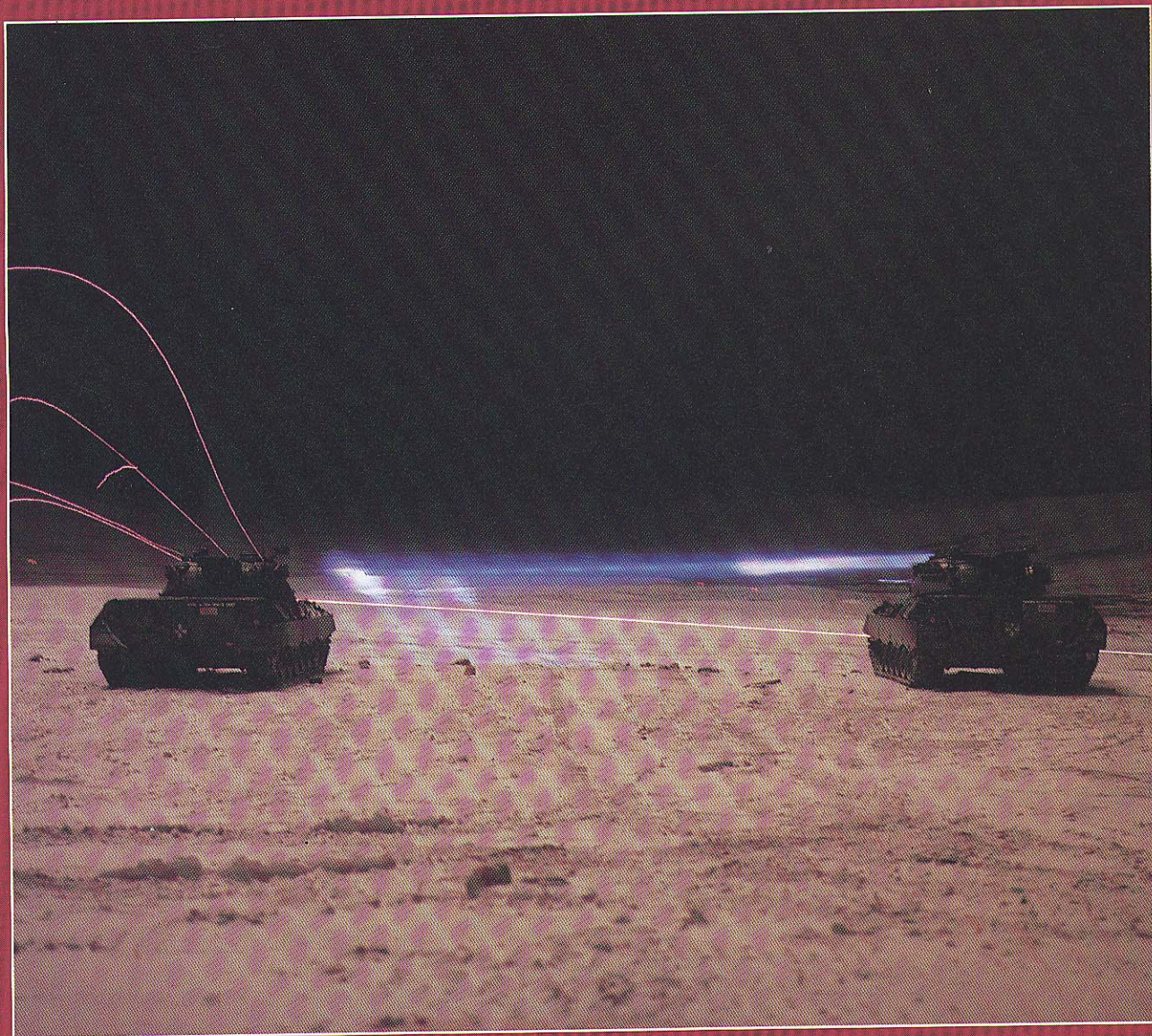


Vannforurensning fra skytefelt

DR-2782

Vannkvalitet og forurensningsgrad
i bekker som avvanner Bradalsmyra
skyttefelt, Raufoss i 1991



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-90185	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2782	

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 39 41 89	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 886 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Vestlandsavdelingen Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	--	--

Rapportens tittel: Vannkvalitet og forurensningsgrad i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt.	Dato: april -92 Trykket: NIVA 1992
	Faggruppe: Ferskvann
Forfatter(e): Gösta Kjellberg Sigurd Rognerud	Geografisk område: Vestre Toten kommune
	Antall sider: 43+vedlegg Opplag: 75

Oppdragsgiver: Raufoss A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): Hans Lage Hagen
--------------------------------------	--

Ekstrakt: Forurensningsgraden av tungmetaller fra Bradalsmyra skytefelt ble studert ved hjelp av konsentrasjonsendringer i vann, bekkesediment og vannmose. Det ble registrert bidrag fra skytefeltet for jern, sink, kobber, nikkel, krom og kadmium. Påslagene var imidlertid små, og forurensningsgraden vurderes som liten til moderat med liten sannsynlighet for biologiske effekter i Veltmannåa. Tidvis (f.eks. ved liten vannføring) kan imidlertid konsentrasjonene for nikkel, kadmium og jern ligge opp mot "effektgrensa" for biologiske gifteffekter. Forurensningsgraden av aluminium, bly og kvikksølv var ubetydelig. Utsigene av metaller var ikke store nok til å gi forhøyde konsentrasjoner i en lokal ørekytbestand. Bekkesigene som avvanner søpleplassen og de bebygde deler av Bradalsmyra var forurenset av metaller, men p.g.a. liten vannføring var omfanget av lokal karakter. Sauene som beiter i feltet gir dårlig hygienisk/bakteriologisk vannkvalitet.

4 emneord, norske

1. Bradalsmyra skytefelt
2. Vannforurensning
3. Tungmetaller
4. Biokonsentrasjon

4 emneord, engelske

1. Bradalsmyra shooting field
2. Water pollution
3. Heavy metals
4. Bioconcentration

Prosjektleder

For administrasjonen

ISBN 82-577-2141-7

0-90185

**Vannkvalitet og forurensningsgrad
av tungmetaller i bekker som
avvanner Bradalsmyra skytefelt.**

Prosjektleder: Gøsta Kjellberg
Medarbeidere: Sigurd Rognerud
Bengt H. Sønsteby

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	1
1. Innledning	3
2. Virksomhetsbeskrivelse.....	5
3. Områdebeskrivelse	7
4. Måleprogram	9
5. Resultater og diskusjon.....	13
5.1 Veltmann tjern	13
5.1.1 Tungmetaller i sedimenter.....	13
5.2 Veltmannåa	16
5.2.1 Generell vannkjemi	16
5.2.2 Tungmetaller i vann, mose og bekkesediment.....	18
5.2.3 Tungmetaller i fisk.....	30
5.3 Mindre bekker.....	33
5.3.1 Generell vannkjemi	33
5.3.2 Tungmetaller i vann, mose og bekkesedimenter.....	34
5.4 Hygienisk - bakteriologiske forhold.....	38
6. Litteraturliste	41
7. Vedlegg	43

FORORD

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag av Raufoss A/S og omhandler målinger av generell vannkjemi, fekale indikatorbakterier, samt målinger av aktuelle tungmetaller i vann, bekke-/innsjøsedimenter, vannmose og ørekyte i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. Målingene ble utført i 1991 og gir grunnlag for beregning av forurensningsgrad og vurdering av omfang.

Prosjektet ble kontraktfestet 31/10-1990. Sikkerhetsingeniør for ytre miljø Hans Lage Hagen ved Raufoss A/S har vært kontaktperson og prosjektansvarlig for oppdragsgiver.

Innsamling av vannprøver ble gjort av Bengt H. Sønsteby ved Raufoss A/S. Det øvrige feltarbeide og prøveinnsamling ble utført av NIVA's Østlandsavdeling. Analysene av vannkjemi og tungmetaller i sedimenter fra Veltmantjern og i ørekyte ble gjort ved NIVA's laboratorium i Oslo. Analyser av tungmetaller i bekkersedimenter og vannmose ble utført av Institutt for energiteknikk (IFE). Næringsmiddeltilsynet og miljølaboratoriet for Gjøvik og Totenkommunene har utført de bakteriologiske analyser. Forsidebildet er skaffet til veie av fotograf John E. Løkken ved Raufoss A/S. Rapporten er utarbeidet ved NIVA's Østlandsavdeling.

Ottestad april 1992

Sammendrag

Bradalsmyra skytefelt avvannes av Veltmannåa og to mindre bekker som ikke renner ut i Veltmannåa. Veltmantjern ligger oppstrøms prosjekttildeponiene og brukes som referanse på naturlige geokjemiske konsentrasjoner og atmosfærisk transporterte forurensninger. De øvre sjikt av sedimentet i Veltmantjern var lite forurenset av kobber, krom og sink, moderat av kvikksølv og markert av bly og nikkel. Med unntak av nikkel er dette i overensstemmelse med det som måles i andre innsjøer i området, som bare mottar atmosfæriske forurensninger. De forhøyede nikkelverdiene antar vi skyldes luftforurensning fra forbrenningsplassen, sannsynligvis fra brenning av forsinkersatser i handgranater.

Det humusrike vannet som renner ut av Veltmantjern, hadde pH-verdier på ca 6 og liten bufferevne. Nedover i Veltmannåa økte pH, innholdet av salter og bufferevnen hovedsakelig på grunn av endring i geologien. Veltmannåa renner her igjennom mer kalkrik grund. Endringen i den kjemiske vannkvaliteten nedover i Veltmannåa er med på å heve "effekt/tålegrensene", og reduserer derved sjansen for biologiske skadeeffekter av eventuelle forurensninger fra korroderte metallholdige prosjekttilframmenter.

Forurensningsgraden av tungmetaller fra skytefeltet ble studert ved hjelp av konsentrasjoner i vann, elvemose og bekkesedimenter. Biokonsentrasjonen ble også studert i en lokal ørekytbestand.

Det ble registrert bidrag utover summen av de naturlige geokjemiske og de atmosfæriske langtransporterte for jern, sink, kobber, nikkel, krom og kadmium fra skytefeltet. Påslagene var i de fleste tilfeller små og forurensningsgraden vurderes som liten til moderat med liten sannsynlighet for biologiske skadeeffekter av betydning. Vi vil imidlertid ikke se bort fra at konsentrasjonene for nikkel, kadmium og jern tidvis kan ligge opp mot "effekt/tålegrensen" for økologiske forstyrrelser. Forurensningsgraden av aluminium, bly og kvikksølv fra skytefeltet var liten. De registrerte utsigene av metaller fra skytefeltet var ikke store nok til å gi forhøyede konsentrasjoner i en bestand av ørekyt fra Veltmannåa der denne renner ut av skytefeltet.

Bekkesigene som avvanner søppelplassen og de bebygde deler av Bradalsmyra var klart forurenset av metaller. Transporten var likevel liten på grunn av liten vannføring, og omfanget av forureningene var derfor av lokal karakter og av liten praktisk betydning. Bekkesigene er ikke fiskeførende.

Veltmannåa og bekkesigene som avvanner Bradalsmyra var til tider klart forurenset av fekale indikatorbakterier. Årsakene til dette var lekkasje i sanitærinstallasjonene og spesielt alle sauene som beiter i feltet sommerstid.

1. Innledning

Raufoss A/S (etablert 1896), i daglig tale kalt RA, er den største industribedrift i Oppland fylke. Idag er omkring 2700 ansatt ved RA. Bedriften har hatt avgjørende betydning for utviklingen på Raufoss, for Vestre Toten kommune og for nærkommunene. RA er en ledende bedrift innen norsk verkstedsindustri. Foredling av metaller og etter hvert også plastmaterialer dominerer aktivitetene. Bedriften har et omfattende produktspekter og markeder innen forsvar, bildeler, off-shore og byggesektoren.

Bradalsmyra er skytefeltet og et av testanleggene til RA. Området ligger ca 5 km sørvest for Raufoss sentrum og utgjør ca 2500 dekar. Det ble tatt i bruk for prøveskyting av ammunisjon i 1918, men det var først i midten av 50-årene at aktiviteten ble mer omfattende med bl.a. faste arbeidsplasser på feltet. Bruken har i den senere tid endret karakter slik at prøving, kontroll og produktutvikling av RA's produkter er hovedaktiviteten i dag. Spesielle oppdrag for RA's øvrige virksomhet, statlig instanser, private instanser og revisjonskontroll av ammunisjon og tilsvarende produkter for Forsvaret hører også med til aktiviteten i feltet. Organisasjonsmessig hører skytefeltet til Forsvarsdivisjonen ved RA og bygningsmassen består av 60 bygninger med en samlet grunnflate på ca 4000 m². Testskyting av håndvåpen - ammunisjon skjer i et delvis lykket anlegg som er plassert i fabriksområdet og Bradalsmyra skytefelt er derfor i liten grad belastet med prosjektiler fra håndvåpen, maskingevær og mitraljøser.

I disposisjonsplanen for feltet uttrykkes det ønske om at "Videre utvikling av aktivitetene på Bradalsmyra må ta hensyn til at miljøet i og utenfor området ikke utsettes for unødige belastninger". Etablering og drift av skytefelt medfører deponeringer av flere ulike tungmetaller. Dette øker også sjansen for at korrosjon av prosjektilfragmenter kan føre til økte metallavrenninger som kan gi økologiske effekter. SFT har definert kulefangervoller som spesialdeponier for tungmetaller og dette innebærer at bruker/eier har et spesielt forvaltningsansvar for disse. Det er bl.a. på denne bakgrunn at RA har bedt NIVA om å undersøke omfanget av vannforurensning av tungmetaller fra Bradalsmyra skytefelt. Målsetningen har vært å vurdere om avrenning av eventuelle tungmetaller har skapt noe miljøproblem. Dernest å vurdere eventuelle konsekvenser for berørte områder utenfor skytefeltet. Betydningen av eventuelle påslag i forurensningene fra korrosjon av prosjektilfragmenter skal også vurderes opp mot størrelsen på bidraget fra naturlige kilder og atmosfæriske forurensninger. Til slutt skal resultatene sees i sammenheng med konklusjonene i NIVA's undersøkelser om metallforurensninger i Forsvarets Skytefelter. Undersøkelsen vil bli fulgt opp med en overvåkningsundersøkelse.

2. Virksomhetsbeskrivelse

Bradalsmyra skytefelt er en integrert del i forbindelse med ammunisjonsproduksjonen på Raufoss A/S. Feltet nyttes til skytinger i forbindelse med utvikling av nye ammunisjonstyper og pyrotekniske produkter. Videre er feltet helt nødvendig i forbindelse med gjennomføring av kvalitetssikringsprogrammet ved ammunisjonsproduksjonen. Militærammunisjonsproduksjon er særpreget av store leveranser som beredskapslageres i påvente av en eventuell konflikt alle håper ikke kommer. Kontroll av beredskapslagret ammunisjon er en viktig del av forvaltningen av ammunisjon og gjennomføres bl.a. ved skytinger på Bradalsmyra. I forbindelse med unormal funksjonering av ammunisjon og våpen må det ofte gjennomføres omfattende kontrollskytinger for å finne og rette feil.

Virksomheten består i testing av enkeltkomponenter for funksjonstesting og sikkerhet ved bl.a. sjokk, vanntrykk, saltspray, vibrasjon, varme og kuldefunksjonering, dropp tester osv. Ved testskyting vil en ofte måle indre ballistiske forhold (bl.a. trykkforløp og påkjenning på våpen), ytre ballestikk, kulebane og treffsikkerhet, samt terminalvirkning av skarpe granater i målområdet. Ved sporlysproduksjon må en kontrollere funksjon av sporlys i hele kulebanen. Spesielt ved indre ballistiske program vil en nytte kalde granater med "inert" (ikke eksplosiv) fylling. I sammenligning med militære skytefelt er bruken karakterisert ved et begrenset antall fyringer og omfattende målinger bak hvert skudd.

I tillegg til denne virksomheten nyttes området til destruksjon av avfall fra den daglige produksjon der hvor det ikke er etablerte ordninger med spesialavfallsmottak (avfall fra krutt og spregstoffproduksjon). For destruksjon (demilitarisering) av større partier med slikt avfall har bedriften utført dette i Forsvarets felter bla. i Hjerkinnskytefelt på Dovre. I fremtiden må en forvente en økt oppmerksomhet omkring problemet med tilintetgjøring av ammunisjon.

De reststoffer som kan forekomme er slike som er ordinære i forbindelse med bruk av krutt og sprengstoffer. Metallfragmeneter fra granater herunder bly og kobber fra prosjektiler, kobber fra hulladninger og noe hardmetall fra panserbrytende ammunisjon. Ellers vil det foregå testing av røykmidler som inneholder, CHC (Heksakloreten), kullpartikler og metallpulvere. I pyrotekniske satser kan det inngå nikkel, pyrofort metall som zirkonium og forskjellige metallsalter av bl.a. barium, strontium og natrium.

