

Vannforurensning fra skytefelt

Delprosjekt 2

Forurensningsgrad av tungmetaller
fra Terningmoen skytefelt
vurdert ut fra ulike målemetoder



DE-2700

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
0-86162	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2700	

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 Flute 866 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: Vannforurensning fra skytefelt. Delprosjekt 2 Forurensningsgrad av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt vurdert ut fra ulike målemetoder.	Dato:	Trykket:
	Feb.1992	NIVA 1992
Forfatter(e): Gøsta Kjellberg (NIVA) Bjørn Boye (tidl.DKØ)	Faggruppe:	
	Ferskvann	
	Geografisk område:	
	Hedmark	
	Antall sider:	Opplag:
	49	200

Oppdragsgiver: Forsvarets Bygningstjeneste, avd. Hamar	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.): O.ing.B.Brønstad
---	--

Ekstrakt:

For å dokumentere forurensningsgraden av tungmetaller fra Terningmoen skytefelt ble det i 1990-91 målt tungmetallkonsentrasjoner i vannprøver, bekkersedimenter, elvemose og i ørret fra Terningavass-draget som avvanner det mest belastede området av skytefeltet. Resultatene viser at bly, kobber, sink og jern fra skytefeltet forurenset bekkene som avvanner de mest benyttede feltskytebanene. Metallmengder og konsentrasjoner var imidlertid relativt lave og metallutsiget har ikke ført til skadeeffekter på det akvatiske plante- og dyrelivet i selve Terninga. Biokonsentrasjon i elvemose var den mest følsomme metoden for å måle metallforurensninger i Terninga.

4 emneord, norske

1. Tungmetaller i skytefelt
2. Terningmoen, Elverum
3. Vannkjemi
4. Biokonsentrasjon

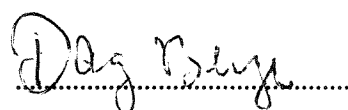
4 emneord, engelske

1. Heavy metals in shooting fields
2. Terningmoen shooting field, Elverum
3. Water chemistry
4. Bioconcentration

Prosjektleder



For administrasjonen



ISBN 82-577-2049-6

0-86162

Vannforurensning fra skytefelt

Delprosjekt 2.

**Forurensningsgrad av tungmetaller
fra Terningmoen skytefelt vurdert ut
fra ulike målemetoder.**

Dato: Mars 1992
Prosjektleder: Gøsta Kjellberg
Medarbeidere: Bjørn Boye
Sigurd Rognerud
Frank Bangshaug
Frode Martinsen

FORORD

Denne rapporten er del 2 i prosjektet "Vannforurensning fra skytefelt" som NIVA utfører for Forsvaret. Rapporten må sees i sammenheng med delprosjekt 1 og 3 i dette prosjektet. Delprosjekt 1 er en vitenskapelig utredning om ulike sider av metallers bevegelighet og giftighet i akvatiske økosystemer. Delprosjekt 3 er en popularisert rapport om status i 1991 med hensyn til forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Hærens viktigste og mest benyttede skytefelter.

Rapporten omhandler målinger av aktuelle tungmetaller i vann, bekkesedimenter, vannmose og ørret i Terningavassdraget som avvanner de mest belastede områdene i Terningmoen skytefelt. Målingene, som er utført i 1990 og 1991, gir informasjon om forurensningsgrad og omfang. Videre foreligger forslag til tiltak for å begrense evt. forurensningseffekter .

Delprosjekt 2 ble kontraktfestet 21.august 1990. Forsvarets bygningstjeneste (FBT), avdeling Hamar, har stått som oppdragsgiver. O.ing. Bjørn Brønstad har vært kontaktperson i FBT og Dk-veterinær major Ola Petter Borg har vært fagansvarlig for Forsvaret.

Feltarbeidet er utført av NIVA's Østlandsavdeling med assistanse av Frank Bangshaug og Frode Martinsen fra Østoppland infanteriregiment nr.5. Den generelle vannkjemi er analysert ved Vannlaboratoriet for Hedmark (VLH), mens samtlige tungmetallanalyser ble analysert på NIVA's vannlaboratorium i Oslo, med unntak av den siste vannmose-serien som ble analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE). Forsidebildet er skaffet til veie av Forsvarets Rekruttering og Mediasenter (FRM).

Rapporten er utarbeidet ved NIVA's Østlandsavdeling med bidrag fra pensjonert oberstløytnant Bjørn Boye som tidligere var seksjonsjef ved DKØ.

Ottestad mars 1992.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	1
1. Innledning	3
1.1 Bakgrunn/Problemstilling.....	3
2. Områdebeskrivelse	5
3. Måleprogram.....	11
4. Måleparametre og inndelingskriterier	13
4.1 Innledning	13
4.2 Vannanalyse	14
4.3 Bekkesedimenter	15
4.4 Vannmoser.....	20
5. Resultater og diskusjon.....	23
5.1 Generell vannkjemi.....	23
5.2 Tungmetaller i vann, bekkesedimenter og elvemose	25
5.2.1 Bly	25
5.2.2 Kobber.....	27
5.2.3 Sink	30
5.2.4 Jern	32
5.2.5 Aluminium.....	34
5.2.6 Kvikksølv	36
5.3 Tungmetaller i ørret.....	38
5.3.1 Innledning.....	38
5.3.2 Materiale og metodikk	40
5.3.3 Resultater og diskusjon	41
5.4 Tungmetaller i grunnvann ved geværbanens skytebanevoll	44
6. Forslag til tiltak som kan begrense og hindre økninger i forurensningen av tungmetaller fra skytefeltet.....	45
7. Litteraturliste	47
8. Vedlegg - Primærdata.....	49

Sammendrag

Målsetningen med undersøkelsen ved Terningmoen har vært å belyse eventuell vannforurensning av tungmetaller fra deponerte prosjektiler i et av landets eldste skytefelt (etablert 1878) som også fortsatt er mye brukt. Forsvaret regner også med at aktiviteten på Terningmoen vil bli opprettholdt og kommer kanskje til å øke i kommende år.

Hoveddelen av skytingen foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker. Disse renner til slutt ut i elva Terninga som er fiskerik og har en god ørretbestand. Ørret er blant de mest følsomme fiskeartene overfor forurensninger av tungmetaller. Terningmoen skytefelt er derfor godt egnet som studieobjekt når det gjelder eventuelle økologiske effekter i akvatiske systemer av utløste tungmetaller fra deponerte prosjektiler.

Metallkonsentrasjoner i vann, bekkesedimenter, vannmose og ørret ble undersøkt ved flere stasjoner i Terninga i 1990 og 1991. Det ble også gjort vannanalyser av grunnvann ved en av skytebanevollene. Resultatene viser at det skjer forurensninger av biotilgjengelige bly-, kobber-, sink- og jernforbindelser fra Terningmoen skytefelt. Det skjer også forurensninger av aluminiumforbindelser til Terningavassdraget, men disse synes likevel å være lite biotilgjengelige.

Skyteaktiviteten på Terningmoen berører flere mindre bekker (Grasbekken, Tyttebærbekken, Hansbekken, Bjørntjernsbekken og muligens også Damtjernsbekken) og ca 4 km av selve Terninga. Mest påvirket av metallforurensninger var nedre del av Bjørntjernsbekken og Hansbekken samt den bekkestrekningen (ca 200m) der disse samløper før utløp i Terninga. Dette samsvarer med bruken av feltet da disse to bekkerne avvanner den mest belastede del av skytefeltet. Selve Terninga var også berørt og da særlig på strekningen nedstrøms samløp med Bjørntjerns-/Hansbekken. Grunnvannet i området synes derimot ikke å være forurenset i nevneverdig grad.

Størst bly- og kobberutsig kommer via Bjørntjernsbekken, mens Hansbekken har størst tilførsel av jern, sink og muligens aluminium. Dette er i samsvar med bruken av feltet da Bjørntjernsbekken i hovedsak berøres av prosjektiler fra handvåpen, maskingevær og mitraljøser, mens Hansbekken også berøres av skyting med raketter, granater og bomber.

Den levedyktige ørretbestanden i den berørte delen av Terninga indikerer at de registrerte metallforekomstene for tiden ikke utgjør noe direkte miljøproblem overfor det akvatiske økosystemet i Terninga. Sett i relasjon til andre referanseverdier i Østlandsområdet, elvas generelle vannkjemi (pH ca.7, relativt kalkholdig og mye humus), og antatte tåle-

/effektgrenser må de registrerte konsentrasjonene betegnes som lave. De fører derfor ikke til noen metallforurensning av betydning. Transporten av tungmetaller til Terninga og videre ut i Glåma er beskjeden. Mest markert er transporten av kobber og jern.

Hovedkonklusjonen blir derfor at metallforurensningen fra skytefeltet var liten og spesielt dersom dette sees i sammenheng med de totale mengder av metaller som er deponert i området. Årsakene til dette er at korrosjonshastigheten av de deponerte prosjektilene er sein og at de metallioner som frigjøres bindes sterkt til jord og humus i nedbørfeltet. Dette forholdet sammen med god fortynningsgrad og gunstig vannkvalitet i Terninga gjør at de økologiske effektene blir små. Det ble derfor bare registrert forurensningseffekter lokalt i de bekkene som er i direkte kontakt med de mer belastede deponeringsområdene. Dette er i samsvar med resultatene fra undersøkelsene i de andre av Forsvarets skytefelt (Rognerud & Boye, 1992) samt tidligere rapporterte undersøkelser fra skytebaner/felt (se kap.8 i Rognerud, Kjellberg & Boye 1991).

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn/Problemstilling

Ved Hærens skyteutdanning og øvningsvirksomhet blir det årlig deponert betydelige mengder tungmetaller. Som eksempel på hva som deponeres i et enkelt felt kan vi nevne at i Terningmoen skytefelt vil Østoppland forsvarsdistrikt/Østoppland infanteriregiment nr.5's skyting årlig representere ca. 1,2 tonn bly og 0,6 tonn kobber innenfor det aktuelle nedslagsfeltet. I tillegg kommer deponering fra andre avdelinger som også bruker feltet. Noe av prosjektilmassen blir konsentrert deponert i kulefangervoller på anlagte gevær- og pistolskytebaner, mens hoveddelen blir deponert innenfor baneområder for den feltmessige skyting. Ved skyting med håndvåpen, maskingevær (mg) og mitraljøse (mitr.) deponeres bly, kobber, sink og antimon. I eldre ammunisjon ble det også benyttet meget små mengder kvikksølv. Ved skyting med raketter, granater og bomber deponeres jern, aluminium, kobber og kadmium. Den forurensning av tungmetaller som har funnet sted i et skytefelt vil være av tilnærmet permanent karakter. Korrosjonen av prosjektiler er svært sein og mye seinere enn de årlige deponeringer. Mengdene av metaller i feltene vil derfor fortsette å øke med årene så lenge feltene er i bruk.

Flere av de metaller som deponeres i Forsvarets skytefelt og øvningsområder klassifiseres i dag som prioriterte forurensningsstoffer av miljømyndigheter i de nordiske land og EF. Dette innebærer at de ansees som farlige substanser og forekomsten skal kontrolleres og overvåkes. Ikke bare skytebanevoller som for tiden betegnes som spesialdeponier for tungmetaller, men også nedslagsområdene for prosjektilene i feltskyttebaner og øvningsfelt vil derfor i fremtiden høyst sannsynlig bli betegnet som spesialdeponier og behandlet deretter. Dette innebærer at Forsvaret har et spesielt ansvar for forvaltningen av disse deponiene. Forsvaret skal ifølge Stortingsmelding nr.46 (1988-89) som hovedregel stå for gjennomføringen av egne miljøtiltak og sørge for å være forberedt til dette arbeidet. "Føre-var" prinsippet skal gjøre miljøvernarbeidet forebyggende.

Forurensningsfaren i forbindelse med avrenning og sig av toksiske tungmetaller til vassdrag og grunnvann fra Forsvarets skytebaner, skytefelt og øvningsområder har tidligere vært lite påaktet. Det er derfor gjort få undersøkelser som belyser dette problemfeltet. Mer kunnskap er derfor påkrevet og i denne forbindelse var det fra Forsvarets side ønskelig med en undersøkelse av et eldre og fortsatt mye benyttet skytefelt.

Terningmoen skytefelt er et av Forsvarets eldste skytefelt som fortsatt er i bruk. Området har noen av landets mest benyttede feltskyttebaner. Skytefeltet brukes også til

spregammunisjon. Skytefeltets størrelse og beliggenhet i forhold til resten av garnisonen gjør dette til en meget vesentlig og rasjonell ressursinstallasjon for Forsvaret i området. Forsvaret regner derfor med at aktiviteten på Terningmoen vil bli opprettholdt og eventuelt øke i kommende år.

Hovedaktiviteten med skyting foregår i et skogsområde som avvannes av flere mindre bekker som leder vannet ut i elva Terninga. Terninga er fiskerik med bl.a. en bestand av ørret. Laksefisker som ørret er blant de mest følsomme overfor tungmetaller av vannlevende organismer. Terningmoen skytefelt er derfor godt egnet for studie av tungmetallutsig fra militære skytefelt og effekten av dette på det akvatiske økosystem.

Målsetningen med undersøkelsen i Terningmoen skytefelt i 1990-91 var å:

- Gi en generell karakteristikk av metallforurensning fra et gammelt og mye brukt skytefelt.
- Foreta metodestudier for å finne frem til egnede metoder som kan brukes i et overvåkningsprogram av skytefelt.
- Studere metallforurensning av grunnvann fra ny/gammel kulefangervoll.

2. Områdebeskrivelse

Terningmoen i Elverum har i dag et samlet areal på 25.700 da. Av dette utgjør skog og myrareal ca 24.500 da. Dette benyttes til skytefelt, sikkerhetssoner og øvelsesområde. Området ligger i grunnfjellsområdet og består av gneis-granittiske bergarter. Bergartene er næringsfattige, sure og gir gjennomgående lav bonitet. I bekkedalene er likevel boniteten noe bedre. Det finnes ikke registrerte malmsforekomster i området. Løsmassene består i hovedsak av tynt morenedekke. I de nordre lavereliggende områdene domineres løsavsetningene av breelvassetninger, sand og silt.

Skytebanene ligger i skogs- og myrområder i områdets nordre del (se figur 1). Området avvannes av tre større bekker; Grasbekken, Hansbekken og Bjørntjernsbekken som renner ut i elva Terninga. Skyteaktiviteten, berører også ca. 4 km av Terningas nedre del. I lengre tørkeperioder tørker bekkene i det nærmeste helt ut. Terninga er også utsatt for store og raske vannstandsforandringer.

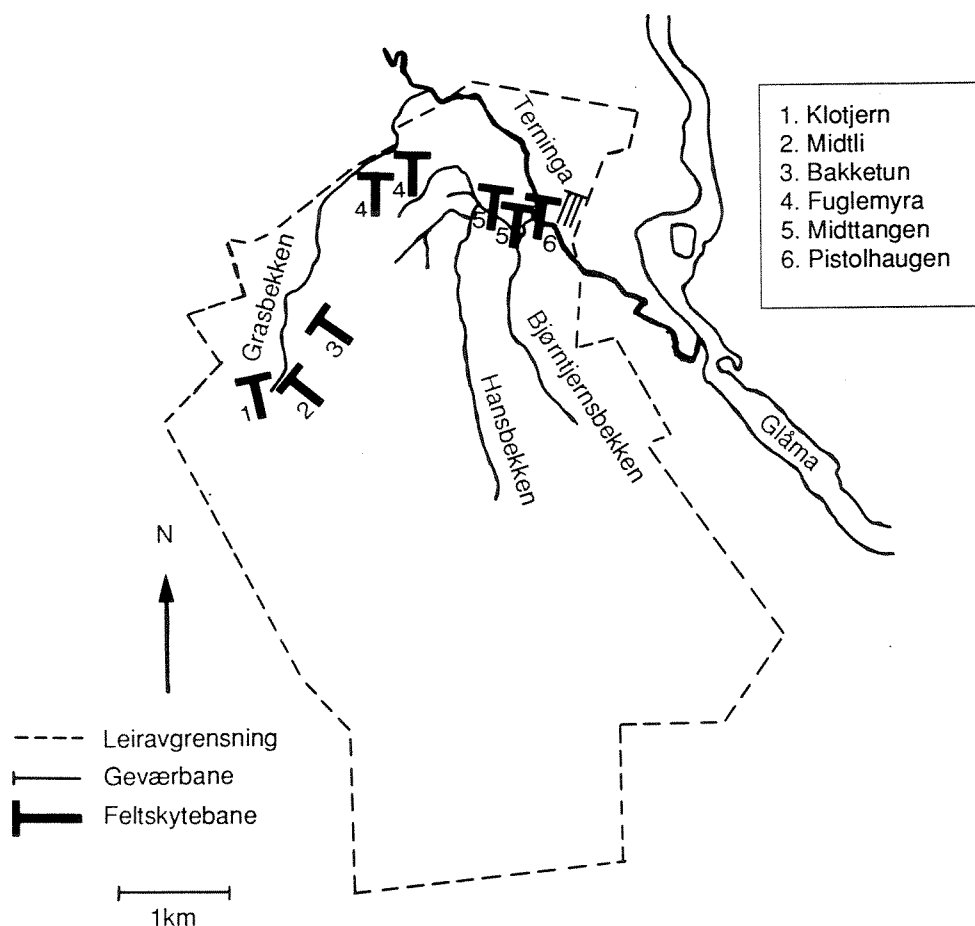


Fig.1 Terningmoen øvelsesområde med skytebaner.

Elva Terninga passerer feltet i den nordre delen og har samløp med Glåma ca 2 km sør for Elverum tettsted. Ved flom stuves flomvann inn i nedre del av Terninga og går da nesten inn på Forsvarets område. I denne del av elva er det lokalisert en stor industriavfalls plass, en eldre trekullfabrikk og en impregneringsbedrift for stolper. I relativt regelmessige årlige tørkeperioder blir vannføringa i Terninga betydelig redusert. Strekningen fra Forsvarets område og til Glåma kan av overnevnte grunner ikke betraktes som noen form for drikkevannskilde. Drikkevannsforsyningen i området er sikret ved kommunal grunnvannsforsyning. Elveleiet er stort sett uberørt av inngrep, bortsett fra enkelte damanlegg. Middelvannføringen er 0,9 m³ pr. sekund. Hoveddelen av nedbørfeltet ligger i grunnfjellsområdet, men øvre deler berører også kambrosilur-områdene på Hedemarken. Nedbørfeltet har innslag av dyrket mark og boligbebyggelse. Dette, sammen med de naturlige forhold, gjør at vannet er relativt saltrikt og godt bufret mot forsuring. Trolig bidrar også grunnvannstilslaget fra løsavsetningene i de nedre deler til å øke saltholdigheten.

