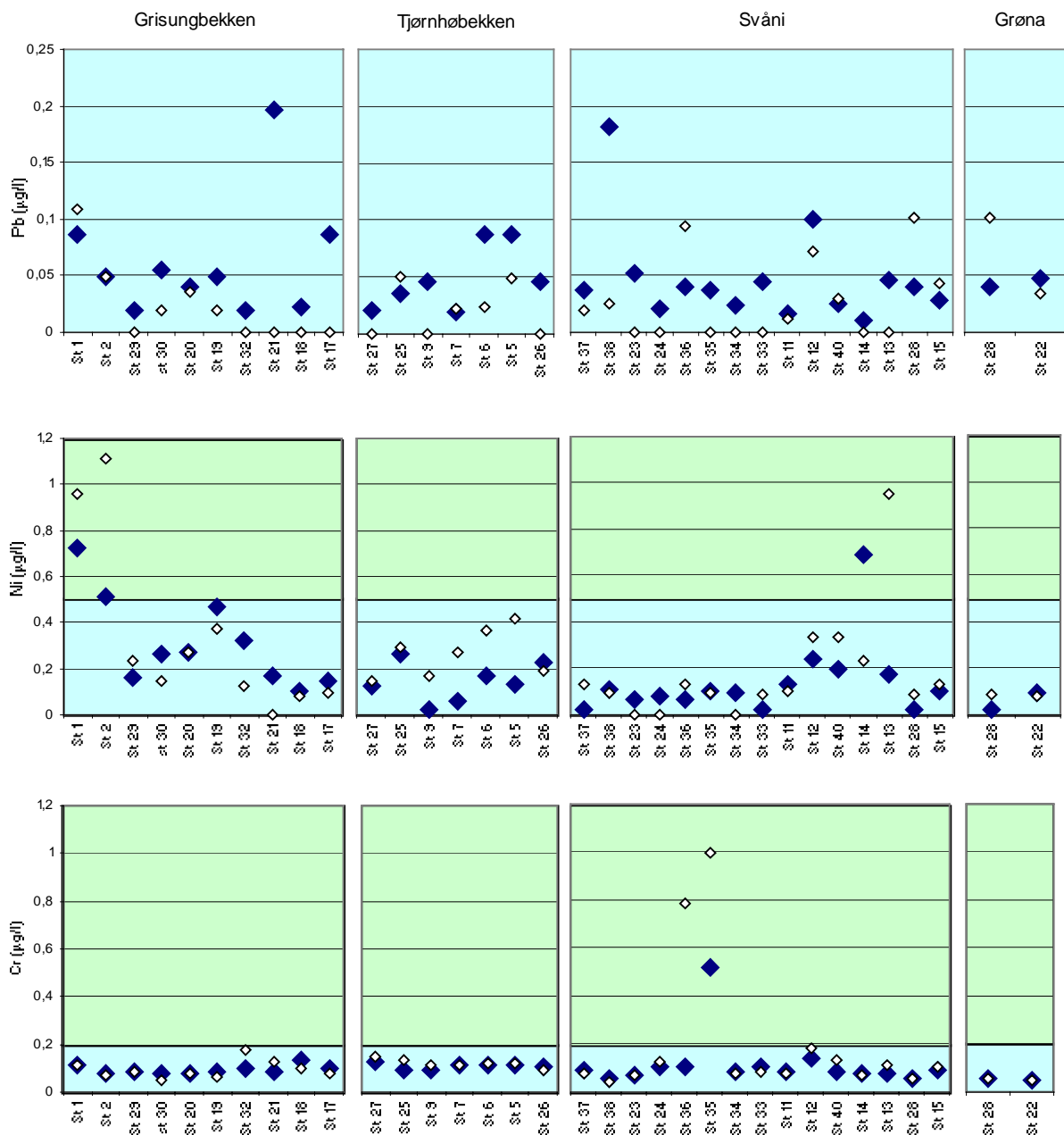
I Figur 4 har vi vist konsentrasjonene av Pb, Cd, Cr, Cu, Ni og Zn på alle stasjoner i forhold til de grenser som er gitt i SFTs klassifiseringsystem for tungmetaller i vann (Andersen et al. 1997). Vi har ikke vist konsentrasjonene av kvikksølv (Hg) fordi alle observasjonene var mindre enn 0,002 µg/l som tilsvarer tilstandsklasse I "ubetydelig forurenset" (Tab. I og II i vedlegget). Alle konsentrasjonene av bly (Pb) var lave og bekkene klassifiseres som ubetydelig forurenset. Det samme var tilfelle for krom (Cr) med unntak av stasjonen nederst i Stridåni (st.35) som var moderat forurenset. Konsentrasjonene av kadmium (Cd) og sink (Zn) var svært lave, og bekkene klassifiseres som ubetydelig forurenset med unntak av bekken fra demoleringsplassen i Grisungdalen (st.2) som var moderat til markert forurenset, og bekken fra flyfeltet (st.30) som var moderat forurenset med Cd.

De aller fleste konsentrasjonene av nikkel (Ni) var lave og de fleste bekkene klassifiseres som ubetydelig forurenset. Unntakene var bekken fra demoleringsplassen i Grisungdalen (st.1 og st.2), og bekken nedstrøms sprengningsplassen ved Storronden (st.13), samt Grautbekkens nedre deler (st.14). Disse klassifiseres som moderat forurenset.

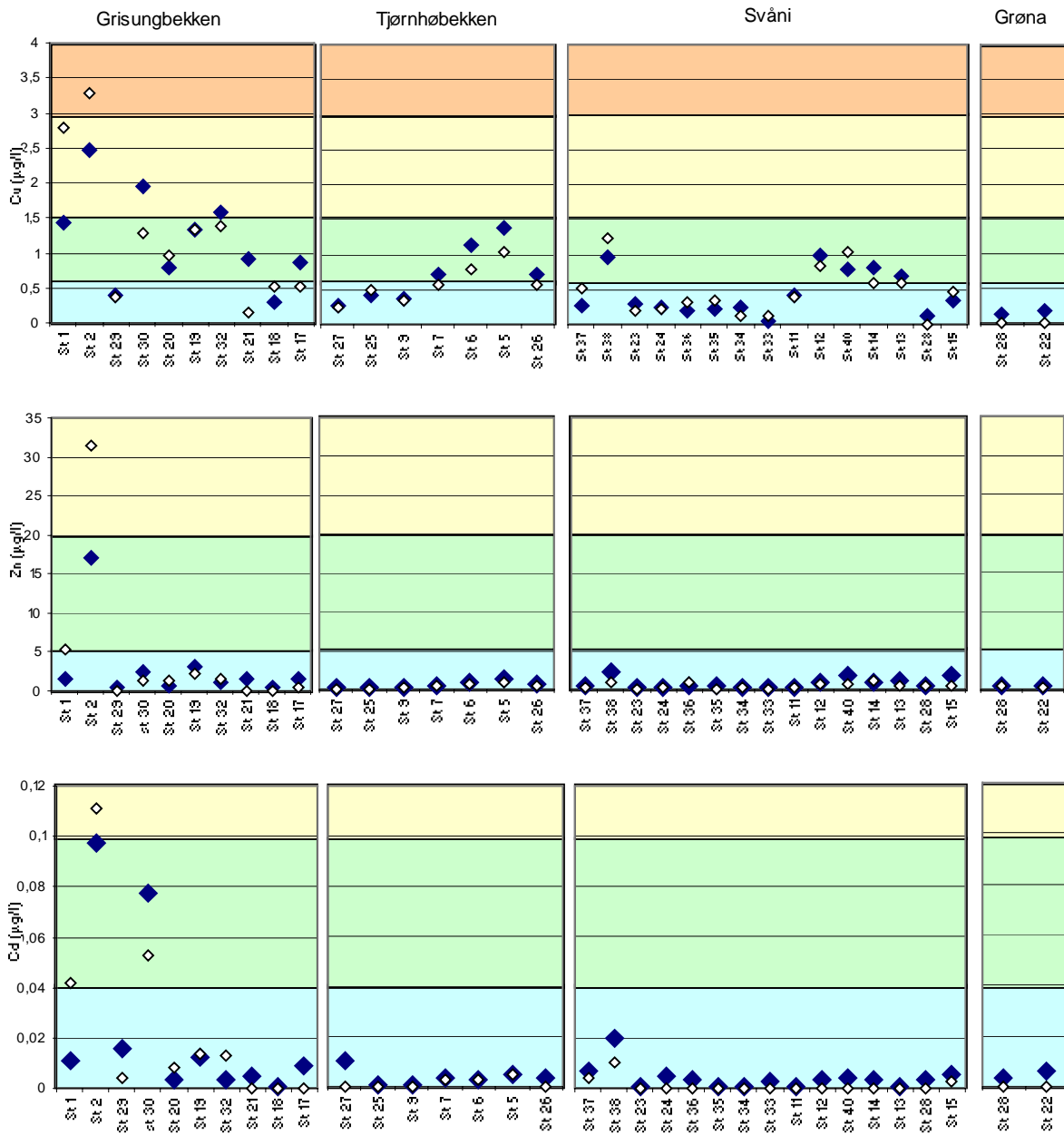
Størst forurensningsgrad var knyttet til kobber (Cu). Bekkene ved flere stasjoner i alle delnedbørfeltene (unntatt Grøna, st.22) var forurenset. Bekken nedstrøms flyfeltet (st.30) var markert forurenset og bekken i fra demoleringsområdet i Grisungdalen (st.1 og st.2) var markert til sterkt forurenset. Moderat forurensning ble observert i bekkene fra HFK-sletta (st.19 og 20), bekken fra Tverrfjellet (st.32), demoleringsplassen i Svånådalen (st.38), Storbekken (st.12) og Grautbekken (st.14 og 40). Konsentrasjonene av Cu økte i Tjørnhøbekken gjennom skytebanene på Haukberget II og Haukberget I, og den kan klassifiseres som moderat forurenset før samløpet med Storkvølvbekken.

Sammenhengen mellom Cu og enkelte sentrale metaller som Pb, Ni, Cd, Sb Zn og arsen (As) er vist i Fig.5. Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av Cu og Zn og Cu og Ni. For de andre metallene var det ingen god sammenheng. En av årsakene er bl.a at konsentrasjonene av Cd, og antimon (Sb) var lave (stor usikkerhet) og at flere av resultater var lavere enn grensa for sikre analyser (satt til halvparten av grenseverdien).