Følgende anlegg er for tiden i kontinuerlig drift:

- Artilleristadplass for 40 mm-155mm, skyteavstand 750m.
- Mp-anlegg for 20 opp til 40mm, skyteavstand 200m.
- 1000m-bane og 2000m-bane for sporlys og spredningsskyting.

- Standplass for M-72 Nærpanervåpen, 250m + gracefelt.
- Bunker for statisk fyring av rakettmotorer og andre pyrotekniske ladninger.
- Gassgenerator-anlegg for testing av modell-motorer, samt testing av komponenter, tennere, overdragere, gassgeneratorer.
- Høytrykksanlegg for sprengtrykkstesting med væske.
- Utviklingsanlegg for testing av 12,7mm opp til 155mm. Skyteavstad 100 til 1500m.
- Røykstandplass.
- Brennplass.
- Bunker for spredning av stridshoder/miner.
- FBT-anlegg.

3. Områdebeskrivelse

En oversikt over skytefeltet med prøvetakingstasjoner og ulike aktiviteter er gitt i fig.1. Størstedelen av feltet avvannes av Veltmannåa og berggrunnen domineres av gneis og granitter, med innslag av gabbro i åsen vest for Veltmannåa. Løsavsetningene består av et morenedekke av vekslende mektighet.

Skytebanene er anlagt slik at innslaget av prosjektiler skjer i et hull i fjellet (kalt kulvert) på vestsiden av feltet som avvannes av Veltmannåa. Områdene rundt hovedstandplass og miljøtestanlegget avvannes av to mindre bekker som ikke renner ut i Veltmannåa (st. 7,8). Vannet fra søppelplassen drenerer via en bekk (st.6) til Veltmannåa like oppstrøms st.4. Her finnes også en bekk (st.5) som renner til Veltmannåa. Feltet omfatter øvre deler av Veltmannåas nedbørfelt og dette gjør at vannføringen varierer mye og kan bli svært liten i de øverste delene under tørkeperioder.

Bradalsmyra skytefelt er ikke tilknyttet offentlig vann og kloakk. Vann til virksomheten hentes fra tre borehullsbrønner med pumpeanlegg. Ballistisk laboratorium, Verkstedet på hovedstandplass og MP-anlegget er utstyrt med separate, lukkede tanker for kloakk og gråvann.

Miljøtesteanlegget har lukket tank for kloakk, mens gråvann går til infiltrasjon. Personellbygget på hovedstandplass er utstyrt med septiktank og infiltrasjonsgrøft.

Veltmantjern ligger oppstrøms prosjektildreponiene og skulle kunne brukes som referanse på nivået av de naturlige geokjemiske konsentrasjoner og de atmosfæriske langtransporterte forurensningene. Lokaliseringen av røykstandplass og brennplass nær tjernet gjør imidlertid at vi ikke kan utelukke en lokal atmosfærisk forurensning av området. Tjernet dypere liggende sedimentsjikt kan imidlertid brukes til å bestemme de lokale geokjemiske bakgrunnskonsentrasjoner.

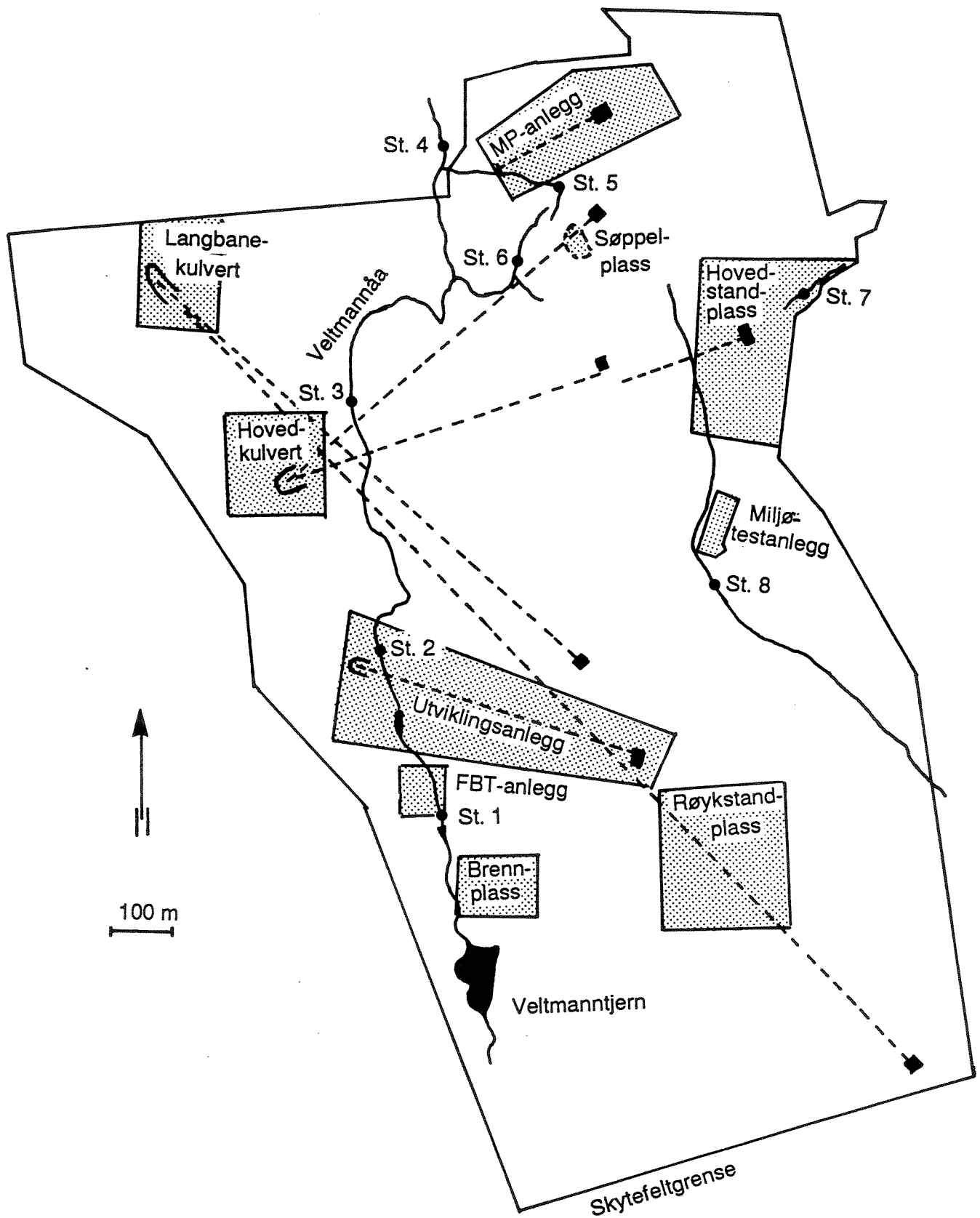


Fig.1 Oversikt over Bradalsmyra skytefelt med prøvetakingsstasjoner.

4. Måleprogram

I 1991 ble det opprettet åtte faste prøvetakingsstasjoner i de bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. Videre tok vi ut sedimentkjerner fra tre lokaliteter i Veltmann tjern. Stasjonens plassering er vist i figur 1 og tidspunkt for prøveinnsamling er gitt i tabell 1. St.1 i Veltmannåa oppstrøms skytekulvertene og st.5 i bekkesiget nord for søppelplassen er stasjoner som er ment å vise lokale referanseverdier, stasjon 2, 3 og 4 vil gi oss informasjon om evt. metallutsig fra skytekulvertene. St.6 vil gi oss informasjon om evt. sigevannsforurensning fra søppelplassen. St.7 og 8 vil fange opp den mer generelle forurensningen fra aktiviteten i skytefeltet bl.a. fra verkstedsbygget på hovedstandplassen, miljøtestanlegget og administrasjonsbygget. Vi har gjort målinger i vann, sedimenter, vannmose og fisk. Vi fant ikke naturlig bestander av elvemose i Veltmannåa og har derfor brukt prøver av elvemose i Skumsjøbekken (ca 2 km nord for Bradalsmyra) som lokale referansedata.

Følgende analyser ble gjort i 1991:

Vannanalyser

Ved stasjon 1 og 4 i Veltmannåa ble det samlet inn prøver ukentlig dvs. i alt 52 prøver pr. stasjon. Ved stasjon 2, 3, 7 og 8 ble det tatt prøver en gang pr. måned dvs. i alt 12 prøver pr. stasjon. Ved stasjon 5 og 6 ble det tatt prøver fire ganger. I alt har vi således samlet inn 160 vannprøver som ble analysert m.h.p. pH, alkalitet, farge, ledningsevne, nitrat, jern, kobber, sink og aluminium.

Tabell 1. Tidspunkter for prøveinnsamling i Bradalsmyra skytefelt i 1991.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Prøvetype:												
Vannprøver st.1 og 4	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••	•••••
Vannprøver st.2, 3, 7 og 8	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Vannprøver st.5 og 6				•		•		•		•	•	
Bakteriologiske pr. st.1-4, 7og8	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
Bakteriologiske pr. st.5 og 6				•		•		•		•	•	
Sedimenter fra Veltmann tjern			•									
Bekkesedimenter						•						
Akkumuleringsforsøk med vannmose												
Fangst av ørekyte						•						

Forekomst av fekale indikatorbakterier

Ved stasjonene 1, 2, 3, 4, 7 og 8 ble det hver måned analysert på forekomst av termostabile koliforme bakterier. Ved stasjon 5 og 6 ble det tatt tilsvarende prøver ved fire tidspunkter.

Tungmetaller og aluminium i sedimenter

Den 3. april ble tre parallelle sedimentkjerper tatt fra Veltmantjern. Prøvene ble tatt fra tjernets dypeste parti. Fra hver sedimentkerne har vi tatt ut prøver fra 4 ulike sjikt hvorav et sjikt utgjør bakgrunnsdata for førindustrielle sedimenter (se tabell I i vedlegget). Hver sedimentprøve er analysert m.h.p. glødetap, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Fe og Hg. I alt har vi fra Veltmantjern analysert på 12 sedimentprøver.

Bekkesedimenter fra de 8 prøvetakingsstasjonene ble samlet inn den 18.juni. Sedimentene er analysert m.h.p. glødetap, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Fe, Al, Cd og Hg.

Tungmetaller og aluminium i elvemose

Vi har benyttet toppskudd av vanlig elvemose (*Fontinalis antipyretica*) for analyse av metallkonsentrasjoner. Elvemose ble utplassert i to tidsintervaller:

1. Perioden 18.6.-11.7. I denne perioden plasserte vi ut mose ved samtlige prøvetakingstasjoner unntatt stasjon 5 og 6.
2. Perioden 12.8.-12.9. I denne periode ble det utplassert mose i Veltmannåa dvs. ved stasjonene 1-4.

Elvemosen som vi benyttet ved akkumuleringsforsøket kommer fra et bestand i Svartelva (tilløpselv til Mjøsa, som renner ut i Åkersvika ved Hamar).

Vi har analysert toppskuddene m.h.p. Fe, Al, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd og Hg. I tillegg har vi analysert en moseprøve (slank elvemose) fra Skumsjøbekken som ble tatt den 12.8. Dette for å fremskaffe lokale referanseverdier. I alt har vi således analysert 11 moseprøver.

Tungmetaller i fisk.

Målsetningen var å benytte ørret fra Veltmannåa. Det ble imidlertid ikke funnet ørret på den aktuelle strekningen i 1991, og den lokale bestanden av ørekyt er derfor benyttet. Prøver ble tatt ut den 18/6 ved stasjon 1 og 4 i Veltmannåa. Ved hver lokalitet ble det tatt 10 like store fisker (ca. 6 cm lange) som ble homogenisert til en blandprøve etter at hodet, innvoller og halepartiet var fjernet. Blandprøvene ble analysert m.h.p. Hg, Cd, Pb, Cu og Zn.

For en nærmere beskrivelse av bakgrunnen for valg av måleparametre og indelningskriterier m.h.t. forurensningsgrad henvises spesielt interesserte lesere til Delprosjekt 1 (Rognerud et al. 1991), delprosjekt 2 (Rognerud & Boye 1992) og delprosjekt 2 (Kjellberg & Boye 1992) i Prosjektet "Vannforurensning fra skytefelt" som NIVA har gjort for Forsvaret.

5. Resultater og diskusjon

5.1 Veltmantjern

5.1.1 Tungmetaller i sedimenter.

Resultatene fra tungmetallanalysene er gitt i figur 2 og primærdata er sammenstilt i tabell 2 i teksten samt i tabell I i vedlegget. Forurensningsgraden ble vurdert ut fra beregnet Kf-faktor (observert kons./referanseverdi). Resultatet er vist sammen med konsentrasjonsnivåene i figur 2.

Veltmantjern ligger oppstrøms den delen av vassdraget som avvanner skytebanene i Bradalsmyra skytefelt. Vi studerte metallkonsentrasjonene i sediment i tjernet for å få et begrep om de naturlige geokjemiske konsentrasjoner i området. I tillegg til dette kan sedimentene gi oss indikasjoner på bidraget av atmosfæriske forurensinger som kan være betydelige for mange tungmetaller også i våre regioner. Spesielt gjelder dette bly, kadmium og kvikksølv (Rognerud & Fjeld 1990). Vi må imidlertid også være klar over at aktivitetene ved Røykstandplassen og særlig Brennplassen kan bidra med lokale luftforurensninger i nedbørfeltet til tjernet.

Tabell 2. Tungmetallkonsentrasjoner (mg metall/kg tørrvekt) og glødetap (%GT) i tre sedimentkjerner tatt i Veltmantjern 3.april 1991.

			GT%	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Fe	Hg
I	Dybde	0-1 cm	45,5	28	200	90	15	20	21000	0,26
		1-2 cm	52,9	32	180	51	24	30	18600	0,20
		2-3 cm	54,6	26	160	83	14	21	16500	0,23
		43-45 cm	53,3	25	140	26	12	7	12000	0,13
II	Dybde	0-1 cm	40,0	31	290	79	11	19	18000	0,26
		1-2 cm	47,1	57	200	93	12	21	15700	0,32
		2-3 cm	42,1	23	160	82	8	12	13600	0,31
		23-25 cm	48,0	19	120	22	11	6	13100	<0,01
III	Dybde	0-1 cm	62,5	31	210	97	20	34	29700	0,24
		1-2 cm	41,7	31	200	107	13	24	27700	0,26
		2-3 cm	45,5	27	160	96	16	23	28500	-
		43-45 cm	53,9	25	120	22	11	7	31400	0,13

Metaller forblir i liten grad som løste ioner i vannet, men bindes ofte til partikler som synker til bunns og danner sedimenter. Dette gjør at metallkonsentrasjonene i tjernets vannmasser er lave og kan variere mye over kort tid. Det kreves derfor et stort prøvetakingsopplegg for å

oppnå representative prøver. Derimot er konsentrasjonene i sedimentene mye høyere og varierer lite over året. Derfor gir få prøver stor representativitet. De kan dessuten samles inn uavhengig av tidspunkt på året.

Kvaliteten og konsentrasjonene av metaller i sedimentet vil gjenspeile vannkvaliteten i tjernet. Hvert år avsettes et ca 1-3 mm tykt sjikt på bunnen. Analyser i ulike sjikt nedover i sedimentet vil gi oss svar på tidsutviklingen i eventuelle forurensninger fordi sedimentene avsettes kronologisk. De dypeste prøvene i sedimentet (ca 40 cm) er så gamle (ca 150-400 år) at de representerer tidsperioden før atmosfæren var nevneverdig forurenset av metaller. Konsentrasjonene i Veltmanntjernets dypereleggende sedimenter kan derfor kalles naturlige bakgrunnsverdier. Disse som her er angitt som i mg metall pr. kg tørrvekt (T.V.) og var henholdsvis;

Hg:0,10, Ni:7, Cr:11, Pb:22, Cu:25, Zn:120 (tabell 2).

Det var god overenstemmelse mellom de tre parallellene slik at disse ovennevnte verdier må anses som reelle naturlige bakgrunnsverdier i organiske sedimenter i området. Geologien nedstrøms Veltmanntjernet har et større innslag av gabbro, som gir et noe mer ionerikt avrenningsvann. Bakgrunnsverdiene for tungmetallene vurderes derfor på denne strekningen som i alle fall ikke å være lavere enn de som ble registrert i Veltmanntjern. Muligens kan vi regne med et økt jerninnhold i de områder som påvirkes av gabbroforekomster.

Konsentrasjonen av organisk materiale (GT-verdien) var også temmelig lik vertikalt i sedimentet. Dette gjør at vi kan sammenligne konsentrasjoner direkte i ulike sjikt av sedimentet. Vi definerer begrepet kontamineringsfaktor (Kf) som er forholdet mellom en observert konsentrasjon og den naturlige geokjemiske bakgrunnskonsentrasjon. Resultatene for de tre øverste sedimentsjiktene i Veltmanntjern er vist i figur 2.