Terninga er fiskerik med bl.a. en god ørretbestand. Videre benyttes nedre del av vassdraget som reproduksjonsområde for Glåmaørret.

Historie

Terningmoen ble etablert (innkjøpt) som ekserserplass for Østoppland infanteriregiment i 1878. De eldste bygninger på plassen idag skriver seg fra denne tiden (1878-88). Disse bygningene er nå modernisert og delvis tilpasset dagens drift. I likhet med de fleste av Forsvarets ekserserplasser ble deler av bygningsmassen forøvrig bygget av de tyske okkupasjonsstyrker under siste krig. En rekke av bygningene fra denne tiden er restaurert og nyttes nå bl.a. i forbindelse med repetisjonsøvelsene. Det eldste området omfattet kun området på nordsiden av jernbanelinjen. De eldste skytebaner var lagt til et område langs jernbanelinjen bl.a. til området i nærheten av "gammelverkstedet" og opp mot nåværende vaske- og smørehall.

Terningmoen skytefelt er et av Forsvarets eldste skytefelt med kontinuerlig bruk fram til våre dager. De første delene av det nåværende feltet ble innkjøpt i 1894 (ca 200m bredt og ca 1000m langt). Denne plassen lå i samme område som nåværende geværskytebane med nedslagsfelt i lia på sydsiden av Terninga. Den første spede begynnelse på en skyteskole for infanteriet ble startet i 1861. Kursene ble gjennomført flere steder bl.a. på Gardermoen og i Fredrikstad og da som rene sommerkurs. Skyteskole ble første gang etablert på Terningmoen i 1896. Et mindre tilleggsområde ble innkjøpt i 1904. Skytefeltet omfattet da geværbanene og Pistolhaugen. I henhold til en ny hærordning ble det bestemt at det skulle

opprettet et regiment på Terningmoen fra 1911. Feltet ble derfor utvidet med 2860 da muliggjort bl.a. ved en bevilgning på 20.000 kr fra Elverum kommune (av ialt 55.000kr).

Etter denne utvidelsen fikk en etablert de sentrale områder av nåværende felt fra geværbanen og opp til Midttangen. Tidvis var store styrker forlagt på Terningmoen under første verdenskrig (opptil 1500 mann). I 1933 ble Vinterskolen slått sammen med skyteskolen til Skyte- og Vinterskolen for infanteriet (SVI). Under siste krig ble Terningmoen nyttet av til dels store tyske styrker. Bl.a. ble skytefeltet nyttet som feltartilleriskytefelt. Nedslagsområdet kunne ligge langt utenfor det opprinnelige skytefelt. SVI opptok igjen sin virksomhet på plassen i 1945. I 1954 samt 1966/68 ble feltet utvidet til å omfatte kjernen av nåværende område. Flere utvidelser fulgte senere bl.a. i 1972/75 og med et meget omdiskutert kjøp av en teig i Løiten almenning. Gjennom ytterligere to utvidelser, den siste i 1991, omfatter Forsvarets arealer i dag i alt 25.700 da. Av dette er ca 1200 da leirområde, resten er skyte- og øvingsfelt.

I 1980 ble Østoppland Forsvarsdistrikt nr.5 (FDI5) slått sammen med Skyte- og Vinterskolen for infanteriet.

FDI5 står helt sentralt i utforming av direktiver, retningslinjer og utdanning for store brukergrupper av Hæren i bl.a. våpentjeneste og skyteutdanning. Det er i denne sammenheng lagt vesentlig vekt på at skyte-/øvingsfeltet på Terningmoen skal virke som modellfelt for andre avdelinger. Grunnet at all videregående fagutdanning i våpentjeneste for infanteriet blir lagt hit er påvirkningsmuligheten på drift og forvaltning av andre felter stor. Også gjennom utviklingsarbeid og utprøving av nye utdanningssystem og nytt målmateriell står Terningmoen sentralt. Økende krav til de miljømessige aspekter må her også nevnes. Terningmoen står derfor sentralt når det gjelder studie av de miljømessige konsekvenser ved Forsvarets skyteaktiviteter.

Skytefeltets utbygging med baner gjenspeiler grunntrekkene i dagens skyteutdanning. Etter en grunnleggende fase med baneskyting dels på kortholdsbaner (30m) og dels på tradisjonell 200m geværbane gjennomføres hovedsaklig skyteutdanningen som feltskyting.

Hovedelementet i den feltmessige skyting er enkeltmanns nærstridsskyting på korthold-øyeblikksskudd, enkeltmanns skyting i mørke, enkeltmanns grunnleggende feltskyting (stripeskyting) og feltmessig skyting i avdeling, dvs. med geværlaget som grunnenhet. I tillegg til dette kommer skyting med avdelingens forskjellige støttevåpen, bombekastere, luftmålåpen, mitraljøse og panservernvåpen. Spesielt for panservernvåpen er et helt avgjørende moment skyting på bevegelige målbaner. For bombekasterskyting (se forsidebildet)

er det avgjørende at skytingen kan praktiseres gjennom et system med forflytninger, etablering i nye stillinger og skarpskyting fortrinsvis i terreng og miljø likt det avdelingene skal utdannes til å opptre i.

Det er bare for geværskytebaner (200m) og kortholdsbaner at prosjektiler kan fanges opp i kulefangervoller. For de øvrige baner foregår skytingen i felter på 100-200m bredde og dybde på 300-400m. Hoveddelen foregår på avstander under 200m. Sentralt for skyteutdannelsen er vektlegging av at skyting skal øves med stridsmomenter. Dette omfatter valg av ildstilling, øyeblikkskuddets betydning, bedømming av avstand, korrigering og ledelse av ild. Kun i den grunnleggende skoleskyting øves rene skytetekniske momenter løst fra sin stridssammenheng.

Sentrale øvingsrekker i feltskyting.

Typiske eksempler på øvelser i den feltmessige skyteutdanning som drives idag er stripeskyting og laget i forsvar.

Hensikten er i sammenheng å øve løsning av de ildoppdrag en geværskytter må kunne løse i strid. Feltet må ha en dybde på ca 350m og deles i minimum 5m brede skytestriper - en stripe for hver skytter. I alt er det 5 mål i hver gruppe. Totalt skal hver skytter skyte 65 skudd. For hver skytestripe er et standplassområde med tre forskjellige instalasjoner/standplasser. Før skyting av denne tabellen skal skytterne ha skutt ferdig den videregående skyting på 200m geværbane.

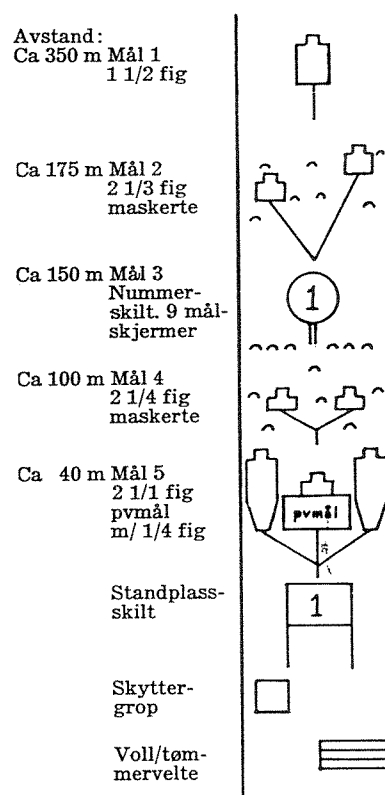


Fig.2 Stripeskyting

Hensikten er å øve laget som enhet i stridsmessig løsning av ildoppdrag i forsvar. Feltet må ha en dybde på godt over 300m og standplassområdet minimum 40 maksimum 60m bredt. I alt består feltet av 8 målgrupper. Hver gevær-skytter har utlevert 50 skudd, Mg har 100 skudd. Det er imidlertid ikke forutsetning at alle skudd behøver å bli skutt. Mål 7 og 8 er nærmål for avgivelse av stormild.

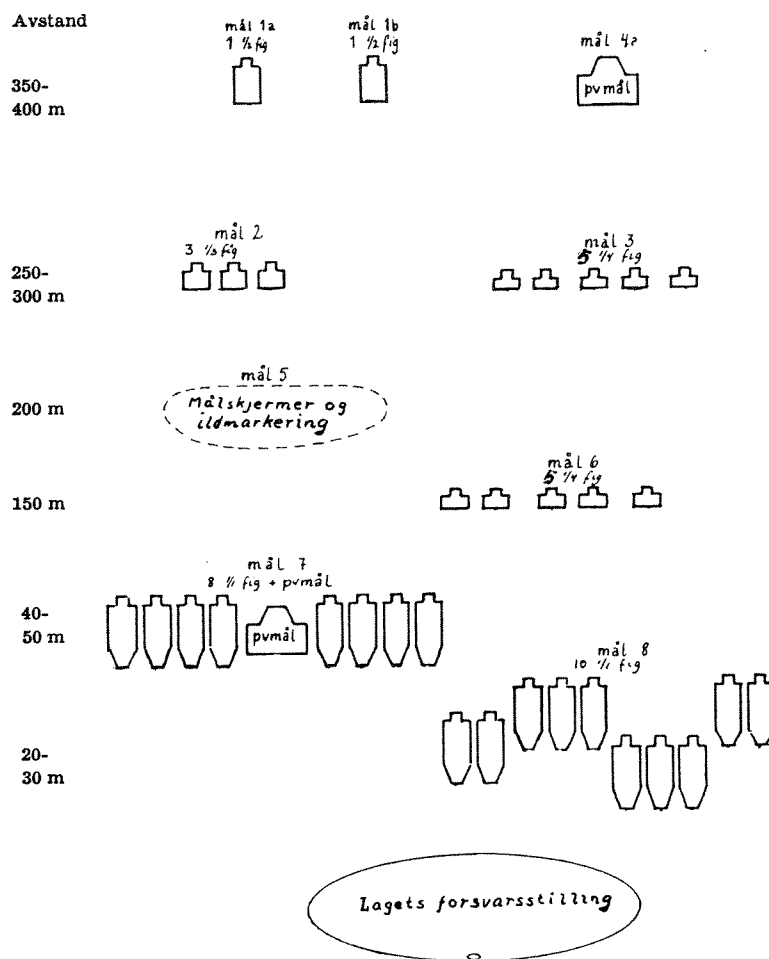


Fig.3 Laget i forsvar

Normalt er det satt som et minimumskrav til et rimelig utbygget skytefelt at de skal ha 200m geværbaner, 30m kortholdsbaner (flere), stripeskytingsbane og laget i forsvar. I tillegg kommer spesialbaner for bl.a. panservernvåpen (med bevegelig mål), håndgranatbane, nærstridsløype og luftmålbaner.

Hovedtrekk i generalplan for Terningmoen skytefelt.

Terningmoen skytefelt var opprinnelig ment utbygget med 3 "kompaniområder" hvor de viktigste feltmessige skyteøvelser skulle kunne drives parallelt (3-4 feltbaner). Imidlertid ble kun to felter delvis utbygget. Geværbaner og baner for panservernvåpen, troppsøvelser og spesialøvelser skulle etableres på ett sted.

I dag har feltet følgende hovedområder (se fig.1).

Geværskytebaner for både militær og sivil bruk. Etablert bl.a. for gjennomføring av landskytterstevnet i 1990. Et av landets beste og mest omfattende anlegg av denne type.

Signalhaugen/Pistolhaugen i samme område med bl.a. baner for stripeskyting og 100m geværbane.

Midttangen. Et av feltets viktigste og mest brukte områder med feltmessige baner, baner for skyting med sprenggranater, anlegg for utviklingskyting, demonstrasjonsområde osv..

Fuglemyra. Baner for bevegelige mål for skyting med panservern øvingsgranater og baner for skarpskyttere.

Bakketun-Midtlø - Klotjernområde

Baner for laget i forsvar og område for bevegelig mål - panservernvåpen, nærstridsløyper og strid i tettbebyggelse.

Terningmoen skyte- og øvingsfelt er karakterisert gjennom en meget sentral og nær beliggenhet til leirens øvrige undervisningslokaliteter. De aller fleste baner kan nyttes samtidig med at de øvrige deler av feltet kan nyttes til vanlige "tørrøvelser". Feltets største svakhet er begrenset bruk av bombekastere og korte avstander for skyting med langtrekkende trådstyrt panservernrakett (127mm TOW). Feltet er forøvrig idag ikke godkjent for skyting med skarp TOW. Hovedutbyggingen av feltet er utført, men det gjenstår endel utbygging av de enkelte baner og anlegg. Feltet har en helt sentral plass gjennom den videregående infanteriutdanning som drives ved SVI. Det er som tidligere nevnt en målsetting at utbygging og drift av Terningmoen skytefelt skal danne mønster for andre tilsvarende baner i Forsvaret. I de siste år er det nedlagt et vesentlig arbeid i å bedre feltets miljøkvaliteter. I denne forbindelse har en også utarbeidet en flerbruksplan for Terningmoen skyte- og øvingsfelt. Denne undersøkelsen vil inngå som en del av denne forvaltningsplan for feltet.

3. Måleprogram

Det ble i juni 1990 opprettet 8 prøvetakingsstasjoner i Terningavassdraget i den del av vassdraget som berøres av skyteaktiviteten ved Terningmoen. Stasjonenes plassering er vist i figur 4, og tidspunkt for prøveinnsamling er gitt i tabell 1.

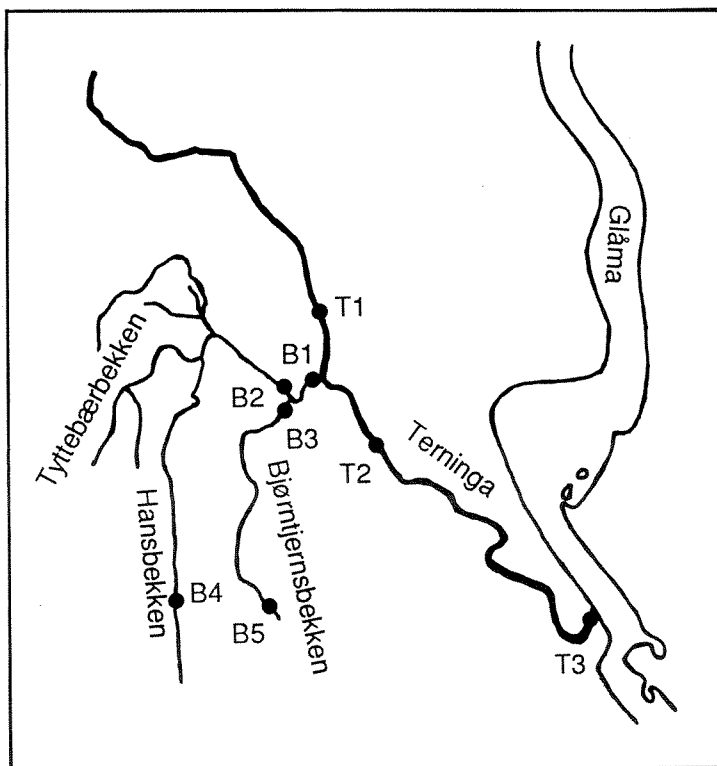


Fig.4 Prøvetakingstasjoner i Terningavassdraget 1990-91.

Stasjon T1 i Terninga, B5 i Bjørntjernsbekken og B4 i Hansbekken oppstrøms den mest belastede delen av skytefeltet er stasjoner som viser lokale referanseverdier for vassdraget. Vi har da mulighet for å beregne kontamineringsfaktor og gi et relativt mål på forurensning ved de øvrige stasjonene (se kap.3.4. Inndelingskriterier og tålegrenser i Rognerud et al. 1991)

Tabell 1. Tidspunkter for prøveinnsamling i Terninga.

Prøvetype:	
Vannprøver	• • • • • •
Grunnvannprøve	• •
Bekkesediment	•
Akkumuleringsforsøk med vannmose	•• ••
Fangst av ørret	•
	M J J A S O N D J F M A M J J A S O
	----- 1990 ----- ----- 1991 -----

Det ble samlet inn vannprøver ved 6 anledninger, da det var tilstrekkelig vannføring i bekkene, for analyse av **bly, kobber, sink, aluminium, jern, pH, alkalitet, kalsium, klorid, nitrogen og fosfor**. Videre ble det tatt prøve av grunnvannet ved den "nye" skytevollen før og etter landskytterstevnet i 1990, samt en prøve av grunnvannsbrønn til Hedmark Egglag A/L like øst for Terningmoen.

Vår og høst ble det gjort **akkumuleringsforsøk med slank elvemose** (*Fontinalis dalecarlica*). Mosen ble eksponert i 3-4 uker og deretter analysert på innhold av **bly, kobber, sink, aluminium og kvikksølv**.

Sommeren 1990 ble det samlet inn **bekkesedimenter** som ble analysert på **tørrestoff, bly, kobber, sink og kvikksølv**.

Ørret ble samlet inn fra stasjon T1 og T2 i Terninga høsten 1990. Det ble ikke observert fisk i Bjørntjerns-/Hansbekken. **Lever, muskulatur og ryggbein** ble benyttet til analyse av tungmetallinnhold. I **lever** ble det analysert på **bly, kobber, sink og kvikksølv**. I **muskulatur** ble det analysert på **sink og kvikksølv** og i **ryggbein** ble det analysert på **bly og kobber**.

4. Måleparametre og inndelingskriterier.

4.1. Innledning

Frie metallioner, metallsalter og metallkolloider som tilføres vann og vassdrag forblir oftest i liten grad som løste forbindelser i selve vannmassene. Årsaken til dette er at de raskt bindes til partikler som sedimenterer eller felles f.eks. som hydroksider eller sulfider. De kan også tas opp direkte i biota og bindes direkte til sedimenter. I flomsituasjoner kan likevel betydelige metallmengder transporteres i vannmassene i elver og bekker, men de er da i stor grad bundet til partikler og særlig humusforbindelser.

I lite påvirkede eller moderat påvirkede elver og bekker forekommer derfor tungmetallene oftest i meget lave konsentrasjoner i vannfasen og konsentrasjonsvariasjonene over tid er som oftest store. Det kreves derfor et stort antall vannprøver for å oppnå representativitet. Videre er det svært vanskelig å måle den biotilgjengelige delen av metallene. Alle kompleksbindere i vannet gjør at konsentrasjonen av løste ioner er svært lav, varierer mye og er vanskelig å måle da konsentrasjonene ofte er nær eller under deteksjonsgrensen med de kontamineringsfarer og analysetekniske problem dette medfører.