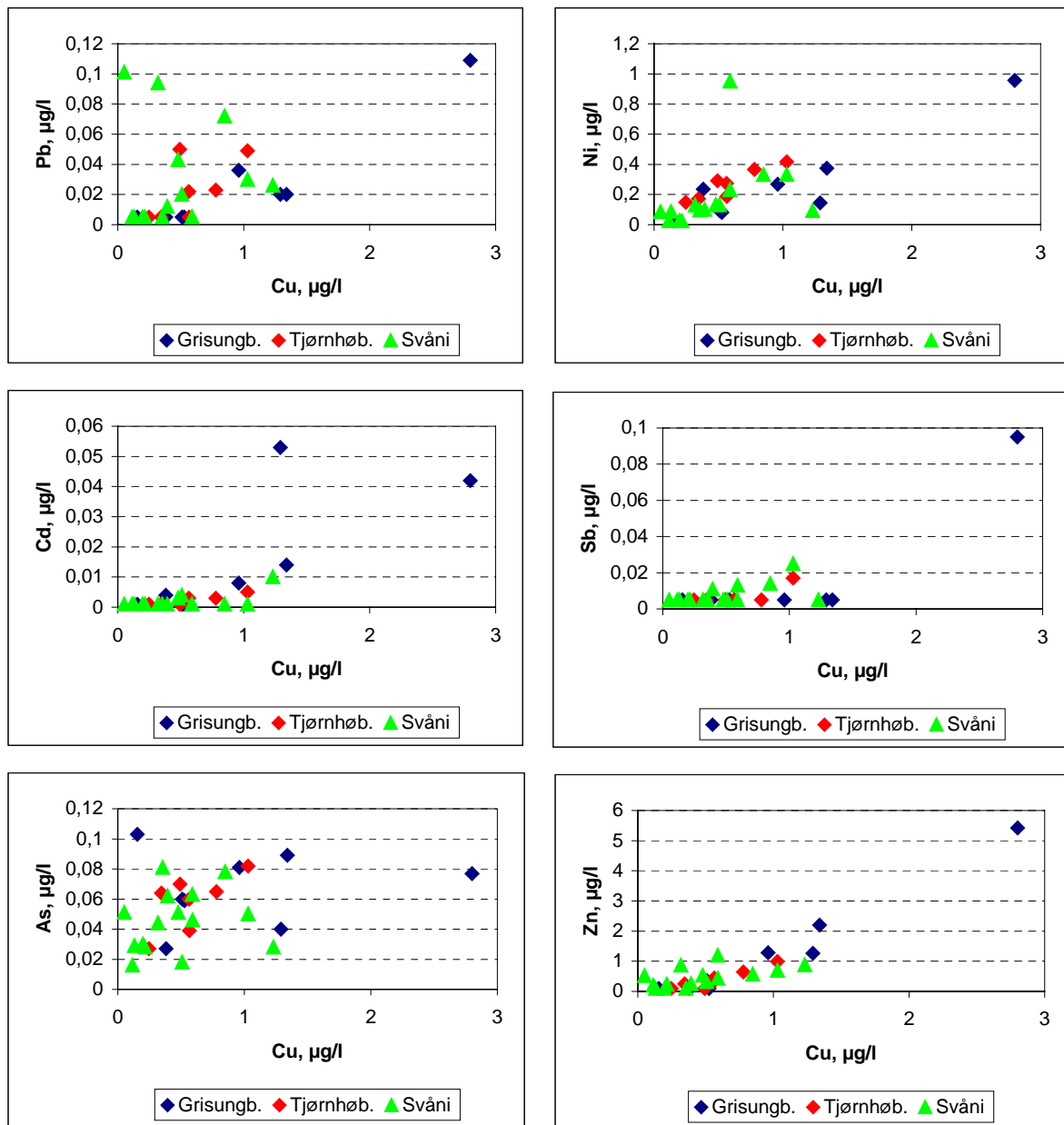
Dammen på demoleringsplassen i Svånidalen hadde høye konsentrasjoner av de fleste metaller samt for fosfor (Tab.II, st.41 i vedlegget). De høye verdier av aluminium(Al), strontium (Sr), Cd, Cu, Pb, Sb, og Zn og viser at demolering av ammunisjon fører til betydelig utløsninger av metaller til vann. Konsentrasjonene var så høye at vannet må betraktes som toksisk for akvatiske organismer. Denne dammen har et lite nedbørfelt og ingen direkte avrenning til bekken som drenerer feltet (kun infiltrasjon gjennom morenemasser). Påvirkningen av vannet fra dammen på metallkonsentrasjonene i bekken som renner ned i Svåni (st.38) var relativt beskjedne. De høye fosforverdiene antar vi skyldes demoleringen av granater som inneholdt hvitt fosfor.



Figur 4. Konsentrasjoner av bly (Pb), nikkel (Ni), krom (Cr), kobber (Cu), sink (Zn) og kadmium (Cd) i juli og september 2002. Resultetene for alle stasjonene innen hvert av delnedbørfeltene Grisungbekken, Tjørnhøbekken, Svåni og Grøna er vist. Fargene representerer konsentrasjonsintervaller i henhold til SFTs tilstandsklasser for metaller i ferskvann (Andersen et al.1997). Blå: ubetydelig forurenset, Grønn: moderat forurenset, Gul: markert forurenset, Orange: markert forurenset.



Figur 4. fortsetter



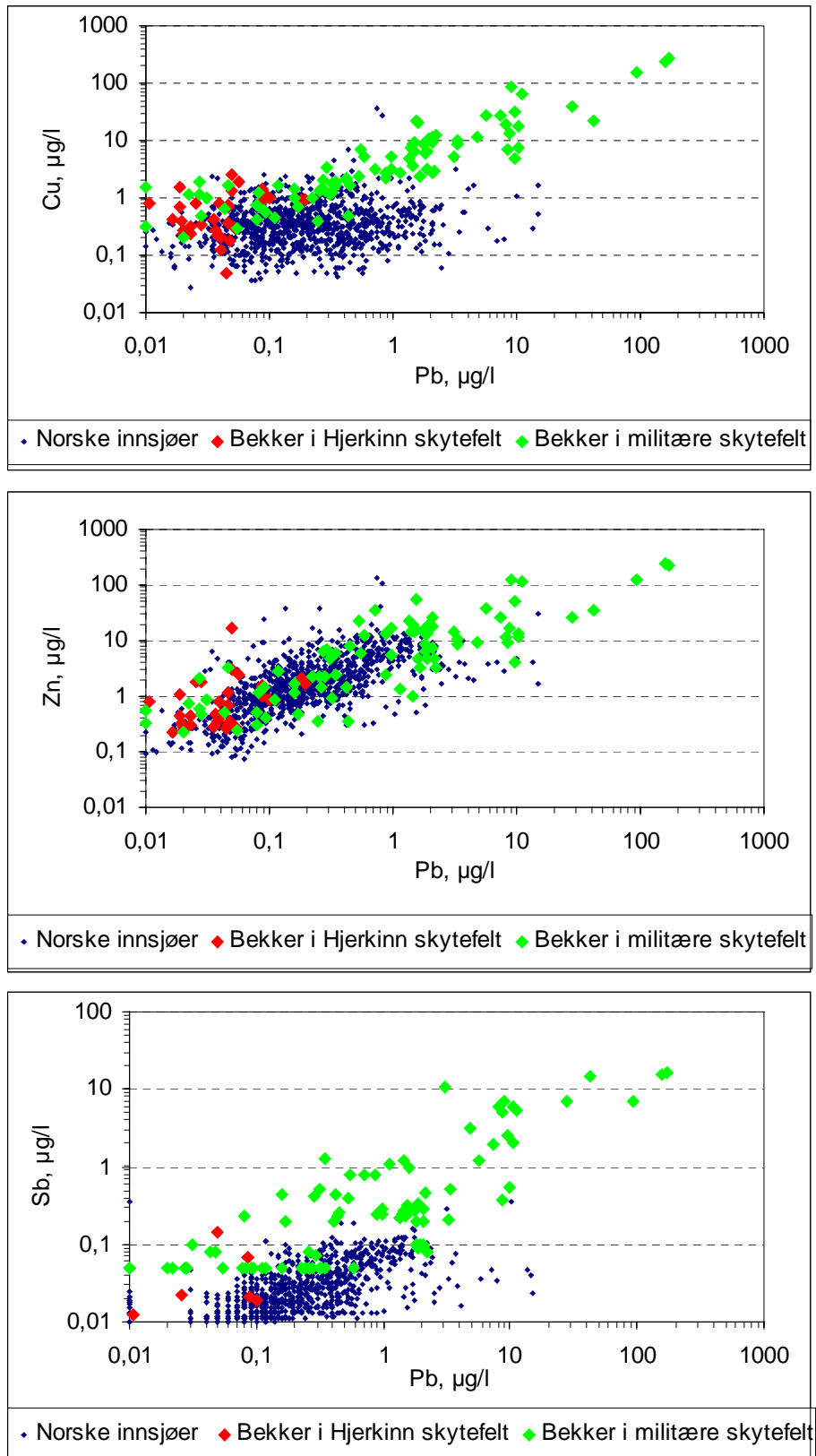
Figur 5. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av kobber (Cu) og elementene bly (Pb), kadmium (Cd), antimon (Sb), arsen (As) og sink (Zn) for alle stasjonene (middel av juli og september målingene i 2002) i delnedbørfeltene Grisungbekken, Tjørnhøbekken og Svåni.

Mesteparten av ammunisjon til 7,62 mm NATO håndvåpen, maskingevær (MG), alle 9 mm og noe 12,7 mm mitraljøsammunisjon består av kobbermantlede blyprosjektiler. Kobbermantlen består av kobber legert med 10% sink (Zn), mens blykjernen består av bly legert med 11% antimon (Sb). Når denne typen prosjektiler korroderer etter deponering i naturen, vil en kunne forvente en økning i konsentrasjonene av Pb, Cu, Zn og Sb i bekker som drenerer feltskytebaner og kulefangervoller. Vi vet at svært mange av de bekkene vi har undersøkt i Hjerkinnskytefelt har deponier av slike prosjektiler i nedbørfeltene, men at konsentrasjonene var generelt lave (Fig.4). Hvor typisk er konsentrasjonene av håndvåpen-relaterte metaller i Hjerkinns bekker i forhold til de konsentrasjoner som er vanlig i norske vannforekomster uten punktkilder, og i bekker som avvanner militære skytefelt i andre deler av landet? NIVA har undersøkt konsentrasjonene av metaller i 1000 norske innsjøer uten punktkilder i nedbørfeltet (Skjelkvåle et al. 1999), og vi har også i 11 år undersøkt metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer militære skytebaner spredt over hele landet (Rognerud og Bækken 2002). Resultatene fra Hjerkinnskytefelt og disse undersøkelsene er vist i Fig. 6.