Disse sjiktene er i hovedsak avsatt etter siste verdenskrig dvs. fra 1945 og frem til idag. Vi ser at sedimentene i denne perioden stort sett var lite forurenset av kobber, krom og sink (Kf-verdier <1,5), moderat av kvikksølv (Kf 1,5-3) og markert av nikkel og bly (Kf 3-6). Med unntak av nikkel er disse resultatene i overensstemmelse med det som måles i andre innsjøer i området som bare mottar atmosfæriske forurensninger (Rognerud & Fjeld 1990).

Forhøyde nikkelkonsentrasjoner skyldes oftest lokale forurensningskilder med utslipp til luft eller vann. Vi antar at forbrenningsplassen like ved tjernet er hovedårsaken til påslaget av

nikkel i Veltmannstjernets øvre sedimentlag. Her blir det bl.a. brent forsinkersatser til handgranater som inneholder nikkel.

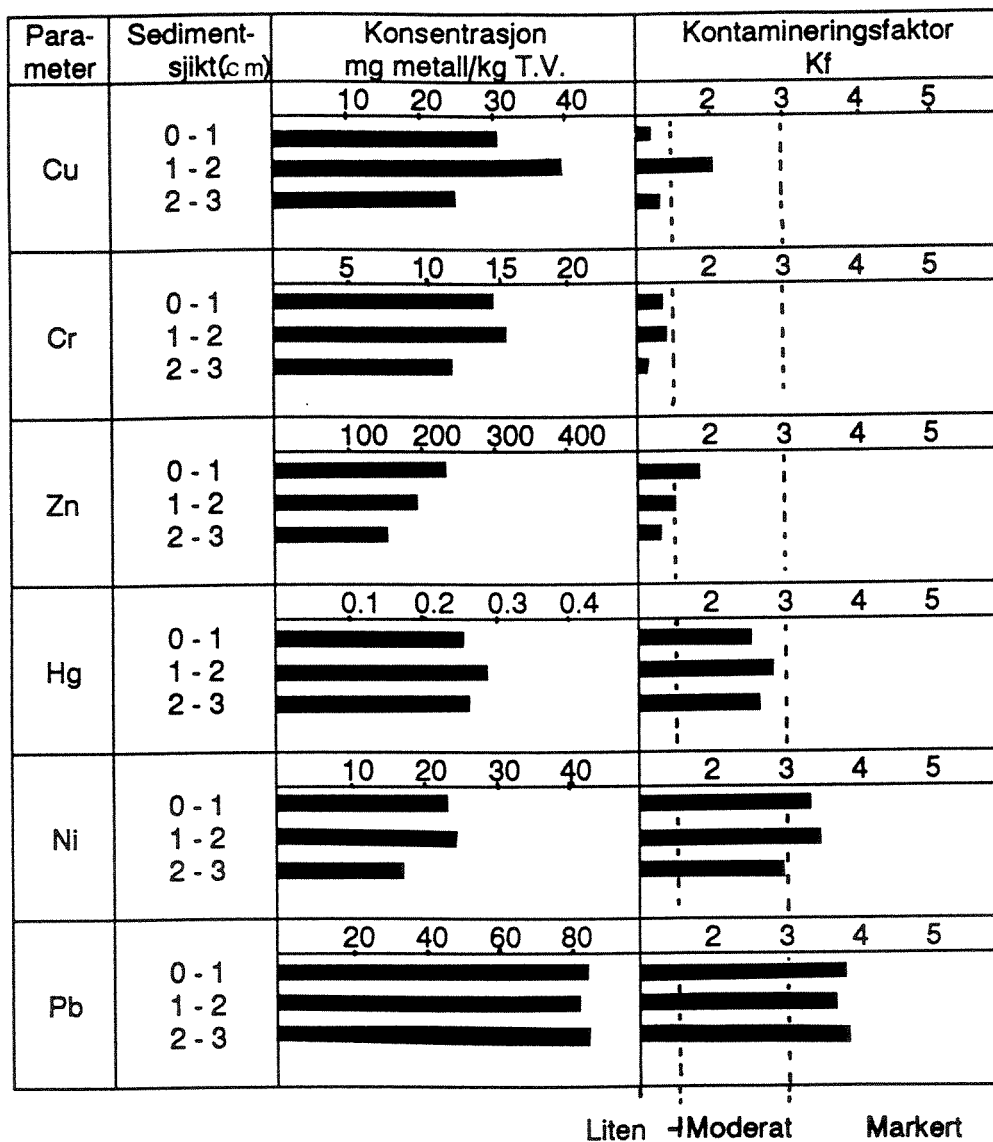


Fig.2 Konsentrasjoner og kontamineringsfaktor (Kf) i de tre øverste sedimentlagene fra sedimentkjernene i Veltmannstjern, april 1991. Verdiene er middel av tre parallelle sedimentprøver.

Forøvrig synes det rimelig å anta at de andre elementenes konsentrasjoner registrerer reelle referanseverdier for organiske sedimenter i dagens situasjon (dvs. geokjemisk bakgrunn + atmosfærisk bidrag). Påslag av forurensninger utover disse referanseverdier kan vi tilskrive skyteaktivitetene og eventuelle andre aktiviteter i skytefeltet. Da det ikke ligger tjern eller innsjøer i Veltmannåa nedstrøms skytefeltet må vi bruke bl.a. bekkesedimenter som en indikasjon på eventuelle påslag fra forurensningskapende aktiviteter i feltet. Dette behandles i kap. 4.3.

5.2 Veltmannåa

5.2.1 Generell vannkjemi

Resultatene for utviklingen i vannkvaliteten nedover i Veltmannåa (alle fire stasjoner) er vist i figur 3. Variasjonsmønsteret over året ved st.1 og 4 er vist i figur 4. Primærdata er gitt i tabell II i vedlegget.

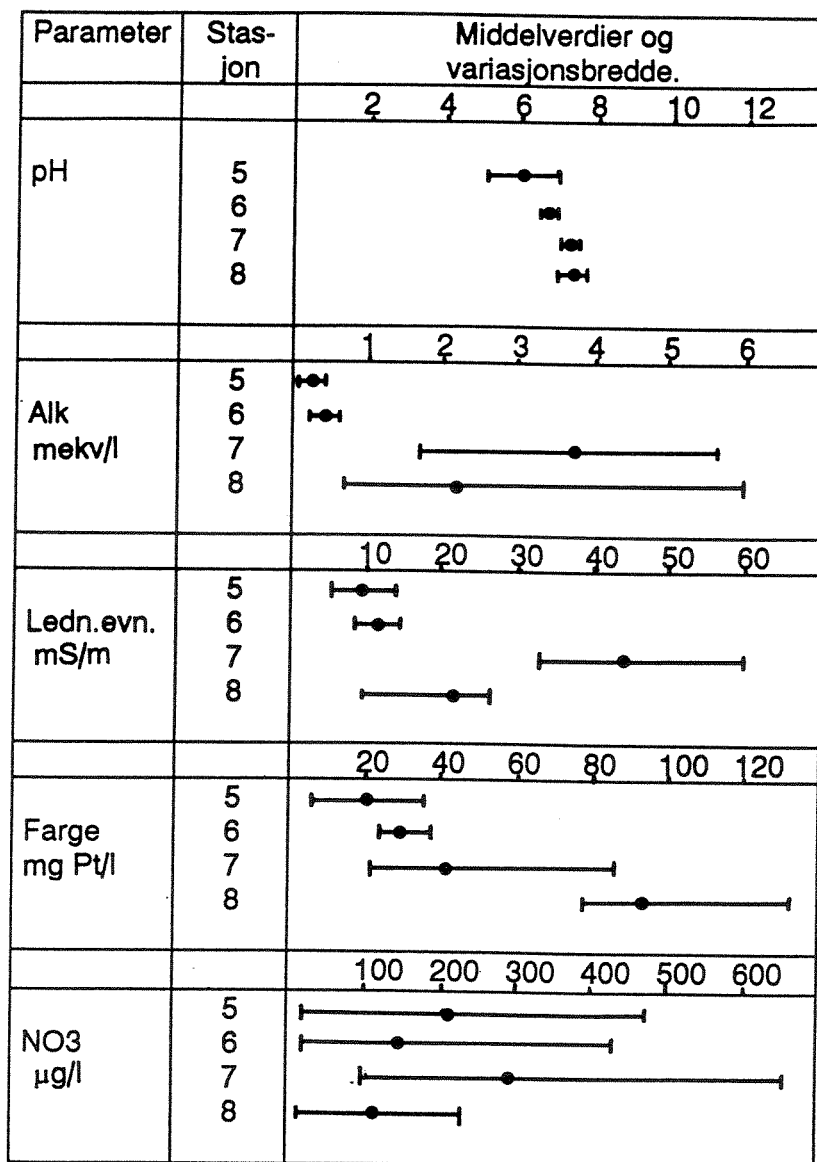


Fig.3 Middelverdier og variasjonsbredde av kjemiske målinger i Veltmannåa i 1991.
(n=52 for st.1 og 4, og n=12 for st.2 og 3)

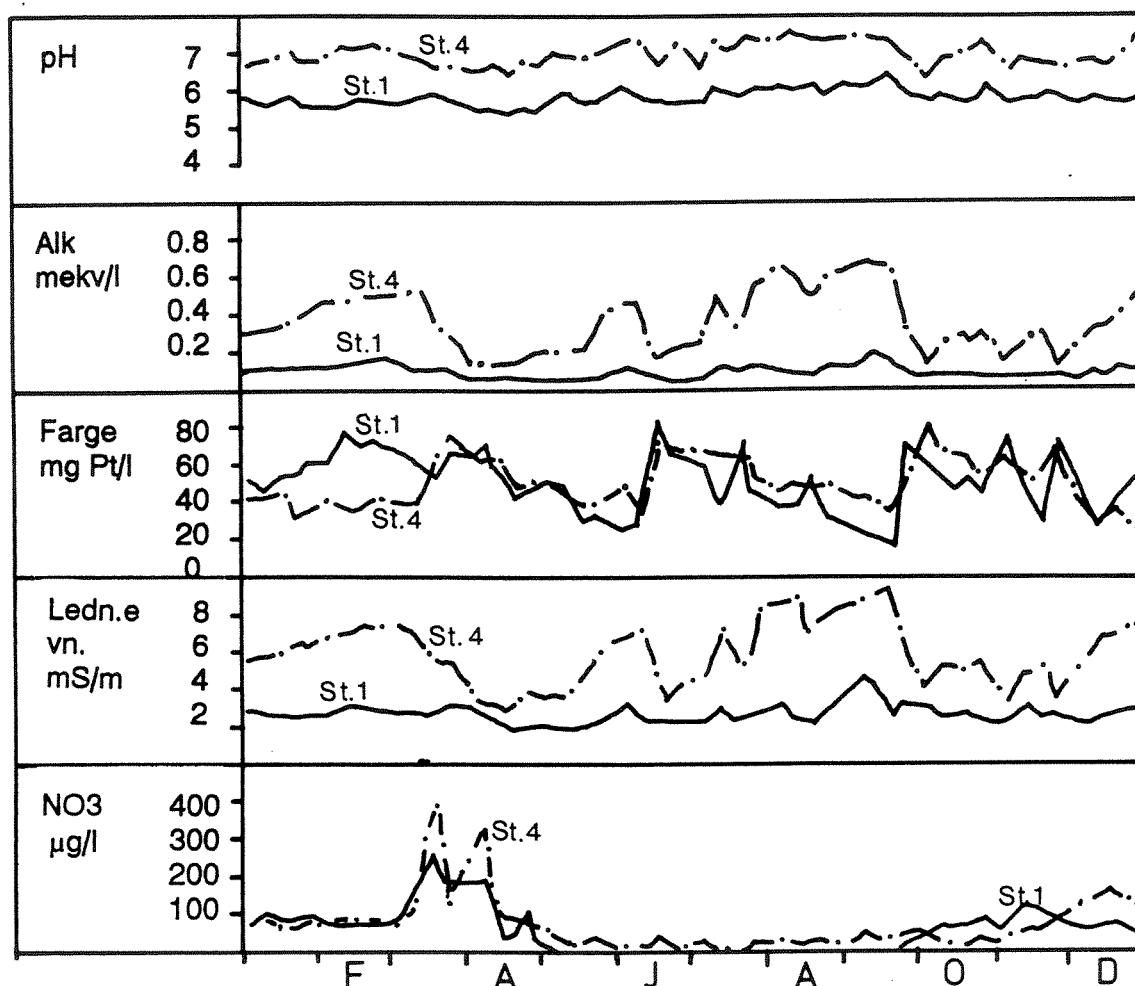


Fig.4 Kjemiske målinger i Veltmannåa (st.1 og st.4) i 1991.

Variasjoner i den generelle vannkvaliteten slik som pH, humusinnhold og saltinnhold samt vannføring er viktige forhold for mobiliteten av tungmetaller. De deponerte fragmenter av prosjektilene er utsatt for korrosjon og korrosjonshastigheten er avhengig av bl.a. markvannets kjemi. Den raskeste korrosjonshastigheten registreres oftest i sure omgivelser med lite kalk, mye organisk materiale og lave oksygenkonsentrasjoner (Rognerud et al. 1991).

Vi har derfor lagt vekt på å dokumentere de årlige variasjoner i vannkvaliteten i Veltmannåa oppstrøms (st.1) og nedstrøms skytekuvertene (st.4). På disse stasjoner ble det gjort ukentlige målinger i hele 1991, (fig.4). I tillegg til dette ble det også en gang i måneden gjort målinger på to stasjoner (st.2 og 3) som ligger mellom st.1 og 4 (se fig.1).

Den øverste stasjonen ved utløpet av Veltmanntjern ligger øverste i nedbørfeltet (st.1) og har relativt liten vannføring. Ved st.4 har vannmengden økt med tre til fire ganger på grunn av avrenningen fra skytefeltet og åsen vest for skytebanene. Samtidig med denne økning i vannmengden endres også vannkvaliteten. Ved utløpet av Veltmanntjern (st.1) hadde

vannet liten evne til å motstå pH-endringer ved tilførsel av f.eks. surt vann. Likevel var den i 1991 stor nok til at pH varierte lite selv om verdiene lå i området 5,6-6,1. Disse relativt lave pH-verdiene skyldes antagelig i hovedsak en overmettning av CO₂ i det humusrike vannet fra Veltmantjern med omkringliggende myrer.

Vannets surhetsgrad, saltinnhold og evne til å motstå pH-endringer hadde økt betydelig ved st.2 og den endret seg lite videre nedover til st.4.

Surhetsgraden var nær nøytralt punktet (pH=7) og viste små variasjoner på st.2, 3 og 4 (fig.3). Dette er et viktig forhold som er med på å begrense metalltransporten til elve-systemet nedstrøms skytefeltet.

Som en oppsummering kan vi si at vannføringen i Veltmannåa var relativt liten når den renner inn i skytefeltet, mens den har økt med 3-4 ganger når den renner ut av feltet. Vannet var ionefattig, svakt surt og humusrikt når det renner inn i skytebaneområdet og det preges av høye jern og aluminiumsverdier (se kap.4.2.2) i perioder med liten vannføring. Nedover i bekken endres vannkvaliteten betydelig på grunn av geologiske forhold (økt kalkinnhold). Vannet får et høyere ioneinnhold, god evne til å motstå pH-endringer ved tilførsel av surt vann, og en tilnærmet nøytral pH. Humuspåvirkningen ble også noe redusert. Den kjemiske vannkvaliteten endret karakter pga. geologiske forhold slik at den generelt blir mer gunstig m.h.p. redusert biologisk effekt av forurensning fra korroderte metallholdige prosjektilfragmenter. En mer kalkrik mark med mindre surt og mindre humusrikt markvann er også med på å redusere uttransporten av løste tungmetaller fra korroderte metallfragmenter i skytekulvertene.

5.2.2 Tungmetaller i vann, mose og bekkesediment.

Tungmetaller som tilføres vann og vassdrag bindes oftest til partikler og kolloider som sedimenterer og blir liggende på bunnen i innsjøens dypområder. Veltmannåa inneholder imidlertid ingen innsjøer nedstrøms skytefeltet. I bekker og elver bindes også metallioner til bunnssubstratet i elveleiet og de tas opp av levende organismer som vannmoser og fastsittende alger. Dette gjør at konsentrasjonene av tungmetaller i vannfasen oftest er svært lav og varierer mye over året. Det kreves derfor et stort antall vannprøver for å oppnå representativitet og den biotilgjengelige delen kan være vanskelig å beregne. For å unngå noen av disse vanskelighetene gjør vi også målinger i vannmoser og bekkesedimenter. Mosene oppkonsentrerer metallene (ca 1000x) i forhold til vann og gir derfor pålitelige analyser som er representative for et lengre tidsperspektiv. De vil også gi oss en indikasjon på størrelsen av den biotilgjengelige delen av totalkonsentrasjonen.

