



RAPPORT LNR 4447-2001

Regionfelt Østlandet Konsekvensutredning for temaet:

Vann og grunn, inklusive
dyreliv i vann



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Regionfelt Østlandet Konsekvensutredning for temaet: Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann	Løpenr. (for bestilling) 4447-2001	Dato november 2001
	Prosjektnr. Undernr. O - 20157	Sider Pris 61
Forfatter(e) Sigurd Rognerud (NIVA), Trond Taugbøl (NINA), Tore Østeraas (ICG), Jarl Eivind Løvik (NIVA), Tor S. Traaen (NIVA), Espen Lydersen (NIVA), Torleif Bækken (NIVA).	Fagområde limnologi	Distribusjon
	Geografisk område Åmot kommune, Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarets Bygningstjeneste, Regionfelt Østlandet	Oppdragsreferanse Are Vestli og Anne Gunn Kittelsrud
---	---

Sammenheng

Rapporten omhandler en statusbeskrivelse for vannkvalitet og vannlevende dyr i Regionfelt Østlandet. Dette inkluderer generell vannkjemi, tungmetaller i vann, moser, løsmasser, tålegrenser for surt vann, bunndyr, krepsdyrplankton og fisk. Det er utført en konsekvensanalyse på bakgrunn av foreslåtte lokaliseringer av målområder, standplasser, kjøretraseer, baneanlegg, ingeniørvanningsfelt, broskole og oversettingsområde samt bruken av disse, inklusive ammunisjons-regnskap. Tiltak for å begrense skadeeffekter er diskutert og konklusjonen er at de mest effektive tiltakene ligger i en god plan for lokaliseringer av målområdene og de ulike manøvreringsområdene. Vi har foreslått en basisundersøkelse for områdene som berøres av Ingeniørvåpenets aktiviteter. Årsaken til dette er at de foreslåtte områdene ikke ble nevneverdig berørt i den opprinnelige planen og derfor ikke er nødvendig undersøkt. På bakgrunn av befaringer er det imidlertid gjennomført konsekvensvurderinger til bruk i planarbeidet. Overvåkningsundersøkelsene som allerede er startet opp foreslås videreført og modifisert etter at Ingeniørvåpenets bruksområder er fastlagt. Hensikten er å avdekke endringer i forurensnings situasjonen i vannforekomstene inklusive effekter på vannlevende organismer tidligst mulig slik at tiltak kan iverksettes.

Fire norske emneord 1. Militært skytefelt 2. Miljøkonsekvenser 3. Vannforurensning 4. Dyreliv i vann	Fire engelske emneord 1. Military shooting range 2. Environmental impact assessment 3. Water pollution 4. Aquatic animals
--	---

Regionfelt Østlandet

Konsekvensutredning for temaet: Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann

Saksbehandler	Sigurd Rognerud	NIVA	Ansvarlig for og rapportering
Medarbeidere:	Trond Taugbøl	NINA	Ansvarlig for fiskeutredningen
	Tore Østeraas	ICG	Ansvarlig for metaller i jord
	Jarl Eivind Løvik	NIVA	Dyreplankton, feltarbeid, rapportering
	Torleif Bækken	NIVA	Bunndyr, feltarbeid og rapportering
	Tor Traaen	NIVA	Tålegrenser for surt vann og fisk
	Espen Lydersen	NIVA	Tålegrenser for surt vann og fisk
	Mette-Gun Nordheim	NIVA	Redigering av rapport og tilrettelegging
	Ole-Håkon Heier	NTSØ	Registrering av vannverk
	Kjetil Olstad	NLH	Prøvefiske, bearbeiding
	Stein Ivar Johnsen	NLH	Prøvefiske, bearbeiding
Oddgeir Andersen	NINA	Prøvefiske, kartfremstilling	

Forord

Denne rapporten omhandler statusbeskrivelser, konsekvensanalyser og forslag til tiltak for å begrense skadeeffekter innen temaet "Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann". Dette er et av utredningstemaene i forbindelse med etableringen av Regionfelt Østlandet (RØ). I tillegg til denne rapporten er det utarbeidet en datarapport som omfatter alle data innsamlet i prosjektet (NIVA-rapport Lnr 4352-2001). Datarapporten trykkes opp i et lite antall, men foreligger også på elektronisk form. Prosjektet ble kontraktfestet 11. juli 2000. På slutten av utredningsperioden ble det vedtatt at Ingeniørvåpenet skulle flytte til Rena leir. I den forbindelse ble undersøkelsene utvidet noe høsten 2001. Dette merarbeidet, samt at moms ble lagt på forskningstjenester fra 1. juli 2001, førte til en ny revidert avtale som ble kontraktfestet 10. oktober 2001. Oppdragsgiver er Forsvarets Bygningstjeneste, Regionfelt Østlandet med naturforvalter Are Vestli og prosjektleder Anne Gunn Kittelsrud som kontaktpersoner.

Undersøkelsene av vannkjemi, dyreliv i vann (eks.fisk) og kvikksølv i fisk er utført av medarbeidere ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Alle kjemiske analyser er utført på NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo, unntatt isotopanalysene i fisk som ble gjort ved Instiutt for energiteknikk (IFE) på Kjeller. Undersøkelsene av bestandsstørrelse og bestandsstruktur for fisk på utvalgte lokaliteter er utført av Trond Taugbøl (NINA), Kjetil Olstad (NLH), Stein Ivar Johnsen (NLH) og Oddgeir Andersen (NINA). Førstnevnte har rapportert resultatene. Tore Østeraas fra Inter Consult Group (ICG) har samlet inn prøver for metallanalyser i løsmasser og rapportert resultatene. Sigurd Rognerud (NIVA) har vært prosjektleder og skrevet flere delkapitel. Han har sammen med Trond Taugbøl gjort konsekvensutredningene og utarbeidet overvåkningsprogrammet. Jarl Eivind Løvik (NIVA) har rapportert vannkvalitet, deposisjon av metaller og krepsdyrplankton. Han har også sammen med Mette-Gun Nordheim (NIVA) deltatt i utarbeidelsen av rapporten. Torleif Bækken (NIVA) har rapportert bunndyrundersøkelsen og Tor S. Traaen (NIVA) og Espen Lydersen (NIVA) har gjort tålegrensevurderingen for surt vann. Det er mange som har deltatt i arbeidet med denne utredningen og prosjektleder vil takke alle for et godt samarbeid.