I stedet bruker vi sedimenter og organismer som oppkonsentrerer metallforbindelser. Ved å bruke en organisme som bioindikator får vi dessuten en oppfatning om metallene er biotilgjengelige dvs. at de kan utsettes for ionebytting, adsorpsjon og aktivt opptak over cellemembran (Rognerud, Kjellberg & Boye 1991).

De høyere konsentrasjonene i sediment og organismene sikrer dermed en vesentlig større nøyaktighet av analyseresultatene sammenlignet med vannprøvene. En annen fordel ved å analysere på sediment og organismer er at vannprøven representerer et øyeblikksbilde, mens en sediment- og organismeprøve er relatert til en middelkonsentrasjon av metallene i vannet gjennom en lengre periode.

Avrenningen fra skytebanene i feltet renner direkte ut i Terninga og deretter ut i Glåma. Det dannes derfor ikke noe naturlig sedimentbasseng med tilstrekkelig oppholdstid og dybdeforhold for dannelsen av akkumulasjonssedimenter (se delrapport 3).

I undersøkelsene fra Terningmoen har vi benyttet oss av analyser av vann, bekkesedimenter, elvemose og ørret. Ørretundersøkelsen er behandlet i eget kapittel (Kap.5.3.).

4.2. Vannanalyse

Det ble gjort vannanalyser slik at disse resultatene kunne ses i sammenheng med resultatene fra akkumuleringsforsøkene med elvemose.

For å få en oppfatning om forurensningsgraden er det nødvendig å ha tilgang på referansedata. Vi har i tillegg til data fra våre referansestasjoner benyttet oss av en sammenstilling av Steinnes (1990) over metallkonsentrasjoner i overflatevann i Skandinavia (se tabell 2). Verdiene representerer vannforekomster som ikke eller i liten grad er påvirket av lokale forurensningskilder.

Tabell 2 Konsentrasjoner ($\mu\text{g/l}$) (naturlige konsentrasjoner inkl. bidrag fra nedbør) i overflatevann i Skandinavia samstilt av Steinnes (1990).

Kjemiske symboler	Norske elver	Små norske innsjøer	Norske innsjøer	Små svenske innsjøer		Små innsjøer i N.Sverige	Små norske innsjøer
	Middel	Variasjonsbr.	Middel	S.Sverige	N.Sverige	Variasjonsbr.	Middel
Pb (bly)	-	<0,5-2	-	0,67	0,42	0,1-0,8	0,78
Cu (kobber)	<6	<0,5-2	-	0,68	0,90	0,1-2,0	1,1
Zn (sink)	20	0,5-12	6,7	11	7	<0,4-8,5	14,3
Sb (antimon)	-	-	0,032	-	-	0,05-0,2	-
Cd (kadmium)	-	-	-	0,042	0,038	0,007-0,036	<0,1
Prøvetak.år	1971	1974	1977	1980	1980	1980	1986

Ved vurdering av konsentrasjonsnivå og påvirkningsgrad har vi brukt vurderingsnormer som er utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell 3 og 4. For nærmere informasjon om beregning av påvirkningsgrad henvises til kap.4.3.

Tabell 3. Klasseinndeling for tungmetaller ($\mu\text{g/l}$) i overflatevann.

Klasse	1	2	3	4
Benevning	Lave kons.	Midl. høye kons.	Høye kons.	Meget høy kons.
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Bly	$\leq 0,2-1,0$	1 - 2	2 - 5	>5
Kobber	$\leq 0,3-1,0$	1 - 2	2 - 5	>5
Sink	$\leq 1-5$	5 - 15	15 - 75	>75

Tabell 4. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i overflatevann på bakgrunn av kontamineringsfaktoren (Kf).

Klasse	Kf	Påvirkning	Fargekode
1	≤1,5	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 10	markert	Gul
4	>10	sterk/stor	Rød

Det er bare gjennomgående forhøyde verdier, over det en kan betegne som naturlig bakgrunnsnivå, som kan gi sikre indikasjoner på evt. tungmetallforurensninger. Vannanalysene gir bare et øyeblikksbilde av situasjonen da prøvene ble tatt. Det må også nevnes at antatte "effektgrenser" ligger betraktlig høyere ute i naturlige vassdrag enn de som fremkommer ved de fleste laboratorieforsøk. Dette gjelder spesielt for et så humusrikt vassdrag som Terninga. Det er ikke utarbeidet tålegrenseverdier for tungmetaller i akvatiske økosystemer i Skandinavia. For mer innngående informasjon henvises til kap.7 i Rognerud et al. 1991.

4.3 Bekkesedimenter

I denne undersøkelsen har hensikten med sedimentprøvene vært å studere fordelingen av jern, kobber, sink, bly og kvikksølv i ulike deler av Terninga for å dokumentere evt. forurensningen av nevnte metaller fra skytefeltet. Vi har også mulighet til å bedømme i hvor stor grad de fastlegges i selve Terninga. Da sedimentene i berørte del av Terninga er "aktive" dvs. flytter seg nedstrøms (særlig i flomperioder) har likevel undersøkelsen sin begrensning. Årsakssammenhengene kan være vanskelige å forklare, men undersøkelsen gir likevel verdifull informasjon om de faktiske forhold ved prøvetakingstidspunktet.

Konsentrasjonene av metallene i sedimentene er som regel mange ganger større enn i vannfasen slik at vi her kan få gode analyseresultater. De høyeste konsentrasjonene finner vi som regel i dypereleggende innsjøsedimenter, såkalte akkumuleringssedimenter, samt i elve-/bekkesedimenter i stilleflytende partier og større kulper. I mer vind og/eller strømpåvirkede områder er sedimentene under stadig omgruppering og her får vi vekslende perioder med akkumulering og resuspensjon. Disse sedimenter benevnes som transportsedimenter og er lite egnede i denne sammenheng. Videre vil disse sedimenter ha lavt innhold av finere partikler. Det er disse partikler som mest effektivt binder tungmetaller og således har de høyeste konsentrasjonene. Sedimenter med stort innhold av finfordelt organisk materiale er således et reservoar for tilførte tungmetaller og kan derfor ha en nær sammenheng med den "belastning" som økosystemet i vassdraget utsettes for (Rognerud

og Fjeld 1990). Undersøkelser av forurensningsgraden i innsjøsedimenter vil derfor gi oss viktig informasjon om mulige effekter i akvatiske økosystemer. Konsentrasjonen i overflatesedimentet er viktigst da det er dette sjiktet som fiskens næringsdyr utsettes for og som derved vil være en viktig faktor for de konsentrasjoner som observeres i fiskekjøttet (Johnson 1987).

Til tross for at sedimenter kan ha stort innhold av tungmetaller forårsaker de sjelden noen direkte akutt toksisk effekt overfor vannlevende organismer. Derimot utgjør de en risiko ved at metallene over tid kan resuspenderes/utløses og derved forårsake kroniske forgiftninger.

Metallkonsentrasjonen i et sediment påvirkes foruten av forurensning også av de geokjemiske forhold i nedbørfeltet, pH og humusinnhold i vannet samt innhold av organisk materiale og jernforbindelser i selve sedimentet. Reduksjon/oksidasjon (redokspotensialet) på sedimentoverflaten er også en viktig faktor i denne sammenheng.

Sammensetningen av leire og tungmetallmineraler er av størst betydning for det naturlige bakgrunnsnivået i finkornig sediment (Förstner 1982). Forurensningen av tungmetaller er oftest knyttet til organiske stoffer eller organiske avsetninger på metalloksider og finere mineralpartikler. En del er også felt som metallsulfider og/eller karbonater (Förstner 1982). Bekkesedimenter inneholder lite finfordelte organiske og uorganiske partikler og er oftest i bevegelse nedstrøms. Strømpåvirket elve-/bekkesediment har derfor sin begrensning når det gjelder å vurdere forurensningseffekter.

Generelt kan vi si at synkende verdier for pH, oksygenkonsentrasjon og innhold av organisk materiale reduserer sjansen for fastlegging i sedimentet for de fleste tungmetaller. Mest følsomme overfor metallforurensning er derfor næringsfattige vassdrag med lite humus og lite oppløste salter. Analyse av akkumuleringssedimenter i kombinasjon med vannkvalitetsanalyser dvs. analyse av de s.k. "følsomhetsparametre" er derfor et godt egnet redskap ved analyse av tungmetallforurensning.

For å kunne klassifisere metallinnholdet i de innsamlede bekkesedimenter har vi benyttet oss av en klasseinndeling for innsjøsedimenter modifisert etter Lithner (1989) jevnfør tabell 5. Variasjonsnivået i bakgrunnskonsentrasjoner dvs. naturlige konsentrasjoner i organiske innsjø-sedimenter er vist i tabell 6. Bakgrunnskonsentrasjonene er bestemt utifra målte konsentrasjoner i førindustrielle innsjøsedimenter dvs. sedimentprøver fra ca. 20 cm sedimentdyp tilsvarende en alder av 100-200 år (Renberg 1986). Vi må her likevel presisere at det kan være stor forskjell på innsjøsedimenter og bekkesedimenter. Det er ikke utviklet noe klassifiseringssystem for elve- eller bekkesedimenter.

Tabell 5. Klasseinndeling for tungmetaller (mg/kg T.V.) i organiske innsjøsedimenter.

Klasse	1	2	3	4
Benevning	Lave kons.	Midl. høye kons.	Høye kons.	Meget høy kons.
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Kvikksølv	<0,15	0,15 - 0,3	0,3 - 1,0	<1,0
Bly	<30	30 - 100	100 - 400	<400
Kobber	<25	25 - 50	50 - 150	<150
Sink	<175	175 - 300	300 - 1000	<100
Jern	<300x10 ³	300x10 ³ -1000x10 ³	1000x10 ³ -5000x10 ³	<5000x10 ³

Tabell 6. Variasjon i bakgrunnskonsentrasjoner i organiske sedimenter fra akkumulasjonssonen i Skandinaviske innsjøer (ca.20cm sedimentdyb).

Kjemiske symboler	Elementer	Rognerud og Fjeld, 1990 mg/kg T.V.		Lithner 1989 mg/kg T.V.
		Norge	Østlandet	Nord-Sverige
Pb	bly	<10 - 80	20-30	<10 - 50
Cu	kobber	<10 - 30	-	<10 - 30
Zn	sink	-	-	<70 - 175
Hg	kvikksølv	0,02 - 0,12	0,05 - 0,07	0,05 - 0,11
Fe	jern	10x10 ³ - 300x10 ³	-	-

Påvirkningsgrad er vurdert ved beregning av en kontamineringsfaktor (Kf). Kf er definert som forholdet mellom konsentrasjoner i sedimentet (C) og en målt eller vurdert bakgrunns- eller referansekonsentrasjon (Co): $Kf = C/Co$

Ved beregninger av Kf-verdier er det viktig å ha data for naturlige bakgrunns- eller reelle referansekonsentrasjoner. Det er vanlig å bruke konsentrasjonen (evt. middelerdier) i førindustrielle sedimenter den s.k. referansekonsentrasjonen i det prøvematerialet som har blitt innsamlet. I elver og bekker er ikke dette mulig, vi må derfor benytte oss av sediment fra referanselokaliteter med lignende sedimenttype dvs. lokaliteter som bare er berørt av naturlige tilførsler pluss atmosfæriske nedfall, såkalte lokale referanseverdier. Denne fremgangsmåten er brukt her, og som nevnt tidligere har vi benyttet stasjonene T1, B4 og B5 som referanselokaliteter.

Det er viktig å være klar over at Kf-verdiene kun gjenspeiler anrikningsgraden av elementene. De er ikke direkte mål på antropogen forurensning av lokal karakter, men omfatter

også resultatet av alle naturlige anriknings/fortynnings prosesser i sedimentet (Rognerud og Fjeld 1990). Dette gjelder sannsynligvis særlig elve- og bekkesedimenter som er mer påvirkete av den naturlige geokjemien. Vi definerer likevel begrepet forurensningsgrad eller påvirkningsgrad ut fra Kf-verdiene fordi:

- antropogen forurensning er ofte viktigste årsak til høye Kf-verdier.
- anrikningsgraden er den "forurensning" som vannlevende organismer utsettes for uansett årsak.

For å vurdere forurensningsgraden har Kf-verdien blitt satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Rognerud og Fjeld (1990) basert på en modifikasjon etter Lithner (1989) gitt i tabell 7. Klassifikasjonen gjelder dypereleggende innsjøsedimenter. Vi savner klassifikasjonssystemer for elve/bekkesedimenter, men vi har likevel benyttet klassifikasjonen i tab.7 for å vurdere de analyserte bekkesedimenter.

Tabell 7 Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i norske innsjøsedimenter på bakgrunn av kontamineringsfaktoren (Kf).

Klasse	Kf	Påvirkning	Fargekode
1	≤1,5	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 6	markert	Gul
4	>6	sterk/stor	Rød

Skadeeffekter overfor akvatisk flora og fauna foreligger for de aktuelle metaller som regel først ved Kf-verdier ≥ 20 (Lithner 1989).

For å få en oppfatning om det geokjemiske bidrag fra nedbørfeltet dvs. den naturgitte bakgrunn har vi benyttet oss av NGU's nasjonale kartlegging av flomsedimenter, som har vist seg å gi god informasjon om geokjemien i nedbørfeltet (Ottesen et al., 1989). NGU's resultater fra Østlandsområdet er gitt i tabell 8 der vi også har tatt med antatte eller såkalte teoretiske bakgrunnsverdier for Terninga.

Tabell 8. Tungmetallkonsentrasjoner i flom- eller erosjonssedimenter ($GT \leq 1\%$) fra Østlandet, samt antatt bakgrunn i berørte del av Terringa.

Kjemiske symboler	Elementer	Østlandet mg/kg tørrvekt	Terringa mg/kg tørrstoff
Hg	kvikksølv	Data savnes	≈0,01
Pb	bly	3 - 45	≈ 16
Cu	kobber	3 - 38	≈ 10
Zn	sink	11 - 236	≈ 65
Fe	jern	1000 - 3700	≈3000

Som nevnt tidligere er det organiske innholdet i sedimentet, målt som glødetap (GT), viktig for bindingen av tungmetaller. Analyse av glødetap står derfor sentralt når metallinnhold og forurensningsgrad i sedimenter skal vurderes. Som regel øker adsorpsjonskapasiteten med økende GT-verdier. Dette er et meget viktig forhold for diskusjonen av sedimentdata og som vi benyttet oss av i denne undersøkelsen. For innsjøsedimenter har Parslow (1977), Coker et al. (1979) og Berg et al. (1991) vist at adsorpsjonskapasiteten for flere metaller som f.eks. bly, kobber, sink og kadmium øker med økende GT-verdier i området 0-15% hvorefter konsentrasjonen er temmelig konstant.

Glødetapet i bekkesedimentene varierte fra 7,9% til 23,6%. Sedimentene i nedre del av Hansbekken hadde det laveste innholdet av organisk stoff og vi kan derfor forvente noe lavere konsentrasjoner av tungmetaller i dette sediment jevnført med forholdene ved de øvrige lokaliteter som hadde GT% over 14%.

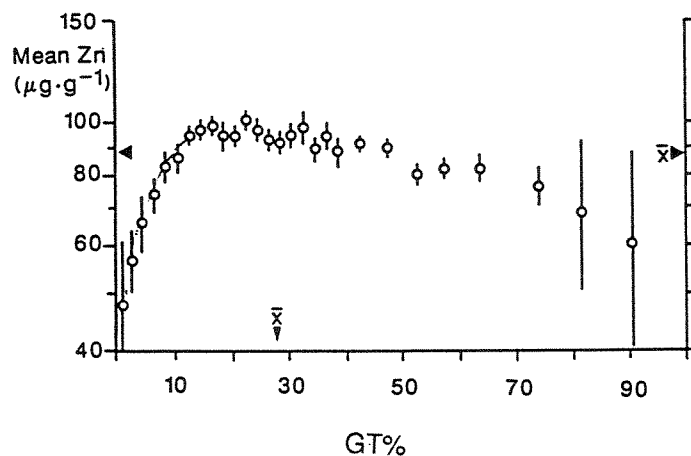


Fig.5 Sammenheng mellom sinkkonsentrasjon ($\mu\text{g/g}$) og ulike glødetapsverdier i 3850 Canadiske innsjøsedimenter (Parslow 1977).

4.4 Vanmoser

Vannmoser, og da særlig storvokste arter tilhørende slekten *Fontinalis* (elvemose), tilfredsstillende mange av kravene som stilles til en bioindikator. Slekten *Fontinalis* er vanlig forekommende i hele Norge. Det foreligger en hel del referansedata s.k. "normalnivåer" eller referanseverdier både fra Norge (Lingsten 1985, Lingsten pers.medd., samt egne data fra 1990/91) og Sverige (Lithner 1989). Variasjon i referansekonsentrasjoner er vist i tabell 9. Anvendelse og begrensning (*Fontinalis* forekommer ikke i surt vann) er derfor godt dokumentert, særlig når det gjelder kadmium, bly, kobber og sink. For de øvrige metallene er det mer sparsomt med referansedata.

Tabell 9. Referansekonsentrasjoner (naturlige konsentrasjoner inkl. bidrag fra atmosfærisk nedfall) i toppskudd av *Fontinalis* fra ulike elver/bekker i Skandinavia.

Kjemiske symboler	Elementer	Sverige	Norge	Norge	Norge
		Norrland	Lingsten	Forsurede omr.	Østlandet
		Lithner 1989	(pers.medd.)	på Sørlandet	Egne data
		mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	Lingsten upubl.	fra 1990-91
		mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	mg/kg T.V.	mg/kg T.V.
Pb	bly	<2 - 10	3 - 5	-	<1 - 9
Cu	kobber	2 - 16	15 - 25	17	5 - 60
Zn	sink	37 - 400	75 - 250	181	50 - 320
Cd	kadmium	<0,4 - 3,3	0,1 - 0,5	0,27	<0,4 - 2,0
Hg	kvikksølv	<0,02 - 0,18	-	-	<0,05 - 0,11

Moser utplasseres 3-4 uker i sommerhalvåret og innhold av aktuelle tungmetaller analyseres i toppskuddene. Vanlig elvemose (*F. antipyretica*) og Slank elvemose (*F. dalecarlica*) er de arter som er mest brukt. I surt miljø (pH<6) kan andre moseslekter benyttes. Det må imidlertid bemerkes at opptaket avtar i surt vann til tross for at metallkonsentrasjonen oftest øker i vannet. Dette skyldes trolig at H⁺ ioner konkurrerer ut metall-ionene fordi opptaket i mosen er en ren ionebytteeffekt (Lindestrøm 1991 og Lithner pers.medd.).