Analysene av bekkesedimentene vil gi indikasjoner på eventuelle bindinger av tungmetaller i selve elve/bekkeleiet som kan være en viktig faktor i enkelte tilfeller. Vi har også undersøkt forurensningsgraden av tungmetaller i fisk som er en viktig bioindikator i Veltmannåa. Disse resultatene er behandlet i et eget kapittel 4.2.3.

Veltmannåa er det vassdraget i feltet som er mest berørt av skyteaktiviteten. Resultatene fra denne bekken er gitt i fig.5, 6 og 7, mens primærdata finnes i tab. II, III og IV i vedlegget.

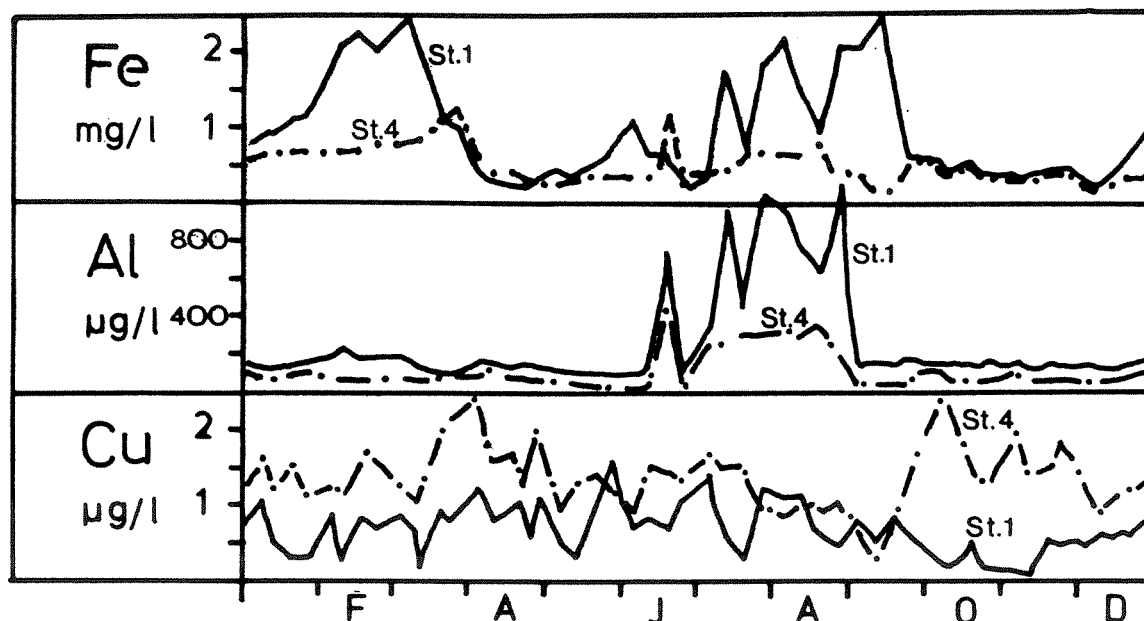


Fig.5 Årsvariasjon for konsentrasjonen av jern, aluminium og kobber i Veltmannåa (st.1 og 4) i 1991.

Jern (Fe)

Jernkonsentrasjonen varierer betraktelig i norske vassdrag. Veltmannåa og Veltmantjern er fra naturens side relativt jernrike med konsentrasjoner i området 1-2 mg Fe/l. Vannet hadde høyere jernkonsentrasjoner når bekken rant inn i feltet (st.1) enn når det rant ut (st.4) fig.5 og 6.. Fortynning av tilkomne bekker og binding i elveleiet nedover vassdraget er årsaken til dette.

I Skandinavia varierer referanseverdiene for jern i elvemose oftest innen området 2000-20000 mg Fe/kg (T.V.) (Lithner pers.medd.). Mouvent (1986) oppgir 3000 mg Fe/kg (T.V.) som standard referanseverdi for moseprøver fra Belgia, Frankrike og Storbritannia. Samtlige

moseprøver fra Veltmannåa lå i nedre del av dette intervallet og kan derfor betegnes som lave. Største konsentrasjon i mosen ble målt ved st.2 og til en viss grad også ved st.3. Dette skyldes antagelig utsig av løste jernforbindelser fra korroderte prosjektiler. Ved st.2 var dessuten elva lagt i rør og overfylt med stein- og grusmasser som sannsynligvis inneholder en hel del metallholdige fragmenter med bl.a. jern.

Nedstrøms st.2 og helt ned til området nedstrøms st.3 var det ved lav- og normal vannføring markert okerutfelling i bekkefarene. Analysene av bekkesedimentene bekreftet dette og viste at en stor del av de tilførte jernforbindelsene felles ut og akkumuleres i bekkesedimentene. Generelt sett må vi likevel betegne jernkonsentrasjonene i sedimentet som lave med verdier lavere enn 10 g Fe/kg (T.V.). Jerninnholdet i bekke- og innsjøsedimenter kan variere betraktelig. Rognerud og Fjeld (1990) fant ved en regional innsjøundersøkelse bakgrunnsnivåer i området 20-300 g Fe/kg (T.V.) i Østlandsområdet.

Jernkonsentrasjonen i Veltmannåas sedimenter skulle ikke utgjøre noe miljøproblem, sjøl om de observerte okerutfellingene til tider kan skape problemer. Oker kan f.eks. tette igjen fiskens gjeller.

Konklusjon: Skyteaktiviteten i feltet øker tilførselen av jernforbindelser til Veltmannåa. Jernet felles ut og en del avsettes i elveleiet nedover i vassdraget. Jern kan være toksisk for fisk og enkelte bunndyr når konsentrasjonen overskrider 1mg Fe/l (Anderson og Nyberg 1984). Det kan da utvikles oker som kan tette igjen fiskens gjeller. Lignende problem ble påvist i de bekkene som avvanner de mest berørte delene i Terningmoen skytefelt (Kjellberg & Boye 1992). Tilbakegangen av ørretbestanden i de seinere år (O. Solberg munt. medd.) kan muligens ha sin årsak i økt okerforekomst .

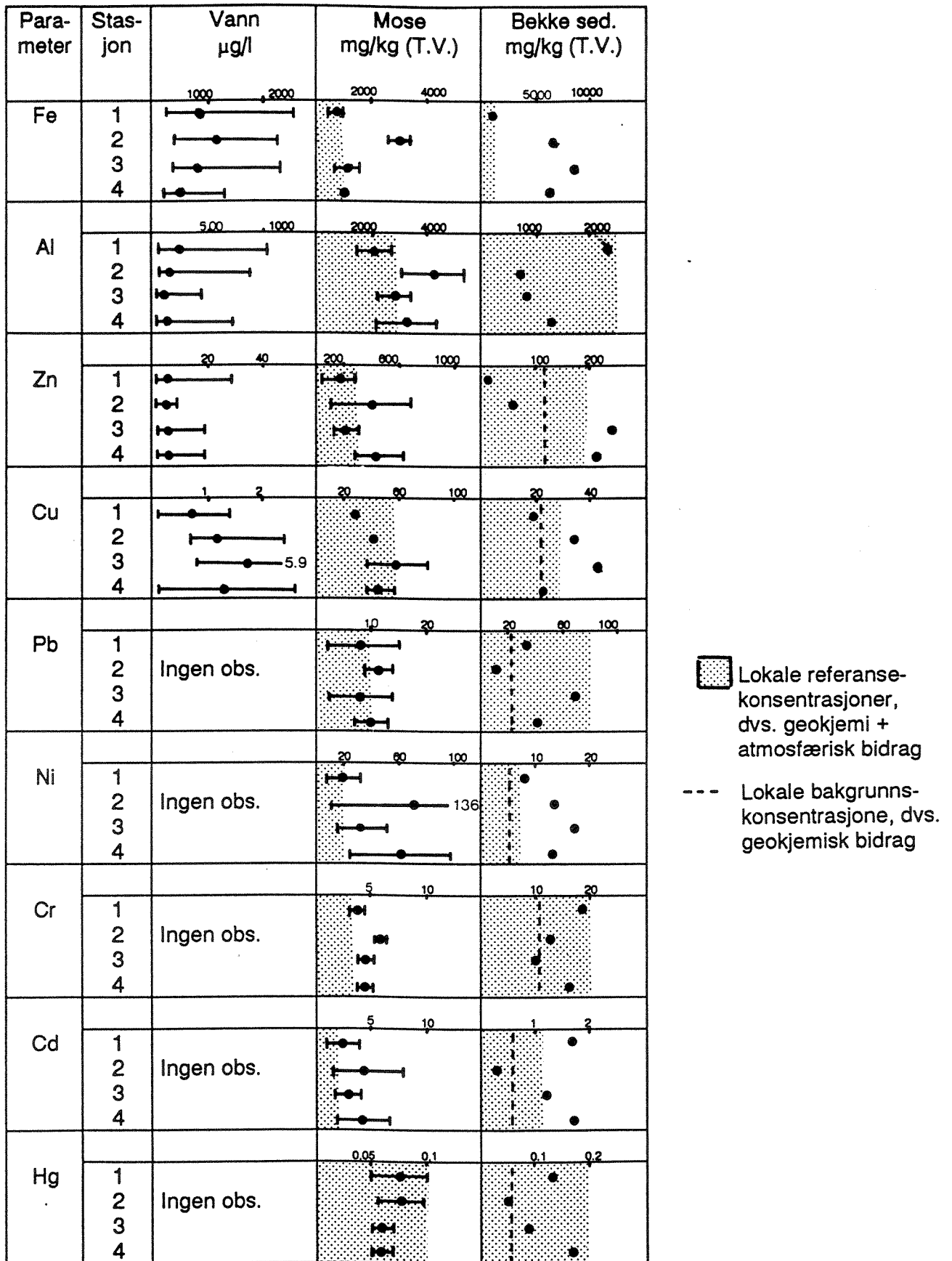


Fig.6 Metallkonsentrasjoner i vann, elvemose og bekkersedimenter ved fire lokaliteter i Veltmannåa i 1991.

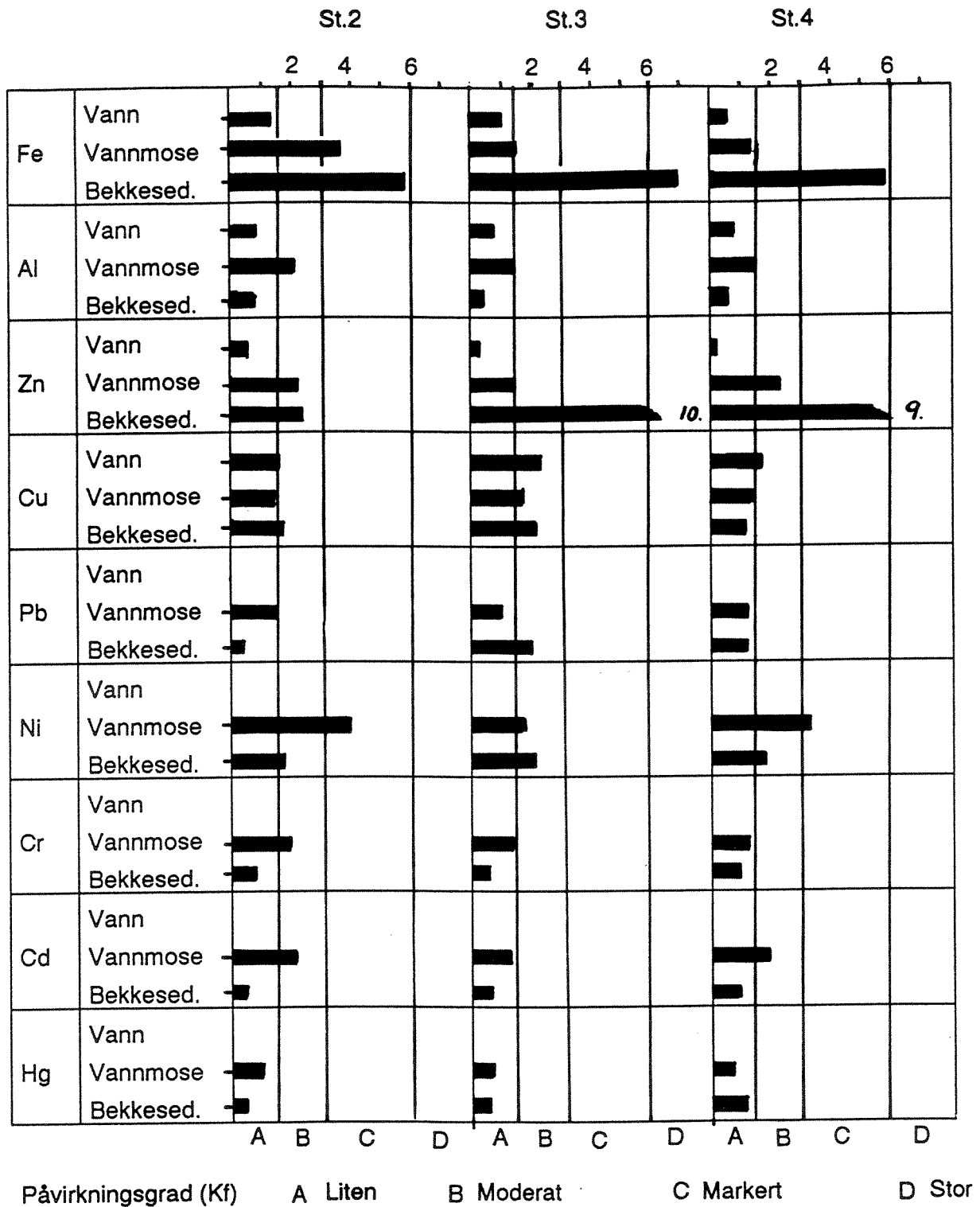


Fig.7 Kontamineringsfaktor (Kf) for stasjonene 2-4 i Veltmannåa beregnet utifra måleresultater i vann, vannmose og bekkersedimenter i 1991.

Aluminium (Al)

I likhet med jern varierer aluminiumkonsentrasjonen i vann betraktelig i norske vassdrag. Den øker bl.a. ved forsuring. De registrerte aluminiumkonsentrasjonene i Veltmannåa er gitt som totalaluminium og varierte betraktelig gjennom året med konsentrasjoner fra 10 til 1000 µg tot. Al/l. De store konsentrasjonsvingningene var et resultat av variasjoner i vannføringen. Aluminiumkonsentrasjonen var størst øverst i vassdraget og vi registrerte de høyeste verdiene når vannføringen var liten midt på sommeren. Konsentrasjonen avtok nedover i vassdraget noe som først og fremst skyldes høyere pH og utfelling av Al-komplekser. Forandringer i feltets geologi bidrar også til å begrense tilslaget av aluminium fra jorda.

Det foreligger få referansedata for aluminiumkonsentrasjoner i elvemose. Sannsynligvis er intervallet bredt. Moseprøvene fra Veltmannåa hadde konsentrasjoner i området 2-6 g Al/kg (T.V.) som skulle være i samsvar med svenske referansekonsentrasjoner (Lithner pers. medd.). Økningen i pH nedover i "åa" gjør at mosen antagelig mer effektivt tar opp aluminium ved st.2 og videre nedstrøms, men kan muligens også bero på at det skjer et utsig fra skytekulvertene.

Analysene av bekkersedimentene viste at konsentrasjonene av aluminium var størst i Veltmannåas øvre del (st.1). Dette var i samsvar med vannanalysene. Vi savner imidlertid referanseverdier for aluminium i sedimenter.

Konklusjon: Aluminiumkonsentrasjonen i Veltmannåa varierte betraktelig med konsentrasjoner i området 10-1000 µg tot. Al/l. Analysene av vann, bekkersediment og mose viste at det ikke har skjedd forurensning av betydning fra skyteaktiviteten. Dette er i samsvar med resultatene fra Forsvarets skytefelt på Terningmoen (Kjellberg & Boye 1992). Konsentrasjonen i mose kan indikere at aluminiumsforbindelsene i Veltmannåa var lite bio-tilgjengelige.

Sink (Zn)

Referanseverdiene for sink i norske vassdrag varierer i området 0,5-20 µg Zn/l (Henriksen & Wright 1977, Steinnes 1990). I de fleste tilfeller finner vi konsentrasjoner <10 µg Zn/l, noe som også er i samsvar med svenske undersøkelser (Lithner 1989). De fleste vannprøvene fra Veltmannåa hadde verdier <10 µg Zn/l. Høyest konsentrasjon 30 µg Zn/l registrerte vi ved st.1 oppstrøms skytebanene. De målte konsentrasjoner kan betegnes som lave og godt under det konsentrasjonsnivå der sink kan forårsake skadeeffekter eller bli et problem i

drikkevannssammenheng. Grande (1991) har vist at sinkkonsentrasjonen må overstige $80\mu\text{g Zn/l}$ før skadeeffekter på fisk kan observeres i norske vassdrag. Vi kan derfor anta at de observerte sinkkonsentrasjonene ikke vil gi noen negative effekter i vassdraget.