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av Pb og Cu i bekker som drenerer skytefelt, men ikke for innsjøer uten punktkilder i nedbørfeltet. Konsentrasjonene av Pb i Hjerkinns bekker var lave sammenliknet med det som er vanlig i norske innsjøer, og blant de laveste som er observert i bekker fra militære skytefelt. Årsaken til dette er at mange innsjøer, særlig i kystnære områder av Sør-Norge, er forurenset av atmosfæriske bly-avsetninger, mens betydningen av denne forurensningen på Hjerkinnskytefelt er relativt liten (Steinnes et al. 2001), og at de naturgitte forhold på Hjerkinnskytefelt betinger en lav utlekking av Pb til vannfasen (forklars nærmere i diskusjonen). Konsentrasjonene av Cu var innenfor intervallet en vanligvis finner i norske innsjøer, men blant de laveste som er funnet i bekker fra militære skytefelt. Konsentrasjonene av kobber i norske innsjøer er i liten grad påvirket av atmosfæriske forurensninger, men i hovedsak påvirket av geokjemiske kilder (Skjelkvåle et al. 1999).

Det var en relativt god sammenheng mellom konsentrasjonene av Pb og Zn i norske innsjøer og i bekker fra skytefelt. Konsentrasjonene av sink i Hjerkinns bekker var, med ett unntak, blant de laveste som en vanligvis finner i norske innsjøer og i bekker som avvanner militære skytefelt. Blant årsakene til dette er at Hjerkinns bekker har nær nøytrale pH-verdier som betinger en lavere utløsning av sink fra berggrunn og løsmasser (og prosjektiler, se diskusjonen) enn i forsura nedbørfelt, og at atmosfæriske avsetninger av Zn er lave i Hjerkinnsområdet (Steinnes et al. 2001).

Sammenhengen mellom Pb og Sb var relativt god i bekker som drenerer militære skytefelt, inkl. de få konsentrasjonene av Sb som var over grensa for sikre analyser i Hjerkinns bekker, mens det ikke var noen sammenheng i norske innsjøer. Konsentrasjonene av Sb i Hjerkinns bekker var på nivå med de en vanligvis finner i norske innsjøer, og blant de laveste som er observert i bekker fra militære skytefelt. Forholdet mellom konsentrasjonene av Sb og Pb var også høyere i bekker fra skytefelt enn de var i norske innsjøer.



Figur 6. Sammenhengen mellom konsentrasjoner av bly (Pb) og kobber (Cu), sink (Zn) og antimon (Sb) i 1000 norske innsjøer (Skjelkvåle et al 1999), i bekker fra andre deler av av landet som drenerer militære skytefelt (Rognerud og Bækken 2002) og i bekker innen Hjerkinnskytefelt.

3.2 Metaller i gruvegrus

Konsentrasjonene av metaller i syreuttrekk fra gruvegrus fra tre ulike steder er sammenlignet med middelverdien for tilsvarende analyser av referansesjiktet i norske innsjøsedimenter dvs. sedimenter som er dominert av geokjemiske kilder (Tab.2). Det var et godt samsvar mellom analysene av utkjørt grus på Haukberget og Storranden og av massene i grustaket på Tverrfjellet. I forhold til innsjøsedimentene var gruvegrusen betydelig anriket på As, Ni, Cd, Zn og Cu, men ikke for Pb og Sb som er viktige bestanddeler i prosjektiler deponert etter bruk av håndvåpen.

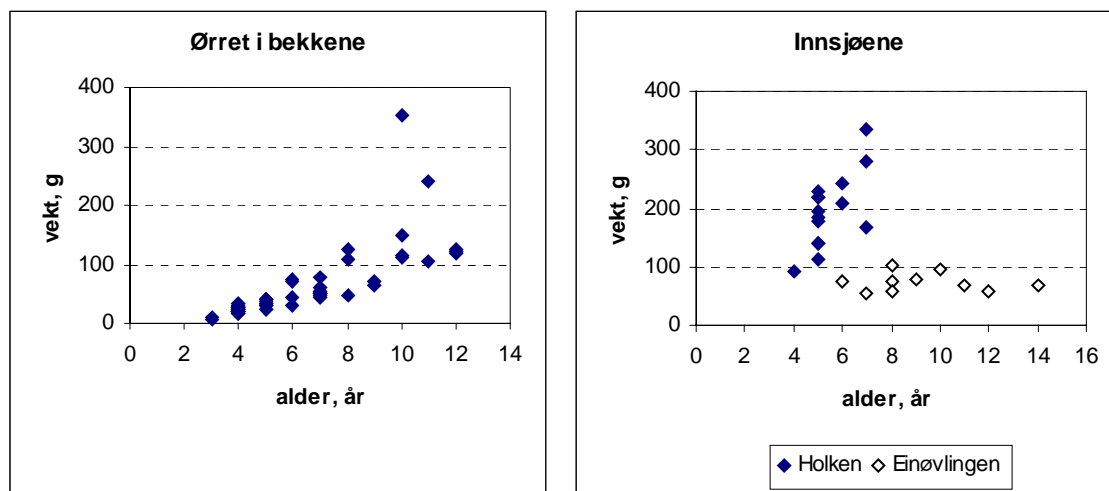
Tabell 2. Analyser (syreuttrekk, salpetersyre) av siktet (mindre enn 2 mm) og nedmalt fraksjon av steinmasser fra grustaket på Tverrfjellet og veigrus fra Storranden og Haukberget.

Element	Enhet	Grustak	Haukberget	Storranden	Nasj.sedi.ref
Al	µg/g t.v	16900	12700	18500	
As	µg/g t.v	14,3	8,13	6,72	3,2
Ba	µg/g t.v	35,2	35,7	48	31,7
Bi	µg/g t.v	0,151	0,101	0,117	0,12
Ca	µg/g t.v	30900	19700	25200	4320
Cd	µg/g t.v	1,7	1,54	1,87	0,44
Co	µg/g t.v	24,4	15,9	21,2	15
Cr	µg/g t.v	77,9	55,8	96	50
Cu	µg/g t.v	314	339	352	32
Fe	µg/g t.v	51500	34900	45000	53000
Hg	µg/g t.v	0,099	0,099	0,069	0,09
K	µg/g t.v	2760	2100	4200	7700
Mg	µg/g t.v	19600	13700	20600	4100
Mn	µg/g t.v	661	456	606	800
Mo	µg/g t.v	1	1,31	1,31	4,4
Na	µg/g t.v	760	428	525	
Ni	µg/g t.v	55,9	39,7	66,6	15,7
P	µg/g t.v	921	720	861	2500
Pb	µg/g t.v	14,8	20	20,4	16
S	µg/g t.v	19500	9800	8450	3100
Sb	µg/g t.v	0,02	0,02	0,02	0,02
Si	µg/g t.v	174	202	196	
Sr	µg/g t.v	24,9	17,9	20,2	29
Zn	µg/g t.v	403	323	432	104

3.3 Fiskeanalyser

I hovedbekkene er ørret eneste fiskeart. Den vokser generelt sakte og blir relativt gammel. De største fiskene var ca. 125 g ved 10-13 års alder, unntatt 2 fisk fanget i Svåni oppstrøms Maribu som var 250 og 350 g og henholdsvis 10 og 11 år (Fig. 6). Røya i Einøvlingen stagnerer i vekst og var ca. 100 g selv ved 14 års alder. I referansesjøen Holken derimot er ørretens vekst betydelig bedre og fisken blir 250-300 g allerede ved 6-7 års alder (Fig. 6). Ved det elektriske fisket registrerte vi en tett bestand av ørret i Grisungbekken, nedre deler av Svåni og i Tjørnhøbekken. Bestandene var langt tynnere i Grøna og de øvre deler av Svåni, antagelig som følge av at kaldt brepåviket smeltevann nedsetter produksjonen av næringsdyr.

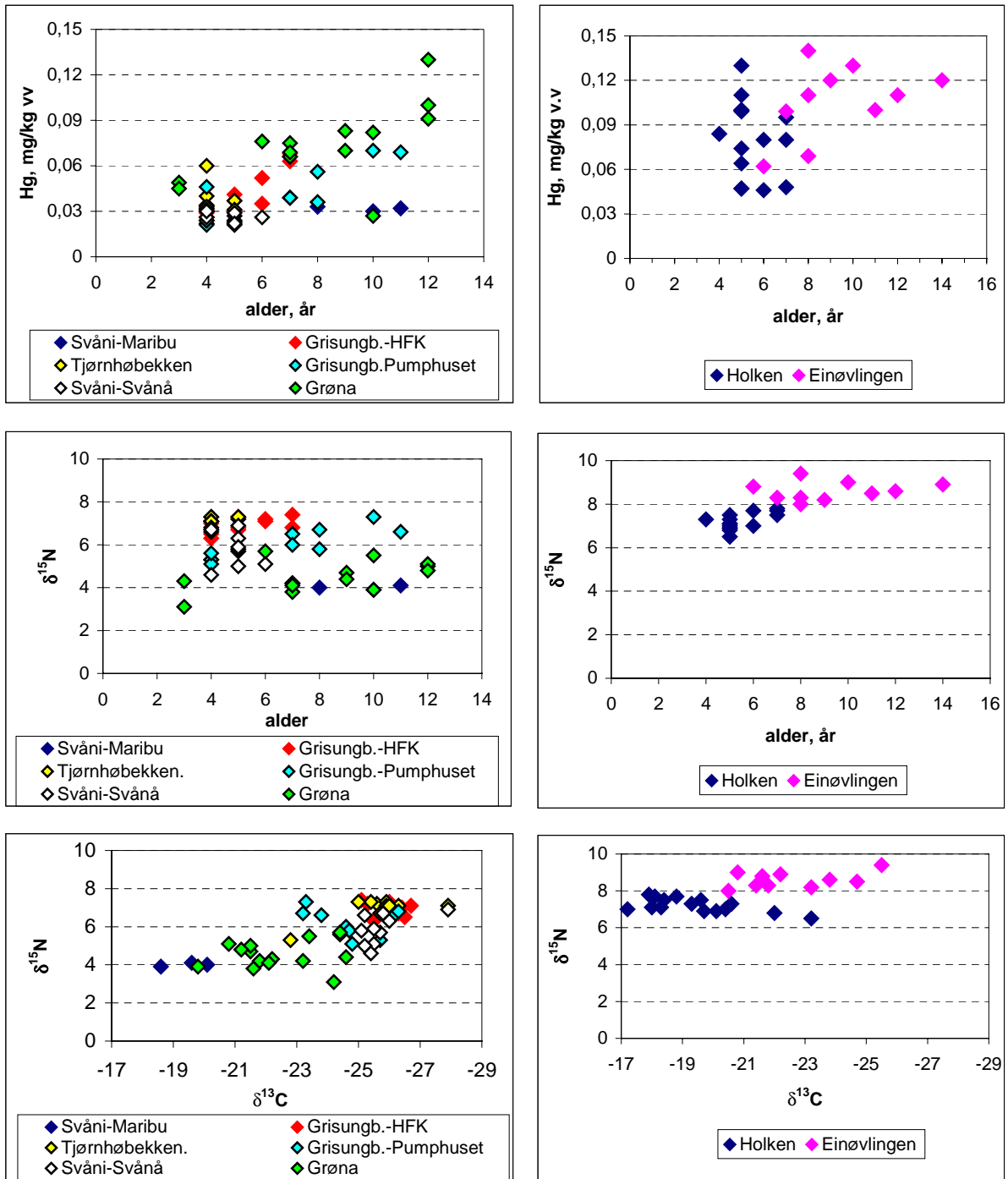
Konsentrasjonen av kvikksølv (Hg) i ørret fra bekkene og i røye fra Einøvlingen økte med alderen (Fig. 7). Konsentrasjonene var imidlertid lave, selv i gammel fisk, og klart lavere enn 0.5 mg/kg som er den grensa Statens Næringsmiddeltilsyn har satt for fisk til konsum. Ørreten i referansesjøen Holken og røya i Einøvlingen hadde også lave konsentrasjoner og verdiene var på samme nivå som for