Ottestad, 23. november 2001

Sigurd Rognerud

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
2. Statusbeskrivelse	12
2.1 Generell vannkvalitet	12
2.2 Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for syrer til overflatevann	14
2.3 Metaller i løsmasser og berggrunn	17
2.4 Metaller i vann.	19
2.5 Undersøkelser av bunndyr	21
2.6 Krepssdyrplankton	24
2.7 Fisk	26
2.8 Kvikksølv i fisk.	35
3. Konsekvenser av etableringen av RØ	36
3.1 Deposisjon av metaller	36
3.2 Korrosjon av prosjektiler	40
3.3 Metaller i jord, vann og mose.	41
3.4 Virkningen av kobber og bly på vannorganismer.	43
3.5 Drikkevannsinteresser i tilknytning til RØ	44
3.6 Hvitt fosfor (WP)	46
3.7 Standplasser for feltartilleri (155 mm kanoner) og rakettartilleri (MLRS)	47
3.8 Miljøkonsekvenser som følge av Ingeniørvåpnets flytting til Rena.	49
3.8.1 Ingeniørøvingsfeltet	49
3.8.2 Broskolen	50
3.8.3 Oversetting over vassdrag (OVAS – Bro- og oversettingstjeneste)	51
3.9 Andre mulige konsekvenser	53
4. Tiltak for å begrense skadeeffekter	55
5. Forslag til overvåkningsprogram	57
6. Litteraturliste	59

Sammendrag

Statusbeskrivelse

Regionfelt Østlandet (RØ) er i hovedsak et skogsområde med stort innslag av myrer, få innsjøer, men mange bekker som drenerer til Slemma, Søre Osa og Rena. De høgereliggende områdene består av harde bergarter (sandsteiner og konglomerater) som stikker opp i dagen eller er overdekket av et tynt morenedekke og myrer. Under dette dekket i lavereliggende områder ligger skiferbergarter og grunnfjell som er overdekket av tykkere morenemasser og myrer. Generelle trekk er at de harde bergarter og relativt tette løsmassene i nord fører til vann med liten motstandsevne mot forsurening, mens denne situasjonen bedrer seg med innslag av skifer og tykkere løsavsetninger i syd. Den store myrfrekvensen gir tildels betydelig brunfarget vann som følge av løste humusforbindelser.

Som helhet synes det å være lite forureningsproblemer i vannforekomstene. Et navnløst tjern (Tjern 871) viser imidlertid overskridelser av tålegrenser for surt vann, mens Glesåtjernene og Knubbetjernet har liten motstandskraft mot ytterligere forurening. Resten av vannforekomstene synes å være relativt robuste mot forurening. Innholdet av tungmetaller i mineraljord og jordsmonnet innen RØ varierer lite og konsentrasjonene kan betegnes som lave. Konsentrasjonene av bly i vannforekomstene varierte mellom 0,05 og 0,65 µg/l og viste økende konsentrasjoner med økt humusinnhold. Konsentrasjonsnivået er overensstemmende med resultater rapportert i andre undersøkelser fra denne delen av Hedmark, og hovedkilden er avsetninger av atmosfæriske blyforurensninger over lang tid. Konsentrasjonene av antimon, kobber, sink og barium var generelt lave og gjenspeiler i hovedsak geokjemien i området.

Bunndyrundersøkelsen viste at vannforekomstene var relativt produktive med tildels stort biologisk mangfold over gjennomsnittet for Hedmark. Det ble ikke registrert rødlistearter (i hht. Nasjonal Rødliste for truede arter). Krepserplanktonet i innsjøer og tjern hadde en artsammensetning og mengde som forventet for denne regionen. Det var stor variasjon mellom lokalitetene vesentlig på grunn av ulik vannkvalitet og varierende grad av predasjon fra planktonspisende fisk. Det ble registrert fisk i alle lokalitetene med unntak av Halvfarbekken og Vesterengbekken. Ørret var dominerende art og ble observert i alle de fiskeførende lokalitetene unntatt Flåtestøtjernet. Ørekyte ble observert i 5 bekker og 3 tjern, abbor i Deisjøen og Flåtestøtjern, gjedde i Flåtestøtjern, steinsmett i S. Osa og lake i Knubba. I de fleste bekkene er ørreten stasjonær, men i enkelte bekker kan de vandre ut i nærliggende vann etter å ha tilbrakt 1-3 år på bekken. Tettheten av ørret var stor (ofte over 50 fisk pr. 100 m bekkestrekning) sammenlignet med andre bekker i regionen. Ørreten blir sjelden mer enn 4 år i bekkene og hadde dårlig vekst (sjelden over 20 cm) hovedsakelig fordi bekkene er små med et ustabil livsmiljø og begrenset næringstilgang. I vannene ble ørreten eldre og større selv om det også her var få fisk over 4 år. Middelveksten var størst i Deisjøen og Kvernbeckettjernet (295 og 251 g), noe mindre i Finnskjeggtjernet og Glesåtjerna (180 g) og minst i Fløttjernet (47 g). Østre Glesåtjern pekte seg ut som et godt ørretvann, mens de andre var betydelig dårligere. Deisjøen og Flåtestøtjernet var gode abborvann. Konsentrasjonene av kvikksølv i ørret fra Deia, Østre og Vestre Æra var lave og oversteg ikke kostholdsgrensa for konsum.

Konsekvenser av etableringen av RØ

Ut fra dagens oppgaver over mengder og typer ammunisjon vil det årlig bli deponert betydelige mengder tungmetaller som følge av skyteaktiviteten i RØ (maksimalt ca. 19 tonn bly, ca. 40 tonn kobber, ca. 3 tonn sink, ca. 3 tonn antimon). Østre Æra er det vassdraget som vil bli sterkest berørt, men områder som drenerer til Vestre Æra, Deia, Svartbekken og Knubba vil også bli belastet med betydelige mengder tungmetaller. De øvrige bekkene vil trolig i mindre grad bli berørt. Hvor omfattende forurensningseffektene vil bli, er bl.a. avhengig av brukerfrekvensen, hvor stor andel av prosjektilene som havner i myr, fysiske inngrep som grøfting og sporsetting m.m. Baner og målområder er ennå ikke endelig plassert, men en må forsøke å unngå å legge disse i direkte

tilknytning til myr. Dette er viktig ut fra hensynet til vannforurensning, men med de omfattende deponeringene av tungmetaller som er planlagt, vil likevel forurensnings-potensialet være stort i de nevnte bekkene. Bly er det metallet som er mest betenkelig ut fra hensynet til vannforurensning. I beregningene ovenfor stammer praktisk talt alt bly fra håndvåpenammunisjon. Det betyr at hvis den planlagte utfasing av kobbermantlede blyprosjektiler i håndvåpen i 2007 blir gjennomført, vil risikoen for blyforurensning bli betydelig redusert. Overgang til blyfri håndvåpen-ammunisjon vil også innebære ca. 13 % reduksjon i deponeringen av kobber og ca. 20 % reduksjon i deponeringen av sink. Det var en relativt god sammenheng mellom metaller i vann og metaller i vannmoser i overvåkningsbekkene. Konsentrasjonsendringer i vannmoser over tid vil være et svært følsomt mål på endringer i bekkenes metallkonsentrasjoner. På bakgrunn av erfaringer fra andre skytefelt med tilsvarende vannkvalitet har vi antydning mulige utviklinger i denne sammenhengen, men usikkerheter knyttet til typer ammunisjon for håndvåpen og målområdenes lokalisering gjør det nærmest umulig å gi en tidsprognose på nåværende tidspunkt.

Det er planlagt et årlig forbruk på 1600 artillerigranater som tilsammen inneholder 11 tonn hvitt fosfor. Dette skal deponeres i området rundt HFK-sletta som består av mye myr og våtmarker. Det er en risiko for at uomsatt fosfor kan bli liggende i våtmarksområder og siden ved opptørking av disse bli tilgjengelig for dyr. Hvitt fosfor er ekstremt giftig og dette kan få miljøkonsekvenser. Omsatt hvitt fosfor fører til dannelsen av fosforsyre som antagelig vil gi lokal forsurening i dette området som i utgangspunktet har lave tålegrenser for surt vann. Med bakgrunn i mulige konsekvenser for miljøet er den planlagte lokaliseringen av målområdet for denne typen ammunisjon svært uheldig.