Mosen (Slank elvemose) som ble benyttet ved akkumuleringsforsøkene i 1990 ble hentet fra en lokalitet like oppstrøms Plassen i Trysilelva. I 1991 benyttet vi Slank elvemose fra selve Terninga fra en lokalitet straks oppstrøms stasjon T1. Ved klassifisering av metallinnholdet har vi benyttet en klasseinndeling utarbeidet av Lithner (1989) som vist i tabell 10.

Tabell 10. Klasseinndeling for tungmetallinnhold i vannmose basert på konsentrasjonen (mg/kg T.V.).

Klasse	1	2	3	4
Benevning	Lave kons.	Middels høye kons.	Høye kons.	Meget høye kons.
Fargekode	Blå	Grønn	Gul	Rød
Kvikksølv	≤0,03 - 0,10	0,10 - 0,20	0,20 - 0,50	>0,50
Bly	≤2 - 10	10 - 25	25 - 100	>100
Kobber	<10	10 - 40	40 - 100	>100
Sink	<150	150 - 400	400 - 1000	>1000

Påvirkningsgrad er vurdert utifra beregning av en kontamineringsfaktor (se kap.4.3).

Ved beregning av Kf-verdiene er det som tidligere nevnt viktig å ha gode og relevante data for lokale referansekonsentrasjoner. Vi har som nevnt benyttet oss av tre referanselokaliteter i kombinasjon med mer generell kunnskap om referansenivåer i Østlandsområdet (se tabell 9).

For å vurdere forurensningsgraden er Kf-verdiene satt inn i et klassifikasjonssystem utarbeidet av Lithner (1989) gitt i tabell 11.

Tabell 11. Klassifisering av forurensningsgraden av tungmetaller i vannmoser på bakgrunn av beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

Klasse	Kf	Påvirkning	Fargekode
1	≤1,5	ubetydelig/liten	Blå
2	1,5 - 3	moderat	Grønn
3	3 - 10	markert	Gul
4	>10	sterk/stor	Rød

Bengtsson og Lithner (1981) har ved laboratorie- og feltforsøk vist at det stort sett er en direkte proporsjonalitet mellom bioakkumulert kobber, sink og bly i toppskuddene av mose og totalkonsentrasjonene i vannet innenfor intervallet 0,05 - 100 µg/l ved pH-verdier rundt nøytralt punktet (se fig.6). Ved konsentrasjoner over 100 µg metall pr. liter i vannet minker bioakkumuleringen i mosen. Størrelsen av mosenes oppkonsentrering av metaller er $1-6 \times 10^4$ i intervallet 0,05-100µg/l. Ved høyere konsentrasjoner i vannet avtar oppkonsentreringen til en faktor på $10^3 - 10^4$. pH-verdiene i Terninga og ved stasjonene B1, B2 og B3 ligger i området rundt nøytralt punktet. Vi har derfor benyttet et korrelasjonsdiagram utarbeidet av Bengtsson og Lithner (1981) for å anslå midlere metallkonsentrasjon i vannet i den periode mosen var utplassert. På denne måten har en da muligheter til å sammenligne resultatene fra moseprøvene med vannanalysene samt tålegrenseverdier i forbindelse med gifteffekter på vannlevende organismer. Videre har vi

5. Resultater og diskusjon

5.1 Generell vannkjemi

Tilstandsformen og ytre faktorer som temperatur, pH, O₂- og CO₂ - innhold, hardhet (Ca og Mg), saltinnhold, innhold av organisk stoff (særlig humus), suspendert materiale og forekomst av andre tungmetaller har betydning for giftigheten eller "effektgrensen" overfor levende organismer. Det er særlig surt og/eller ionefattig vann med lite humus som er mest følsomt overfor metallpåvirkning. Kunnskap om den generelle vannkjemi er derfor nødvendig for å vurdere effekten av metallforurensninger i vassdrag. Vi benevner derfor den generelle vannkjemi som "følsomhetsparametre". For mer inngående informasjon henvises til kap.7 i Rognerud, Kjellberg & Boye (1991).

Resultatene fra de vannkemiske analyser er gitt i figur 8. Primærdata er sammenstilt i vedlegg (tabell 1) bak i rapporten.

Hoveddelen av nedbørfeltet til Terninga ligger i det Sørøst-norske grunnfjellsområde, men berører også kambrosilur-områder på Hedmarken. Det siste i kombinasjon med stor grunnvannstilførsel bidrar til at nedre løp av Terninga har et mer ionerikt (3,0-4,0 mS/m) og kalkholdig vann enn andre vassdrag i området som renner til Glåma. Vannet i Terningavassdraget har svakt sur reaksjon med pH-verdier i området 6-7. Alkalitet-verdiene var relativt høge - over 0,1 mekv/l - i hovedvassdraget og Bjørntjernesbekken. Dette viser at vannet hadde god motstandsevne mot forsurening. Bjørntjernesbekken kan likevel være utsatt for store pH-svingninger i flomperioder. Hansbekken er noe forsuret og således mer sårbar for ytterligere pH-senkninger ved flomperioder.

Vassdraget som avvanner store skog og myrområder preges av høgt humus- og nitrogeninnhold. Ved lav- og normalvannføring ligger vannfargen i selve Terninga i området 60-100 mg Pt/l, men øker betraktelig i flomsituasjoner (Linløkken pers.medd.). Bjørntjernesbekken og Hansbekken er også humuspåvirket, men i mindre grad enn hovedvassdraget.

Nedbørfeltet inneholder noe dyrket mark og boligbebyggelse/industri som gir muligheter for forurensningstilførsler. Det sistnevnte gjelder særlig elvens nederste løp. Vassdraget er fra naturens side næringsfattig med lavt fosforinnhold. Terninga var i undersøkelsesperioden lite forurenset av næringsalter med unntak av elvens nedre løp. Fosforkonsentrasjonen i elvens nederste del øker betydelig som følge av forurensningstilførsler og flomvann fra Glåma i enkelte perioder. I de seinere år har det her skjedd en økt igjengroing av elveleiet i den nederste del av vassdraget nedstrøms Terningmoen.

Den generelle vannkvaliteten i vassdraget med pH-verdier nær nøytralpunktet, noe kalsium og stort humusinnhold fører til at tålegrenser og terskelverdier for de akvatiske organismer dvs. "effektgrensen" for de aktuelle metaller sannsynligvis ligger ganske høyt (se kap.7 i Rognerud, Kjellberg & Boye 1991). Stor jernforekomst (se kap. 5.2.4) bidrar også til å høyne "effektgrensen" ved å minke metallenes biotilgjengelighet og gifteffekt.

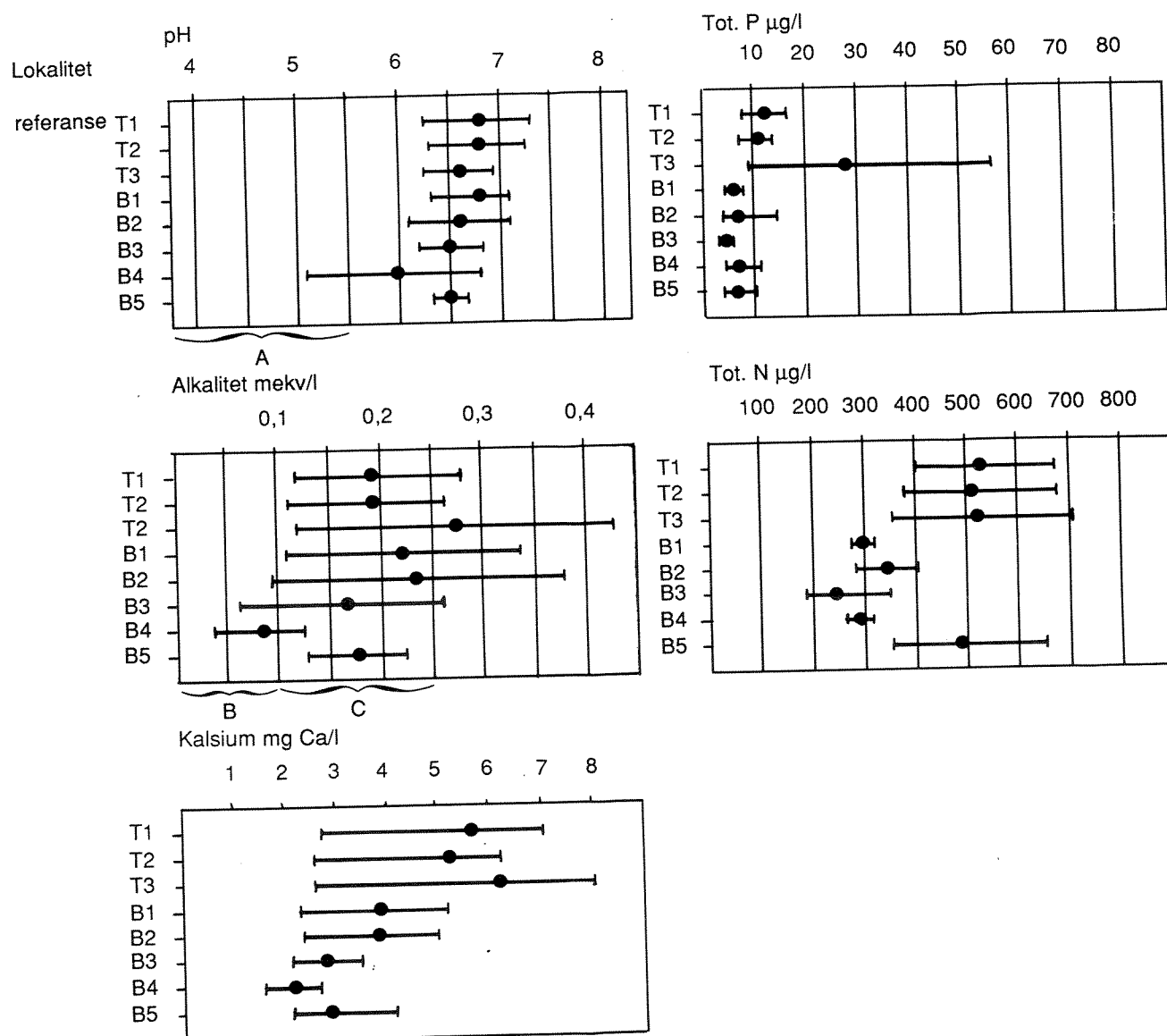


Fig.8 Variasjonsbredde og aritmetiske middelværdir for pH, alkalitet og konsentrasjoner av kalsium, fosfor og nitrogen ved 8 lokaliteter i Terninga 1990-91.

- A. Område der det kan oppstå forsureningsskader overfor enkelte organismer og der det kan skje økt utsig av aktuelle metaller unntatt Hg.
- B. Område som er følsomt overfor forsurening.
- C. Område som er følsomt overfor forsurening i flomperioder.

5.2 Konsentrasjoner av tungmetaller i vann, bekkersedimenter og elvemose.

Resultatene fra tungmetallanalysene er gitt i figurene 9-14 i teksten. Konsentrasjonsnivå og forurensningsgrad ble vurdert etter retningslinjer gitt i kap.4. Primærdata er sammenstilt i vedlegg (tabell 1-3) bak i rapporten.

5.2.1 Bly

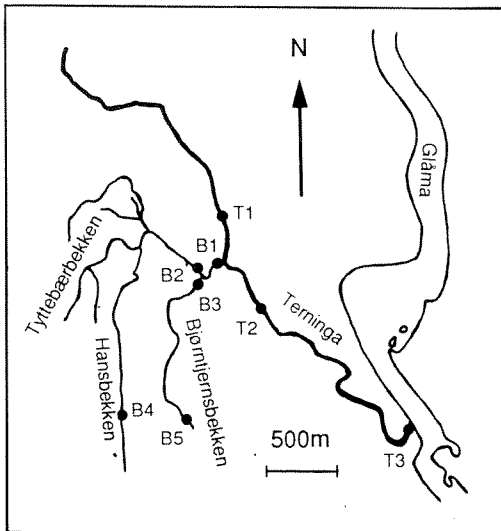
I vannet ble det målt blykonsentrasjoner i området $<0,5$ til $2,2 \mu\text{g Pb/l}$, og det var en klar tendens til høgere konsentrasjoner på de lokaliteter som berøres av metallutsig fra skytefeltet, dvs, lokalitetene T2, T3, B1, B2 og B3. De målte konsentrasjoner i Terninga kan betegnes som lave å lå stort sett i det konsentrasjonsnivå som anses som referansenivåer for Østlandet. Det lokale referansenivå synes å ligge nær $0,5 \mu\text{g Pb/l}$, og området er således lite til moderat påvirket av blyforbindelser. I Sverige anser man verdier i området $0,05$ - $1,0 \mu\text{g Pb/l}$ som "trolige bakgrunnskonsentrasjoner" (Lithner 1989).

Moseprøvene fra den berørte del av vassdraget, unntatt st.T3 nedsert i Terninga, viste klart forhøyde verdier med konsentrasjoner opp mot 40 mg Pb/kg (T.V.). Mest påvirket var lokalitetene i berørte deler av Bjørntjernsbekken og Hansbekken med moderat til høye konsentrasjoner tilsvarende vannkonsentrasjoner i områder $<1 - 2 \mu\text{g/l}$. Det var således godt samsvar mellom mose- og vann-konsentrasjoner. Størst utsig synes utifra moseprøvene å skje til Bjørntjernsbekken jevnført med Hansbekken. Mosemetodikken synes å være godt egnet til studie av blyforbindelser.

De undersøkte bekkersedimentene hadde blykonsentrasjoner i området 30 - 110 mg Pb/kg T.V. Verdiene kan betraktes som lave til middels høye, og sedimentene er noe forurensset. De høyeste konsentrasjoner ble registrert i Bjørntjerns-/Hansbekken (st.B1) og stasjon T2 i Terninga nedstrøms samløp Bjørntjerns-/Hansbekken. Påvirkningsgraden var likevel liten til moderat på de mest berørte lokaliteter.

En regional undersøkelse av Norske innsjøsedimenter som har blitt utført av Rognerud og Fjeld (1990) viste at svært mange innsjøsedimenter i Norge viser en sterk forurensningsgrad og overflatesedimenter som er lite forurensset var knapt nok representert i deres materiale. I Østlandsområdet fant de konsentrasjoner i området 100 - 150 mg Pb/kg (T.V.) og angir konsentrasjonsnivået 20 - 30 mg Pb/kg (T.V.) som naturlig bakgrunnskonsentrasjon. Lithner angir konsentrasjoner $\leq 10 \text{ mg Pb/kg}$ (T.V.) som trolig bakgrunnskonsentrasjon i Svenske innsjøsedimenter. Blykonsentrasjonene i Terningas bekkersedimenter ligger derfor innenfor det området vi finner som referanseverdier på

Bly, Pb.



Stasjonsplassering

Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	
Moderat	
Markert	
Stor	
Lokale ref.verdier	

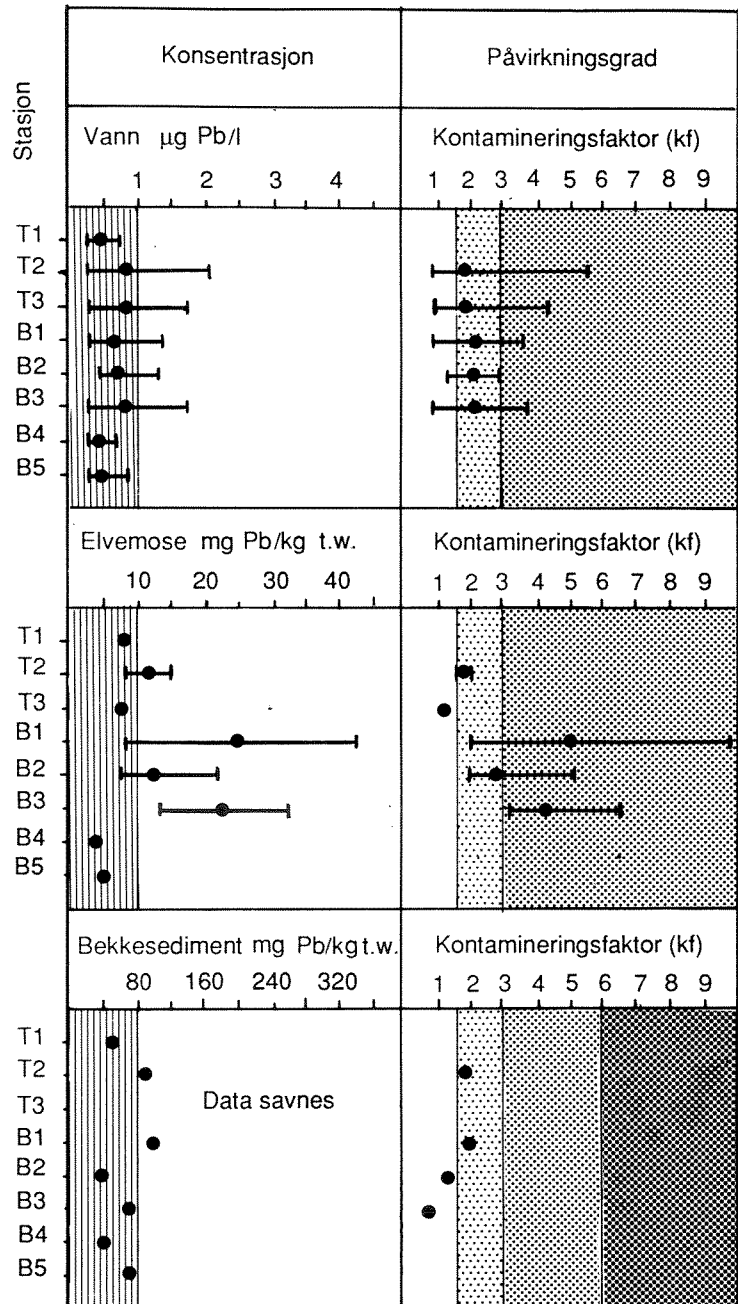


Fig.9. Målte konsentrasjoner av bly i vann, elvemose og bekkesedimenter i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene for vannprøver og toppskudd i mose viser aritmetiske middelerverdi og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

Østlandet og konsentrasjonen i sedimentene utgjør derfor for tiden ikke noe stort miljøproblem.