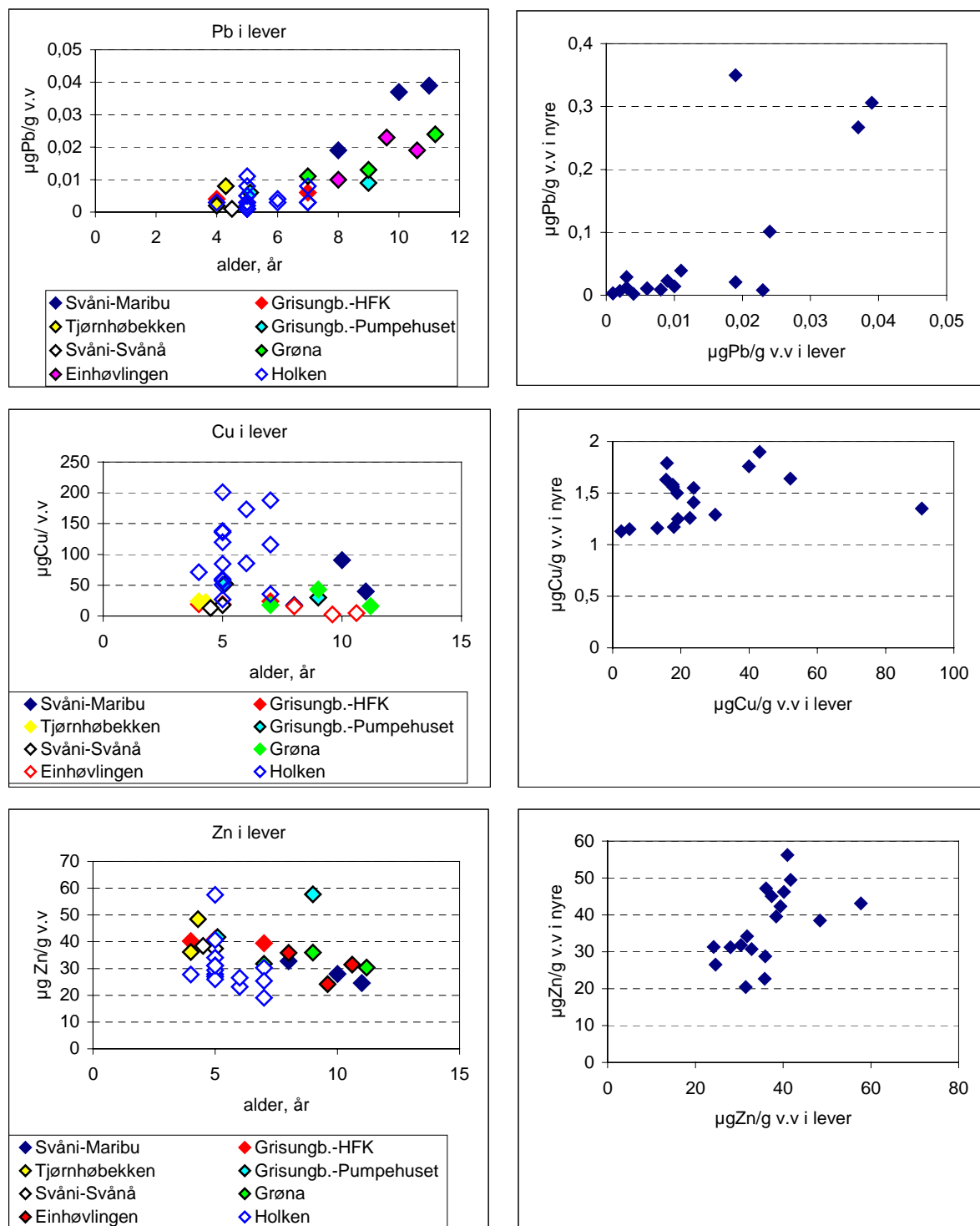
Figur 7. Sammenhengen mellom alder og vekt for ørret i bekkene (Svåni, Grøna og Grisungbekken). Resultatene for ørret i referansesjøen Holken og røya i Einøvlingvatnet er vist i det høyre panelet.

ørret i bekkene. Den trofiske posisjon, indikert ved $\delta^{15}\text{N}$ målingene, var nær den samme for fisk innsamlet på hver enkelte stasjon i bekken og for fisk i hver innsjø (Fig. 7). Dette indikerer at fisk ved de samme lokalitetene hadde nær den samme dietten hele livet. Fiskens karbonkilder, indikert ved $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene varierte betydelig (Fig. 7). De høyeste verdiene ble registrert i Holken, Grøna og Svåni oppstrøms Maribu. Det indikerer at begroingsalger på bunnssubstratet er mat for bunndyrene som utgjør fiskens diett. De laveste verdiene ble funnet i Svånis nedre deler og i midtre deler av Grisungdalen. Dette kan indikere en større betydning av terrestrisk materiale som karbonkilde. Røya i Einøvlingen hadde mer negative verdier enn i Holken. Fjærmygg som lever av sedimenterende alger og/eller dyreplankton som filtrerer planktonalger kan være mulige karbonkilder.

I motsetning til kvikksølv så viser andre metaller som Cu, Pb og Zn liten eller ingen tendens til å oppkonsentreres i næringskjeden (Knutzen et. al 1999). Generelt er konsentrasjonene høyere i lever og nyrer enn i muskel for disse metallene. I fisk fra Hjerkin økte konsentrasjonene av Pb i fiskens lever med alderen (Fig.8), men konsentrasjonene var lave og innenfor det intervallet som rapporteres som normalnivåer (0,01 - 0,1 mg/kg v.v) i fisk fra innsjøer i Skandinavia (Lindstrøm 1991, Knutzen et al. 1999). Konsentrasjonene av Zn og Cu i fiskens lever viste ingen tendens til økning med alder (Fig.8). Konsentrasjonene var lave, med unntak for Cu i referansesjøen Holken, og verdiene var innenfor det intervallet (Cu: 1- 40 mg/kg v.v, Zn: 20 -80 mg/kg v.v) som rapporteres som normalverdier i fisk fra sjøer i Skandinavia (Lindstrøm 1991, Knutzen et al. 1999). Det var en tendens til at høyere konsentrasjoner i lever ga høyere konsentrasjoner i nyrer (Fig.8).



Figur 8. Sammenhengen mellom fiskens alder, konsentrasjon av kvikksølv i fiskekjøtt og $\delta^{15}\text{N}$. De nederste panelene viser sammenhengen mellom stabile isotoper for karbon ($\delta^{13}\text{C}$) og nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) i fiskekjøtt i bekkene og innsjøene.

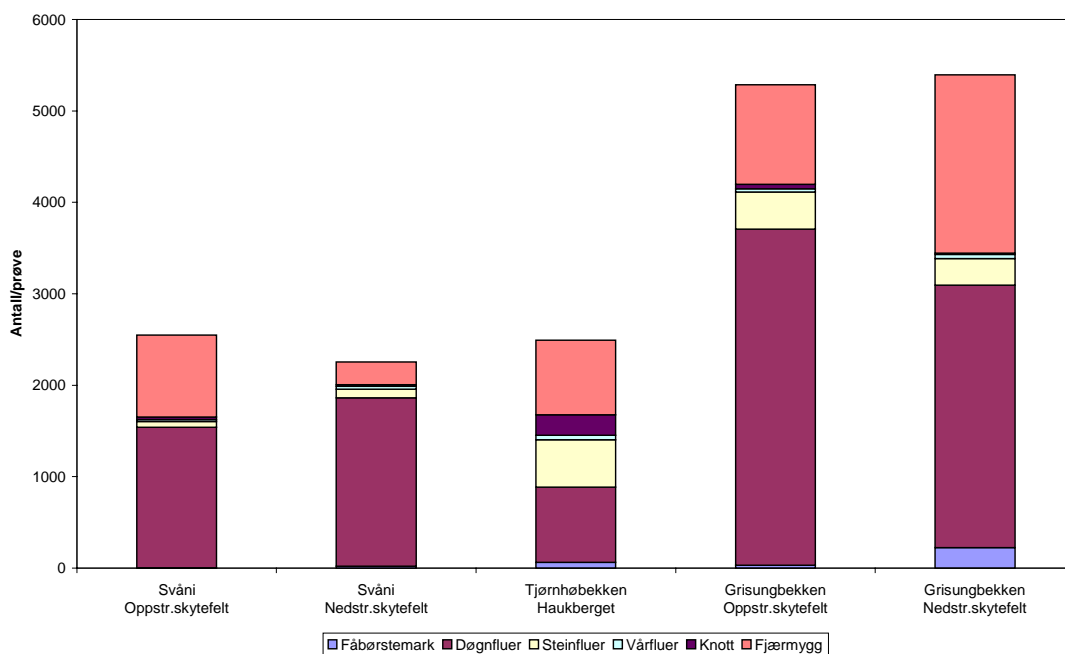


Figur 9. Sammenhengen mellom fiskens alder og konsentrasjoner av bly (Pb), kobber (Cu) og sink (Zn) i lever. De høyre panelene viser sammenhengen mellom konsentrasjoner av de samme metaller i lever og nyrer for all fisk unntatt ørret fra Holken.