Referansenivået for sink i elvemose er godt dokumentert og ligger i Skandinavia mellom 35-400 mg Zn/kg (T.V.) (Lithner 1989, Rognerud & Boye 1992). Referanseverdiene i våre moseforsøk (st.1 og Skumsjøbekken) lå innenfor dette intervallet. I Belgia, Frankrike og Storbritannia benytter man 200 mg Zn/kg (T.V.) som standard referanseverdi (Mouvent, 1986).

Moseprøvene fra den del av Veltmannåa som berøres av skyteaktiviteten ga indikasjon på at det siger ut biotilgjengelige sinkforbindelser fra skytekulvertene. Konsentrasjonene varierte i området 100-700 mg Zn/kg (T.V.) og forurensningsgraden kan betegnes som moderat.

Analysene av bekkesedimenter viste klart forhøyde konsentrasjoner i Veltmannåas nedre del. Dette skyldes en binding av sink til elveleiet. Konsentrasjonene varierte i området 50-250 mg Zn/kg (T.V.) som likevel var nær referansenivået. Sinkinnhold i sedimentene skulle derfor ikke utgjøre noe direkte miljøproblem i Veltmannåa.

Konklusjon: Det skjer utsig av sinkforbindelser til Veltmannåa som følge av aktiviteten på Bradalsmyra. Disse bindes delvis til bekkesedimentene slik at konsentrasjonene i vann og biota blir lav. Sink er et essensielt tungmetall som i mange tilfeller kan redusere opptaket av andre tungmetaller i biota (antagonistisk virkning). Sett på denne bakgrunn er ikke sink noe miljøproblem i vassdraget.

Kobber (Cu)

Referansekonsentrasjoner i Skandinaviske vassdrag ligger som regel i området $1-2\mu\text{g Cu/l}$ (Henriksen & Wright 1977, Lithner 1989, Steinnes 1990). Vi må likevel regne med høyere bakgrunns- og referanseverdier i områder som er rik på kobbermalm.

De registrerte kobberkonsentrasjonene i Veltmannåa var generelt sett lave med verdier nær eller under $2\mu\text{g Cu/l}$. Laveste konsentrasjon med verdier i området $<0,5-1\mu\text{g Cu/l}$ ble målt ved st.1 som ble benyttet som referansestasjon. Kobberkonsentrasjonen økte nedover i vassdraget, og de høyeste konsentrasjoner (maks $5,9\mu\text{g Cu/l}$) ble registrert ved st.3. Der Veltmannåa renner ut av feltet (st.4) var kobberkonsentrasjonene omtrent fordoblet i forhold til referansestasjonen like nedstrøms Veltmantjern. De høyeste kobberkonsentrasjonene

ble målt i samband med våravsmeltingen og i perioder med mye nedbør utover høsten. Resultatene viser at skyteaktiviteten i området tilfører Veltmannåa kobberforbindelser. Forurensningsgraden bedømmes som moderat (fig.7). Undersøkelser i øvre del av Glåma har vist at kobberkonsentrasjoner $\leq 20 \mu\text{g Cu/l}$ ikke medførte nevneverdige skadeeffekter på fisk og bunndyr (Grande 1991, Kjellberg & Boye 1992). De registrerte kobberkonsentrasjoner i Veltmannåa var godt under antatt "effektgrense" og skulle ikke medføre fare for forgiftning eller problem for evt. drikkevannsforsyning.

Referansenivået for kobber i elvemose i Skandinavia varierer i området 5-60 mg Cu/kg (T.V.) (Rognerud & Boye 1992). I områder med kobberholdig berggrunn er likevel verdiene høyere. Belgia, Frankrike og Storbritannia har 19 mg Cu/kg (T.V.) som standard referanseverdi (Mouvent, 1986). Konsentrasjonen av kobber i mose fra Veltmannåa varierte mellom 30-80 mg Cu/kg (T.V.). Konsentrasjonen i mosen fra Skumsjøbekken var 55 mg Cu/kg (T.V.). Moseprøvene fra den delen av vassdraget som berøres av skyteaktiviteten hadde noe høyere konsentrasjoner. Påvirkningsgraden bedømmes som liten til moderat. Moseforsøket bekrefter at det skjer et visst utsig av kobber fra skyteaktiviteten og at en del av dette var biotilgjengelig. Det var et godt samsvar mellom resultatene fra vann- og moseprøvene.

Resultatene fra bekkersedimentene viste klart forhøyde konsentrasjoner ved st.2 og st.3 som er mest berørt av skyteaktiviteten i området. Påvirkningsgraden var likevel liten. Tar vi med referansestasjonen (st.1) så varierte sedimentkonsentrasjonene i området 20-50 mg Cu/kg (T.V.). En viss kobberforurensning ble observert, men da konsentrasjonene var lave og forurensningsgraden liten anser vi ikke nåværende kobberkonsentrasjon i sedimentet som noe miljøproblem i Veltmannåa.

Konklusjon: Resultatene fra vann, vannmose og bekkersediment viser at det siger ut kobberforbindelser fra skytekulvertene. Størst utsig skjer i forbindelse med snøsmelting og regnrrike perioder. Forurensningsgraden bedømmes som liten til moderat. Konsentrasjonene av biotilgjengelig kobber var lav og godt under antatt "effektgrense". Kobberforurensninger fra skytefeltet er derfor ikke noe miljøproblem i dag.

Bly (Pb)

Det ble ikke gjort analyser av blyforbindelser i vannfasen fordi disse er beheftet med store usikkerheter. Det har imidlertid vist seg at det er en nær sammenheng mellom bioakkumulert bly i toppskuddene av mose og totalkonsentrasjonen i vannet innenfor intervallet 0,05-100 $\mu\text{g Pb/l}$ ved pH-verdier rundt nøytralt punktet (Bengtsson & Lithner 1981, Rognerud

& Boye 1992, Kjellberg & Boye 1992). Vi har derfor benyttet oss av moseprøver for å få en oppfatning om konsentrasjonen i vannfasen ved samtlige målestasjoner.

Referansenivået for bly i mose i Skandinavia varierer i området <2-10 mg Pb/kg (T.V.) (Lithner 1989, Rognerud & Boye 1992). Referansenivået i skytefeltet var noe høyere og viser at området var noe blybelastet fra atmosfæren. Dette er i samsvar med resultatene fra sedimentprøvene i Veltmantjern. Blykonsentrasjonene ved de ulike stasjonene varierte i området 2-15 mg Pb/kg (T.V.). Dette skulle tilsvare en konsentrasjon på 0,1-0,8 µg Pb/l i bekkevannet som er i samsvar med det vi finner i lite påvirkede innsjøer i Skandinavia (Steinnes 1990, Lithner 1989). Det er derfor ingen indikasjon på at det siger ut blyforbindelser av betydning fra skyteaktiviteten i feltet. Vi kan videre nevne at man i Belgia, Frankrika og Storbritannia benytter seg av 19 mg Pb/kg (T.V.) som standard referanseverdi.

Blykonsentrasjonene i bekkesedimentene (10-70 mg Pb/kg (T.V.)) viste også noe høyere verdier enn de naturlige geokjemiske. Verdiene var likevel innenfor det området som vi kan betegne som et referansenivå for regionen. En regional undersøkelse av norske innsjø-sedimenter som ble utført av Rognerud og Fjeld (1990) viste at svært mange innsjø-sedimenter i Norge viste en moderat til sterk forurensningsgrad forårsaket av atmosfæriske avsetninger. Overflatesedimenter som var lite forurenset var knapt nok representert i deres materiale. I Østlandsområdet fant de konsentrasjoner i området 100-150 mg Pb/kg (T.V.) og angir konsentrasjonivået 20-30 mg Pb/kg (T.V.) som naturlige bakgrunnskonsentrasjoner. I likhet med moseprøvene viste prøvene av bekkesedimenter at forurensningen av bly fra skyteaktiviteten i feltet var minimal.

Konklusjon: Området hadde noe høyere blykonsentrasjoner enn de geokjemiske bakgrunnsnivåene. Dette skyldes imidlertid hovedsakelig atmosfærisk forurensning, mens betydningen av skyteaktiviteten var minimal. Bly utgjør for tiden ikke noe miljøproblem i Veltmannåa da konsentrasjonene var lave og nær referanseverdiene i området.

Nikkel (Ni)

Det ble ikke analysert på nikkel i vannprøvene, men det er en nær sammenheng mellom bioakkumulert nikkel i toppskudd av vannmose og totalkonsentrasjon i vannet ved pH-verdier rundt 7 (Bengtsson & Lithner 1981). Vi har derfor mulighet til å estimere en gjennomsnittlig konsentrasjon av nikkel i vannet utifra moseforsøkene.

Det er mer sparsomt med referansedata for nikkelkonsentrasjonen i mose. Lithner (1989) oppgir 3 mg Ni/kg (T.V.) som antatt bakgrunnsverdi i svenske vassdrag og betegner

konsentrasjoner ≤ 10 mg Ni/kg (T.V.) som lave. Mouvent (1986) oppgir 20 mg Ni/kg (T.V.) som standard referanseverdi i elver i Belgia, Frankrika og Storbritannia.

Referanseverdiene fra st.1 varierte fra 6-35 mg Ni/kg (T.V.). Referansenivået for området må derfor betraktes som høyt, slik som vi også fant i overflatesedimentet i Veltmannå. Mosen som ble plassert i den del av Veltmannå som er påvirket av skyteaktiviteten hadde klart forhøyet konsentrasjon med verdier i området 8-136 mg Ni/kg (T.V.). Dette tilsvarer vannkonsentrasjoner i området 0,5-10 μ g Ni/l. Forurensningsgraden betegnes som markert med Kf-verdier nær 4.

Bekkesedimentene viste også at Veltmannå ble forurenset av nikkelforbindelser med klart forhøyede nikkelkonsentrasjoner ved de lokaliteter som var berørt av utsig fra skytekulvertene. Konsentrasjonene var nær 15 mg Ni/kg (T.V.) og forurensningsgraden kan betegnes som moderat. Rognerud og Fjeld (1990) fant samme nikkelkonsentrasjoner i lite påvirkede innsjøsedimenter i Østlandsområdet.

De relativt høge referanseverdiene i området tyder på en lokal luftforurensningskilde. Vi mistenker først og fremst aktiviteten ved og forbrenningsplassen som mulige kilder.

Konklusjon: Veltmannå tilføres nikkelforbindelser som følge av aktiviteten på Bradalsmyra. Moseforsøkene viser at konsentrasjonene i vannfasen kan bli så høge som ca 10 μ g Ni/l som er nær "effektgrensen" for mange akvatiske organismer. Selv om verdiene i lange tidsperioder var lavere enn dette er nikkel et av de tungmetallene som bør inngå i en overvåkningsundersøkelse, da det kan betegnes som et mulig miljøproblem i Veltmannå.

Krom (Cr)

Det ble ikke analysert på krom i vannprøvene, men vi kan likevel få et begrep om vannkonsentrasjonen utifra moseprøvene (Bengtsson & Lithner 1981).

For krom finnes det lite med referansedata. Lithner (1989) oppgir ≤ 2 mg Cr/kg (T.V.) som sannsynlig bakgrunnsnivå i Sverige og konsentrasjoner i området $< 1-5$ mg Cr/kg (T.V.) som referanseverdier. Lokalt referansenivå for Bradalsmyra synes å være ca 3 mg Cr/kg (T.V.) (st.1 og Skumsjøbekken). Dette overensstemmer således godt med de svenske observasjonene. For Belgia, Frankrika og Storbritannia oppgir Mouvent (1986) en standard referanseverdi på 7 mg Cr/kg (T.V.). Moseprøvene fra den delen av Veltmannå som er berørt av skyteaktiviteten hadde noe forhøyede verdier jevnført med de lokale referanseverdier med konsentrasjoner i området 4-6 mg Cr/kg (T.V.). Forurensningsgraden kan

betegnes som liten til moderat (Kf-verdier nær 2). Moseforsøket indikerte således at det skjer et visst utsig av krom fra skytekulvertene.

Bekkesedimentene hadde kromkonsentrasjoner i området 10-20 mg Cr/kg (T.V.) . Verdiene kan betegnes som lave og ligger innenfor det konsentrasjonsintervallet som Lithner (1989) betegner som referansenivå for svenske innsjøsedimenter. Bekkesedimentene viste ingen indikasjon på utsig av krom fra skyteaktivitetene. Årsaken til dette kan være at kromtilførselen fra f.eks. forbrenningsplassen eller røykanlegget på årsbasis er større enn tilsiget fra skytekulvertene. Dette skulle kunne forklare den noe høyere konsentrasjonen i bekkersedimentet ved st.1 og de øvre sedimentsjiktet i Veltmanntjern. Krom er lite giftig for akvatiske organismer og effektgrensen er høgere enn våre målinger slik at krom ikke utgjør noe miljøproblem for Veltmannåa.

Konklusjon: Veltmannåa tilføres kromforbindelser antagelig fra forbrenningsplassen evt. røykanlegget og muligens skytekulvertene. Tilsiget var likevel lite og det medfører neppe noe miljøproblem for biota i vassdraget. De målte konsentrasjoner ligger innenfor det intervallet som oftest måles i referanseprøver.

Kadmium (Cd)

Det ble ikke analysert på kadmium i vannprøvene. Det er sparsomt med referansedata for kadmiumkonsentrasjoner i vannmose. Lithner (1989) oppgir 0,5 mg Cd/kg (T.V.) som bakgrunnsdata og området 0,2-2,0 mg Cd/kg (T.V.) som referansenivå for Sverige. Dette er i godt samsvar med egne undersøkelser fra Østlandsområdet i 1991 der vi fant konsentrasjoner i området 0,4-2,0 mg Cd/kg (T.V.) i naturlig voksende mosebestander i lite påvirkede vassdrag. For Belgia, Frankrika og Storbritannia oppgir Mouvent (1986) 1,0 mg Cd/kg (T.V.) som standard referansenivå.

Kadmiumkonsentrasjonen i den utplasserte mosen i Veltmannåa var høgere enn referansenivået. Den lokale referansestasjonen (st.1) hadde konsentrasjoner i området 1,0-3,4 mg Cd/kg (T.V.). Høyest konsentrasjon hadde mosen som var plassert i den del av vassdraget som berøres av skyteaktiviteten. Konsentrasjonen lå her i området 1,4-7,6 mg Cd/kg (T.V.). Dette tilsvarer vannkonsentrasjoner opp mot 0,7 µg/l. Verdier over 5 mg Cd/kg (T.V.) betegnes som meget høye (Lithner 1989). Moseforsøkene viste at det skjer en viss tilførsel av kadmium fra aktiviteten på Bradalsmyra til Veltmannåa. Kadmium tilføres antagelig dels fra Brennplassen evt. Røykanlegget dels fra skytekulvertene.

Vi målte konsentrasjoner i området $<0,5-1,7$ mg Cd/kg (T.V.) i bekkesediment. Dette ga et noe forskjellig bilde med den høyeste konsentrasjonen ved st.1. Årsaken kan være at det på årsbasis tilføres mer kadmium til Veltmannåa fra Brennplassen enn fra skytekulvertene. Lithner (1989) oppgir for svenske innsjøsediment en bakgrunnsnivå på 0,4 mg Cd/kg (T.V.) og referansenivå i området 0,2-2,0 mg Cd/kg (T.V.) . Dette er i samsvar med det Rognerud og Fjeld (1990) fant i Øst-Norge. De betegner 0,1-0,4 mg Cd/kg (T.V.) som bakgrunnsnivå og 0,8-1,1 mg Cd/kg (T.V.) som referanseverdier.

Kadmium er meget giftig for det akvatiske økosystemet og skadeeffekter er registrert ved lave konsentrasjoner (<1 µg Cd/l) på samtlige trofinivå. Moseforsøket viste at konsentrasjonene tidvis kan ligge opp mot denne "effektgrensen", men at de for store deler av året var lavere. Det er neppe sannsynlig at kadmium gir noen direkte skadeeffekter i Veltmannåa. Kadmium må likvel betraktes som et mulig miljøproblem i Veltmannåa, da kadmium effektivt tas opp i biota.

Konklusjon: Veltmannåa tilføres kadmium antagelig fra Brennplassen evt. Røykanlegget og skytekulvertene. Konsentrasjonene i Veltmannåa ligger tidvis opp mot effektgrensen, men generelt sett er det neppe sannsynlig at kadmium har noen avgjørende skadelig effekt på biota i bekken. Kadmiumforekomsten må likevel betegnes som et mulig miljøproblem og må derfor overvåkes.

Kvikksølv (Hg)

Det ble ikke analysert på kvikksølv i vannprøvene. Referanseverdier for kvikksølv i elvemose i Skandinavia varierer i området $<0,02-0,18$ mg Hg/kg (T.V.) (Rognerud & Boye 1992, Lithner 1989). Mouvent (1986) oppgir for Belgia, Frankrika og Storbritannia en standard referansenivå på 0,08 mg Hg/kg (T.V.). Konsentrasjonene i mose fra Veltmannåa var lave med verdier mindre enn 0,10 mg Hg/kg (T.V.). Konsentrasjon i mose fra Skumsjøbekken var 0,09 mg Hg/kg (T.V.). De noe høyere konsentrasjonen som ble målt ved stasjon 1 og 2 kan muligens være en indikasjon på en viss tilførsel av kvikksølv fra Brennplassen, men i hovedsak var Veltmannåa lite påvirket av lokal kvikksølvforurensning.