Konklusjon: Måleresultatene viser at det siger ut blyforbindelser fra skytefeltet som forurensrer bekkene i feltet og berørte del av Terninga. Transporten til Glåma bedømmes som minimal da det meste av blyforbindelsene fastlegges i Terningavasssdraget og først blir transportert ut i flomsituasjoner når fortynningsgraden er stor. Mest forurenset av bly var nedre del av Bjørntjernsbekken samt den bekkestrekning (ca 200m) der Bjørntjernsbekken og Hansbekken renner sammen og videre ut i Terninga. Strekningen betegnes videre som Bjørntjernes-/Hansbekken. Resultatene er i samsvar med bruken av feltet da vi her har størst deponering av blyprosjektiler.

Påvirkningsgraden bedømmes likevel som liten da de registrerte konsentrasjoner (0,5-2,5 µg Pb/l) lå godt under antatt "effektgrense", og nær det konsentrasjonsnivå vi finner som referanseverdier i norske vassdrag. Blyforurensning fra skytefeltet utgjør derfor for tiden ikke noe stort problem overfor flora og fauna i Terninga.

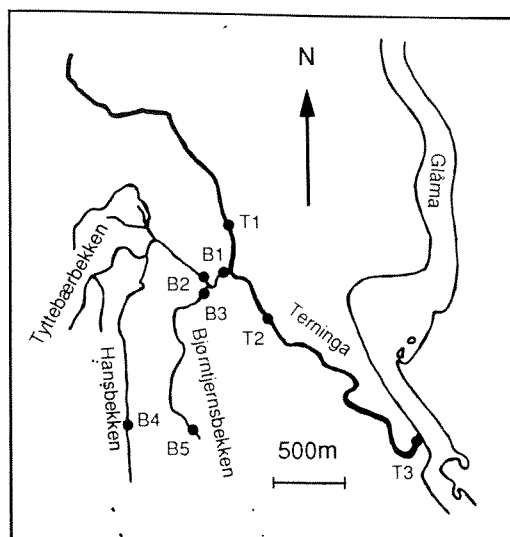
5.2.2 Kobber

Kobberkonsentrasjonene i vannprøvene varierte i området 0,6-5,6 µg Cu/l og det var en klar tendens til høyere konsentrasjoner på de lokaliteter som var mest berørt av metallutsiget fra skytefeltet dvs. stasjon B1, B2 og B3. Nedre del av Bjørntjernsbekken var mest berørt. Referansekonsentrasjoner i norske vassdrag ligger som regel i området 1-2 µg Cu/l (Henriksen og Wright 1977). Dette er i godt samsvar med Svenske undersøkelser (Lithner 1989) og de data som er sammenstilt av Steinnes (1990). Vi må likevel regne med høyere bakgrunns- og referanseverdier i områder som er rik på kobbermalm.

Generelt sett var de registrerte konsentrasjoner i Terninga lave og skulle ikke medføre direkte fare for forgiftning eller problemer for evt. drikkevannsforsyning. Grande (1991) har vist at kobberkonsentrasjoner ≤ 20 µgCu/l ikke medførte skade for fisk eller fisket i norske vassdrag. Dette er også i samsvar med egne undersøkelser overfor flertallet bunndyr (se kap.4.4). Registrerte kobberkonsentrasjoner i Terninga ligger således godt under antatt "effektgrense" og skulle for tiden ikke utgjøre noe problem for økosystemet i vassdraget.

Referansenivået for kobber i elvemose er vel dokumentert og har vist seg å ligge i området 15-25 mg Cu/kg (T.V.) (Lithner 1989 og Lingsten pers.medd.). I områder med kobberholdig fjellgrunn kan vi likevel finne høyere konsentrasjoner. Egne data fra Østlandet i 1991 viste et referansenivå i området 5-60 mg Cu/kg (T.V.). Referansenivåene i Terningavasssdraget

Kobber, Cu.



Stasjonsplassering

Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	
Moderat	
Markert	
Stor	
Lokale ref. verdier	

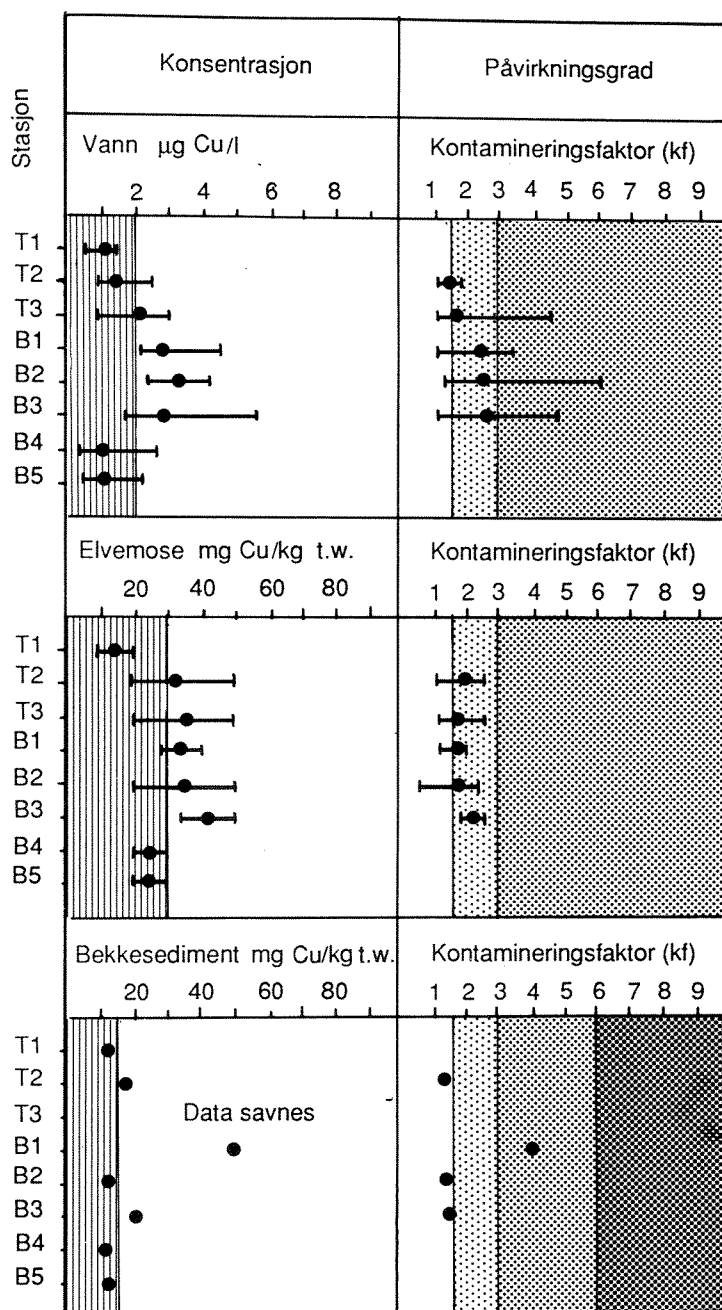


Fig.10. Målte konsentrasjon av kobber i vann, elvemose og bekkesedimenter i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene for vannprøver og toppskudd i mose viser aritmetiske middelveier og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

må derfor betraktes som normalt høye med verdier i området 12-30 mg Cu/kg (T.V.). Ved de lokaliteter som er berørt av metallutsig fra skytefeltet var konsentrasjonene relativt høye og tilsvarende vannkonsentrasjoner i området 1,0-5,0 µg Cu/l. Akkumuleringsforsøkene med elvemose gav således klar indikasjon på at det siger ut kobberforbindelser fra skytefeltet. Bjørntjernsbekken synes å være mest belastet. Videre var det en god korrelasjon mellom konsentrasjon i mose og vann.

De undersøkte bekkersedimenter hadde kobberkonsentrasjoner i området 10-50 mg Cu/kg (T.V.). Unntatt stasjonen B1 kan verdiene betegnes som lave. Stasjon B1 hadde moderat/middels høy konsentrasjon. Indikasjon på kobberutsig som påvirker Bjørntjerns- og Hansbekken, men i en viss utstrekning også øvrige stasjoner som er berørt av avrenning fra skytefeltet ble således registrert. Bjørntjerns-/Hansbekken kan betegnes som markert påvirket, mens de øvrige lokaliteter var lite påvirket med kontamineringsfaktor $\leq 1,5$. Nedre del av Bjørntjernsbekken var mer påvirket enn nedre del av Hansbekken.

Referanseverdien for området synes å ligge nær 10 mg Cu/kg (T.V.). Lithner (1989) oppgir ≤ 20 mg Cu/kg (T.V.) som trolig bakgrunnskonsentrasjon i Svenske innsjøsedimenter. En viss kobberbelastning foreligger som nevnt ovenfor, men da konsentrasjonene er lave og nær de vi finner som referanseverdier vurderes nåværende kobberforekomst i sedimentene som et lite miljøproblem i Terninga.

Konklusjon: Måleresultatene indikerer at det siger ut kobberforbindelser fra skytefeltet som påvirker bekkene i feltet og berørte del av Terninga. Bjørntjernsbekken var mest berørt. Registrerte konsentrasjoner i vann, sedimenter og mose varierte fra lave verdier til verdier som klart oversteg lokale referansenivåer. Påvirkningsgraden bedømmes likevel som ubetydelig da de registrerte konsentrasjoner (1,0-5,5 µg Cu/l) lå godt under "effektgrensen", og i samsvar med referansenivået for norske vassdrag. For tiden utgjør derfor ikke kobberforurensning fra skytefeltet noe direkte miljøproblem for Terninga.

Kobber synes å være den av de aktuelle metaller som det er størst betenkeligheter med, dvs. som raskest vil overskride "effektgrensen" med henblikk på evt. økt metallutsig fra skytefeltet.

Det var godt samsvar mellom vannprøver og moseprøver. Dette viser at konsentrasjonen i toppskudd av elvemose er velegnet til å belyse kobberkonsentrasjonen i vassdraget over en lengre tidsperiode.

5.2.3. Sink

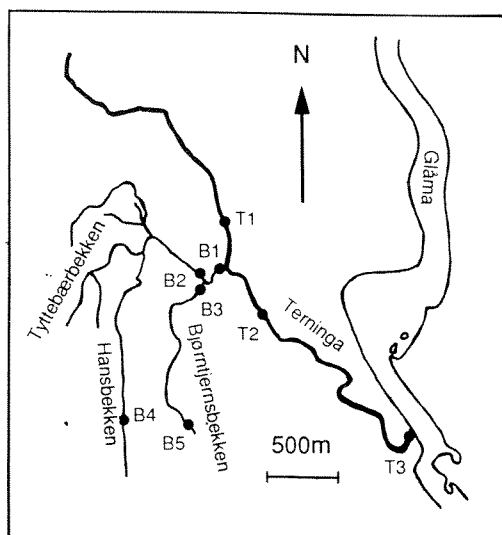
Referanseverdiene for sink i norske vassdrag varierer i området 0,5-20 $\mu\text{g Zn/l}$ (Henriksen og Wright 1977, Steinnes 1990). I de fleste tilfeller finner vi konsentrasjoner $< 10 \mu\text{g Zn/l}$. Dette er i samsvar med svenske undersøkelser (Lithner 1989). Prøvematerialer fra Terningmoen viste at alle lokaliteter med unntak av stasjon T1, dvs. referansestasjonen i selve Terninga og stasjon B2 i nedre del av Hansbekken hadde verdier $\leq 10 \mu\text{g Zn/l}$. Muligens tilføres Hansbekken noe sink fra skytefeltet, men forøvrig kan vi ikke registrere noen effekter i vassdraget på bakgrunn av vannanalysene. Samtlige av de registrerte sinkkonsentrasjoner var lave og godt under det konsentrasjonsnivået dvs. "effektgrense" der sink kan forårsake skadeeffekter eller bli et problem i drikkevannssammenheng. Grande (1991) har vist at sinkkonsentrasjonene må overstige 80 $\mu\text{g Zn/l}$ før skadeeffekter på fisk kan observeres i norske vassdrag.

I likhet med kobber foreligger det god dokumentasjon over referanseverdier i elvemose for sink. Variasjonene er store med konsentrasjoner i området 35-400 mg Zn/kg (T.V.) (Lithner 1989). Egne målinger fra Østlandet i 1991 ligger innenfor dette konsentrasjonsintervallet med verdier i området 50-320 mg Zn/kg (T.V.). Referanselokalitetene i Terningavassdraget hadde konsentrasjoner på 20-200 mg Zn/kg (T.V.), dvs. i samsvar med overnevnte verdier.

Moseprøvene fra de berørte deler av vassdraget ga klar indikasjon på at det skjer utsig av sinkforbindelser fra skytefeltet og størst transport skjer via Hansbekken der nedre løp var markert påvirket. Selve Terninga var også berørt, men her var påvirkningen mer beskjeden og kan betegnes som liten til moderat. Ved de lokaliteter som er berørt av metallutsig fra skytefeltet varierte konsentrasjonen i området 150-700 mg Zn/kg (T.V.). Verdiene kan betegnes som lave til moderate, og tilsvarer vannkonsentrasjoner i området $<10-30 \mu\text{g Zn/l}$.

De undersøkte bekkesedimenter hadde sinkkonsentrasjoner i området 40-170 mg Zn/kg (T.V.). Samtlige verdier kan betegnes som lave. Høyest konsentrasjon ble registrert ved st.T1 dvs. ved referansestasjonen i selve Terninga. Lithner (1989) oppgir konsentrasjoner $\leq 175 \text{ mg Zn/kg}$ (T.V.) som sannsynlige bakgrunnskonsentrasjoner i Svenske innsjøsedimenter. Dersom vi tar dette i betraktning så var sinkkonsentrasjonene i sedimentene ikke noe stort miljøproblem i Terninga. En viss indikasjon på sinkforurensning fra feltet til nedre del av Hansbekken og Bjørntjerns-/Hansbekken ble likevel registrert. Påvirkningsgraden betegnes som moderat.

Sink, Zn.



Stasjonsplassering

Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	
Moderat	
Markert	
Stor	
Lokale ref.verdier	

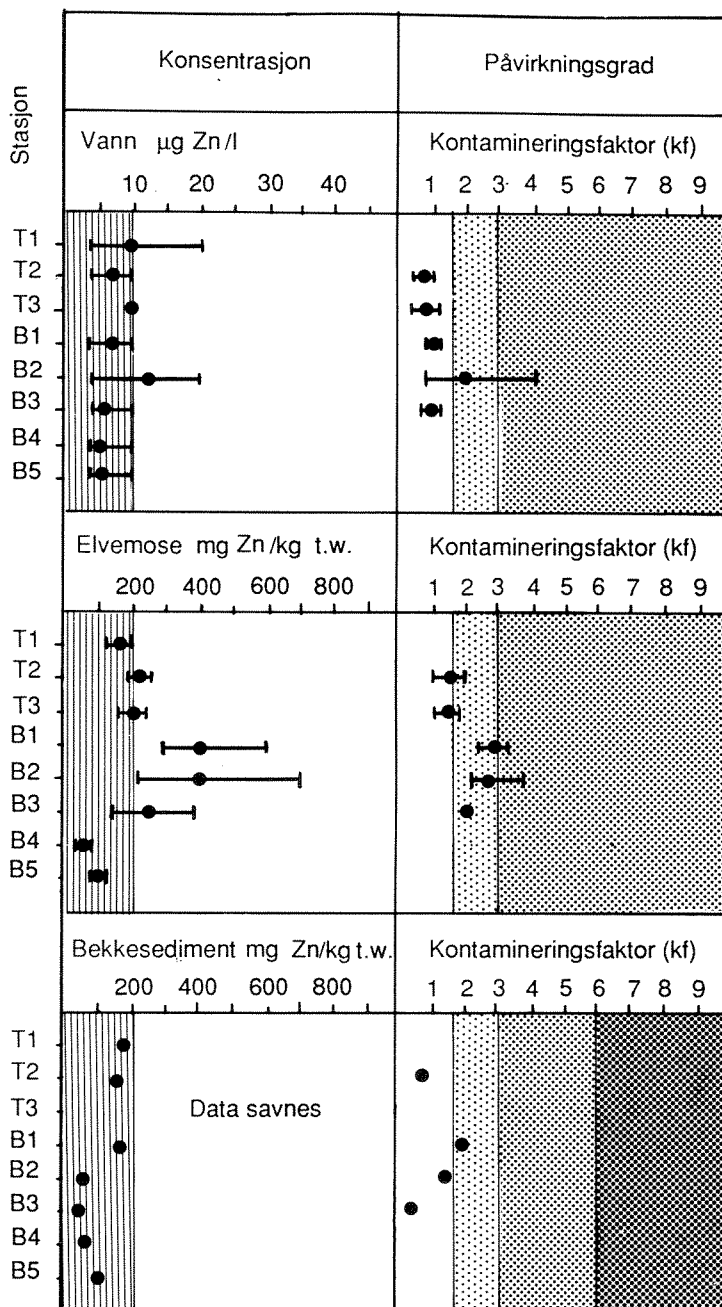


Fig.11 Målte konsentrasjoner av sink i vann, elvemose og bekkesedimenter i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene for vannprøver og toppskudd i mose viser aritmetiske middelerverdier og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontaminertingsfaktor (Kf).

Konklusjon: De registrerte sinkkonsentrasjoner i vann og bekkersedimenter var lave og i samsvar med antatte lokale referansenivåer. Til dels høye sinkkonsentrasjoner, som klart oversteg referansenivået i vannmose, indikerte likevel at det skjedde forurensning av sinkforbindelser fra feltet. Hansbekken var mest påvirket. Terninga forurenses også, men i liten grad. Sink er lite giftig overfor vannlevende organismer og de registrerte konsentrasjonene ($<10-20 \mu\text{gZn/l}$) var godt under "effektgrensen" og innenfor det intervallet som oftest observeres som referanseverdier for norske vannforekomster. Sinkforurensning fra skytefeltet utgjør derfor for tiden ikke noe problem for økosystemet i Terninga. Økt sinktilførsel kan til og med være positivt for økosystemet da sink kan redusere gifteffekten av andre metaller (Lindestrøm 1991).