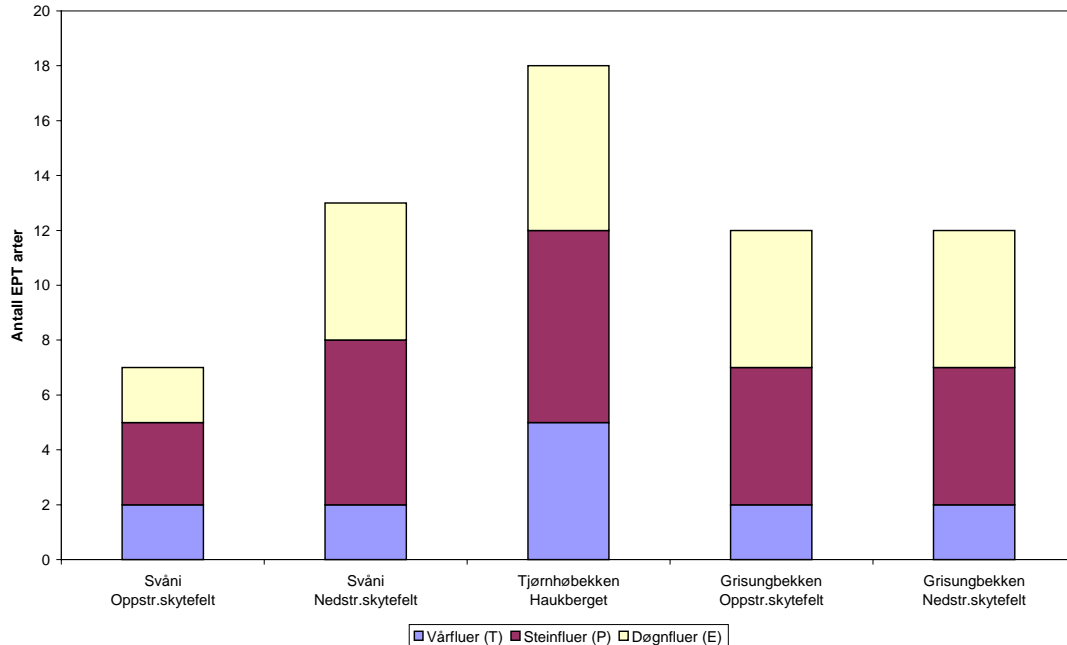
3.4 Bunndyr

3.4.1 Svåni

Bunndyrsamfunnet ved Maribu og Svåni (st. 28 og 13, Fig.1) hadde en sammensetning av ulike grupper dyr som var normal for slike fjellområder (Figur 9, Tab. III i vedlegget). På begge stasjonene dominerte døgnfluene med høye tettheter. I vurderinger av gifteffekter på bunndyr brukes ofte summen av såkalte EPT-arter som er arter summen av døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det var relativt få EPT-arter ved Maribu (7 arter), men antallet hadde økt til 13 ved Svåni. Dette kan karakteriseres som moderat høyt i slike områder (Figur 10). Antall døgnfluearter var høyere ved Svåni enn ved Maribu, antagelig på grunn av at Svåni er langt mer påvirket av smeltevann fra breer ved Maribu. Likevel er det naturlig å nevne at flere av disse artene ble funnet i få eksemplarer og at forskjellen i antall arter mellom stasjonene også kan skyldes tilfeldigheter knyttet til prøvetakningen (Tab. IV i vedlegget). *Baetis rhodani* var den klart dominerende døgnfluen på begge stasjonene. Et tilsvarende mønster i artsfordeling mellom stasjonene ble også observert for steinfluene (seks arter ved Svåni, tre arter ved Maribu). Forskjellen synes ikke å være tilfeldig, og kan forklares med ovennevnte effekt av brepåvirket smeltevann. *Diura nanseni* var den vanligste arten. For vårfluene var sammensetningen den samme på begge stasjonene. *Rhyacophila nubila* var den vanligste arten. Døgnfluer er blant de mest følsomme i forhold til metallforurensninger og da særlig arter fra slektene Heptagenia og Ephemerella (Courtney og Clement 2002, Hirst et al. 2002). Artsammensetningen og tetthetene av døgnfluene indikerer at bunndyrsamfunnet var lite eller ikke påvirket av metallforurensning. Den øvrige sammensetningen av bunndyrsamfunnet i Svåni støtter denne konklusjonen.



Figur 10. Antall individer per prøve i et utvalg vanlige hovedgrupper av bunndyr fra ulike stasjoner ved Hjerkinnskytefelt 11. september 2002.



Figur 11. Antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT) på ulike stasjoner ved Hjerkins skytefelt 11.september 2002.

3.4.2 Tjørnhøbekken.

Bunndyrsamfunnet i Tjørnhøbekken nær utløpet i Sváni hadde en normal sammensetning av grupper og arter for slike fjellområder (Fig. 9, Tab. III og IV i vedlegget). Døgnfluene dominerte med høye tettheter. Tettheten var imidlertid noe lavere her enn på de andre stasjonene i skytefeltet, mens tettheten av steinfluer var noe høyere. Denne stasjonen hadde det høyeste antallet av EPT arter (18) av alle stasjonene (Fig.10). *Baetis rhodani* var den vanligste døgnfluearten, mens *Leuctra hippopus* var den vanligste steinfluen. Blant vårfluene var *Rhyacophila nubila* og *Oxyethira sp* like vanlige (Tab. IV i vedlegget). Artsammensetningen og tetthetene av døgnfluene indikerer at bunndyrsamfunnet ikke var negativt påvirket av forhøyede konsentrasjoner av metaller.

3.4.3 Grisungbekken.

Bunndyrsamfunnet både ved referansestasjonen (oppstrøms samløpet med bekken fra flyfeltet) og ved Pumphuset nedstrøms feltet var normalt sammensatt med hensyn til dyregrupper (Tab. III i vedlegget). Døgnfluene dominerte med høye tettheter på begge stasjoner (Fig.9) og antall EPT arter var moderat høyt med 12 arter på begge stasjonene (Fig. 10). *Baetis rhodani* var den klart vanligste døgnfluen på begge stasjonene, mens *Leuctra hippopus* og *Rhyacophila nubila* var vanligst blant henholdsvis steinfluene og vårfluene (Tab. IV i vedlegget). Som tidligere nevnt er døgnfluer blant de mest følsomme i forhold til metallforurensninger. Artsammensetningen og tetthetene av denne gruppen indikerer at bunndyrsamfunnet ikke har vært utsatt for så høye konsentrasjoner av metaller i bekken at det har hatt negativ betydning for denne dyregruppen. Den øvrige sammensetningen av bunndyrsamfunnet i Grisungbekken støtter denne konklusjonen.

Både SFT (Andersen et al. 1997) og Lydersen et al. (2002) har foreslått biologiske effektgrenser ved ulike metallkonsentrasjoner i norske vannforekomster (Tab. 3). SFTs grenser for kritiske

konsentrasjoner er i hovedsak sammenfallende med klasse 2 (noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk) i klassifikasjonssystemet til Lydersen et al. 2002. Dersom en sammenholder resultatene av metallanalysene i vann med effektgrenser gitt i Tab.3 er det svært lite sannsynlig at negative effekter på biota skulle opptre i hovedbakkene i feltet. Dette er i god overenstemmelse med resultatene av de biologiske undersøkelsene.

Tabell 3.

Klassifikasjon av metallkonsentrasjoner i forhold til biologiske effekter. Klasse 1: ingen effekter på biota. Klasse 2: Noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Klasse 3: Effekter på biota ved reduksjon av artsantallet samt effekter på salmonide fisk. Klasse 4: Store effekter på økosystemet. Denne klassifikasjonen er basert på Lydersen et al. 2002, men kritiske konsentrasjoner gitt av SFT (1997) er også vist.

Element	Klasse 1 svært lav	Klasse 2 lav	Klasse 3 medium	Klasse 4 høy	SFT 1997 kritiske kons.
As (µg/l)	<0,1	0,1 – 0,4	0,4 – 1,4	>1,4	5
Cd (µg/l)	<0,2	0,2 – 0,5	0,6 – 1,0	>1	0,2
Cu (µg/l)	<0,3	3 - 15	16 - 30	>30	3
Cr (µg/l)	<5	5 - 15	16 - 40	>40	10
Hg (µg/l)	<0,002	0,002 – 0,005	0,005 – 0,010	>0,010	0,010
Ni (µg/l)	<10	10 - 30	31 - 100	>100	5
Pb (µg/l)	<1	1 - 5	6 - 15	>15	2,5
Zn (µg/l)	<30	30 - 60	61 - 100	>100	50

4. Diskusjon

Hjerkinn skytefelt er stort, men likevel har mange deler av feltet vært benyttet i forbindelse med militær virksomhet. Det var derfor viktig for undersøkelsen at vi fikk identifisert alle delnedbørfelt som hadde deponier av prosjektiler og andre militære etterladenskaper av betydning, og at målingene i alle bekkene fra delnedbørfeltene ble utført på samme dag slik at regionale forskjeller kunne kartlegges. Videre at det ble gjort noen måleserier til ulik tid på året og at de omfattet tilstrekkelig antall vannkjemiske variable til at de ga en representativ beskrivelse av vannkvaliteten på de ulike stasjonene.

På bakgrunn av det som var kjent om virksomheten i skytefeltet ble en orienterende undersøkelse av vannkvaliteten i 20 av de antatt mest påvirkede bekkene gjennomført høsten 2001 (Rognerud 2002). Denne viste at militær aktivitet ved Haukberget og i Grisungdalen hadde bidratt til en økning av metallkonsentrasjonene i enkelte av bekkene, men konsentrasjonene var generelt relativt lave. I løpet av vinteren 2002 arbeidet en gruppe, nedsatt av Forsvarets militære organisasjon, med en virksomhetsbeskrivelse av militær aktivitet i Hjerkinn skytefelt. Våren 2002 ble det fremlagt detaljert informasjon om lokalisering av baner, målområder og beskrivelser av våpentyper som var benyttet i ulike tidsperioder etter 1950. På bakgrunn av en samlet vurdering ble det etter dette besluttet at vannkvaliteten på 33 stasjoner i tilsammen 17 bekker skulle undersøkes i juni og september 2002. Dette innebar en utvidelse på 17 stasjoner fra 2001 undersøkelsen (4 av stasjonene fra 2001 utgikk).

Det var godt samsvar mellom resultatene av vannanalysene (metaller og generell vannkvalitet) på de ulike stasjonene ved undersøkelsene i 2002, og resultatene stemte også godt overens med resultatene fra de stasjonene som ble undersøkt høsten 2001. Det var de samme stasjonene som hadde de høyeste konsentrasjonene ved alle tidspunktene, og de som hadde lave verdier var generelt lave i alle analyseseriene. Det er godt kjent at vannkvaliteten i bekker kan variere noe med endringer i vannføringen, men Hjerkinn er et relativt nedbørfattig område med en lav arealavrenning (ca. 16 l/s/km²) og derved ikke de store fluktasjonene i vannføring. Det er derfor rimelig å anta at de konsentrasjoner som er beskrevet i rapporten er representative for vannkvaliteten på de ulike målepunktene i den isfrie delen av året.