Bekkesedimentene hadde også lave konsentrasjoner av kvikksølv ($<0,2$ mg Hg/kg (T.V.)). Ved den regionale innsjøundersøkelsen ble det for Østlandet funnet et kvikksølvinnhold i innsjøsedimentet som lå i området 0,15-0,20 mg Hg/kg (T.V.) (Rognerud og Fjeld 1990). De angir videre 0,02-0,12 mg Hg/kg (T.V.) som reelle bakgrunnsverdier. Dette er i samsvar med Lithner (1989) som oppgir konsentrasjoner $\leq 0,10$ mg Hg/kg (T.V.) som sannsynlig

bakgrunnsverdier i svenske innsjøsedimenter. Registrerte konsentrasjoner i Veltmannåa lå derfor innenfor det konsentrasjonsnivå som vi kan betegne som referanseverdier.

Konklusjon: Kvikksølvkonsentrasjonene i elvemose og bekkesedimenter i Veltmannåa var lave og i samsvar med antatte lokale referanseverdier. Det var ikke indikasjoner på lokal forurensning av betydning fra aktiviteten i feltet. Dette er i samsvar med resultatene fra undersøkelsene i Terningmoen skytefelt (Kjellberg & Boye 1991).

5.2.3 Tungmetaller i fisk

Fisk kan ta opp og akkumulere både nødvendige og ikke nødvendige tungmetaller ved direkte opptak via gjeller og hud eller indirekte via fødeinntak. Virkningen er bl.a. avhengig av type og konsentrasjonen av metaller, vannkvalitet, fiskearter, stadium i livssyklus og fiskens fysiologiske tilstand. Fisk er spesielt følsom i stressituasjoner. Ved høye konsentrasjoner av løste metaller i vannet finner det sted en direkte virkning på gjelleepitelet med økt slimutskillelse, ødeleggelse av celler og kvelning som følge. Ved lavere konsentrasjoner unngås denne akutte virkning, men metallet tas opp i fisken og dette fører til reduserte enzymaktiviteter. Enkelte metaller inaktiviseres og skilles ut så lenge konsentrasjonene er under et visst terskelnivå, mens andre synes å kunne akkumuleres i ulike organer og forårsake skader over lang tid selv i svært lave konsentrasjoner. Videre kan fisk etter en viss tilvenningsperiode øke sin toleranse ovenfor enkelte metaller. Fisken øker da sin evne til å regulere opptaket og utskillelsen eller på ulike vis avgifte/immobilisere ikke essensielle toksiske metaller eller overskudd av essensielle metaller.

Fisk og ulike fiskeorgan er derfor ofte brukt for studie av biokonsentrasjon, bioakkumulasjon, samt biomagnifisering. Dette gjelder særlig ved vurdering av risiko knyttet til konsum av fisk fra forurensede områder. Det var derfor ønskelig å utføre metallanalyser av ørret i Veltmannåa. Som tidligere nevnt ble det ikke registrert ørret ved prøvefisket. Vi har derfor brukt den lokale stammen av ørekyte som bioindikator. På bakgrunn av norske, svenske og nordamerikanske publikasjoner har Grande (1987) gjort en sammenstilling av referansedata for ferskvannsfisk i lite påvirkede områder (tab.3).

Tabell 3. Antatte bakgrunns-/referansenivåer av metaller i muskel og lever av ferskvannsfisk, uttrykt som mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt, etter Grande (1987).

	Våtvekt (mg/kg) (V.V)				Tørrvekt (mg/kg) (T.V.)			
	Muskel		Lever		Muskel		Lever	
Kvikksølv	0,02	- 0,2	-	-	0,1	- 1,0	-	-
Kadmium	0,002	- 0,01	0,03	- 0,3	0,01	- 0,05	0,15	- 1,5
Bly	0,002	- 0,1	0,02	- 0,2	0,01	- 0,5	0,1	- 1,0
Kobber	0,1	- 0,8	1	- 40	0,5	- 4,0	5	- 200
Sink	1	- 10	20	- 80	5	- 50	100	- 400

Veltmantjern og Veltmannåa hadde tidligere en bestand av småvokst stedegen ørret ved siden av ørekyte. Det var bare ørekyte som ble observert ved el. fiskeundersøkelsen, og arten var vanlig forekommende ovenfor st.2 og nedstrøms st.3 og videre nedover bekken. Trolig observasjon av ørret ble gjort ved st.3. I følge personalet ved Bradalsmyra finnes det ørret i Veltmantjern. Straks ovenfor st.2 er det en branndam der personalet i 1991 hadde satt ut regnbueørret. Årsaken til at ørretbestanden i Veltmannåa har gått så radikalt tilbake i de seinere år er ikke klarlagt. Tidligere ble det drevet en del ørretfiske i bekken, særlig i perioder med høy vannføring.

I fravær av ørret har vi istedet brukt ørekyte som bioindikator på eventuell metallforurensning fra skyteaktiviteten. Ørekyte fra st.1 ble brukt som referanse og ørekyte fra st.4 for å dokumentere evt. bidrag fra skytekulvertene. Primærdata fra st. 1 og 4 er gitt i tabell V i vedlegget.

Vi har undersøkt bioakkumuleringen av kadmium, bly, kvikksølv, kobber og sink i ørekyte. På bakgrunn av moseforsøkene og målingene i bekkesedimentene fant vi ingen lokal forurensning fra skytefeltet for kvikksølv, minimal for bly og sink og liten til moderat for kadmium og kobber.

På denne bakgrunn kunne vi forventet at kobber og kadmiumnivået i ørekyte fra skytefeltet hadde vært noe høgere enn bakgrunnsnivået, mens effekten av de andre elementene må forventes å være minimal.

Undersøkelsen viste at det var små forskjeller på målingene fra stasjon 1 og 4 (fig.8). Dette viser at effekten av de beskjedne metallforurensningene fra skytekulvertene ikke ga utslag i form av økte metallkonsentrasjoner i fiskekjøttet. Det synes derfor som at bidraget i metalltransport fra skytekulvertene ikke var stort nok til å gi utslag med økte

konsentrasjoner i fiskekjøtt. En av årsakene kan være at fiskens metabolske apparat har evnen til å skille effektivt ut eventuelle påslag i konsentrasjonene.

Verdiene for bly, kvikksølv, kobber og sink var noe høyere enn de som Grande (1987) mener er bakgrunns/referansenivå i ferskvannsfisk (tab.3, fig.8). Vi antar at dette kan skyldes en atmosfærisk forurensning av de aktuelle metallene både fra fjerntliggende områder og fra lokale kilder (Brennplass, Røykplassen). Det kan imidlertid også tenkes at ørekyte naturlig har noe høyere konsentrasjoner av metaller enn ferskvannsfisk generelt.



Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*)

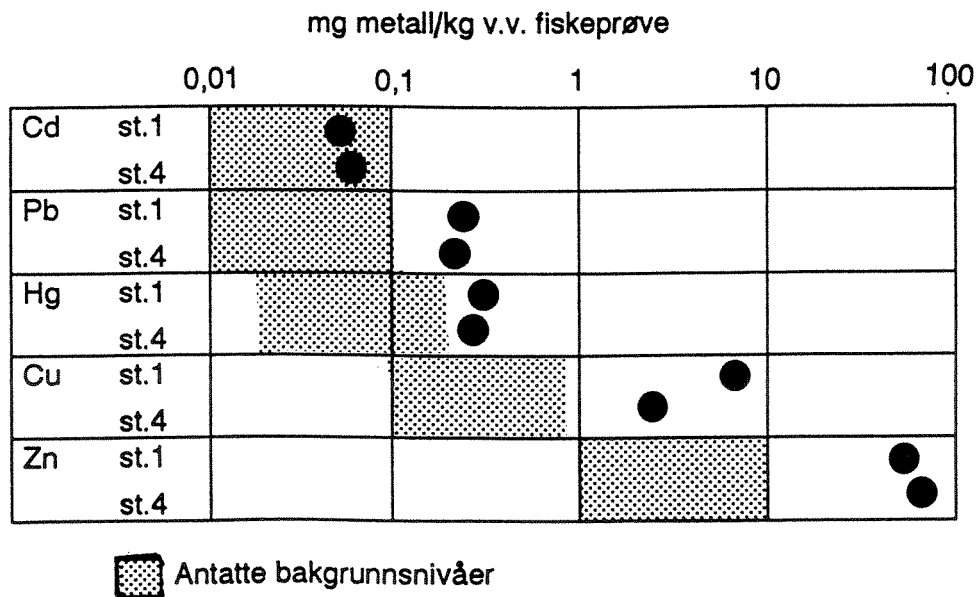


Fig.8 Metallkonsentrasjoner i ørekyte (kjøttprøver) fra to lokaliteter i Veltmannåa den 18.juni 1991. Hver prøve representerer en blandprøve av 10 fisker. St.1 ligger oppstrøms skytekulvertene og utgjør referansestasjon. St.4 ligger nedstrøms skytekulvertene og representerer samlet avrenning fra skytebanene.

5.3 Mindre bekker.

Med mindre bekker (4 st.) menes de to bekkesigene (st.5 og st.6) som avvanner området ved søppelplassen og MP-anlegget. Videre bekkesiget (st.7) som via et rør kommer ut fra fyllmassene øst for hovedstandplassen samt bekken som drenerer vestre del av hovedstandplassen inklusive miljøanlegget og administrasjonsplassen. Denne bekken (st.8) er til dels lagt i rør som drenerer et utfyllt område i vestre del av hovedstandplassen. Bekkene er små, og de tørker helt ut i tørrværsperioder.

5.3.1 Generell vannkjemi

Resultatene er vist i figur 9 og primærdata er sammenstilt i tabell III i vedlegget.

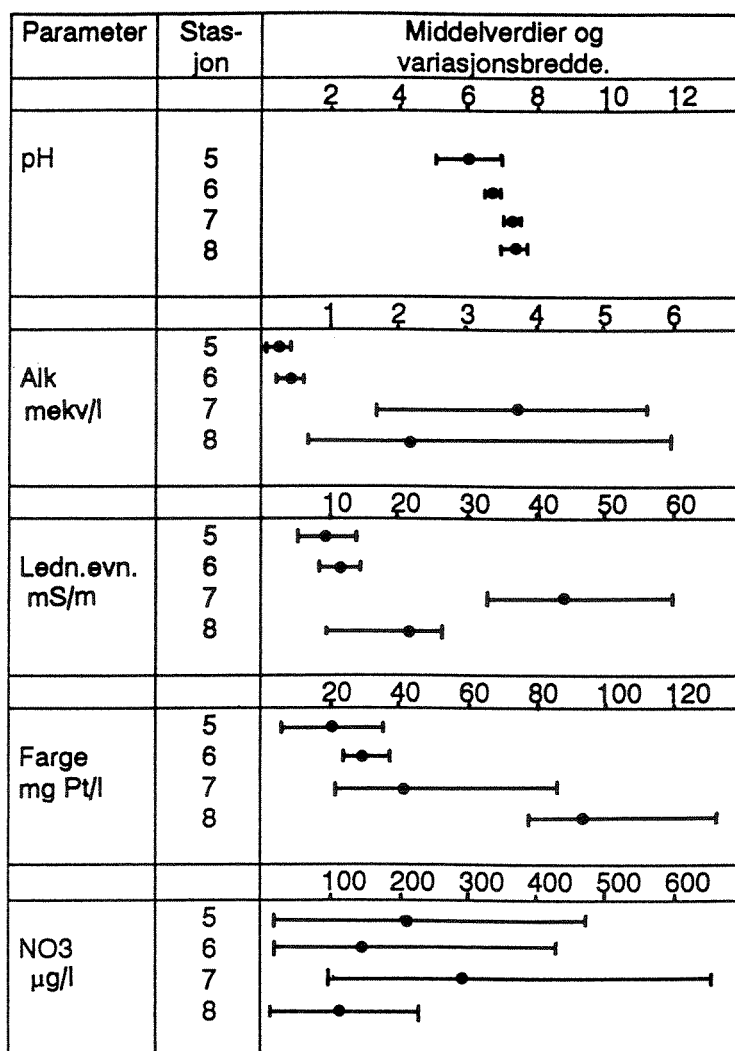


Fig.9 Middelverdier og variasjonsbredde av kjemiske målinger i mindre bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt i 1991. n=4-5 for st.5 og 6 og n=12 for st.7 og 8.

Bekkesiget ved søppelplassen hadde en vannkvalitet som var tilnærmet lik den vi fant i nedre delen av Veltmannåa. Vannet hadde svakt sur reaksjon, men var saltrikere enn Veltmannåa. Begge bekkesigene var lite humuspåvirket. De to andre bekkene hadde basisk karakter med pH-verdier over pH 7. De var saltrike med god bufferkapasitet og relativt høgt og humusinnhold. Samtlige bekker hadde til tider høye nitratkonsentrasjoner og da særlig bekkesiget øst for hovedstandplassen.

Den generelle vannkjemi viser at evt. utsig av tungmetallioner raskt vil bindes og felles ut i sedimentene. De biologiske "effektgrensene" vil også ligge relativt høyt, bl.a. på grunn av høgt innhold av kalk.

5.3.2. Tungmetaller i vann, mose og bekkesedimenter.

Resultatene er vist i figur 10 og 11 i teksten og primærdata er gitt i tabell III i vedlegget.

Bekken som avvanner området ved søppelplassen og MP-anlegget (st.5) var med unntak av den 22.9. lite påvirket av metallforurensninger med konsentrasjoner i det område vi kan betegne som referanseverdier. Den 22.9. var bekken sterkt påvirket av kobber og særlig sink. Vi har ingen forklaring på årsaken til dette.

Bekkesiget som mottar sigevannet fra søppelplassen (st.6), var tydelig påvirket av jernforbindelser i form av markerte okerutfellinger. Videre ble det registrert utsig av aluminium, sink, nikkel, krom og kadmium. På grunn av liten vannføring var metallmengdene likevel små og de har derfor liten invirkning på Veltmannåa.

Sigevannet som går ut øst for Hovedstandplassen (st.7) var forurenset av jern, aluminium, sink, kobber, bly, nikkel, krom og muligens også av kadmium. Størst forurensningsgrad hadde jern og bly (Kf-faktor >6). Plassen har bilverksted og bensinlager og sannsynligvis er utsig av blyholdig bensin forklaringen til den høye blykonsentrasjonen i bekkesedimentet. Dette var den eneste lokalitet i feltet der vi fant klart forhøyde blykonsentrasjoner. Jernutfelling skjer først lengre ned i bekken der det var markert okerutfelling. Da dette bekkesiget også i regnværperioder har liten vannføring, så bedømmes dette som et relativt lite miljøproblem av mer lokal karakter.

Bekken som avvanner vestre del av hovedstandplassen samt miljøanlegget og administrasjonsanlegget var klart påvirket av jern, sink, krom, kadmium og i mindre grad av kobber og nikkel. Påvirkningsgraden var størst for sink og krom (Kf-verdier >6) og

jerntilførselen førte til en markert okerutfelling. Skadeeffekt må forventes, men da bekken er liten og ikke fiskeførende og til tider tørker ut, så er skadeomfanget lite.

Konklusjon: Bekkesigene som avvanner søppelplassen og de bebygde deler av Bradalsmyra var klart påvirkede av metallforurensninger. Mest forurenset var de to bekkesigene som avvanner hovedstandplassen. Metalltransporten var likevel liten på grunn av liten vannføringen og forurensningsomfanget er derfor lite og av mer lokal karakter.