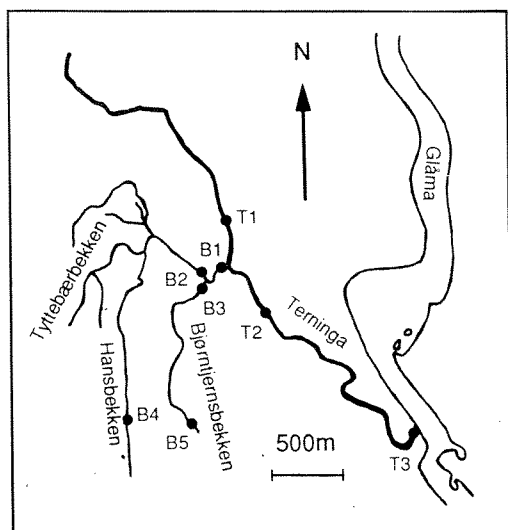
5.2.4 Jern

I likhet med aluminium varierer jernkonsentrasjonen betraktelig i norske vassdrag. Terninga er fra naturens side jernrik med konsentrasjoner i vannet nær 1 mg Fe/l . Målingene viser at det skjedde utsig av jernforbindelser til Hansbekken og nederste del av Terninga. Konsentrasjonsøkningen i Hansbekken er trolig et resultat av utsig fra deponerte jernforbindelser i skytefeltet, mens det var lokale forurensningskilder utenfor Terningmoen som påvirker nedre løp av Terninga. Med unntak av flomperiodene var det stor okerutfelling i de mest påvirkede deler av Hansbekken. Jern kan være toksisk overfor fisk når konsentrasjonen overstiger 1 mg Fe/l . Det kan da utvikles oker som kan tette igjen fiskens gjeller. Sannsynligvis har vi derfor lokale skadeeffekter på biota i Hansbekken. Bekken er ikke fiskeførende slik at effekten bedømmes som liten og uten praktisk betydning.

Sedimentkonsentrasjonene kan betegnes som lave til moderat høye med verdier i området $10-60 \text{ g Fe/kg (T.V.)}$. Størst jernforekomst var det ved stasjon T2 i Terninga og i Bjørntjernes-/Hansbekken. Resultatene viser at det skjer utsig av jernforbindelser fra skytefeltet som først og fremst berører Hansbekken. Jerninnholdet i bekke- og innsjøsedimenter varierer betraktelig og referanse- og bakgrunnsnivåer berører derfor et stort variasjonsområde. Rognerud og Fjeld (1990) fant ved den regionale innsjøundersøkelsen bakgrunnsnivåer i området $20-300 \text{ g Fe/kg (T.V.)}$ i Østlandsområdet. Jernverdiene i Terningavassdraget skulle derfor ikke utgjøre noe miljøproblem, sjø om okerutfelling likevel lokalt kan skape problemer.

Konklusjon: Terninga har fra naturens side jernholdig vann. En økning i jerntilførselen til de mindre bekkene vil derfor raskt kunne gi jernkonsentrasjoner som når opp til "effektgrensen". Jernutsig fra skytefeltet påvirket i betydelig grad berørte deler av Bjørntjernes- og Hansbekken, mens selve Terninga var lite berørt. Mest påvirket var

Jern, Fe.



Stasjonsplassering

Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	
Moderat	
Markert	
Stor	
Lokale ref.verdier	

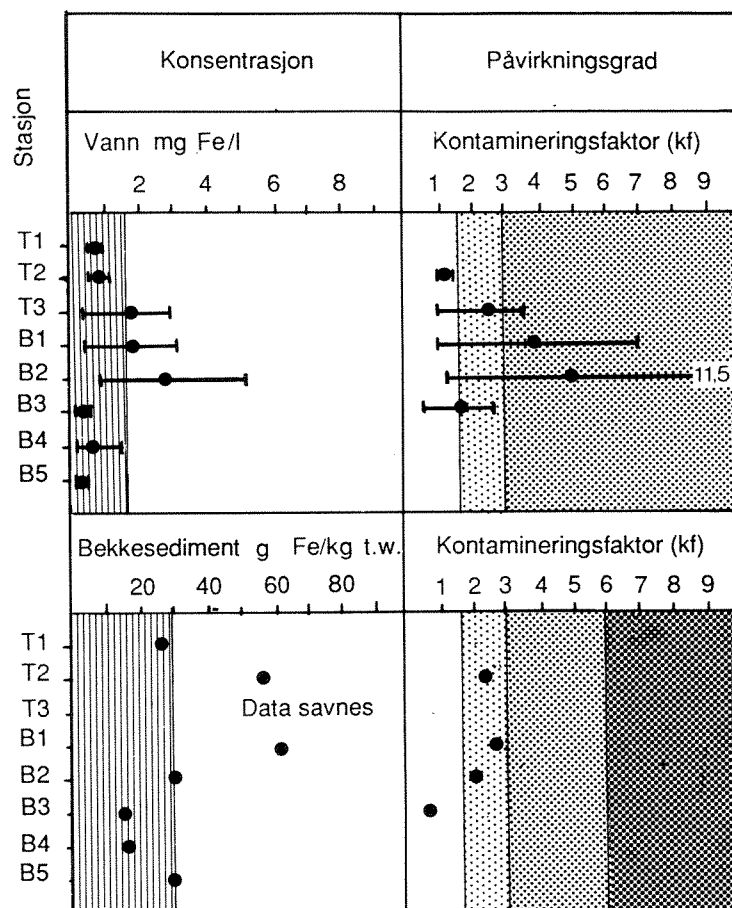


Fig.12 Målte konsentrasjoner av jern i vann og bekkesedimenter i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene for vannprøver viser aritmetiske middelværder og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

Hansbekken som ved middels- og lavvannføring hadde markert okerutfelling i sitt nedre løp. De registrerte vannkonsentrasjoner i berørte deler av bekkene lå i et konsentrasjonsnivå ($>1000 \mu\text{g Fe/l}$) der vi kan forvente skadeeffekter på enkelte vannorganismer. Lokale skadeeffekter kan ha skjedd, men da disse bekestrekninger ikke er fiskeførende er effekten begrenset og av liten praktisk betydning. Driften av bunndyr ut i Terninga kan likevel ha blitt redusert.

5.2.5 Aluminium

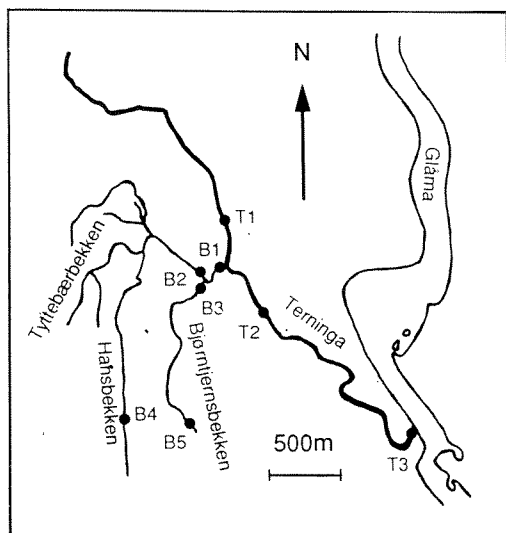
Aluminiumkonsentrasjonene i norske vassdrag varierer betraktelig og øker ved forsurening. De registrerte aluminiumkonsentrasjonene er gitt som totalaluminium (tot.Al) og varierte i området $35\text{-}560 \mu\text{g Al/l}$. Hansbekken og selve Terninga hadde de høyeste aluminiumkonsentrasjonene. Vannanalysene viste ikke noe forurensning av aluminium fra skytefeltet. Ved en eventuell forsurening av vassdraget vil aluminium kunne bli et problem da flere av de registrerte konsentrasjoner må betegnes som høye og nær "effektgrensen". En eventuell økning i humusinnholdet ved en forsurening vil likevel begrense denne effekt (Spry & Wiener 1991). Vannets pH og innhold av organisk stoff står nemlig sentralt i denne sammenheng.

Det foreligger få referansedata for aluminiumkonsentrasjoner i elvemose og det er for tiden ikke mulig å gi noe "normalintervall". Sannsynligvis har vi her å gjøre med et meget bredt intervall. Videre synes det ikke å være noen god relasjon mellom målte konsentrasjoner i mose og vann.

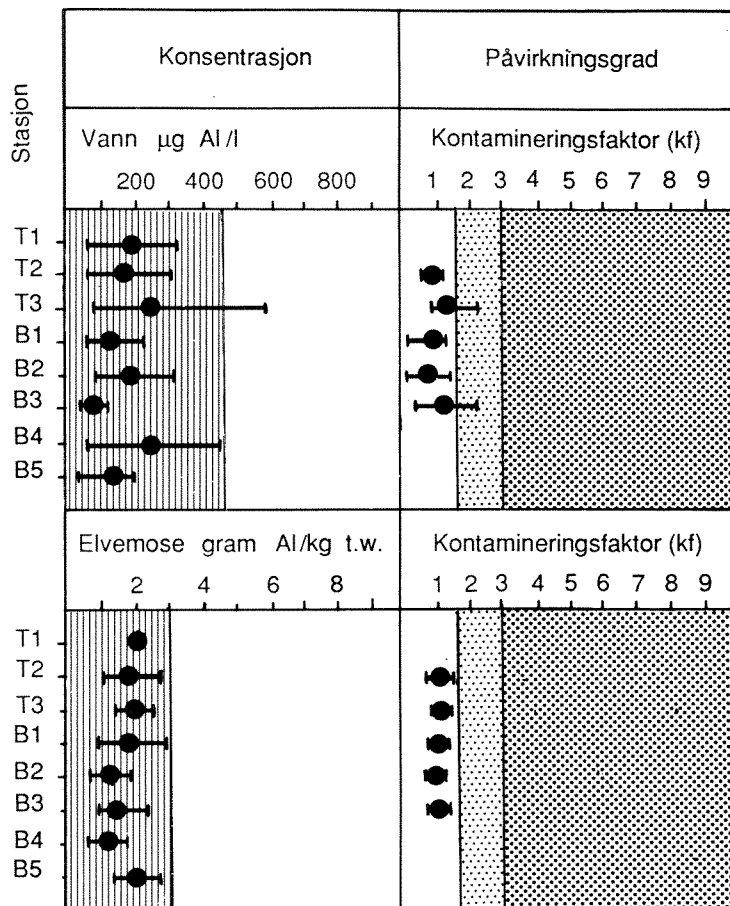
Samtlige moseprøver fra Terningavassdraget hadde konsentrasjoner i området $1000\text{-}3000 \text{ mg Al/kg}$ (T.V.) og skulle ifølge Lithner (pers.medd.) være lave og i samsvar med det en i Sverige foreløpig betrakter som referansekonsentrasjoner. Muligens kan vi spore aluminiumforurensning fra feltet til Hansbekken. For øvrig synes det ikke å foreligge noe forurensning av aluminium av betydning fra skytefeltet. Konsentrasjonene i mose samsvarte dårlig med vannprøvene og metodikken synes ikke brukbar for aluminium. Vi kan likevel ikke se bort ifra at den dårlige sammenhengen kan være en indikasjon på at aluminiumet i Terninga er lite biotilgjengelig.

Konklusjon: Aluminiumkonsentrasjonen i Terninga inklusive Bjørntjerns- og Hansbekken varierte i området $40\text{-}600 \mu\text{g}$. De store konsentrasjonssvingningene var antagelig forårsaket av vannføringsvariasjoner. Vannanalysene og konsentrasjonen i vannmose indikerte at det ikke skjer forurensninger av betydning fra skytefeltet. Videre viser konsentrasjonen i vannmose at aluminiumforbindelsene i Terninga var lite biotilgjengelige.

Aluminium, Al.



Stasjonsplassering



Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	[white box]
Moderat	[dotted box]
Markert	[cross-hatched box]
Stor	[diagonal-hatched box]
Lokale ref. verdier	[vertical-line-hatched box]

Fig.13 Målte konsentrasjoner av aluminium i vann og elvemose i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene viser aritmetiske middelværdier og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

5.2.6 Kvikksølv

Tidligere ble det brukt kvikksølv i tennhettene. Referanseverdier for kvikksølv i elvemose er ikke så godt dokumentert. Lithner (1989) oppgir verdier i området <0,02-0,18 mg Hg/kg (T.V.) for Nord-Sverige og egne data fra Østlandet i 1991 viste konsentrasjoner i området 0,05-0,11 mg Hg/kg T.V. Samtlige moseprøver fra Terningavassdraget var lave med verdier i området 0,04-0,06 mg Hg/kg (T.V.) og således i godt samsvar med våre referanseverdier. Det synes derfor ikke å ha skjedd noe forurensning av kvikksølv fra skytefeltet forårsaket av deponerte projektiler.

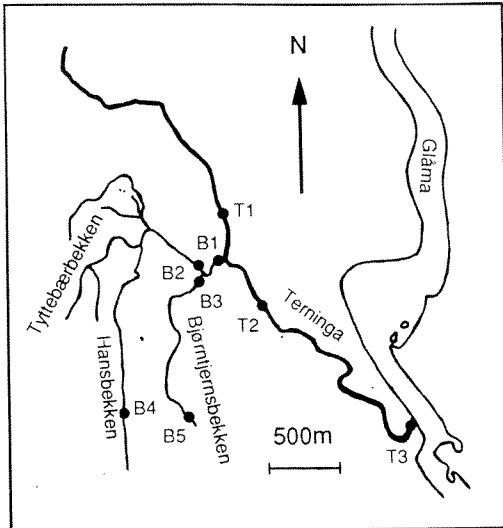
De undersøkte bekkesedimenter hadde kvikksølvkonsentrasjoner i området 0,02-0,09 mg Hg/kg (T.V.). Verdiene kan betraktes som lave. Vi kan nevne at Gudmundson (1989) fant variasjoner i området 0,02-0,16 mg Hg/kg (T.V.) i flomsedimenter i Mjøsområdet med de høyeste verdiene i områder med alunskifer. Alunskifer er rik på metaller.

De høyeste konsentrasjonene ble registrert i Bjørntjernsbekken og Hansbekken i området oppstrøms de mest benyttede skyteområdene. Terningavassdraget var derfor ikke forurenset av kvikksølv fra skytefeltet .

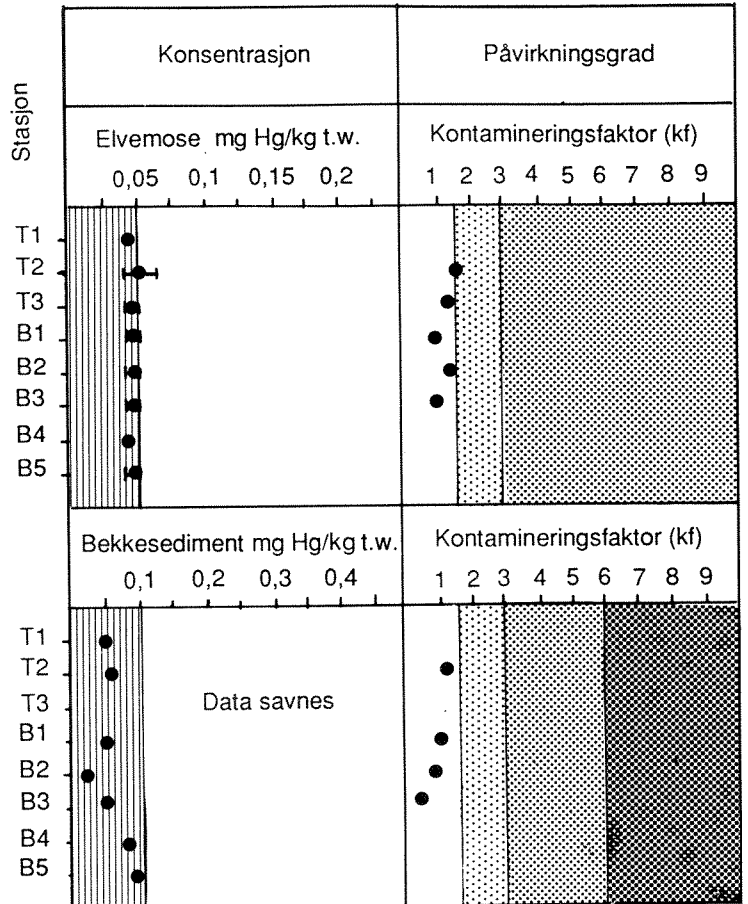
Ved den regionale innsjøundersøkelsen (Rognerud & Fjeld, 1990) ble det for Østlandet funnet et kvikksølvinnhold i overflatesedimentene i størrelsesområdet 0,15-0,2 mg Hg/kg (T.V.). Rognerud & Fjeld (1990) angir videre 0,02-0,12 mg Hg/kg (T.V.) som reelle referanse eller bakgrunnsverdier. Dette er i samsvar med Lithner (1989) som oppgir konsentrasjoner $\leq 0,1$ mg Hg/kg (T.V.), som sannsynlige bakgrunnsverdier i Svenske innsjøsedimenter. Til tross for at bekkesedimentene i dette tilfelle ikke er direkte jevnførbare med innsjøsedimenter, overensstemmer de foreliggende data godt med oppgitte referanse-/bakgrunnsverdier. Vi anser ikke de målte kvikksølvkonsentrasjonene som noe miljøproblem for Terninga. Kvikksølvinnholdet i ørret fra Terninga var også lavt (kap.5.3.3), og dette viser at dannelsen av biotilgjengelig kvikksølv ved bl.a. metylering var ubetydelig.

Konklusjon: Kvikksølvkonsentrasjonene i elvemose og bekkesedimenter var lave og i samsvar med antatte lokale referansenivåer. Det var ikke indikasjoner på at det har skjedd forurensninger av kvikksølv fra skytefeltet.

Kvikksølv, Hg.



Stasjonsplassering



Påvirkningsgrad	(kf)
Liten	[White box]
Moderat	[Dotted pattern]
Markert	[Cross-hatched pattern]
Stor	[Dark cross-hatched pattern]
Lokale ref.verdier	[Vertical lines pattern]

Fig.14 Målte konsentrasjoner av kvikksølv i vann, vannmose og bekkersedimenter i Terningavassdraget i 1990-91. Verdiene for toppskudd i vannmose viser aritmetiske middelerverdi og variasjonsbredder. Påvirkningsgraden er vurdert ut fra beregnet kontamineringsfaktor (Kf).