Det er registrert 17 drikkevannsinteresser knyttet til bekker/elver som potensielt påvirkes av aktiviteten i RØ. På sikt er det neppe tilrådelig å opprettholde drikkevannsforsyning fra Deia og Østre Æra. De andre interessene vil neppe bli nevneverdig berørt som følge av aktivitet i RØ.

I aller siste fase av utredningsarbeidet ble Ingeniørvåpnet (INGR) besluttet flyttet til Rena. INGR har en stor del av sin aktivitet knyttet til vann. Deres aktiviteter er foreslått konsentrert i områder som i de opprinnelige planene for RØ ikke var nevneverdig berørt av militære aktiviteter. Dette gjelder området Deisjøen-Nordre Flåtestøtjern (Ingeniørvingsfelt), Løpsjøen og Renaelva opp til Rød bru (Broskole og oversettingstjeneste). Det har ikke vært tid eller muligheter til å gjennomføre nødvendig bakgrunnsdokumentasjon for disse områdene. Dette er imidlertid lagt inn i forslaget til overvåkningsprogram slik at tilstanden kan dokumenteres før feltet tas i bruk. Vurderingene og konsekvensanalysen i denne rapporten er basert på befaringer og de spredte data som eksisterer fra de berørte områder. Av de områdene som er foreslått for ingeniørvingsfeltet i rapporten ”Flytting av Ingeniørvåpnet til Rena” er Flåtestøtjernet vårt førstevalg. Dette beskrives også som egnet i rapporten. Et kunstig reservoar er andrevalget, men vi vil fraråde at dette legges i Dønna slik som rapporten beskriver. Alternativer øst for Deisjøen bør utredes. Deisjøen er tredjevalget som vi på det sterkeste vil fraråde på grunn av de miljømessige konsekvenser dette vil medføre for vannkvalitet, fisk og andre vannlevende organismer. Kryssing av Renaelva nord for Holmbo camping er svært konfliktylft i forhold til fisk og fiskeaktiviteter, sammenlignet med området fra utløp Søre Osa og nedstrøms. Vi vil derfor sterkt anbefale at kryssingsområdet legges i området ved Søre Osas utløp. For å samle aktivitetene mest mulig anbefaler vi da at broskolen lokaliseres nord i Løpsjøen, og at ferging i forbindelse med samvirkeøvelser vil skje med utgangspunkt i broskolen.

Vi har foreslått ulike tiltak for å begrense skadeeffekter av virksomheten i RØ. Dette gjelder mange forhold som lokalisering av målområder, artilleristandplasser, veitraseer, vernesoner langs vassdrag, hindre sporsettinger i myr osv. De mest effektive tiltakene er en god planlegging i anleggsfasen, mens det kan være langt vanskeligere og i visse tilfeller umulig å reparere skader i etterkant. Til slutt har vi foreslått et overvåkningsprogram som skal følges i anleggsfasen og når feltet tas i bruk. Vi har også foreslått en basisundersøkelse i 2002 for områdene som berøres av INGRs aktiviteter.

Summary

Title: Environmental impact – Regional shooting range Østlandet

Year: 2001

Author: Sigurd Rognerud, Trond Taugbøl, Tore Østeraas, Jarl Eivind Løvik, Tor S. Traaen, Espen Lydersen, Torleif Bækken.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4093-4

The report describes the present status concerning water quality and aquatic animals, including general water quality, heavy metals in water, moss, fish and soil, critical limits for acid water, bottom animals, zooplankton and fish. The analysis of environmental impact have been based on information given concerning location of target areas, artillery firing lines, roads, field firing ranges, training fields, water activities and metal content in ammunition. We have discussed efforts to restrict the environmental impact of different kinds of military activity. The location of the target areas is a critical factor and much can be done by a carefull and detailed planning involving experts on metal behavior in soil and water. We have suggested a research on water quality and aquatic animals in areas which are going to be used by the Corps of Engineers. The monitoring program of water quality and aquatic life which has already started up must continue, and be expanded with other localities when the location of the new areas used by the Corps of Engineers has been decided.

1. Innledning

I perioden 1992-1996 planla Forsvaret et nytt skyte- og øvningsfelt på Østlandet, Regionfelt Østlandet. Tre alternative områder (Gråfjell, Holmsjøen og Gravberget) ble konsekvensutredet med hensyn på miljø, naturressurser og samfunn etter plan- og bygningsloven. En samlet konsekvensutredning ble fremlagt i 1996 basert på 17 fagutredninger samt Forsvarets egen behovsutredning. Stortinget vedtok den 23. mars 1999 alternativ Gråfjellet som område for Regionfelt Østlandet. Forsvarets bygningstjeneste, Regionfelt Østlandet har gitt NIVA ansvaret for utredningstemaet "Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann" for dette feltet.

Stortinget vedtok i juni 2001 etableringen av Østerdal Garnison (ØG). Vedtaket var et ledd i framtidig omorganisering av Forsvaret og definerer brukerne av feltet. ØG vil utgjøre det nye utdannings- og kompetansesenteret for Hærens kampvåpen i Sør-Norge, bestående av Infanteriet, Kavaleriet, Artilleriet og Ingeniørvåpenet. Utdannings- og kompetansesenteret vil ledes av en felles kampinspektør og driftes som en organisasjon. ØG vil bruke Regionfelt Østlandet som øvningsfelt. I tillegg vil feltet brukes av Hærens forsyningskommando, mobiliseringsavdelinger, styrker for internasjonale operasjoner, allierte styrker, Heimevernet, politiet og brannvesen. En oversikt over området er vist i **Figur 1**.