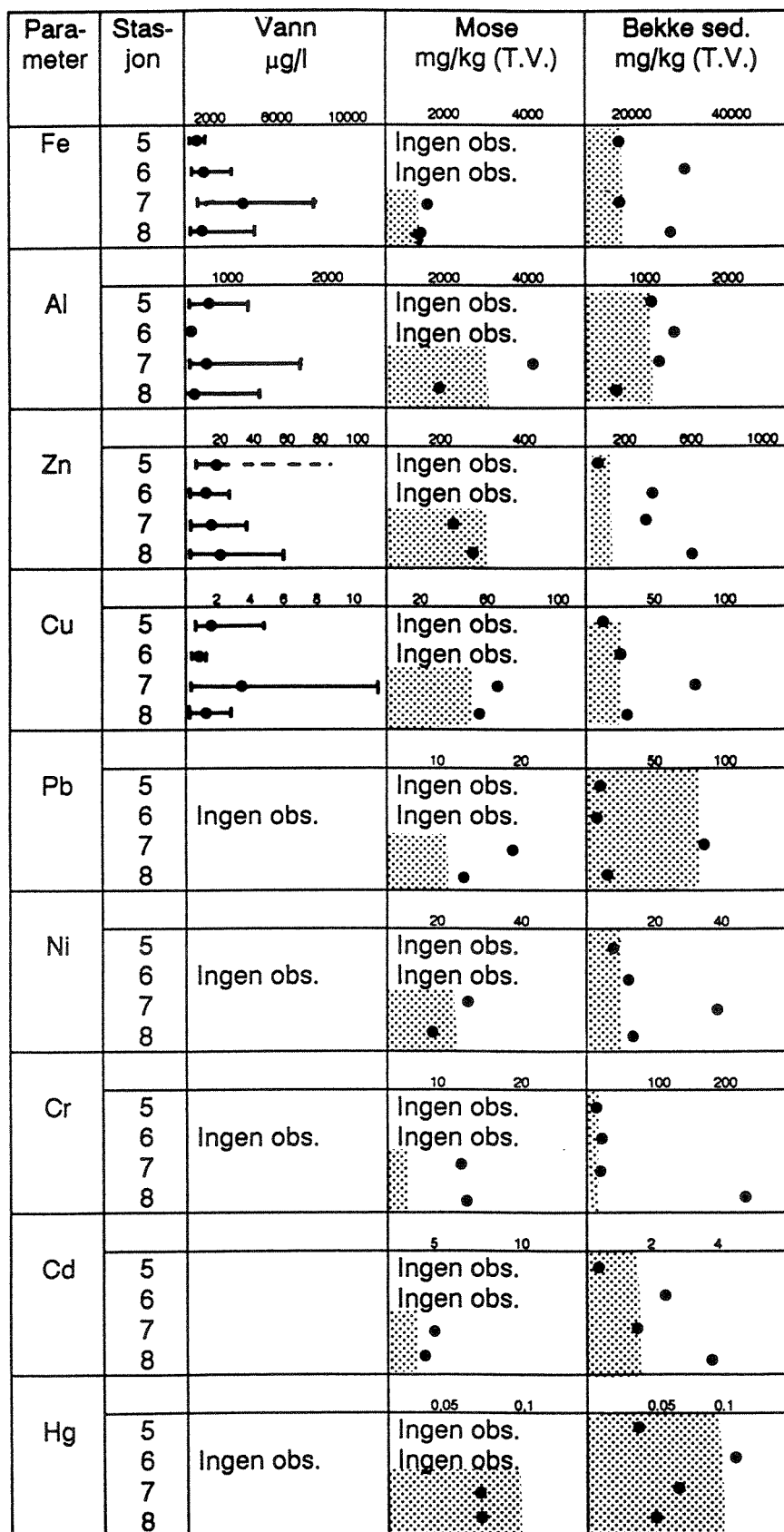


Fig.10 Metallkonsentrasjoner i vann, elvemose og bekkesedimenter ved fire lokaliteter i fire mindre bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt i 1991. Referansenivået er rasterlagt.

Kf

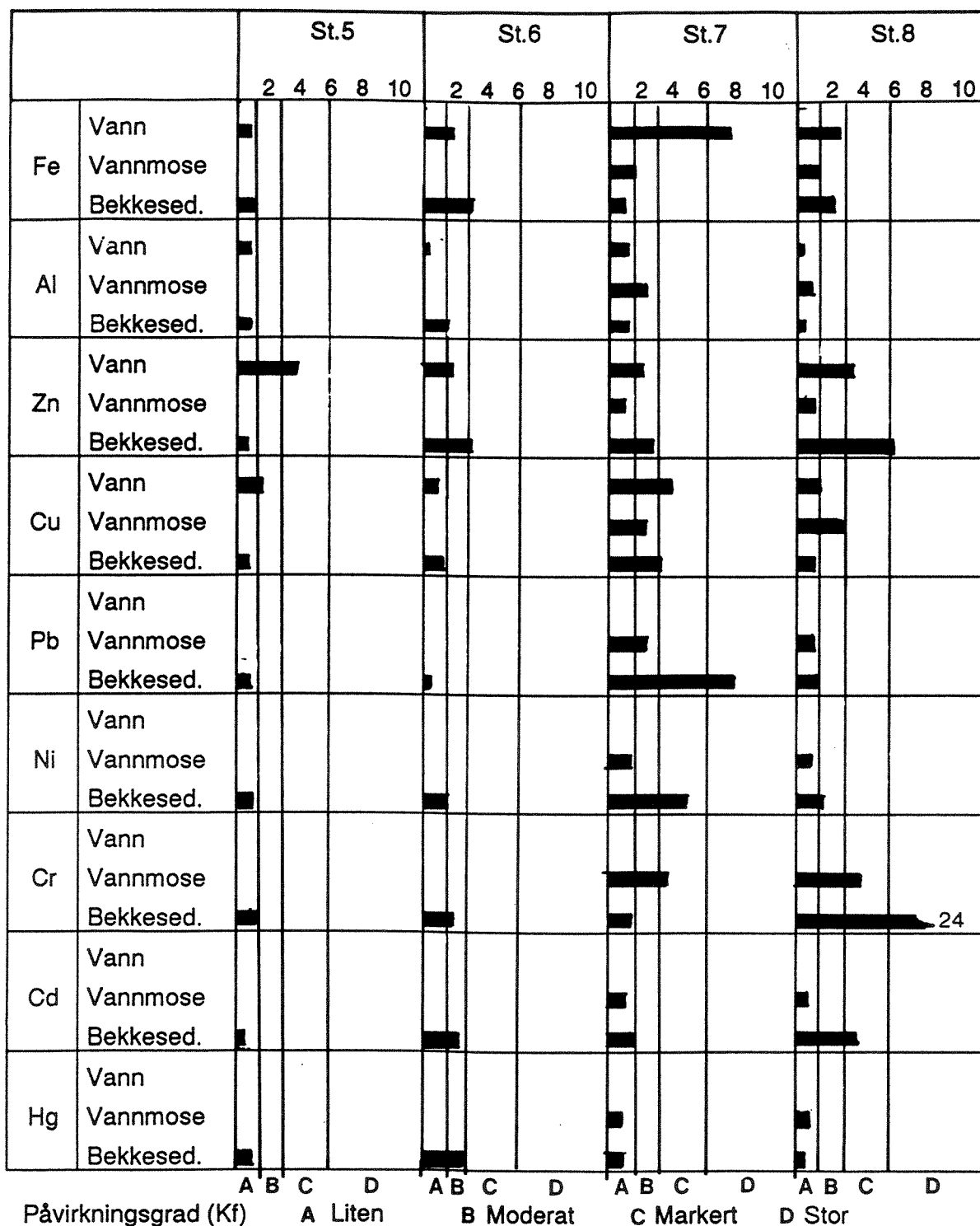
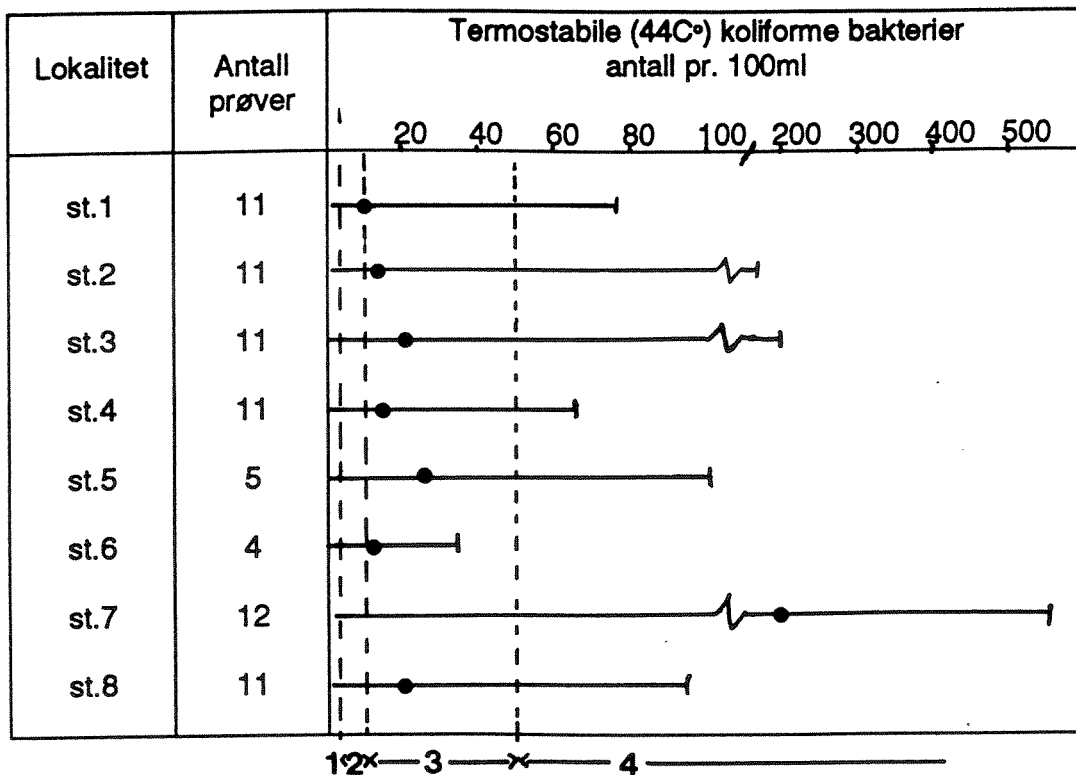


Fig.11 Kontamineringsfaktor (Kf) for stasjonene 5-8 i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. Kontamineringsfaktor er beregnet utifra måleresultater i vann, vannmose og bekkesedimenter i 1991.

5.4 Hygienisk - bakteriologiske forhold.

Målsettingen med de bakteriologiske undersøkelser var å kontrollere om de sanitærtekniske anleggene slik som lukkede tanker, tanker for kloakk og gråvann, septiktank og infiltrasjonssystem fungerte tilfredstillende. Termostabile koliforme bakterier er bakterier som med sikkerhet stammer fra tarminnhold fra mennesker og/eller varmblodige dyr. De har videre begrenset overlevelsessevne i vann og gir derfor god indikasjon på at vannet nylig er forurenset med avføring fra mennesker eller dyr. De blir derfor kalt fekale indikatorbakterier. Dersom slike bakterier påvises, er vannet prinsipielt uegnet som drikkevann (også for dyr) fordi det også kan inneholde sykdomsfremkallende organismer.

Resultatene for forekomsten av termostabile koliforme bakterier er vist i figur 12. Primærdata er gitt i tabell VI i vedlegget.



1 lite påvirket 2 Moderat påvirket 3 Markert påvirket 4 Sterkt påvirket

Fig.12 Forekomst av fekale indikatorbakterier i 1991 ved 8 lokaliteter i bekker som avvanner Bradalsmyra skytefelt. Sanitæranlegget på hovedstadplass og sauer belastet bekkene med fekal forurensning i sommerhalvåret.

I vinterhalvåret var bekkene nesten ikke forurenset av fekale indikatorbakterier. Det er sannsynligvis to årsaker til dette; dels at marken er frossen og at eventuelle utsig fra utette tanker og infiltrasjonsanlegget ved administrasjonsbygget blir begrenset i denne tidsperiode, dels at det ikke er sau i området på denne tiden.

I sommerhalvåret var samtlige bekkesig inklusive Veltmannåa til tider markert til sterkt påvirket av fekalier. Mest forurenset var bekkesiget øst for hovedstandplassen. I dette området går det ikke sau slik at årsaken må være lekkasjer i avløpsanlegget. Videre var det antagelig menneskelige bidrag som forurenset den andre bekken som avvanner hovedstandplassen inklusive miljøanlegget og administrasjonsbygget (st.8). Her fins det av og til likevel sau som kan ha påvirket forurensningssituasjonen. Situasjonen i Veltmannåa må i hovedsak tilskrives sauer.

Konklusjon: Veltmannåa og de bekkesigene som avvanner Bradalsmyra var til tider klart påvirket av fekale indikatorbakterier. I vinterhalvåret var påvirkningen liten, men den økte betraktelig i sommerhalvåret. Årsaken til denne fekale forurensningen er lekkasje i sanitærinstallasjonene og sauer som i sommerhalvåret befinner seg i området. De hygienisk - bakteriologiske forhold i Veltmannåa hadde en nær sammenheng med mengden sau i skytefeltet.

6. Litteraturliste

- Anderson, P. & Nyberg, P. 1984. Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 61: 34-47.
- Bengtsson, Å. og Lithner, G. 1981. Vattenmossa (*Fontinalis*) som mätare på metallförorening. Statens naturvårdsverk, PM 1391.
- Grande, M. 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport Lnr.1979. 34s.
- Grande, M. 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport L.nr. 2562. 136 s.
- Henriksen, A. & Wright, R.F. 1977. Concentrations of heavy metals in small Norwegian lakes. Water Research Vol 12, 102-112.
- Kjellberg, G. & Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 2. Forurensningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder. NIVA-rapport L.nr. 2700. 49 s.
- Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628. 80 s.
- Rognerud, S. & Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjø-sedimenter og kvikksølv i fisk. SFT-rapport 426/90. 79 s.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1991. Vannforurensning fra skytefelt. Del 1. Generell vurdering av bevegelighet og giftighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapport L.nr. 2668. 65 s.
- Rognerud, S. & Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelder. NIVA-rapport L.nr. 2699. 41 s.
- Steinnes, E. 1990. Lead, Cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. Environ. Toxicol. and Chem. Vol. 9,7.

7. VEDLEGG

Tabell I. Tungmetallkonsentrasjoner (mg metall/kg tørrvekt) og glødetap (%GT) i tre sedimentkjerner tatt i Veltmantjern 3.april 1991.

		GT%	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Fe	Hg
I									
Dybde	0-1 cm	45,5	28	200	90	15	20	21000	0,26
	1-2 cm	52,9	32	180	51	24	30	18600	0,20
	2-3 cm	54,6	26	160	83	14	21	16500	0,23
	43-45 cm	53,3	25	140	26	12	7	12000	0,13
II									
Dybde	0-1 cm	40,0	31	290	79	11	19	18000	0,26
	1-2 cm	47,1	57	200	93	12	21	15700	0,32
	2-3 cm	42,1	23	160	82	8	12	13600	0,31
	23-25 cm	48,0	19	120	22	11	6	13100	<0,01
III									
Dybde	0-1 cm	62,5	31	210	97	20	34	29700	0,24
	1-2 cm	41,7	31	200	107	13	24	27700	0,26
	2-3 cm	45,5	27	160	96	16	23	28500	-
	43-45 cm	53,9	25	120	22	11	7	31400	0,13

Tabell II. Kjemiske analyseresultater fra vannprøver fra Bradalsmyra skytefelt, 1991.

Stasjon 1	4.1	9.1	18.1	25.1	30.1	6.2	13.2	21.2	27.2	6.3	13.3	20.3	26.3	3.4	10.4	17.4	24.4	29.4	7.5	15.5	22.5	29.5	5.8	12.6	19.6	27.6	3.7	10.7
pH	5,7	5,8	5,8	5,8	5,8	5,8	5,7	5,7	5,9	5,7	5,8	5,9	5,7	5,5	5,4	5,4	5,5	5,6	5,8	5,9	5,7	5,8	6,1	5,9	5,7	5,7	5,8	6,0
Alkalitet	0,089	0,085	0,093	0,102	0,100	0,112	0,131	0,133	0,125	0,139	0,115	0,105	0,115	0,052	0,054	0,045	0,051	0,055	0,068	0,056	0,074	0,067	0,128	0,093	0,062	0,064	0,067	0,132
Farge	51	43	56	56	60	60	77	68	72	65	59	52	67	66	64	59	42	46	50	41	39	41	49	32	77	64	66	67
Sp. led. ev.	2,6	2,5	2,6	2,6	2,6	2,7	2,9	3,0	2,9	2,9	3,0	2,9	3,5	2,9	2,3	1,9	2,0	2,0	2,0	109	2,1	2,4	3,2	2,4	2,3	2,1	2,1	2,9
NO ₃	74	85	72	73	85	77	62	66	69	63	191	270	179	615	170	39	89	43	13	4	5	6	8	16	37	3	1	1
Jern	770	820	920	1060	1230	1710	2230	2460	2080	2510	2010	1150	1210	560	380	330	250	260	440	320	490	630	1130	670	600	260	360	1740
Kobber	0,8	1,0	0,5	<0,5	<0,5	0,8	<0,5	0,8	0,7	0,8	<0,5	0,9	0,8	1,2	0,8	1,0	0,8	1,1	0,5	<0,5	0,9	1,5	0,7	0,8	0,7	1,1	0,7	1,0
Sink	<10	<10	<10	<10	<10	10	30	10	10	<10	<10	<10	20	10	10	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	<10	<10	<10	<10	<10
Aluminium	133	122	118	135	171	169	214	187	197	170	130	110	100	170	162	127	111	129	115	113	96	98	94	96	425	118	319	1040

Stasjon 1	18.7	23.7	31.7	7.8	14.8	21.8	28.8	4.9	9.9	18.9	24.9	2.10	9.10	16.10	23.10	28.10	6.11	13.11	21.11	27.11	5.12	11.12	18.12	26.12	M	L	- H	
pH	6,0	5,9	6,0	6,1	6,0	6,1	5,9	6,1	6,1	6,3	5,8	5,7	5,8	5,7	5,7	6,1	5,7	5,7	5,8	5,9	5,8	5,7	5,7	5,7	5,7	5,4	5,4	- 6,3
Alkalitet	0,097	0,085	0,136	0,151	0,113	0,087	0,129	0,173	0,198	0,158	0,069	0,078	0,070	0,083	0,085	0,067	0,064	0,060	0,068	0,067	0,049	0,065	0,088	0,108	0,091	0,045	- 0,198	
Farge	65	67	52	58	49	53	53	40	40	34	48	80	67	64	62	52	64	55	43	68	48	31	43	56	55	31	- 77	
Sp. led. evne	2,4	2,1	2,7	3,0	2,3	2,2	2,9	3,9	4,6	3,9	2,8	2,9	2,4	2,4	2,4	2,3	2,3	3,5	2,5	2,5	2,3	2,4	2,7	2,8	2,8	1,9	- 4,8	
NO ₃	2	2	4	4	4	3	3	7	2	7	20	53	20	15	26	22	30	48	54	89	61	63	82	37	59	1	- 615	
Jern	570	650	1840	2220	1510	890	2080	2090	2840	1850	520	530	400	470	390	330	390	330	410	370	290	280	560	960	992	250	- 2640	
Kobber	0,9	1,1	1,0	1,4	0,8	<0,5	11,2	1,1	1,1	0,8	0,5	0,8	0,5	0,8	0,8	<0,5	0,5	<0,5	<0,5	0,6	0,5	0,6	0,8	0,8	0,7	<0,5	- 1,5	
Sink	10	10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	10	<10	<10	<10	10	10	10	10	<10	10	10	<10	<10	<10	- 30	
Aluminium	338	430	1040	1200	760	610	1040	142	148	116	159	173	156	137	129	137	153	121	142	134	130	93	109	150	249	93	- 1040	

Tabell II forts.