Forurensningsgraden av metaller i bekkene er vurdert i henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997). Tilstandsklasser er beskrevet for 7 metaller hvorav 3 (kobber, bly og sink) er sentrale i avrenning fra militære skytefelt (Rognerud og Bækken 2002). Vi vil imidlertid gjøre oppmerksom på at denne klassifiseringen er basert på en gradvis konsentrasjonsøkning av metallet utover en antatt bakgrunnskonsentrasjon. Tilstandsklassene må ikke blandes sammen med grenser for hva som gir skadeeffekter på biota. Dette bildet er adskillig mer komplisert fordi gifteffekter er avhengig av en rekke andre forhold enn bare konsentrasjonen av et metall (f.eks. pH, kalsium- og TOC-konsentrasjoner, samt fysiske og biologiske forhold).

Den største militære aktiviteten finner sted i Grisungdalen og på Haukberget og det var også sidebekker til hovedbekkene Grisungbekken og Tjørnhøbekken som var mest forurenset. Bekkene fra demoleringsplassen og flyfeltet i Grisungdalen var moderat til markert forurenset med hensyn på metaller som kobber, sink, kadmium og nikkel. På grunn av fortynningen av vann fra lite påvirkede områder i Grisungdalen så var likevel konsentrasjonene i Grisungbekken ved Pumpehuset (nedstrøms skytefeltet) lave og kan karakteriseres som lite forurenset av alle tungmetallene. Konsentrasjonene av kobber økte i Tjørnhøbekken på veien gjennom skytefeltene på Haukberget og bekken kan klassifiseres som moderat forurenset med hensyn på kobber. På grunn av fortynning fra lite påvirkede områder etter samløpet med Storkvølvbekken sank konsentrasjonene av metaller, og ved utløpet i Svåni kan bekken klassifiseres som lite til moderat forurenset. I nedbørfeltet til Svåni (ekskl.

Tjørnhøbekken) kan bekken fra demoleringsfeltet i Svånådalen, Grautbekken, Storbekken og bekken fra sprengningsfeltet på Storronden klassifiseres som moderat forurenset med hensyn på kobber. Sistnevnte også for nikkel. På grunn av fortynningen av vann med lavere metall-konsentrasjoner fra lite påvirkede områder i nedbørfelt var konsentrasjonen lave (ubetydelig forurenset) i Svåni ved utløpet av skytefeltet.

Det er bemerkelsesverdig at konsentrasjonen av bly var lave på alle stasjoner. Bly utgjør en betydelig andel i prosjektiler fra håndvåpen og det er deponert en betydelig mengde i feltet gjennom mange års bruk. Vannet i bekkene i Grisungdalen og i Tjørnhøbekken har nøytral til alkalisk reaksjon og relativt høye kalsium konsentrasjoner. Dette er et resultat av at fyllitter med et reallt høyt kalknivå er dominerende bergarter i denne delen av skytefeltet. Overvåkning av metallkonsentrasjoner i bekker som drenerer militære skytefelt, lokalisert i ulike deler av landet, har vist at utlekkingen av metaller fra deponerte prosjektiler er svært liten i felter der jord og berggrunn er kalkholdig (Rognerud og Bækken 2002). Dette skyldes i hovedsak at det dannes skorper av blykarbonater, blybikarbonater og blyulfater på prosjektil-restenes korrosjonsflater. Skorpen danner et beskyttende lag rundt prosjektilen og den hindrer effektivt en videre korrosjon og utløsning av bly til vannfasen (mer detaljer i Rognerud og Bækken 2002). En medvirkende faktor til lave blykonsentrasjoner i bekkene er også de lave konsentrasjonene av løste humusforbindelser som effektivt binder og transporterer bly ut av deponiene. Det skal også nevnes at gruvegrusen som er spredt på ulike steder i feltet ikke er anrikt på bly i forhold til det som er vanlig verdier i innsjøsedimenter (Rognerud og Fjeld 1999) og jord (Steinnes et al. 1997) der geokjemiske kilder dominerer.

Hvorfor var det kobber som forårsaket høyest forurensningsgrad i bekkene? En av årsakene kan være at Hjerkinnskytefelt er mye brukt av artilleriet og kavaleriet. Prosjektiler og ammunisjon til disse avdelingene inneholder en god del kobber, men ikke bly og antimon slik en finner i prosjektiler fra håndvåpen. Arfinn Roseth i Forsvarets Logistikkorganisasjon (FLO/Land) har beregnet at det totalt er deponert ca 560 tonn kobber bare fra kavaleriet og artilleriet, mens håndvåpen (inkl. 12,7 mm) står for ca. 215 tonn kobber. Tilsammen er dette ca. 750 tonn kobber som er 3 ganger mer enn det samlede deponiet av bly (250 tonn). Beregningen viser også at det er deponert ca. 23 tonn sink og ca. 30 tonn antimon i hovedsak fra bruk av håndvåpen og 12,7 mm. I tillegg til dette kommer også effekten av utlekking fra utkjørt gruvegrus. Gruvegrusen er betydelig anrikt på kobber, sink, kadmium og nikkel i forhold til vanlige geokjemiske verdier i jord og innsjøsedimenter. Det er betydelig mengder av denne massen som er benyttet for oppbyggingen av HFK-sletta, veinett i feltet og kjøretraseene på Haukberget. Det er derfor rimelig at det var kobber som hadde størst forurensningsgrad i skytefeltets bekker. Gruvegrusen i kjøretraseer forekommer ofte sammen med deponerte prosjektiler og det er derfor ikke lett å skille mellom bidraget fra disse kildene når det gjelder årsakene til kobberforurensning av bekkene. Det var imidlertid en relativt gode samvariasjonen mellom kobber, nikkel og sink i bekkene. Da militære prosjektiler inneholder ubetydelige mengder nikkel, og gruvegrusen var anrikt på sink, kobber og nikkel, kan dette være en indikasjon på at gruvegrus er en viktig kilde for kobberforurensningen i enkelte av bekkene slik som på Haukberget.

Militær aktivitet fører også til deponeringer av aluminium og jern, samt mindre mengder av barium, nikkel, krom, kobolt, kvikksølv, molybden, silisium, strontium, sirkonium (Rognerud et al. 2001). Med unntak av nikkel og barium fra demoleringsplassen i Svånådalen viser undersøkelsen at konsentrasjonene i bekkene av disse elementene ikke avviker fra det som kan forventes i uforurensete områder. Kildene for disse metallene i vann er derfor i all hovedsak den lokale geokjemien i de respektive delfeltene.

Hovedbekkene i skytefelt har en ørretbestand som av kvalitet og kvantitet er nær de naturgitte. Konsentrasjonene av kvikksølv i fisk var lave og relativt like i bekkene, Einøvlingvatni og referansesjøen Holken. Verdiene var nær de samme som er rapportert fra nærliggende fjellområder i Follidal (Rognerud og Qvenild 2002). Nesten alt kvikksølv i fisk foreligger som metylkvikksølv selv om denne forbindelsen bare utgjør en liten fraksjon av totalmengden kvikksølv i vann og sedimenter.

Metylkvikksølv dannes ved bakteriell virksomhet i innsjøsedimenter og våtmarker og det er denne metallorganiske forbindelsen som oppkonsentreres i næringskjeden. For eksempel vil rovfisk i en sjø ha betydelig høyere konsentrasjoner enn byttedefisken. Dersom fisken med tiden går over til å bli fiskespiser vil kvikksølvkonsentrasjonene øke betydelig selv om dosen i form av tilført kvikksølv ikke er endret i bunnen av næringskjeden.

De stabile isotopanalysene viser at fisken ikke endret trofisk posisjon med økende alder og størrelse i noen av lokalitetene. Det er derfor rimelig å anta at de er sekundære konsumenter og at hoveddietten består av ulike typer bunndyr som insektlarver, snegl og muslinger samt terrestriske insekter. I Einøvlingvatni er antagelig også plankton en del av dietten for røya. Det synes ikke å være vanlig at fisken i Hjerkinns skytefelt blir fiskespiser ved økende alder og størrelse, slik situasjonen også var i nærliggende fjellområder i Folldal (Rognerud og Qvenild 2002). De lave konsentrasjonene av kvikksølv i fisk fra Hjerkinns og Folldals fjellområder skyldes at denne delen av landet har lave atmosfæriske avsetninger av kvikksølv (Steinnes et al. 2001), dårlige betingelser for metylering av uorganisk kvikksølv (lave temperaturer og humuskonsentrasjoner) og nesten fravær av kannibalisme i fiskebestandene. Det er ingen indikasjon på at militær aktivitet har ført til kvikksølvforurensning av fisk i Hjerkinns vannforekomster og konsentrasjonene (0,05 - 0,15 mgHg/kg) var klart lavere enn de grenser som er satt av helsemyndighetene for fisk til konsum (0,5 mgHg/kg).

Når det gjelder metaller i fisk er det særlig kvikksølv som akkumuleres i kjøttet, mens forurensninger av andre metaller i hovedsak akkumuleres i beinsubstans, lever og nyrer. Konsentrasjonene av bly, kobber, og sink i nyre og lever fra fisk i Grisungbekken, Svåni og Einøvlingvatni var lave og på nivå med (eller lavere enn) de som vi fant i fisk fra referansesjøen Holken. Konsentrasjonene var nær de samme som tidligere ble funnet i fiskelever fra Grisungbekken og Svåni (Kjellberg 1988), og de samsvarer godt med såkalte normalverdier for fisk fra lite forurensede innsjøer i Skandinavia (Lindström 1991, Knutzen et al. 1999). Opptaket av mange metaller er betydelig lavere i kalkrikt alkalisk vann enn i mer ionefattig vann (referert i Knutzen et al. 1999). Med unntak av øvre deler av Svåni har bekkene i Hjerkinns nøytralt til alkalisk vann og relativt høye kalsiumverdier. Dette forholdet sammen med de lave metallkonsentrasjonene i hovedbekkene er årsaken til at fiskens indre organer ikke er anrikt på metallene bly, kobber og sink over såkalte normalnivå. Observasjoner under El-fisket indikerte at fiskebestandene i hovedbekkene hadde normale tettheter og normal rekruttering. Dette samsvarer godt med at metallkonsentrasjonene var lavere enn de øvre grenser som er satt for klassen "ingen effekt på biota" av Lydersen et al. (2002) og at fiskens indre organer ikke var anrikert på metaller.

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver og innsjøer. Bunndyrene er først og fremst insektlarver/nymfer, men det er også marker, snegler, muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartede gruppe organismer med ulike krav til miljøet. Det finnes ekstreme rentvannsarter og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Ved metallforurensning vil de mest forurensningsfølsomme artene forsvinne slik at artsantallet reduseres og individtettheten av gjenværende arter eller grupper vil bli vesentlig redusert (Leland et al. 1989, Malmquist & Hoffsten 1999, Deacon et al. 2001, Clements et al. 2000, Hirst et al. 2002).