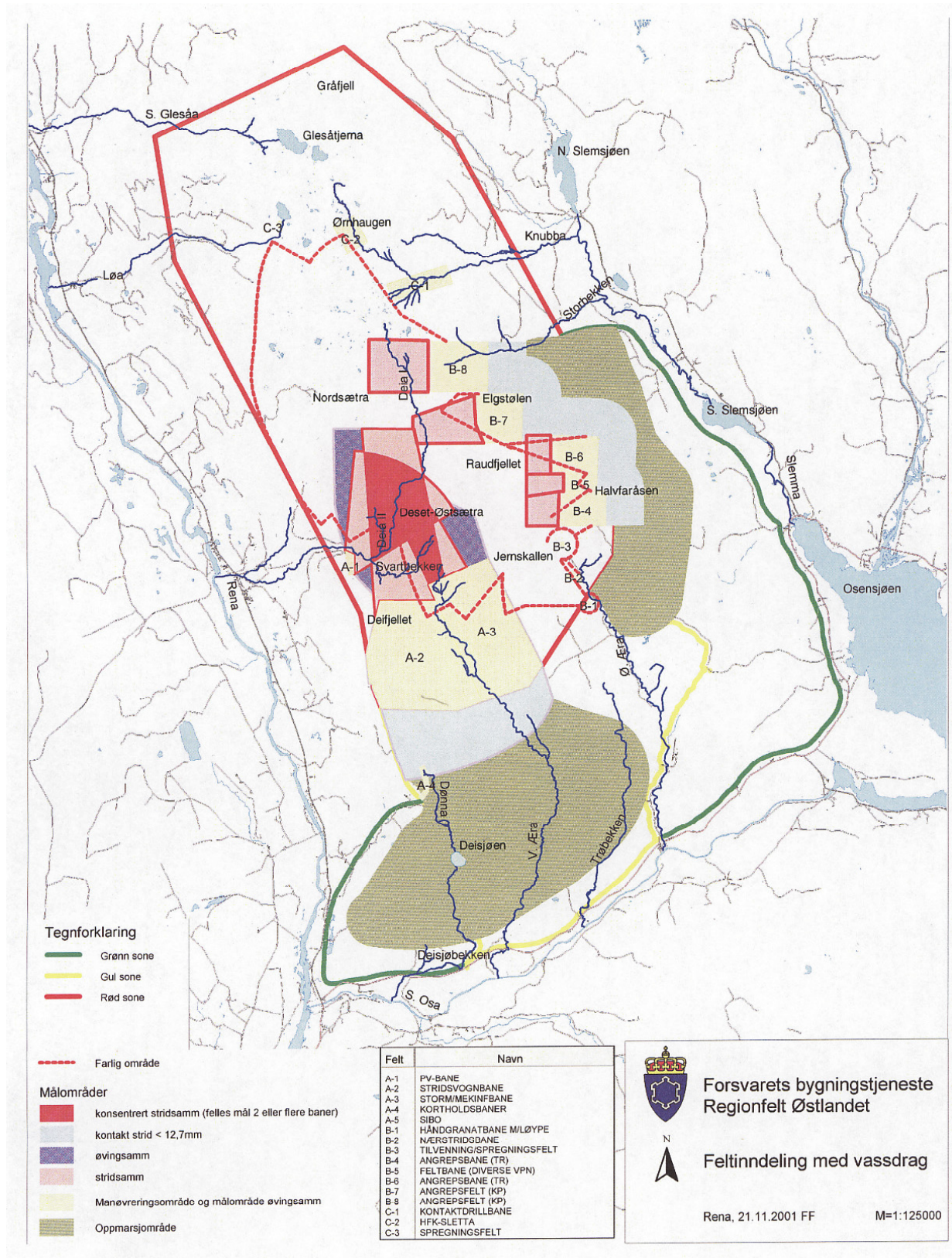
Hele regionfeltet er på ca. 230 km² og er lokalisert i sin helhet i Åmot kommune. Området er i hovedsak et skogsområde med stort innslag av myrer, lite innslag av innsjøer, men mange bekker som drenerer til Slemma, Osa og Rena (**Figur 2**). Fjellgrunnen i de sentrale områder består av harde bergarter (sandsteiner og konglomerater). Under dette ligger skiferbergarter som ikke er blottlagt i skytefeltet, men finnes som frodige soner i lisdene under Deifjellet, Granberget, Glesåkampen og i Slemdalen. Grunnfjellet, som finnes i den sørvestre delen, er overdekket av løsmasser (Østeraas 1996). Løsavsetningene består av forskjellige typer morener og et lite område med breelvavsetninger ned mot Rena elv. De nordlige deler består av et tynt morenedekke med innslag av myr og bart fjell, mens tykkelsen på morenedekket er relativt stor i syd. I den delen av feltet som det planlegges mest intensiv bruk, er morenetypen finkornet og relativt tett hvilket medfører en høy myrfrekvens og stor grad av overflateavrenning. Alle disse naturgitte betingelsene er med på å prege vannkvaliteten. Generelle trekk er at harde bergarter og tynne løsavsetninger i nord fører til vann med liten motstandsevne mot forsurening, mens innslag av skifer og tykkere løsavsetninger i syd bidrar til å bedre denne situasjonen. Den store myrfrekvensen gir tildels betydelig brunfarget vann som følge av løste humusforbindelser.

I 1996 rapporterte NIVA forventede konsekvenser for vannkvaliteten som følge av etablering av skytefelt i de tre alternativene (Rognerud 1996). Det ble her pekt på at det var store betenkeligheter knyttet til deponering av prosjektiler fra militær aktivitet i de store myrområdene i Gråfjell, og at forurensningen på sikt kunne bli relativt omfattende. De mest aktuelle forurensningstypene som følge av militær aktivitet, er utlekking av metaller fra deponerte prosjektiler, utslipp av syrer og organiske mikroforurensninger ved bruk av raketter og dekningsrøyk, utslipp av drivstoff og olje samt erosjon av myr og løsmasser.

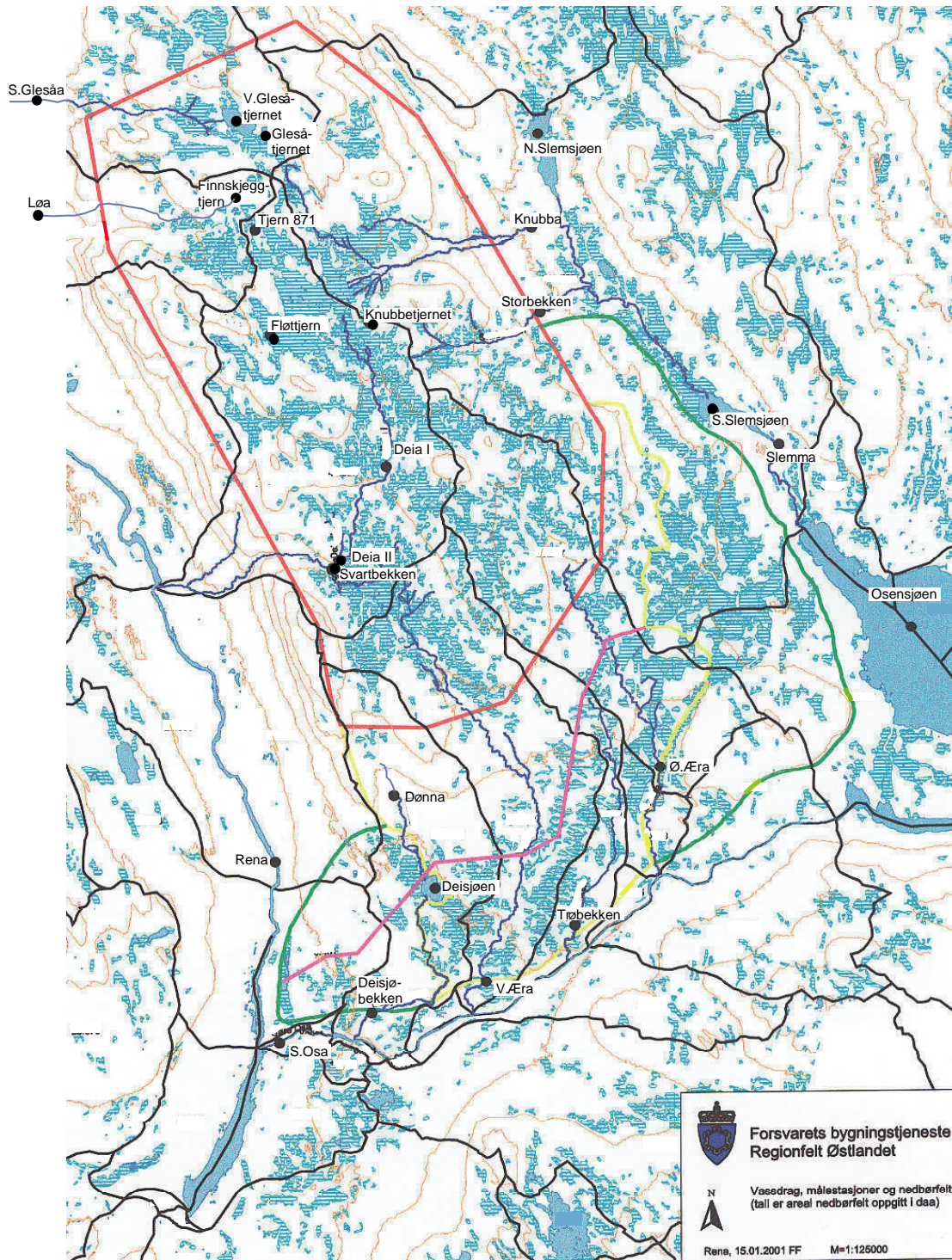
Hensikten med temautredningen er å kartlegge vannkvalitet, lavere dyreliv i vann, samt artsforekomst, bestandsstruktur og størrelse for fisk på utvalgte lokaliteter. Potensielle effekter på vannkvalitet og eksisterende vannforsyning og metallkonsentrasjoners virkninger på dyreliv i vann skal vurderes. Utredningen skal munne ut i konkrete forslag til tiltak for å begrense skadeeffekter og forslag til et langsiktig overvåkningsprogram.