Stasjon 2	16,1	13,2	14,3	17,4	15,5	12,6	10,7	14,8	18,9	16,10	13,11	11,12	M
pH	6,9	6,8	6,6	6,4	6,7	6,9	6,9	6,9	7,0	6,6	6,6	6,7	6,8
Alkalitet mekv/l	0,349	0,492	0,475	0,134	0,169	0,485	0,580	0,543	0,924	0,280	0,191	0,359	0,415
Farge mg Pt/l	44	53	51	55	47	47	49	60	54	47	70	49	52
Sp.ledn.evn. mS/m	5,84	7,56	7,16	3,27	3,50	8,34	8,75	8,10	13,10	5,05	4,19	5,65	6,71
NO3 µg N/l	100	112	163	91	25	52	76	56	93	43	70	103	82
Jern µg Fe/l	1170	1550	1650	420	480	1360	1850	2210	2310	920	580	910	1284
Kobber µg Cu/l	0,7	0,7	0,8	1,2	0,9	2,5	1,5	1,4	1,1	1,0	1,6	0,8	1,2
Sink µg Zn/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	<10
Aluminium µg Al/l	101	134	96	125	100	87	860	158	153	99	99	120	178

Stasjon 3	16,1	13,2	14,3	17,4	15,5	12,6	10,7	14,8	18,9	16,10	13,11	11,12	M
pH	6,5	6,3	6,4	6,3	6,6	6,8	6,8	6,9	6,9	6,7	6,6	6,4	6,6
Alkalitet mekv/l	0,345	0,459	0,542	0,135	0,195	0,447	0,526	0,603	0,720	0,310	0,209	0,362	0,404
Farge mg Pt/l	51	56	65	59	47	31	38	40	23	43	61	33	46
Sp.ledn.evn. mS/m	5,81	6,01	7,15	3,26	3,71	7,52	7,36	8,66	10,60	5,40	4,52	5,91	6,32
NO3 µg N/l	66	54	72	79	14	3	<1	9	9	40	67	84	41
Jern µg Fe/l	800	1290	2380	420	370	480	1010	1140	570	480	360	370	806
Kobber µg Cu/l	2,0	1,7	1,5	1,5	1,3	1,0	1,3	0,9	1,4	5,9	1,5	1,0	1,8
Sink µg Zn/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	20	<10
Aluminium µg Al/l	84	117	100	86	61	25	455	61	25	57	54	69	100

Stasjon 4	4,1	9,1	18,1	25,1	30,1	6,2	13,2	21,2	27,2	6,3	14,3	20,3	26,3	3,4	10,4
pH	6,7	6,8	7,0	6,8	6,8	7,1	6,9	7,1	7,2	6,9	6,8	6,8	6,6	6,5	6,6
Alkalitet mekv/l	0,306	0,324	0,356	0,406	0,415	0,480	0,472	0,506	0,512	0,555	0,539	0,330	0,263	0,133	0,127
Farge mg Pt/l	45	43	45	35	34	39	38	33	40	39	40	63	74	83	68
Sp.ledn.evn. mS/m	5,4	5,8	5,8	6,2	6,1	6,8	6,8	7,2	7,2	7,5	7,4	5,3	5,3	3,5	3,3
NO3 µg N/l	75	76	79	79	77	81	72	58	56	55	102	395	124	320	150
Jern µg Fe/l	550	620	640	630	610	640	630	630	750	780	870	1180	1040	790	450
Kobber µg Cu/l	1,3	1,8	1,2	1,5	1,1	1,2	1,1	1,7	1,5	1,1	1,0	2,0	2,4	2,5	1,8
Sink µg Zn/l	<10	<10	<10	<10	<10	20	<10	10	<10	10	10	20	20	10	10
Aluminium µg Al/l	80	78	58	83	80	72	55	68	78	75	75	81	86	155	125

Stasjon 4 forts.	17,4	24,4	29,4	7,5	15,5	22,5	29,5	5,8	12,8	19,6	27,6	3,7	10,7	23,7	31,7
pH	6,4	6,8	6,7	7,0	6,9	6,9	7,1	7,3	7,2	6,5	7,0	5,8	7,3	7,1	7,4
Alkalitet mekv/l	0,131	0,199	0,180	0,198	0,208	0,324	0,403	0,452	0,441	0,174	0,227	0,272	0,504	0,350	0,589
Farge mg Pt/l	55	45	47	47	45	29	30	27	30	83	68	57	39	73	44
Sp.ledn.evn. mS/m	3,2	4,0	3,7	3,9	3,8	5,1	6,02	7,0	7,3	3,5	4,2	4,7	7,2	5,0	7,7
NO3 µg N/l	97	109	72	40	22	28	11	7	15	32	24	23	13	12	30
Jern µg Fe/l	320	270	280	280	320	340	380	320	330	1300	350	440	460	740	690
Kobber µg Cu/l	1,7	1,3	2,0	0,9	1,3	1,4	1,4	0,8	1,5	2,7	1,3	1,8	1,5	1,5	0,9
Sink µg Zn/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	<10	<10	<10	<10	<10
Aluminium µg Al/l	76	56	60	54	58	38	27	14	25	745	49	258	240	331	291

Stasjon 4 forts.	7,8	14,8	21,8	28,8	4,9	9,9	18,9	24,9	2,10	9,10	16,10	23,10	29,10	6,11	13,11
pH	7,3	7,5	7,4	7,4	7,4	7,4	7,3	6,8	6,3	6,9	7,0	7,0	7,3	6,5	6,9
Alkalitet mekv/l	0,651	0,814	0,512	0,601	0,666	0,686	0,677	0,304	0,130	0,252	0,318	0,276	0,308	0,143	0,221
Farge mg Pt/l	39	39	55	31	27	21	18	69	99	55	48	52	42	72	58
Sp.ledn.evn. mS/m	8,5	8,8	7,0	8,1	8,7	9,0	9,7	6,0	4,0	5,1	5,5	5,3	5,7	3,4	4,8
NO3 µg N/l	32	24	28	24	29	41	33	54	48	64	66	78	85	60	106
Jern µg Fe/l	670	600	760	400	340	187	181	640	550	390	400	380	320	350	300
Kobber µg Cu/l	0,8	1,1	0,9	1,0	0,5	<0,5	0,7	1,7	2,8	2,3	<0,5	1,4	1,3	1,9	1,4
Sink µg Zn/l	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10	10	10	<10	<10	<10	20	<10
Aluminium µg Al/l	296	279	355	204	14	10	10	125	125	80	57	59	59	107	51

Stasjon 4 forts.	21,11	27,11	5,12	11,12	18,12	26,12	M	L	H
pH	6,7	5,8	6,7	6,7	6,8	7,5	6,9	5,8	- 7,5
Alkalitet mekv/l	0,299	0,138	0,248	0,371	0,373	0,496	0,364	0,127	- 0,686
Farge mg Pt/l	36	76	41	30	32	24	47	21	- 83
Sp.ledn.evn. mS/m	5,6	3,5	4,9	605	6,9	7,5	5,9	3,2	- 9,7
NO3 µg N/l	105	81	122	138	152	101	75	7	- 395
Jern µg Fe/l	330	420	290	270	330	340	500	181	- 1300
Kobber µg Cu/l	1,5	1,8	1,2	0,9	1,2	0,7	1,4	<0,5	- 2,7
Sink µg Zn/l	10	10	10	20	<10	<10	<10	<10	- 20
Aluminium µg Al/l	70	80	66	61	56	151	115	10	- 745

Tabell II forts.

Stasjon 5		29.4	12.6	22.9	2.10	13.11
pH		5,7	5,7	5,1	6,6	7,0
Alkalitet	mekv/l	0,060	0,092	0,049	0,444	0,300
Farge	mg Pt/l	6	14	-	37	26
Sp.ledn.evn.	mS/m	5,92	5,37	-	14,90	12,10
NO3	mg N/l	235	18	320	12	475
Jern	mg Fe/l	800	360	460	74	390
Kobber	mg Cu/l	1,0	0,7	4,7	1,2	0,9
Sink	mg Zn/l	<10	<10	890	<10	30
Aluminium	mg Al/l	240	296	980	46	42

Stasjon 6		29.4	12.6	22.9	13.11
pH		6,7	6,7	6,6	6,9
Alkalitet	mekv/l	0,276	0,287	0,344	0,566
Farge	mg Pt/l	27	38	28	24
Sp.ledn.evn.	mS/m	8084	10,40	14,50	13,30
NO3	mg N/l	435	110	30	7
Jern	mg Fe/l	230	610	3180	72
Kobber	mg Cu/l	0,8	0,9	1,0	0,7
Sink	mg Zn/l	<10	20	30	<10
Aluminium	mg Al/l	46	79	40	<10

Stasjon 7		16.1	13.2	14.3	17.4	15.5	12.6	10.7	14.8	18.9	16.10	13.11	11.12	M
pH		7,5	7,4	7,5	7,4	7,4	7,3	7,3	7,4	7,4	7,2	7,5	7,4	7,4
Alkalitet	mekv/l	3,850	4,790	4,450	2,710	3,740	3,083	2,930	5,750	5,736	1,605	2,906	4,105	3,805
Farge	mg Pt/l	31	26	22	37	42	33	86	36	31	36	76	32	41
Sp.ledn.evn.	mS/m	40,10	47,50	48,40	33,80	42,70	36,20	37,40	60,20	60,40	59,2	32,50	42,20	45,22
NO3	mg N/l	97	136	435	540	660	575	235	210	154	250	140	109	295
Jern	mg Fe/l	3790	5100	3090	1150	2420	4780	3120	6910	7900	1710	4100	4580	4054
Kobber	mg Cu/l	2,9	1,2	2,0	3,5	2,8	12,5	6,2	6,1	2,1	0,5	3,3	2,0	3,9
Sink	mg Zn/l	<10	<10	20	20	20	40	20	<10	<10	40	10	20	18
Aluminium	mg Al/l	185	33	38	56	71	950	1690	99	320	446	195	312	351

Stasjon 8		16.1	13.2	14.3	17.4	15.5	12.6	10.7	14.8	18.9	16.10	13.11	11.12	M
pH		7,3	7,2	7,0	6,9	7,3	7,5	7,5	7,6	7,6	7,3	7,3	7,0	7,3
Alkalitet	mekv/l	1,540	2,440	2,550	0,809	1,200	1,940	2,040	2,460	2,405	5,912	1,068	1,945	2,176
Farge	mg Pt/l	80	86	78	116	116	93	133	93	58	76	84	99	93
Sp.ledn.evn.	mS/m	18,70	26,79	27,20	9,54	15,40	23,10	21,90	26,10	26,40	20,10	16,60	23,40	21,27
NO3	mg N/l	77	93	87	230	88	<1	68	161	114	114	137	87	105
Jern	mg Fe/l	2580	2990	4190	650	850	1680	2690	1230	710	720	730	2000	1752
Kobber	mg Cu/l	1,7	0,7	0,7	2,9	1,9	0,9	1,8	1,9	1,2	<0,5	1,3	0,8	1,3
Sink	mg Zn/l	10	20	10	30	20	60	10	20	<10	10	20	30	20
Aluminium	mg Al/l	423	65	56	86	71	114	1180	34	22	30	30	90	184

Tabell III Analyseresultater for tungmetallere og aluminium i vanlig elvemose (toppskudd) fra Bradalsmyra 1991. Resultatene er gitt som mg metall pr. kg mose uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Stasjon	1	2	3	4	7	8
1. 18.6 - 11.7						
Jern	690	2450	830	1240	1490	1170
Aluminium	1681	3035	2303	2102	4489	1600
Sink	86	133	180	312	204	281
Kobber	35	46	82	56	67	59
Krom	3	5	5	4	11	12
Bly	15	14	13	13	19	12
Nikkel	8	11	18	21	24	14
Kadmium	1,00	1036	1,58	2,22	3,20	2,70
Kvikksølv	0,11	0,11	0,07	0,07	0,07	0,07

2. 12.8 - 12.9					Referanse Skumsjøbekken
Jern	930	3570	1720	1060	970
Aluminium	2801	5584	3373	4286	2282
Sink	291	716	358	654	320
Kobber	33	47	40	40	55
Krom	4	6	4	5	3
Bly	2	9	2	7	9
Nikkel	33	136	54	94	20
Kadmium	3,37	7,60	3,60	6,80	2,00
Kvikksølv	0,05	0,06	0,05	0,05	0,09

Tabell IV Glødetap (uttrykt som %) og tungmetallkonsentrasjoner i bekkersedimenter fra Bradalsmyra skytefelt 18.juni 1991. Analyseresultatene er angitt som mg metall pr. kg slam/sediment uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Lokalitet	Fe	Al	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd	Hg	Glødetap
Stasjon 1	1350	2450	19	21	19	36	8	1,7	0,13	70
Stasjon 2	7090	870	67	38	13	13	14	<0,5	0,05	16
Stasjon 3	8690	970	250	45	10	68	17	1,2	0,09	45
Stasjon 4	6940	1410	225	25	16	41	14	1,7	0,17	47
Stasjon 5	9880	1030	73	13	13	11	9	<0,5	0,04	9
Stasjon 6 1)	30480	1430	418	26	25	8	11	2,4	0,11	51
Stasjon 7 1)	11360	1200	396	82	23	85	40	1,4	0,07	18
Stasjon 8 1)	25230	560	625	28	246	18	12	3,9	0,05	47

1) Lokalteter med betydelig okerutfelling

Tabell V Tungmetallinnhold hos ørekyte fanget ved to lokaliteter i Veltmannåa i Bradalsmyra skytefelt den 18. juni 1991. Hele fisken er homogenisert etter at hode og hale er fjernet. Hver prøve representerer en blandprøve av 10 fisk. Tungmetallinnholdet er gitt som mg metall pr. kg fiskeprøve uttrykt som våtvekt (V.V.)

Lokalitet	Pb	Cu	Zn	Cd	Hg
St.1	0,24	6,64	51,2	0,055	0,31
St.4	0,23	2,40	62,8	0,062	0,27

Tabell VI Forekomst av termostabile koliforme bakterier fra 8 lokaliteter i Bradalsmyra skytefelt i 1991.

Dato	16.1	13.2	17.4	29.4	15.5	30.5	12.6	10.7	14.8	18.9	19.9	23.9	2.10	16.10	13.11	11.12
Stasjon																
1	0	0	0	-	0	-	4	4	75	25	-	-	-	4	3	0
2	0	0	0	-	0	-	2	7	170	4	-	-	-	4	0	0
3	0	0	0	-	0	-	0	200	25	0	-	-	-	6	4	0
4	0	0	0	-	0	-	0	65	40	25	-	-	-	4	16	2
5	-	-	-	0	-	-	0	-	-	-	-	2	105		1	-
6	-	-	-	0	-	-	33	-	-	-	10	-	-		0	-
7	0	0	0	-	46	23	150	>200	15	7	-	-	-	6	37	>500
8	0	0	0	-	0	-	0	25	40	95	-	-	-	18	36	8

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2141-7