Bunndyrene i hovedbekkene Svåni, Tjørnhøbekken og Grisungbekken hadde en artsammensetning og mengde som var nær det en kan forvente i slike fjellområder. Det var kaldt brepåvirket smeltevann i øvre deler av Svåni som ga noe lavere diversitet og mengde ved Maribu enn i Svåni ved utløpet av feltet. Forurensninger av metaller som løses ut lokalt i feltet var derfor ikke av stor nok betydning til at de ga noen effekt på bunndyrene i hovedbekkene. Dette er i god overensstemmelse med vannanalysene der konsentrasjonene av metallene var klart lavere enn de øvre grenser som er satt for klassen "ingen effekt på biota" av Lydersen et al. (2002).

Vi kan derfor konkludere med at konsentrasjonene av metaller i hovedbekkene i Hjerkinns skytefelt generelt var lave og førte ikke til negative effekter på verken fisk eller bunndyr. I SFTs klassifikasjonssystem kan flere av sidebekkene betegnes som moderat til markert forurenset. Likevel var ikke nivåene i disse sidebekkene så høye at en ut fra foreslåtte grenseverdier for biologiske effekter (Lydersen et al.2002), kan forvente negative effekter på biota av betydning. Dette er et meget gunstige resultat for mulighetene til å tilbakeføre Hjerkinns skytefelt til sivile formål. Årsaken er som nevnt de naturgitte forhold som fører til meget lave korrosjonshastigheter av metallfragmenter og lave konsentrasjoner av "metalltransportører" i form av løste humusstoffer og jernoksider. Dette har også økonomiske konsekvenser da omfanget av forurensningsbegrensende tiltak kan begrenses til enkelte lokale deler av feltet. Tilbakeføringen av Hjerkinns skytefelt til sivile formål innbefatter en plan for å begrense utslipp av forurensninger til vann. I utgangspunktet er det en vanskelig oppgave (også av sikkerhetsmessige grunner) å fjerne prosjektresten fra alle deponier og feltskytebaner. De viktigste tiltakene blir derfor å sørge for at så lite vann som mulig kommer i kontakt med de forurensete massene. Dette gjelder spesielt på demoleringsplassene, men også for bekkene som renner gjennom flyfeltet. Det er mulig at et tiltak kan være å skjerme bekkeløpet for tilførsel av vann fra de mest belastede områdene, slik at en større andel av utløste metaller siver ned i grunnen lokalt og blir bundet i jordsmonnet. På Haukberget bør kjøretrassene fjernes der de er i nær kontakt med Tjørnhøbekken, men der de ligger på tørrbakke er det liten gevinst i å fjerne massene. Det er også liten gevinst for forurensningssituasjonen å fjerne massene på HFK-sletta, men det må være et mål å sørge for at minst mulig vann siver igjennom området, og at erosjon begrenses ved bl.a etablering av vegetasjon.

Selv om konsentrasjonene av metaller ikke var så høye at det har vært mulig å påvise skader på akvatiske organismer, så var enkelte bekker lokalt forurenset, spesielt med hensyn på kobber. EUs vanddirektiv, som blir gjeldende for forvaltning av vannressurser i nær fremtid, stiller strenge krav til potensielle forurenserne for å opprettholde en god vannkvalitet og økologisk status. Det er betydelige mengder tungmetaller som er deponert i skytefeltet, og det er i praksis umulig å fjerne disse ved oppryddinger. Selv om forurensningssituasjonen i hovedbekkene er akseptabel i dag, har en ingen garanti for at den fortsatt vil være slik i fremtiden. Vanddirektivet krever at vannforekomster som står i fare for ikke å oppfylle miljømålene (god økologisk status og vannkvalitet) skal vurderes gjennom et overvåkningsprogram. I dag er det bare noen av sidebekkene til hovedbekkene som ikke oppfyller miljømålene, men det er viktig å dokumentere utviklingen i forurensningssituasjonen i disse såvel som i hovedbekkene i tiden fremover. Vanddirektivet krever også en karakterisering av nedbørfeltet, fastsetting av forventet naturtilstand og vannforekomstenes følsomhet overfor påvirkningsfaktorer. Vi mener at den gjennomførte undersøkelsen har gitt en tilstrekkelig beskrivelse av disse forholdene. I løpet av 2004 skal det også frembringes en oversikt over forurensningskilder og inngrep innenfor nedbørfeltet. I løpet av sommeren 2003 vil deponiregnskapet være gjennomført og de andre inngrepene være beskrevet. Dersom det etableres et overvåkningsprogram i 2003, så vil de aller fleste data som trengs for å vurdere direktivets miljømål være klart før 2004.

Vi vil derfor foreslå at det etableres et overvåkningsprogram for bekkene i skytefeltet. Dette skal ha som hensikt å følge tidsutviklingen i vannkvaliteten i hovedbekkene Grisungbekken, Svåni, Grøna og de mest forurensete sidebekkene. Spesielt viktig er dette når det gjøres tiltak (fjerning av masser og annen virksomhet) i forbindelse med tilbakeføring av feltet til sivile formål. Tiltak er mest aktuelt i enkelte av de mindre sidebekkene som i dag er mest forurenset (f.eks. Tjørnhøbekken, bekkene fra flyfeltet og bekkene fra demoleringsplassene). Programmet bør ha uttak av kjemiprøver vår, sommer og høst og biologiske prøver (fisk og bunndyr) en gang på høsten. De biologiske prøvene vil gi indikasjoner på om vannet har hatt metallkonsentrasjoner over effektgrensen i perioder som ikke er dekket av vannanalysene og gi en beskrivelse av økologisk status til bruk i vanddirektivet.

5. Litteratur

- Andersen, J.R. et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04.31s.
- Bricker, P.O., and Jones, F.B. 1995. Main factors affecting the composition of natural waters. In: Trace elements in natural waters. Editors Salbu, B. and Steinnes, E. : 1-20. CRC Press, London.
- Clements, W.H., Carlisle, D.M., Lazorchak, J.M. and Johnson, P.C. 2000: Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. – *Ecological Applications*, 10:626-638.
- Courtney, L.A. and Clements, W.H. 2002: Assessing the influence of water and substratum quality on macroinvertebrate communities in a metal-polluted stream: an experimental approach. – *Freshwater Biology* 47:1766-1778.
- Deacon, J.R., Spahr, N.E., Mize, S.V. & Bougler, R.W. 2001: Using water, bryophytes, and macroinvertebrates to assess trace element concentrations in the Upper Colorado River basin - *Hydrobiologia* 455:29-39, 2001.
- Hirst, H., Jüttner, J. and Ormerod, S.J. 2002: Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland stream of Wales and Cornwall. – *Freshwater Biology* 47:1752-1765.
- Kjellberg, G. 1988. Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 1. Forprosjekt vedrørende eventuell vannforurensning fra demolering av ammunisjon ved Hjerkinnskytefelt 1986-1987. NIVA-rapport Lnr. 2183. 42 s.
- Knutzen, J. et al. 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna-inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning. 235 s.
- Leland, K., Harry V., Fend, Steven V., Dudley, Thomas L. and Carter, James L. 1989: Effects of copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California stream. - *Freshwater Biology*, Vol. 21, pp 163-179
- Lindström, L. 1991. Miljøbedømmning av metallsituasjonen i Dalälven och Bottenhavet. Rapport for Dalälvsdelegationen. MFG Rapport T9 103.145 s.
- Lydersen, E., Løfgren, S. and Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.* 32: issue 2 and 3. 295s.
- Malmquist, B. & Hoffsten, P-O. 1999: Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central Swedish streams - *Water Research* Vol. 33(10), 2415-2423.
- Nilsen, O. og Wolff F.C. 1989. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart RØROS & SVEG – 1:250 000. Norges Geologiske undersøkelse.
- Rognerud, S og Bækken T. 2002. Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 11 års overvåkning. NIVA-rapport Lnr. 4512-2002. 59s.

- Rognerud, S. 2002. Hjerkinnskytefelt. Konsentrasjoner av metaller i vannprøver innsamlet fra 20 bekker, 18. September 2001. 16s.
- Rognerud, S. og Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport 2699. 41 s.
- Rognerud, S. og Qvenild, T. 2002. Kvikksølv i fisk og næringskjedenes struktur i fjellsjøer i Nord-Østerdalen. NIVA-rapport LNR 4540-2002. 25s.
- Rognerud, S., Taugbøl, T., Østeraas, T., Løvik, J.E., Traaen, T.S., Lydersen, E., T. 2001. Regionfelt Østlandet. Konsekvensutredning for temaet: Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann. NIVA rapport Lnr. 4447-2001. 61s.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, m., Røyset, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer. NIVA-rapport Lnr. 3457-96. 18s.
- Skjelkvåle, B.L., et al. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-report SNO 4039-99. 73s.
- Steinnes, E., Allen, R.O., Petersen R.O., Rambæk, J.P. and Varskog, P. 1997. Evidence of large scale heavy metal contamination of natural surface soil in Norway from long-range transport. *Sci. Total Environ.* 205:255-266.
- Steinnes, E., Berg, T., Sjøbakk, T. E., Uggerud, H., og Vadset, M. 2001. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 2000. SFT-rapport 838/01, Ta-1842/2001. 28s

6. Vedlegg

Tab. I	Kjemidata fra juni 2002
Tab.II	Kjemidata fra september 2002
Tab III	Hovedgrupper av bunndyr
Tab.IV	Antall individer av ETP-arter