Resultatene presenteres i to rapporter. Denne rapporten omhandler i konsentrert form konklusjonene med illustrasjoner for de enkelte delfelter som FBT har gitt i utredningsprogrammet fra tilbudsfasen. I forståelse med FBT er programmet senere blitt noe modifisert og utvidet i forbindelse med

Ingeniørvåpenets etablering i Rena leir. Rapporten er basert på faglige vurderinger, men er ikke primært skrevet som en vitenskapelig publikasjon med tilhørende faguttrykk, og referanser i teksten er bevisst holdt på et lavt antall. Dette er gjort for å gjøre stoffet mer tilgjengelig for folk flest og for de som skal ta beslutninger. Referanser til benyttet litteratur er gitt bak i rapporten, mens alle data fremskaffet i prosjektet er gitt i en egen datarapport (Rognerud et al. 2001). Dette for å sikre disse til bruk i fremtidige overvåkningsundersøkelser.



Figur 1. Regionfelt Østlandet. Oversikt over soner, angrepsfelt nord og sør, baner og målområder.



Figur 2. Regionfelt Østlandet. Oversikt over vassdrag, myrområder og prøvetakingslokaliteter for vannkvalitet, bunndyr og krepsdyrplankton.

2. Statusbeskrivelse

2.1 Generell vannkvalitet

Undersøkelsen skal gi nødvendig bakgrunnsdata for den generelle vannkvaliteten i RØs vannforekomster før feltet etableres. Dette for å kunne vurdere eventuelle effekter av anleggs-virkosomheten og senere den militære aktiviteten. Fra innsjøer og tjern ble det samlet inn blandprøver fra det øvre sjiktet 2 ganger i 2000. Bekkene ble prøvetatt 3 ganger i både 2000 og 2001 unntatt Søndre Glesåa, Løa, Svartbekken, Deisjøbekken og Storbekken som bare ble undersøkt i 2000. Alle analysene er utført etter akkrediterte metoder ved NIVAs kjemilaboratorium i Oslo. Resultatene er gitt i datarapporten og vist for de viktigste vannkjemiske forhold i **Figur 3**.

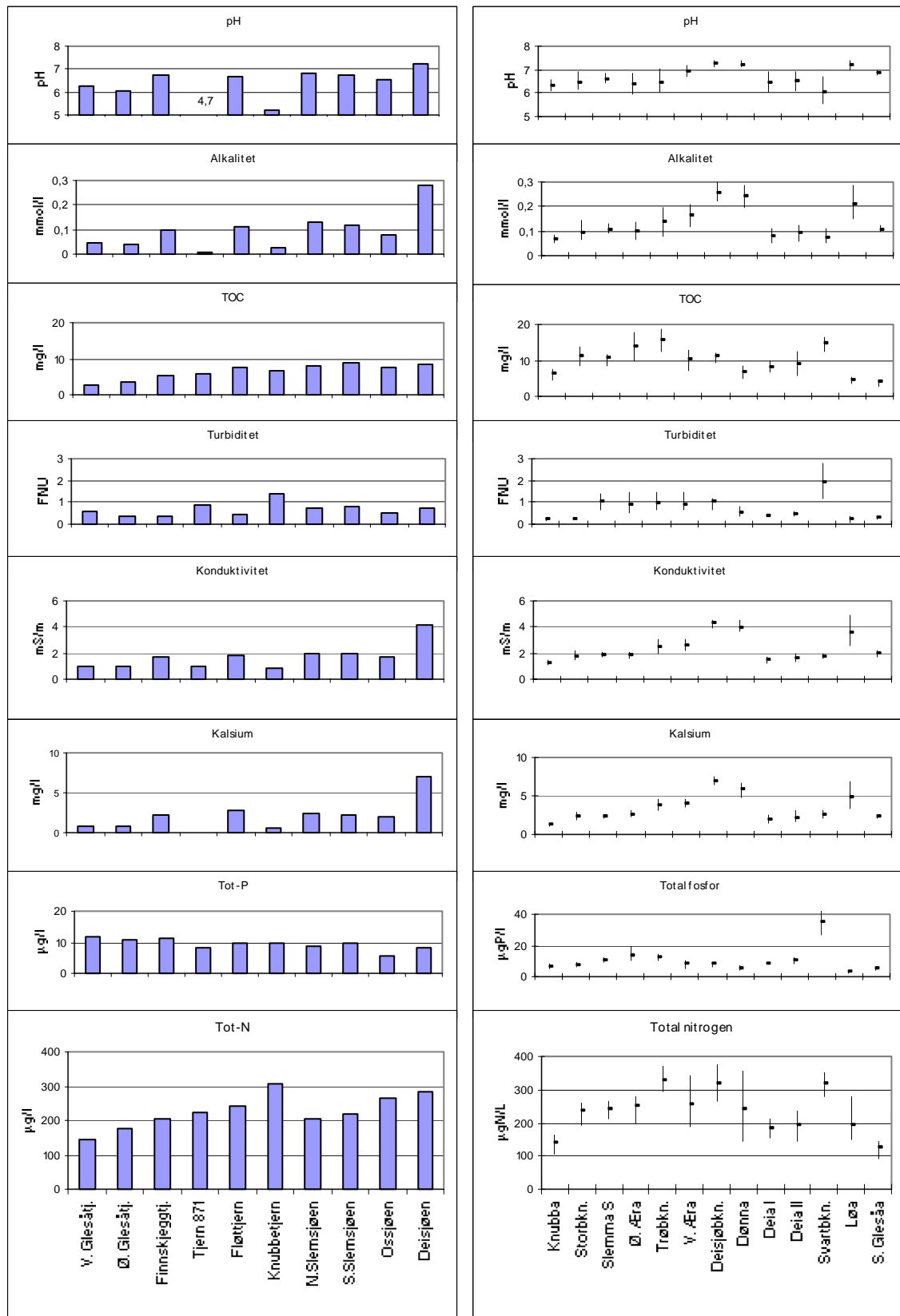
Vannkvaliteten i RØ gjenspeiler i hovedsak naturforholdene i området. Alkaliteten er et mål på vannets evne til å motstå pH-endringer ved f.eks. tilførsel av surt vann (bufferevnen). De fleste vannforekomstene hadde svakt surt vann (pH i området 6-7) og relativt god bufferevne. Dårligst bufferevne og surest vann hadde Tjern 871 som ligger øverst i Deias nedbørfelt. Knubbetjernet hadde også relativt surt vann, mens Knubba, Svartbekken og Deia hadde lavest alkalitet og surest vann av bekkene. Også i Østre Æra og Trøbekken var pH lavere enn 6,0 enkelte ganger. De vannforekomstene som har nedbørfelt med innslag av skifer i berggrunnen og et mektigere morenedekke hadde nær nøytralt vann og relativt god motstandsevne mot forsuring. Dette gjaldt Finnskjeggtjernet med avrenning til Løa, Dønna som renner til Deisjøen og videre til Deisjøbekken og Slemma med Slemsjøene. Det samme mønsteret som for alkaliteten finner vi igjen for konsentrasjonene av kalsium og totalt saltinnhold (konduktivitet). De høyeste konsentrasjoner av kalsium og salter ble registrert i Dønna, Deisjøen, Deisjøbekken og Løa og de laveste i Tjern 871, Knubbetjernet, Knubba og Deia.