5.3. Tungmetaller i ørret.

5.3.1 Innledning

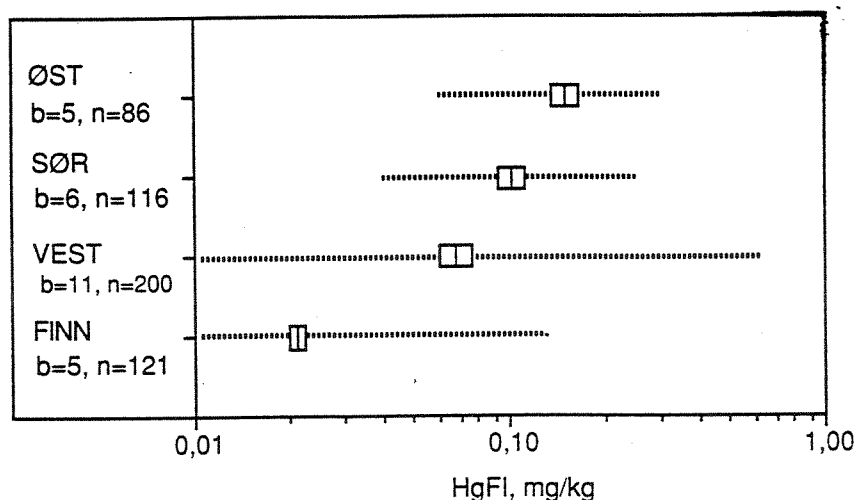
Fisk kan ta opp og akkumulere både nødvendige og ikke nødvendige tungmetaller ved direkte opptak via gjeller og hud eller indirekte via fødeinntak. Virkningen er bl.a. avhengig av type og konsentrasjon av metaller, vannkvalitet, fiskearten, stadium i livssyklus og fiskens fysiologiske tilstand. Fisk er spesielt følsom i stressituasjoner. Laksefisk som ørret er mer følsom overfor metalleksposering enn annen fisk som gjedde, abbor, mort osv. (Lindeström 1991). 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 inaktiveres 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 overfor enkelte metaller. Fisken øker da sin evne til å regulere opptaket og utskillelsen eller på ulike vis avgifte/immobilisere metallene.

Fisk og ulike fiskeorgan er derfor ofte brukt for studie av biokonsentrasjon, bioakkumulasjon, samt biomagnifisering. Dette gjelder særlig ved vurderinger av risiko knyttet til konsum av fisk fra forurensede områder. På bakgrunn av norske, svenske og nordamerikanske publikasjoner har Grande (1987) gjort en sammenstilling av referansedata for ferskvannsfisk i lite påvirkede områder (tab.10). Videre har Rognerud og Fjeld (1990) registrert kvikksølvkonsentrasjonen i ørretbestander fra 27 innsjøer fra hele landet (fig.15). De har valgt å legge vekten på innsjøer som ikke var forurenset fra lokale kilder, og resultatene gir derfor informasjon om referansekonsentrasjoner i ulike deler av landet.

Tabell 12. Antatte bakgrunns-/referansenivåer av metaller i muskel og lever av ferskvannsfisk (Grande 1987).

	Våttvekt (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
Krom	0,002	- 0,1	0,01 - 0,2	0,01	- 0,5	0,05 - 1,0
Nikkel	0,05	- 0,1	-	0,25	- 0,5	-
Aluminium	<2,0		-	<1,0		-

Det er i tabellen ikke skilt mellom ulike arter av ferskvannsfisk. De angitte normalintervallene er imidlertid så vide at de fleste arter antas å ville falle innenfor grensene.

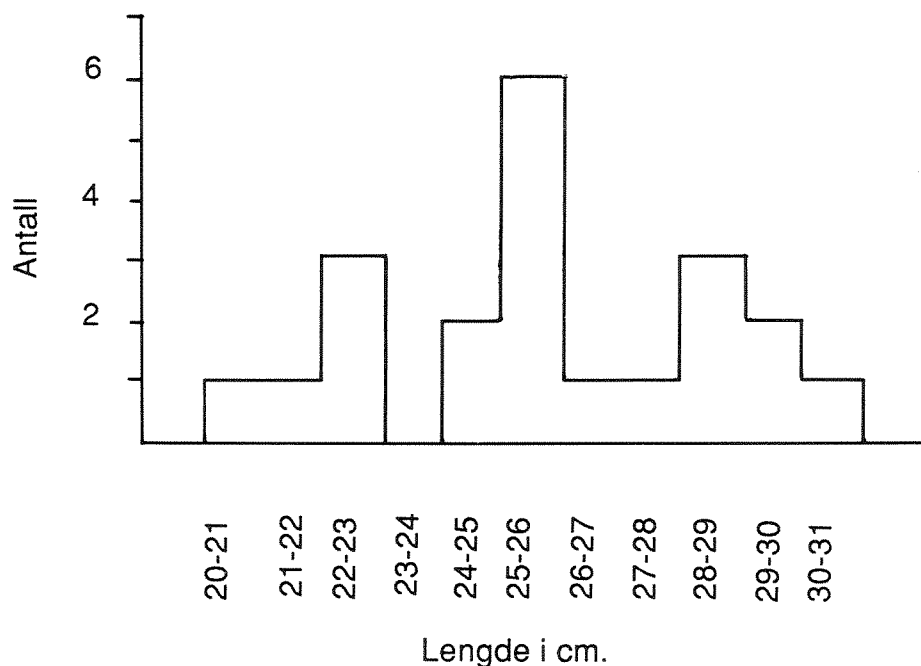


Figur.15 Geometrisk gjennomsnitt av kvikksølvkonsentrasjonen i muskel hos ørret, regionsvis oversikt. 95% konfidensintervall og den totale variasjonsbredden er inntegnet. b=antall, n=samlet antall fisk. Etter Rognerud og Fjeld (1990).

Den strekningen av Terninga som påvirkes av avrenning fra skytefeltet er en viktig gyte- og reproduksjonslokalitet for Glåmaørret (Linløyken pers.medd.). Videre har vassdraget en god bestand av småvokst stedegen ørret, ørekyte, lake og steinulke samt en sparsom forekomst av elveniløye, gjedde, abbor og mort. Det drives noe fiske i elva, særlig i flomperioden høst og vår når det går opp ørret på 1-2 kg fra Glåma. I forbindelse med Glommaprosjektet har Fiskerikonsulenten for Hedmark foretatt fiskebiologiske undersøkelser i Terninga i juli 1987. Det ble da registrert ca. 30 ørret større enn 9 cm pr. 100 meter elvestrekning og bestanden ble bedømt som rik (Linløyken pers.medd.).

5.3.2 Materiale og metodikk.

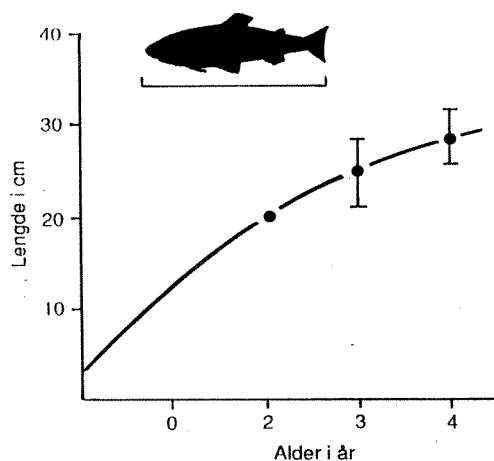
Den 18. september 1990 ble det samlet inn ørret fra stasjon T1 og T2 med elfiskeapparat. Stasjon B1 ble også avfisket, men her ble det ikke observert fisk. For analyse av tungmetallinnhold ble det samlet inn 11 ørreter fra st.T1 og 10 ørreter fra st.T2. Fiskens størrelse er gitt i fig.16. Ryggmuskulatur, ryggbein og lever ble benyttet til tungmetallanalyser. Resultatene er gitt som mg metall pr. kg ferskvekt (V.V.). I ryggmuskulatur, som ble tatt fra ryggen bak ryggfinnen ble det analysert på bly, kobber og kvikksølv. Fra ryggbein tatt i området mellom hode og ryggfinne, ble det analysert på sink og kvikksølv. Leveren ble analysert på bly, kobber, sink og kvikksølv. Videre har vi målt lengde og vekt samt bestemt kjønn, alder og kondisjonsfaktor for hver fisk. Resultatet av ørretundersøkelsen er gitt i vedlegget (tab. 4). Lengdefordeling, tilvekst og metallkonsentrasjoner i de ulike fiskeorganer er vist i Figurene 16, 17 og 18.



Figur 16. Lengdefordeling hos de ørretene som ble benyttet til tungmetallanalyser.

5.3.3 Resultater og diskusjon

Elfiskeundersøkelsen viste, i samsvar med tidligere undersøkelser (Linløyken pers. medd.), at arts- og aldersammensetning var normal og i samsvar med det vi kan forvente i et vassdrag som Terninga. Ørretens tilvekst kan betegnes som god med en tilvekst på ca 5 cm pr. år hos de eldre fiskene (fig.17). Kondisjonen var også god med en K-faktor fra 0,9 til 1,2.



Figur 17. Tilvekstkurve for ørret i Terninga.

Generelt vurdert synes det ikke å foreligge noen skadeeffekt av betydning for ørretbestanden i Terninga som kan settes i forbindelse med tungmetallforurensning fra skytefeltet på Terningmoen.

Ser vi bort ifra tre ørreter med høye kobberkonsentrasjoner i lever (ved st.T2), så var konsentrasjonen av kvikksølv, bly, kobber og sink lav og lå nær de konsentrasjonsintervallene som er vanlige for bakgrunns- eller referanseverdier (fig.18). Det ble ikke registrert bioakkumulasjon, men en viss biokonsentrasjon p.g.a. økt forekomst av biotilgjengelig bly, kobber og sink ble funnet. Da ørreten i høy grad kan regulere sitt inntak av sink også ved høye sinkkonsentrasjoner i vannet (Lindeström 1991) samt at kobber og bly i liten grad akkumuleres i fiskekjøtt (Grande 1991) skulle det ikke være noen betenkeligheter med å spise fisk fra Terninga.

Kvikksølv (Hg)

Kvikksølvkonsentrasjonene i kjøtt og lever fra samtlige av de undersøkte ørreter var lave og i samsvar med gitte bakgrunns-/referanseverdier (Grande 1987 og Rognerud og Fjeld 1990). Ørreten i Terninga bedømmes derfor som ikke forurenset av kvikksølv fra skytefeltet. Resultatet av ørretundersøkelsen samsvarte godt med resultatene fra undersøkelsen av bekkesedimenter og vannmose.

Bly (Pb)

Resultatene er noe tvetydige. Leverkonsentrasjonene skulle tyde på at ørreten i Terninga har relativt høye referansenivåer og at blyforurensningen fra skytefeltet hadde liten eller ingen effekt på fisken. Blykonsentrasjonen i ryggbein indikerer derimot at blyforurensningen fra skytefeltet kan ha hatt en viss effekt. Påvirkningsgraden var likevel ubetydelig med en kontamineringsfaktor (Kf) nær 1,5. Konklusjonen blir derfor at blyforurensninger fra skytefeltet påvirket fisken lite i den berørte del av Terninga, og det er ingen problemer knyttet til bruk av fisken som mat. Resultatene fra ørretundersøkelsen var i godt samsvar med de øvrige resultater.

Kobber (Cu)

Tre ørreter ved st.T2 hadde klart forhøyet kobberkonsentrasjon i lever med en kontamineringsfaktor på 5 dvs. markert påvirket og i samsvar med hva Grande (1991) fant i lever hos ørret fra vassdrag som påvirkes av gruveforurensninger. De andre undersøkte ørretene hadde leverkonsentrasjoner som var i samsvar med forventede bakgrunns-/referanseverdier (Grande 1991). Den laveste konsentrasjon hadde ørreten som ble tatt ved st.T1. Kobber akkumulert i ryggbein gir et noe forskjellig bilde med de laveste verdier ved st.T2. Utsig av kobber fra skytefeltet ga klare effekter på fisken med en økt biokonsentrasjon i lever. Problemet bedømmes likevel som lite da det bare handler om enkelte fisk og at ørretbestanden som tidligere nevnt er i "god kondisjon". Resultatene var i god overenstemmelse med resultatene fra vannanalyser i bekkesedimenter og akkumuleringsforsøkene med vannmose.

Sink (Zn)

Sinkkonsentrasjonen i fiskekjøtt og lever var lav og lå nær eller innenfor det intervall vi bedømmer som bakgrunns-/referanseverdier (Grande 1991). Dette er i samsvar med de øvrige målingene. Videre synes det ikke som om eventuelle sinkforurensninger fra skytefelt

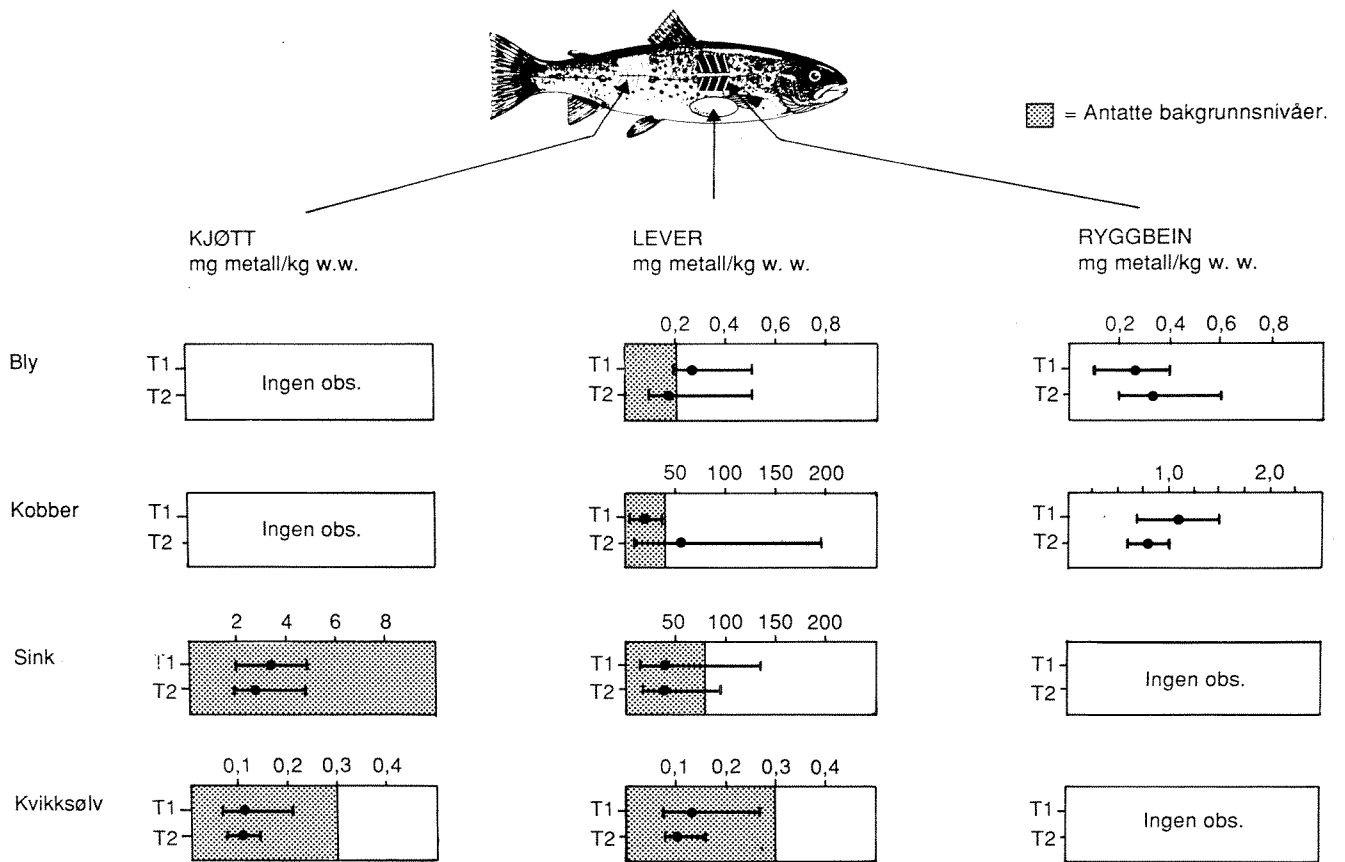


Fig.18 Metallkonsentrasjoner i ulike fiskeorgan hos ørret fra Terninga, september 1990.

har hatt noen effekt på fisken. Som nevnt tidligere har fisken stor evne til å regulere inntaket av sink (Lindestrøm 1991).

På bakgrunn av fiskeundersøkelsen kan vi derfor konkludere med at ørreten i Terninga i liten grad forurenses av tungmetaller fra skytefelt. Det er ikke betenkelig å benytte fisken som føde. En levedyktig ørretbestand i den berørte delen av Terninga vil også utgjøre en god og følsom **bioindikator** for utviklingen i fremtiden. Det bør derfor være et mål å opprettholde denne bestanden.

5.4 Tungmetaller i grunnvann.

Det ble tatt grunnvannsprøver fra brønnen som ligger nær kulefangervollen ved geværbanen og fra driftsvannet ved Hedmark Egglag A/L (tab.13).

Egglaget tar sitt driftsvann fra en grunnvannsbrønn like øst for geværbanene. Denne prøven ble tatt inne i anlegget etter at grunnvannet hadde passert rørinstallasjonene (inkl. kobberrør) og et filteranlegg. Grunnvannsnivået var likt (12m) i begge brønnene.

Resultatene viser at grunnvannet var ubetydelig forurenset av tungmetaller, men aluminium og jern-konsentrasjonene var relativt høge. Dette kan skyldes naturlige forhold, men det kan også skyldes at brønnveggene er et jernrør.

For bly, kobber og sink lå verdiene i det området som Folkehelse anser som god drikkevannskvalitet (SIFF 1987). Den høye kobberkonsentrasjonen i prøvene fra Egglaget har sin forklaring i korrosjon og utløsning av kobber fra ledningsnettet, mens filteret trolig reduserer aluminium- og jernkonsentrasjonen.

Tabell 13. Kjemiske analyser av grunnvannsprøver.

Grunnvannsprøver fra:		Skytebanevoll		Hed.Egglag A/L
Parameter		23.7.90	22.8.90	23.7.90
pH		-	6,1	-
Alkalitet	mekv/l	-	0,294	-
Tot.fosfor	µg/l	-	3,95	-
Tot.nitrogen	"	-	184	-
Kalsium	mg/l	-	4,2	-
Klorid	mg/l	-	1,1	-
Bly	µg/l	1,9	1,7	0,8
Kobber	"	4,1	2,8	380
Sink	"	120	70	80
Aluminium	"	652	269	15
Jern	"	2630	1070	13

6. Forslag til tiltak som kan begrense og hindre økninger i forurensningen av tungmetaller fra skytefeltet.

Undersøkelsen i Terningmoen skytefelt i 1990-91 har vist at metallbelastningen til Terninga/Glåma fra skytefeltet var beskjeden og at den for tiden ikke utgjør noe direkte trussel mot økosystemet i vassdraget. "Føre-var"-prinsippet, som skal gjøre Forsvarets miljøvernarbeide forebyggende tilsier likevel at en bør sette iverk tiltak som kan hindre en økning evt. også begrense metallforurensningen. Vi vil derfor anbefale at en vurderer følgende tiltak.