Tabell I Vannkjemi 25.juni 2002

Element	Enhet	St 1	St 2	St 5	St 6	St 7	St 9	St 11	St 12	St 13	St 14	St 15	St 17	St 18	St 19	St 20	St 21	St 22	St 23
Ca	mg/l	6,97	7,44	3,22	2,01	1,56	1,58	1,4	1,29	10,1	2,32	1,18	6,61	4,91	10,8	7,61	8,01	0,624	2,21
Fe	mg/l	0,0092	0,0029	0,126	0,0994	0,0318	0,0159	0,0038	0,0564	0,0099	0,0375	0,0165	0,0132	0,007	0,0555	0,0273	0,0765	0,0277	0,0306
K	mg/l	1,41	1,16	0,531	<0,4	0,421	0,478	<0,4	<0,4	1,48	0,559	<0,4	0,866	0,6	1,24	0,988	0,576	<0,4	<0,4
Mg	mg/l	0,746	1,07	0,61	0,45	0,374	0,377	0,384	0,292	0,947	0,504	0,213	1,29	0,881	2,79	1,63	0,394	0,106	0,259
Na	mg/l	1,21	1,13	1,14	1,07	0,962	0,999	1,11	1,05	1,28	1,09	0,65	1,02	0,879	1,35	1,16	1	0,446	0,537
S	mg/l	2,76	2,12	1,07	0,758	0,612	0,486	0,321	0,317	1,36	0,773	0,343	1,62	0,732	2,78	1,57	1,5	0,284	0,65
Si	mg/l	2,81	2,5	1,84	1,73	1,69	1,42	2,71	2,03	2,38	2,17	1,08	1,74	1,62	1,94	2,09	1,78	0,639	0,376
Al	µg/l	25,8	10,1	32,2	36,9	39,8	15,2	35,9	42,6	15,6	7,68	11,8	8,15	9,8	13,2	12,4	7,24	26,6	12,6
As	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,601	<0,01	<0,01
Ba	µg/l	7,78	9,88	5,7	4,44	4,23	3,21	5,99	3,83	6,86	6,14	8,06	5,8	3,18	6,32	4,96	2,46	14,1	1,64
Bi	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Cd	µg/l	0,011	0,0976	0,0049	0,0027	0,0034	<0,002	<0,002	0,0036	<0,002	0,0034	0,0053	0,0089	<0,002	0,0123	0,0035	0,005	0,006	<0,002
Co	µg/l	0,016	0,0088	0,0575	0,0679	0,0456	0,0175	0,0209	0,0403	0,0166	0,0205	0,0126	0,0175	0,0107	0,078	0,0347	0,04	0,023	0,0136
Cr	µg/l	0,116	0,0746	0,115	0,114	0,111	0,0894	0,0831	0,138	0,0805	0,0758	0,0922	0,0957	0,137	0,0821	0,0801	0,0814	0,0474	0,0728
Cu	µg/l	1,42	2,47	1,38	1,14	0,716	0,367	0,417	1	0,688	0,815	0,336	0,866	0,308	1,33	0,788	0,902	0,18	0,291
Hg	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,0054	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Mn	µg/l	0,507	0,152	6,35	5,32	1,79	1,09	0,137	1,32	0,401	4,8	2,93	1,1	0,312	8,17	3,01	2,94	2,73	3,91
Mo	µg/l	0,0955	0,0752	0,0528	0,049	0,0627	0,0795	0,0345	0,0366	0,0869	0,0255	0,0277	0,116	0,0901	0,169	0,18	0,25	0,0122	0,0986
Ni	µg/l	0,724	0,512	0,132	0,17	0,0564	<0,05	0,13	0,243	0,178	0,691	0,103	0,145	0,102	0,469	0,268	0,166	0,0961	0,065
P	µg/l	<1	<1	1,78	1,37	1,26	1,05	<1	1,36	<1	<1	3	1,26	<1	1,62	<1	<1	1,57	2,36
Pb	µg/l	0,0865	0,0491	0,0876	0,087	0,0191	0,0462	0,0164	0,1	0,0468	0,0106	0,0286	0,087	0,0229	0,0494	0,0396	0,197	0,0479	0,0527
Sb	µg/l	0,0691	0,141	0,0208	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0187	<0,01	0,0122	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Sr	µg/l	15,9	15,7	13,6	8,6	7,6	5,6	7,6	6,1	17,7	9,4	4,3	15,4	11,1	23,4	17	13,9	5,2	6
Zn	µg/l	1,62	17	1,38	0,99	0,455	0,306	0,222	0,89	1,17	0,816	1,75	1,45	0,427	3,04	0,774	1,64	0,355	0,278
pH		7,04	7,22	6,99	6,81	6,64	6,93	6,39	6,75	7,32	7,09	6,77	7,34	7,42	7,56	7,46	7,32	6,47	6,95
TOC		2,5	1,7	2,3	2,4	2	1,1	1,4	2,6	2	1,3	0,63	0,9	0,74	3,2	1,7	0,94	0,53	0,93

Element	Enhet	St 24	St 25	St 26	St 27	St 28	St 29	St 30	St 32	St 33	St 34	St 35	St 36	St 37	St 38	St 40
Ca	mg/l	1,96	1,27	4,71	3,76	0,247	6,47	8,49	11,2	0,431	0,806	2,16	0,319	0,173	0,199	1,89
Fe	mg/l	0,0052	0,0593	0,0407	0,0057	0,0109	0,0135	0,105	0,0298	0,0098	0,022	0,0352	0,0286	0,0095	0,0194	0,021
K	mg/l	<0,4	<0,4	0,793	0,734	<0,4	0,676	1,16	0,96	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	0,571
Mg	mg/l	0,323	0,326	0,697	0,528	<0,09	1,29	2,16	1,33	0,16	0,258	0,524	<0,09	<0,09	<0,09	0,467
Na	mg/l	0,781	0,681	1,14	1,09	0,333	0,863	1,1	1,03	0,701	0,763	1,63	0,569	0,409	0,46	1,12
S	mg/l	0,424	0,326	1,46	1,19	0,187	1,22	1,08	0,861	0,244	0,314	1,55	0,182	0,169	<0,2	0,642
Si	mg/l	0,932	0,465	2,31	2,35	0,481	1,79	1,75	1,82	1,27	1,28	3,07	0,887	0,738	0,762	2,31
Al	µg/l	7,17	21,4	18,5	8,36	46,3	9,67	13,8	15,2	16,5	11,6	11,9	26,8	12,1	13,5	21
As	µg/l	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0209	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ba	µg/l	2,19	1,7	5,6	3,8	14	3,54	7,29	8,24	19,3	13,6	22,9	6,9	16,1	16,6	5,83
Bi	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Cd	µg/l	0,0048	<0,002	0,0034	0,0105	0,0037	0,016	0,0772	0,0031	0,003	<0,002	<0,002	0,0032	0,0067	0,0198	0,0043
Co	µg/l	0,0096	0,0353	0,0325	0,0161	0,0215	0,0178	0,0414	0,0317	0,025	0,0185	0,0358	0,0232	0,0199	0,0252	0,0202
Cr	µg/l	0,102	0,0883	0,107	0,127	0,0533	0,0881	0,0757	0,097	0,104	0,0832	0,522	0,108	0,0891	0,0572	0,0858
Cu	µg/l	0,241	0,43	0,727	0,283	0,122	0,401	1,95	1,57	<0,1	0,237	0,22	0,206	0,278	0,955	0,781
Hg	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Mn	µg/l	0,384	6,66	4	0,45	1,67	0,573	5,1	1,67	2,05	0,693	0,994	0,659	1,15	1,45	0,808
Mo	µg/l	0,0955	0,0934	0,114	0,15	0,0115	0,165	0,227	0,121	<0,01	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	0,0159
Ni	µg/l	0,0792	0,26	0,228	0,124	<0,05	0,16	0,267	0,325	<0,05	0,0961	0,101	0,0676	<0,05	0,11	0,194
P	µg/l	<1	2,62	<1	<1	2,16	<1	2,04	1,35	2,57	<1	20,3	1,09	<1	2,38	<1
Pb	µg/l	0,0203	0,035	0,0464	0,0203	0,0409	0,0198	0,0558	0,019	0,0453	0,0233	0,0378	0,0408	0,0365	0,182	0,0257
Sb	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0224
Sr	µg/l	3,6	3,3	13,9	9,6	2,2	10,2	15,4	20,9	4,5	6,3	36,3	<2	<2	<2	9
Zn	µg/l	0,235	0,273	0,676	0,288	0,468	0,337	2,36	1,09	0,254	0,316	0,341	0,445	0,468	2,17	1,87
pH		6,96	6,72	7,29	7,28	6,05	7,42	7,52	7,46	6,57	6,77	6,87	6,35	6,06	6,1	6,85
TOC		0,53	2	1,3	0,6	0,28	1,1	1,5	4,9	0,36	0,78	0,66	0,26	0,31	0,41	1,1

Tabell.III Hovedgrupper av bunndyr på ulike stasjoner ved Hjerkinnskytefelt 11.september 2002. Antall individer per 3*1 min sparkeprøve.

Elv		Svåni	Svåni	Tjørnhø- bekken	Grisung- bekken	Grisung- bekken
St.navn		Oppst.skyte	Nedst.skyte	Haukberget	Oppst.skyte	Nedst.skyte
Fåbørstemark	Oligochaeta	4	20	64	32	224
Småmuslinger	Lamellibranchiata			2		4
Vannmidd	Hydracarina	4	52	48	64	200
Muslingkreps	Ostracoda	8	88	48	416	1568
Døgnfluer	Ephemeroptera	1536	1841	820	3676	2870
Steinfluer	Plecoptera	62	97	518	404	292
Billelarver	Coleoptera larver					
Biller voksne	-imago			2		
Vårfluer	Trichoptera	21	32	50	36	44
Knott	Simuliidae	28	16	224	48	12
Fjærmygg	Chironomidae	896	248	816	1088	1952
Fjærmyggpupper	-pupae			2		4
Andre tovinger	Andre diptera		16	208	128	128
SUM		2559	2410	2802	5892	7298

Tabell.IV Døgnfluer, steinfluer og vårfluer på ulike stasjoner ved skytefeltet på Hjerkinnskytefelt 11.september 2002. Antall individer per 3*1 minutt sparkeprøve.

Elv		Svåni	Svåni	Tjørnhø- bekken	Grisung- bekken	Grisung- bekken
St.navn		Oppst.skyte	Nedst.skyte	Haukberget	Oppst.skyte	Nedst.skyte
DØGNFLUER						
<i>Ameletus inopinatus</i>			1	6	4	
<i>Baetis sp</i>		216	632	208	416	480
<i>Baetis muticus</i>						96
<i>Baetis niger</i>				2		
<i>Baetis rhodani</i>		1320	1200	592	3136	2240
<i>Heptagenia dalecarlica</i>				2	4	36
<i>Heptagenia sp</i>			1			
<i>Ephemerella aurivillii</i>			7	10	16	24
STEINFLUER						
<i>Diura nanseni</i>		3	36		28	36
<i>Isoperla sp</i>			6	2		24
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				2	12	
<i>Amphinemura sp</i>			7	136		64
<i>Protonemura meyeri</i>		3			4	
<i>Nemoura sp</i>				2		
<i>Capnia atra</i>		56	22	16	40	80
<i>Leuctra hippopus</i>			14	216	320	88
<i>Capnopsis schilleri</i>			12	144		
VÅRFLUER						
<i>Rhyacophila nubila</i>		20	30	18	28	40
<i>Oxyethira sp</i>				18		
<i>Polycetropodidae</i>				8		4
<i>Polycetropus flavomaculatus</i>				2		
<i>Limnephilidae indet</i>		1	2	4	8	
EPT		7	13	18	12	12