De store myrarealene i RØ gir tildels mye brunfarget vann som følge av løste humus-forbindelser (måles som totalt organisk karbon, TOC). Mest humuspåvirket av bekkene var Trøbekken, Svartbekken og Østre Æra (TOC 14-16 mgC/l), mens Søndre Slemsjøen hadde høyest TOC av innsjøene. Minst humuspåvirket var Glesåtjerna, Søndre Glesåa, Løa og Knubba (TOC 2,5-4 mgC/l). Turbiditet er et mål på vannets grumsethet og er bestemt av vannets innhold av partikler. Disse partiklene kan være alger, dødt organisk materiale eller finkorna uorganisk erosjonsmateriale. Partikkelinnholdet var stort sett lavt i vannforekomstene (stort sett mindre enn 1 FNU-enhet), med unntak av Knubbetjernet og Svartbekken. I Knubbetjernet skyldtes dette antagelig en oppblomstring av grønnalgen *Botryococcus*, mens i Svartbekken var årsaken trolig humuspartikler forårsaket av skogsdrift.

Konsentrasjonene av total fosfor (Tot-P) og total nitrogen (Tot-N) sier oftest noe om hvor næringsrike vannforekomstene er fordi fosfor er det næringssaltet som vanligvis begrenser algeveksten i innsjøer. For vannforekomstene i RØ er imidlertid næringssaltene i stor grad bundet i humusfraksjonen. Høyere verdier Tot-P og Tot-N betinger derfor ikke nødvendigvis mer algevekst, men er heller et uttrykk for mer næringstilgang for bakterier, bunndyr og dyreplankton. I bekkene varierte Tot-P stort sett i området ca. 4-15 µg/l. Svartbekken hadde høyest konsentrasjon på grunn av mye humuspartikler. Konsentrasjonene av nitrogen-forbindelser var stort sett lave både i innsjøer/tjern og bekker.

Konklusjon

De fleste vannforekomstene hadde betydelig brunfarget, svakt surt vann med relativt god bufferevne mot pH-endringer. Lavest pH og dårligst bufferevne hadde Tjern 871, Knubbetjernet, Knubba og Deia med Svartbekken. Brunfargen skyldes avrenning av vann med mye løste humusforbindelser fra de store myrområdene. Mest humuspåvirket var Trøbekken, Svartbekken og Østre Æra samt Søndre Slemsjøen av innsjøene. Næringssaltene (fosfor og nitrogen) var i stor grad knyttet til humusforbindelser, og konsentrasjonene var generelt lave til middels høye.



Figur 3. Generell vannkvalitet i innsjøer/tjern og bekker. For innsjøer/tjern er middelværdier vist, for bekkene middelværdier og variasjonsbredder.

2.2 Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for syrer til overflatevann

For Norge er det utarbeidet tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for sterke syrer til overflatevann, senest oppdatert av Henriksen og Buan (2000). For RØ er det i denne rapporten beregnet tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for 26 bekker og innsjøer, basert på vannkjemiske data fra høsten 2000 og siste tilgjengelige 5-års (1992-1996) middelvei for svoveldeposisjonen i området (Tørseth og Semb 1997). Tålegrensen for sterke syrer til overflatevann er basert på at syretilførselen ikke skal overskride forvittringshastigheten (produksjon av syrenøytraliserende buffer) i nedbørfeltet minus en mengde buffer som skal beskytte vannboende organismer mot skader.

Prinsipper og metoder for tålegrenseberegninger

For Regionfeltet har vi benyttet en modell for tålegrenser og overskridelser av tålegrenser kalt "The Steady-State Water Chemistry model" (SSWC), beskrevet i UN/ECE 1996 og Henriksen og Posch (2000). SSWC modellen anslår forvittringshastigheten for nedbørfeltet (jordsmonnet) utfra dagens vannkjemi (basekationer) og ved hjelp av en faktor (F-faktoren) som beregner den delen av basekationer i vannet som skyldes ionebytting i jorda. Denne ionebyttingen skyldes at syren i nedbøren vasker ut basekationer (kalsium og magnesium) fra lageret i jordsmonnet og dermed reduserer jordas evne til å nøytralisere sur nedbør. For at ikke jorda fortsatt skal bli utarmet må tålegrensen settes slik at de sure tilførselene blir balansert av dagens produksjon av syrenøytraliserende stoffer i jorda, slik at det ikke tærer på disse reservene.

I tillegg til at forvittringen må balansere tilførselene av sterke syrer, må man også ha en viss restbuffer for å beskytte vannboende organismer. Denne restbufferen kalles ANC_{limit} , og representerer en kritisk grenseverdi for konsentrasjonen av vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC). Denne grenseverdien er hovedsakelig basert på å beskytte fisk. Men siden fisk er blant de mest følsomme organismer overfor forsuring, vil denne grenseverdien også beskytte det meste av annet liv i vann. I tålegrenseberegningen har vi benyttet en variabel ANC_{limit} som tar hensyn til variasjoner i nedbørfeltenes karakter.

Overskridelse av tålegrensen kan beregnes ved å trekke tålegrenseverdien fra summen av dagens belastning med sure komponenter, dvs deposisjonsverdien for svovel pluss den delen av nitrogen som lekker ut av nedbørfeltet som nitrat og derved virker forsuring. Hvis tallet blir positivt er belastningen større enn tålegrensen og vi har en overskridelse. Blir tallet negativt er tålegrensen ikke overskredet.

Resultater

Resultatene for beregning av tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for 26 vannlokaliteter i RØ er vist i **Tabell 1**. I **Figur 4** og **Figur 5** er resultatene fra RØ sammenlignet med 1096 innsjølokaliteter i Sør-Norge (Henriksen og Buan 2000).

Lokalitetene i området viser en stor spredning av verdiene for tålegrenser, fra det svært forsuringfølsomme Tjern 871 til den svært robuste Deisjøen. Bare Tjern 871 og Knubbetjern (nr. 10 og 21) kan betegnes som svært følsomme overfor forsuring (tålegrenser fra 0-25 mekv/m²/år), mens Deia, Knubba og Glesåjtjernene (nr. 2, 9, 24 og 26) er følsomme (25-50 mekv/m²/år). Av de resterende 20 lokalitetene er 6 moderat følsomme (50-75 mekv/m²/år), mens 14 (nær halvparten av alle) må sies å være lite følsomme overfor forsuring (>75 mekv/m²/år).