- Det etableres kulefangervoller i bakkant av de feltskytebaner der prosjektilene i dag blir spredt over større områder bak selve banen dvs. der det ikke finnes naturlig kulefangerbakgrunn. Signalhaugen/Pistolhaugen er eksempel på dette .
- Deponeringsområdene i de feltskytebaner som berører Bjørntjernsbekken og Hansbekken (Signalhaugen/Pistolhaugen og Midttangen) kalkes for å begrense forurensninger av biotilgjengelige tungmetaller fra dette området som er det mest brukte i feltet. En bør også vurdere om feltskytebanene som berører Klotjernet - Grasbekken og selve bekkene skal kalkes. Videre om det skal bygges en sedimenteringsdam nederst i Bjørntjernes-/Hansbekken.
- Eksisterende randvegetasjon (tett løvkratt) beholdes og forsterkes rundt skytefeltene. Dette kan fange opp skudd og evt. rikosjetter som ellers ville deponeres utenfor skytefeltene. Vegetasjonsskjermer mellom de ulike skytefelter/baner bør også etableres i større grad enn det som nå er tilfelle.
- Det er viktig å opprettholde/gjenopprette tette skogområder med eldre og storvokst skog i hele det område som ligger inntil selve nedslagsfeltene. Spesielt tilpasset driftinstruks må derfor utarbeides for disse skogområdene.
- Mest mulig av markvegetasjon og vegetasjonsdekke beholdes i nedslagsfeltene med den hensikt å redusere erosjonsfaren.
- Jordbearbeidelse i selve nedslagsfeltene må unngås for å bevare jordprofilene så de ikke utsettes for unødig erosjon. Det er en forutsetning at jord og grusmasser fra kulefangervoller og feltskytebaner ikke flyttes evt. dumpes i vassdrag.

- Nedslagsfelter og banevoller som berører myrområder (eks. Fuglemyra) bør dreneres godt, men på en slik måte at erosjonsfaren ikke øker. Hvis det er selvdrenerende grus/sandjord i feltet bør ikke dette gjøres.
- Veier og stier i nedslagsfeltene bygges så de ikke medfører erosjon og/eller forsumping. Obs! all unødvendig kjøring i nedslagsfeltene utenfor avmerkede veier må forhindres da dette som oftest bidrar til økt flompåvirkning og erosjon.
- Sand, jord og markområder inklusive vann og vassdrag med stort innhold av toksiske metaller og metallforbindelser er å betrakte som spesialdeponier og behandles deretter. Jordsjiktet i banevoller og i nedslagsfeltene må derfor ikke fjernes og brukes til dyrkingsformål, fyllmasse eller lignende.
- Forsvaret bør opprette et overvåkingsprogram som har som målsetting å registrere tidsutviklingen i transporten av aktuelle tungmetaller fra skytefeltet og eventuelle effekter på økosystemet i Terninga. En overvåkningsundersøkelse vil også kunne registrere effekten av evt. forurensningsbegrensende tiltak som vil bli satt iverk.
- Vi vil anbefale at Forsvaret primært iverksetter kontrollerte forsøk for å studere effekten av overnevnte forslag. En vil da ha et vesentlig bedre grunnlag for å utføre lignende tiltak på de øvrige av Forsvarets skytefelt, dersom dette gir gode resultater.

7. Litteraturliste

- Bengtsson,Å. og Lithner,G. 1981. Vattenmossa (Fontinalis) som mätare på metallförorening. Statens naturvårdsverk, PM 1391.
- Borg,H. et al., 1991. Metaller i svenska havsområder. Underlagsrapport til Hav '90, Aktionsprogram mot havsföroreningar. SNV Rapport 3696.
- Coker,W.B. et al., 1979. Lake sediment geochemistry applied to mineral exploration: In: P.I. Hood (Ed.). Geophysics and Geochemistry in the search for Metallic Ores. Geol. Surv. Can. Econ. Geol. Report 31. :435-478.
- Förstner, U. 1982. Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. Hydrobiologia 91: 269-84.
- Gudmundson,I. 1986. Mercury contamination in lake Mjøsa, Norway. Dept. of mineralogy. Univ. of Geneva, Switzerland.
- Grande,M. 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i ferskvannsfisk. NIVA rapport 0-85167. 34s.
- Grande,M. 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA rapport 0-89103. 136s.
- Håkanson,L. 1984. Metals in fish and sediments from River Kolbäcksån water system, Sweden. Arch. Hydrobiol.101. 3: 373-400.
- Johnson,M.G. 1987. Trace element loadings to sediments of fourteen Ontario lakes and correlation with concentrations in fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci.44: 3-13.
- Lindeström,L. 1991. Miljøbedömning av metallsituationen i Dalälven och Bottenhavet. rapport för Dalälvsdelegationen. F90/088:5. MFG rapport T9103. 145s.
- Lingsten,L. 1985. Övervakning av Årdalsvassdraget 1983-84. SFT/NIVA rapport 0-8000233.15s.
- Lithner,G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport nr.3628. 80s.

- Ottesen, R.T., et al. 1989. Overbank sediment: a representative sample medium for regional geochemical mapping. *J. Geochem. Explor.* 31: 257-277.
- Parslow, G.R. 1977. A discussion of the relationship between zinc and organic content in central-lake bottom sediments. *J. Geochem. Explor.* 7: 383-384.
- Renberg, I. 1986. Concentration and annual accumulation values of heavy metals in lake sediments: Their significance in studies of the history of heavy metal pollution. *Hydrobiologia* 143: 379-385.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT-rapport 426/90. 79s.
- Rognerud, S., Kjellberg, G. & Boye, B. 1991. Vannforurensning fra skytefelt. Del 1. Generell vurdering av bevegelighet av tungmetaller som deponeres i militære skytefelt. NIVA-rapport L.nr. 2668. 65s.
- Rognerud, S. & Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle tungmetaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport 0-91076. 41s.
- SIFF, 1987. G2. Kvalitetsnormer for drikkevann. Statens Intitutt for Folkehelse. 72s.
- Spry, D.J. and Wiener, J.G. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low alkalinity lakes: A critical review. In *Environmental Pollution* 71, ed, J.P. Dempster and W.J. Manning: 243-304.
- 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.

VEDLEGG

Tab.1 Kjemiske analyseresultater fra vannprøver fra Terninga, Bjørntjernsbekken og Hansbekken i Terningmoen skytefelt 1990-91.

		1990					1991
St. T1		21.6	23.7	22.8	24.9	6.11	28.4
pH		7,08	7,25	7,30	6,80	6,36	6,25
Alkalitet	mekv/l	0,282	0,260	0,231	0,172	0,126	0,108
Tot.fosfor	µg/l	14,5	12,5	12,0	15,5	8,0	10,4
Tot.nitrogen	µg/l	417	402	460	638	676	571
Kalsium	mg/l	7,04	7,00	6,49	5,25	5,48	2,77
Klorid	mg/l	1,72	1,82	2,34	2,20	2,30	2,0
Bly	µg/l	0,5	0,9	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Kobber	µg/l	1,5	1,4	1,0	1,2	1,1	0,8
Sink	µg/l	20	20	<10	<10	<10	<10
Aluminium	µg/l	101	201	71	209	320	280
Jern	µg/l	550	890	760	650	510	420
St.T2							
pH		6,95	7,25	7,13	6,75	6,35	6,30
Alkalitet	mekv/l	0,258	0,262	0,265	0,165	0,121	0,112
Tot.fosfor	µg/l	10,5	11,6	13,5	13,5	7,0	10,8
Tot.nitrogen	µg/l	381	420	456	607	680	536
Kalsium	mg/l	5,96	6,20	5,97	5,47	5,41	2,62
Klorid	mg/l	1,28	1,90	2,38	2,10	2,20	2,03
Bly	µg/l	0,5	1,0	0,9	2,2	<0,5	<0,5
Kobber	µg/l	2,5	1,9	1,5	1,4	1,1	1,3
Sink	µg/l	10	10	10	<10	<10	<10
Aluminium	µg/l	72,5	126	80	187	300	270
Jern	µg/l	760	970	960	680	520	400
St.T3							
pH		6,82	6,95	6,93	6,47	6,42	6,25
Alkalitet	mekv/l	0,427	0,400	0,390	0,183	0,143	0,121
Tot.fosfor	µg/l	56,0	39,5	36,5	19,0	10,5	9,2
Tot.nitrogen	µg/l	355	460	456	623	708	529
Kalsium	mg/l	8,06	7,90	7,81	5,38	5,53	2,60
Klorid	mg/l	2,29	2,60	2,80	2,30	2,30	1,62
Bly	µg/l	0,5	1,5	0,8	0,5	1,8	<0,5
Kobber	µg/l	2,1	2,4	1,0	1,9	2,3	3,2
Sink	µg/l	10	10	10	10	10	10
Aluminium	µg/l	94,5	189	77	192	560	250
Jern	µg/l	1820	2990	2290	770	1660	430

Tab.1 forts.

		1990					1991
St. B1		21.6	23.7	22.8	24.9	6.11	28.4
pH		7,04	7,00	7,07	6,80	6,35	6,32
Alkalitet	mekv/l	0,259	0,310	0,338	0,198	0,109	0,112
Tot.fosfor	µg/l	8,0	6,0	6,0	5,0	4,0	5,2
Tot.nitrogen	µg/l	320	310	311	276	316	290
Kalsium	mg/l	4,73	4,90	5,18	3,50	2,86	2,32
Klorid	mg/l	0,63	0,81	0,91	1,00	1,00	1,01
Bly	µg/l	1,3	0,8	1,4	0,8	<0,5	<0,5
Kobber	µg/l	4,5	2,8	3,3	2,6	2,1	2,3
Sink	µg/l	10	10	10	10	<10	<10
Aluminium	µg/l	119	81	117	85	210	150
Jern	µg/l	2080	1940	3140	1140	460	540
St.B2							
pH		6,89	6,90	7,07	6,46	6,10	6,09
Alkalitet	mekv/l	0,292	0,332	0,381	0,196	0,097	0,110
Tot.fosfor	µg/l	14,5	9,0	8,5	4,5	4,0	5,2
Tot.nitrogen	µg/l	382	396	406	284	305	292
Kalsium	mg/l	4,44	4,86	5,03	3,57	2,65	2,39
Klorid	mg/l	0,68	1,00	1,13	1,00	1,00	1,08
Bly	µg/l	1,2	0,8	1,1	0,7	0,8	0,6
Kobber	µg/l	4,3	3,0	2,8	3,9	2,6	3,5
Sink	µg/l	20	20	20	10	<10	<10
Aluminium	µg/l	141	131	127	93	280	180
Jern	µg/l	3440	3470	5190	1670	930	800
St.B3							
pH		6,51	6,80	6,83	6,38	6,48	6,22
Alkalitet	mekv/l	0,062	0,240	0,263	0,280	0,121	0,115
Tot.fosfor	µg/l	5,5	5,0	4,5	4,0	3,0	4,3
Tot.nitrogen	µg/l	234	200	187	218	350	278
Kalsium	mg/l	2,94	3,41	3,51	2,73	2,36	2,14
Klorid	mg/l	0,27	0,40	0,49	0,80	0,90	0,85
Bly	µg/l	0,5	0,6	1,7	0,7	1,5	<0,5
Kobber	µg/l	5,6	2,1	2,9	3,6	2,1	1,9
Sink	µg/l	<10	10	10	<10	<10	<10
Aluminium	µg/l	100	73	61	79	110	100
Jern	µg/l	210	220	390	260	74	85

Tab.1 forts.

		1990					1991
St.B4		25.6	23.7	22.8	24.9	6.11	28.4
pH		5,97	6,80	6,80	5,76	5,11	5,52
Alkalitet	mekv/l	0,085	0,125	0,123	0,083	0,039	0,057
Tot.fosfor	µg/l	6,5	7,0	11,0	7,0	4,5	4,5
Tot.nitrogen	µg/l	272	282	286	317	315	266
Kalsium	mg/l	2,10	2,30	2,37	2,69	2,23	1,62
Klorid	mg/l	0,52	0,56	0,55	1,00	1,00	0,73
Bly	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	0,7	<0,5	<0,5
Kobber	µg/l	1,0	0,6	1,7	2,8	1,2	0,6
Sink	µg/l	<10	10	<10	<10	<10	<10
Aluminium	µg/l	193	186	88	415	440	240
Jern	µg/l	480	780	450	1420	520	191
St.B5							
pH		6,66	6,50	6,50	6,42	6,50	6,36
Alkalitet	mekv/l	0,198	0,190	0,197	0,225	0,138	0,128
Tot.fosfor	µg/l	5,5	-	-	10,0	4,0	6,9
Tot.nitrogen	µg/l	408	-	-	559	654	354
Kalsium	mg/l	4,16	2,20	2,28	3,32	2,78	2,44
Klorid	mg/l	0,60	0,86	1,08	0,70	1,00	0,93
Bly	µg/l	0,6	<0,5	0,9	<0,5	<0,5	<0,5
Kobber	µg/l	1,5	1,0	2,2	0,8	0,7	0,8
Sink	µg/l	10	<10	10	<10	<10	<10
Aluminium	µg/l	82	74	113	36	160	150
Jern	µg/l	137	81,7		99	132	147

Grunnvann ved skytevoll	23.7.90	22.8.90
pH		6,13
Alkalitet	mekv/l	0,294
Tot.fosfor	µg/l	39,5
Tot.nitrogen	µg/l	184
Kalsium	mg/l	4,17
Klorid	mg/l	1,06
Bly	µg/l	1,9
Kobber	µg/l	4,1
Sink	µg/l	120
Aluminium	µg/l	652
Jern	µg/l	2630
		1070

Driftsvann ved Egglaget	23.7.90	
Bly	µg/l	0,8
Kobber	µg/l	380
Sink	µg/l	80
Aluminium	µg/l	15
Jern	µg/l	12,8

Tab.2 Glødetap og tungmetallkonsentrasjoner i bekkersedimenter fra Terninga, Bjørntjernbekken og Hansbekken i Terningmoen skytefelt 31.august 1990. Analyseresultatene er angitt som mg metall pr. kg slam/sediment uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Lokalitet	Glødetap %	Fe	Cu	Zn	Pb	Hg
T1	17,5	27900	11,9	165	49,6	0,05
T2	22,1	58000	15,5	137	83,7	0,06
B1	18,9	60100	49,0	115	109,5	0,05
B2	7,9	30300	12,7	74,1	39,2	0,02
B3	14,3	13400	21,0	37,9	72,9	0,05
B4	15,8	15400	10,6	54,9	35,9	0,07
B5	23,6	29700	13,9	81,3	77,8	0,09

Tab.3 Analyseresultater for tungmetaller og aluminium i slank elvemose (toppskudd) fra Terninga, Bjørntjernsbekken og Hansbekken i Terningmoen skytefelt 1990-91. Resultatene er gitt som mg metall pr. kg mose uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Stasjon	T1	T2	T3	B1	B2	B3	B4	B5
23/7-22/8 -1990								
Kvikksølv	0,04	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Bly	6,9	11,4	6,7	17,5	9,7	13,7	4,2	4,2
Kobber	20	50	50	40	50	50	20	20
Sink	140	250	160	340	270	220	130	130
Aluminium	2040	1630	1820	1520	1150	1330	2880	2880
31/8-24/9-1990								
Kvikksølv	0,04	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Bly	6,2	8,6	6,4	9,1	7,9	20,9	3,6	4,6
Kobber	20	20	20	30	40	50	20	30
Sink	140	200	230	300	250	170	90	100
Aluminium	1990	2330	2190	1360	1370	1480	1720	1490
12/8-11/9-1991								
Kvikksølv	-	0,05	-	0,05	0,05	0,05	-	-
Bly	-	15	-	41	22	28	-	-
Kobber	12	29	-	40	19	36	-	-
Sink	199	248	-	581	711	344	-	-
Aluminium	-	1623	-	2986	2052	2426	-	-

Tab.4 Lengde, vekt, kjønn, alder, kondisjonsfaktor (k) og tungmetallinnhold hos ørret fanget i Terninga 18.september 1990. Tungmetallinnhold er gitt som mg metall pr. kg fiskeorgan uttrykt som våtvekt (V.V.)

Stasjon T1												
Lengde	vekt	Kjønn	Alder	k	Ryggbein		Kjøtt		Lever			
cm	g		år		Pb	Cu	Zn	Hg	Pb	Cu	Zn	Hg
28,0	200	♂	3+	0,91	0,3	0,8	2,0	0,21	0,5	9,9	32,2	0,27
25,5	180	♂	4+	1,1	0,2	1,3	4,9	0,10	0,2	2,8	29,5	0,08
25,0	180	♂	3+	1,2	0,1	1,1	2,4	0,13	0,2	5,3	16,2	0,15
25,0	160	♂	3+	1,0	0,2	0,7	3,0	0,11	0,2	3,2	28,8	0,12
20,5	80	♂	2+	0,92	0,1	1,0	4,7	0,08	0,2	15,6	137	0,08
22,5	115	♂	3+	1,0	0,3	1,5	3,3	0,09	0,2	5,7	40,7	0,08
22,5	110	♂	3+	0,97	0,3	1,1	2,8	0,09	0,2	13,7	43,8	0,13
22,5	115	♂	3+	1,0	0,4	1,5	2,7	0,09	0,3	9,9	29,2	0,13
25,0	155	♂	3+	0,99	0,4	1,1	2,9	0,07	0,2	29,1	14,6	0,11
21,0	100	♂	3+	1,08	0,2	1,1	4,2	0,08	0,2	4,4	20,6	0,10
27,5	205	♂	3+	0,99	0,4	1,2	3,5	0,13	0,5	43,0	21,5	0,18
St.T2												
28,5	250	♂	4+	1,08	0,5	1,0	2,8	0,12	0,2	46,4	22,1	0,10
28,5	225	♂	4+	0,97	0,3	0,7	2,2	0,09	0,2	112	25,5	0,09
31,0	295	♂	4+	0,99	0,3	0,7	2,5	0,11	<0,2	33,2	29,0	0,15
29,5	255	♂	4+	0,99	0,2	0,6	2,4	0,09	0,2	8,8	26,4	0,09
29,0	255	♂	4+	1,05	0,2	0,6	3,4	0,10	<0,2	10,7	28,4	0,09
24,5	165	♂	3+	1,12	0,3	0,8	2,8	0,14	<0,2	6,5	29,5	0,08
26,0	155	♂	3+	0,88	0,3	1,0	1,9	0,08	0,2	109	21,7	0,09
25,5	150	♂	3+	0,90	0,2	1,0	2,7	0,13	0,1	191	91,7	0,08
24,5	145	♂	3+	0,99	0,6	0,8	2,1	0,13	0,5	13,6	54,9	0,16
25,0	135	♂	3+	0,86	0,3	0,8	4,8	0,10	<0,2	35,8	31,3	0,10

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2049-6