Bare Tjern 871 (nr.21) viser overskridelser av tålegrensen. Knubbetjern (nr.10) ligger helt på grensen mot overskridelse og Glesåjtjernene (nr.24 og 26) har liten motstandskraft mot ytterligere forsuring. De øvrige lokalitetene synes å være relativt robuste mot forsuring ved dagens belastning med sur nedbør. Resultatene er i god overensstemmelse med den siste landsomfattende kartleggingen

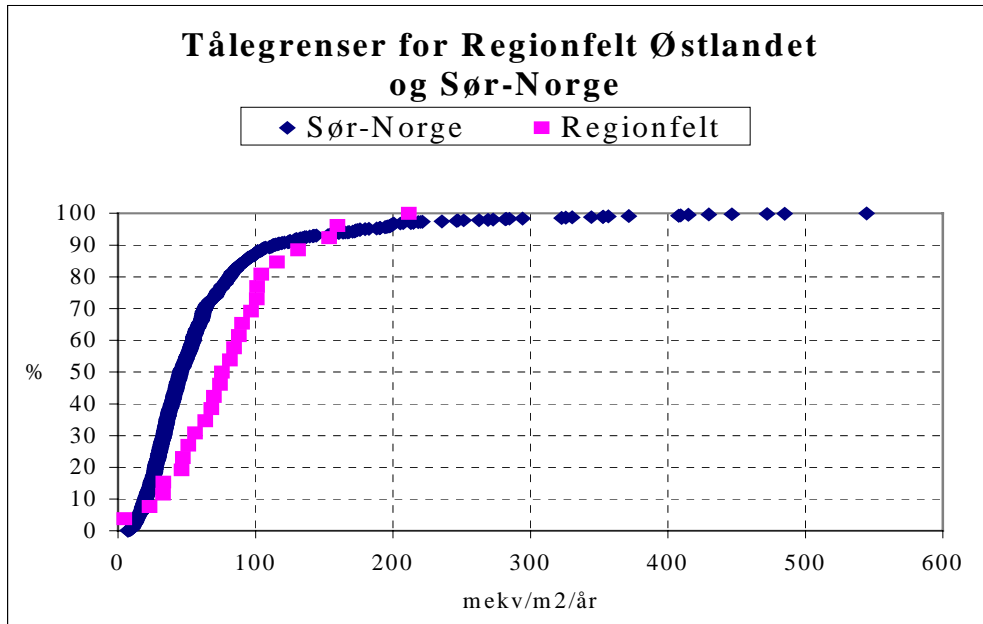
(Henriksen og Buan 2000) som viser at det bare er noen få spredte arealer i det indre Østlandet hvor tålegrensene er overskredet.

Det har vært en markert reduksjon i svoveldeposisjonen de siste årene. For Norge som helhet ble overskredet areal redusert fra 30 til 20% i perioden 1985 til 1994. Dette gir seg spesielt markerte utslag i det indre Østlandet, hvor områdene med overskridelser i 1985 gjennomgående hadde lave overskridelser. Reduksjonen i svoveldeposisjonen har derfor medført at mange områder i det indre Østlandet ikke lenger viser overskridelse.

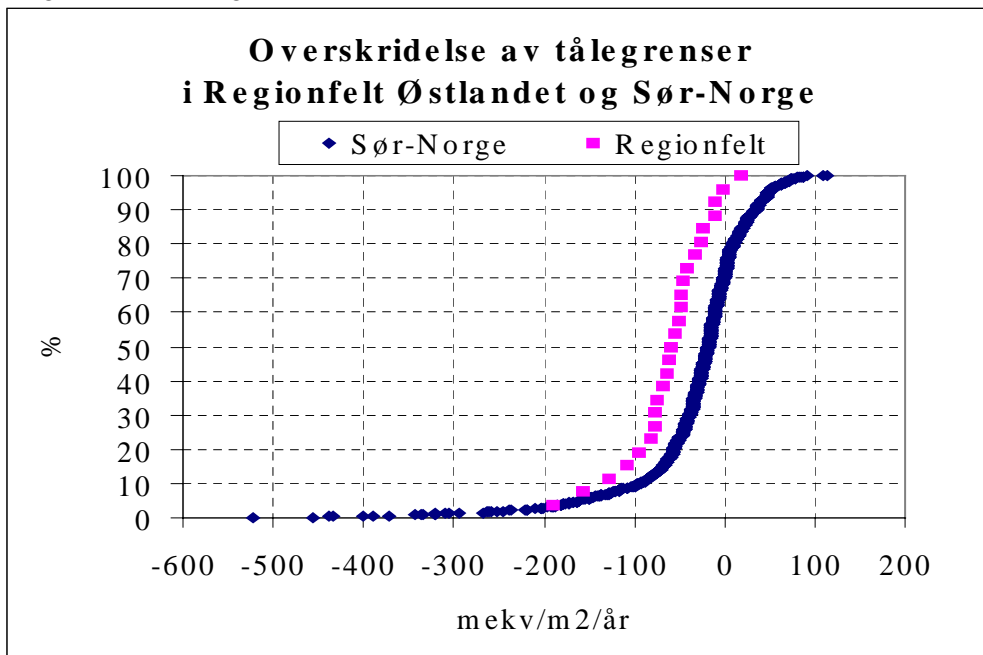
Innsjøene i RØ har relativt høyt innhold av humusstoffer (målt som TOC). Dette bidrar til å binde giftig aluminium og gir derved en ekstra beskyttelse for fisk. Den høyeste verdien av labilt aluminium som ble registrert var 13 µg/l noe som ligger godt under skadelig konsentrasjon for fisk.

Tabell 1. Tålegrenser, overskridelse av tålegrenser og ANC_{limit} for overflatevann i Regionfelt Østlandet.

Stasjonsnr.	Navn	Tålegrense mekv/m ² /år	Overskridelse mekv/m ² /år	ANC _{limit} µekv/l
1	Beverbekken	116	-94	29
2	Deia I	47	-25	12
3	Deia II	51	-51	13
4	Deisjøbekken	160	-158	40
5	Deisjøen	212	-189	50
6	Dønna	131	-107	33
7	Finnskjeggjtj.	76	-54	19
8	Fløttjernet	84	-63	21
9	Knubba	46	-24	12
10	Knubbetj.	23	-1	6
11	Løa	90	-68	23
12	N.Slemsjøen	104	-82	26
13	Ossjøen	74	-49	19
14	Rena	154	-128	38
15	S. Slemsjøen	97	-75	24
16	S.Glesåa	64	-41	16
17	S.Osa	88	-64	22
18	Slemma S	81	-59	20
19	Storbekken	68	-46	17
20	Svartbekken	56	-33	14
21	Tjern 871	5	17	1
22	Trøbekken	101	-78	25
23	V. Æra	101	-77	25
24	V.Glesåttj	33	-11	8
25	Ø. Æra	70	-48	17
26	Ø.Glesåttj.	33	-11	8



Figur 4. Kumulativ prosentfordeling av tålegrenser for Regionfelt Østlandet og 1096 lokaliteter i Sør-Norge (Henriksen og Buan 2000).

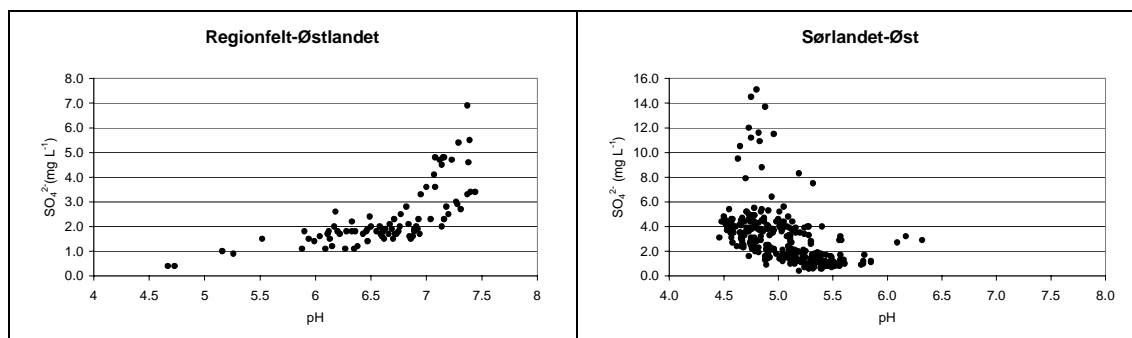


Figur 5. Kumulativ prosentfordeling av overskridelser av tålegrenser for Regionfelt Østlandet og 1096 lokaliteter i Sør-Norge (Henriksen og Buan 2000). Lokaliteter med positive tall på x-aksen viser overskridelse av tålegrensen

Figur 4 viser at lokalitetene i Regionfelt Østlandet gjennomgående har høye tålegrenser sammenlignet med Sør-Norge som helhet. Når svoveldeposisjonen også er forholdsvis lav i området ($0,35 \text{ gS/m}^2/\text{år}$ for perioden 1992-1996) blir også overskridelsene av tålegrenser ubetydelig (**Figur 5**). Som helhet synes det å være lite forsuringsproblemer i vassdrag knyttet til RØ.

Det er interessant å påpeke at i RØs vannforekomster var det en klar tendens til økende sulfat-konsentrasjoner med økende pH, mens eksempelvis de klart mer forsuringsrammede innsjøene på

Sørlandet-Øst viser økende sulfatkonsentrasjon med avtakende pH (**Figur 6**). Selv om nedbørfeltene i RØ også mottar en viss mengde langtransportert svovelsyre via nedbøren, synes det som om variasjonene i sulfat i dette området primært er geologisk betinget. Lokalitetene med de høyeste sulfatkonsentrasjonene, har sannsynligvis sulfidholdig berggrunn med høyt innhold av basekationer, som bl.a kalsium, i nedbørfeltet. Dette betyr at oksidasjon av sulfid til sulfat (som er en sur reaksjon) medfører betydelig utløsning av basekationer. Resultatet av dette blir at de innsjøene innen RØ som har de høyeste sulfatkonsentrasjonene, er de som både har høyest pH og høyest bufferkapasitet mot forurening.



Figur 6. Sammenhengen mellom pH og sulfat i innsjøer/vassdrag i Regionfelt Østlandet sammenliknet med innsjøer i østre deler av Sørlandet (SFT 2000).

Konklusjon

Lokalitetene i RØ hadde i hovedsak høye tålegrenser sammenlignet med Sør-Norge som helhet. Etersom svoveldeposisjonen er relativt lav i området, blir også overskridelser av tålegrensene meget små. Bare Tjern 871 og Knubbetjernet kan betegnes som svært følsomme overfor forurening. Totalt sett synes det å være lite forurensningsproblemer i vassdragene knyttet til RØ.

2.3 Metaller i løsmasser og berggrunn

Problemstilling

Undersøkelsene har hatt som mål å klarlegge bakgrunnsverdiene for tungmetaller i løsmasser og berggrunn i regionfeltet. Bakgrunnsverdiene skal danne basis for vurdering av eventuell tungmetallbelastning som skyldes den militære aktiviteten i feltet. Berggrunnsforholdene i regionfeltet er kartlagt i detalj (Nystuen, 1975). Konklusjonene fra hans undersøkelser viser at det er lite sannsynlig at den lokale berggrunnen vil bidra med nevneverdige konsentrasjoner av tungmetaller i de aktuelle områdene. Eventuelle forekomster av tungmetaller vil dessuten kunne måles i den lokale undergrunnsjorda som består av morene med nedknuste, lokale bergarter. Nærmere undersøkelser av berggrunnen er derfor sløffet til fordel for en mer omfattende kartlegging av tungmetallstatus i løsmassene.

Metodebeskrivelse

Jordprøver for tungmetallanalyse er tatt ut på 6 forskjellige lokaliteter i de områdene hvor driften av regionfeltet er antatt å gi størst tungmetallbelastning. Prøvelokalitetene er:

1. HFK-sletta ved Ørnhaugen (3 prøvelokaliteter).
2. Elgstølenområdet i angrepsfelt nord (1 prøvelokalitet).
3. Raudfjellet/Halvfaråsen i angrepsfelt sør (3 prøvelokaliteter).
4. SIBO i Nyseterområdet (1 prøve).

På alle lokaliteter er det tatt ut prøver fra hele jordprofilen fra vegetasjonssonen ned i undergrunnen. Prøveuttaket er gjort etter standard prosedyre. Det er besluttet på stedet hvilke deler av profilen som skal analyseres på tungmetaller. I alt 6 blandprøver er analysert på Pb, Cu, Zn, Ba og Sb ved Jordforsk Lab. Alle analyseverdiene er oppgitt i mg/kg tørrvekt (40⁰).

Resultater

Som ventet er tungmetallinnholdet i prøvene moderat, og variasjonene er små fra lokalitet til lokalitet og mellom utvaskingslag, utfellingslag og mineraljord. Konsentrasjonene i utvaskingslaget ligger på ca 50% av konsentrasjonene i utfellingslaget hvilket anses som normalt. Ett unntak finnes imidlertid, nemlig HFK-sletta hvor innholdet av Pb, Zn og Ba i overgangen mellom rotsone og utvaskingslaget er vesentlig høyere enn gjennomsnittet (**Tabell 2**). Innholdet av bly er f.eks. mellom 8 og 10 ganger høyere enn på de andre lokalitetene. Innholdet av Cu og Sb er imidlertid på samme nivå som for de andre lokalitetene. Det høye innholdet av Pb, Zn og Ba i rotsone er vanskelig å forklare, spesielt fordi en prøve fra mineraljorda i samme område ikke viser forhøyede verdier for disse metallene. Den lokale berggrunn kan derfor ikke være kilden. Det må også utelukkes at tungmetallene stammer fra langtransportert, minerogent materiale i bunnmorenen. Selv om det ikke foreligger bekreftende analyser av tungmetallinnholdet i vegetasjonen eller i overgangen mellom vegetasjon og rotsone, er det overveiende sannsynlig at tungmetallene er tilført markoverflaten som atmosfærisk nedfall eller som partikler, f.eks. blyhagl. Prøven representerer i så fall ikke den naturlige bakgrunnsverdien, men en lokal overflateforurensning som kan knyttes til den alminnelige bruk av området.

Tabell 2. Resultater av metallanalyser av jordprøver. Prøvene er oppsluttet i kongevann og analysert ved hjelp av ICP-AES.

Prøvenummer				2001-02274-1	2001-02274-2	2001-02274-3	2001-02274-4	2001-02274-5	2001-02274-6
Merking				28/8-01	28/8-01	28/8-01	28/8-01	28/8-01	28/8-01
Parameter	Metode	Enhet	Dato	Vest Elgstølen	HFK sletta mineralj	Raudfjellet humusl	Raudfjellet utvaskl.	Raudfjellet utfell.	HFK sletta rotsone
Bly	PB-ICP-J	mg/kg ⁰	011001	8,9	8,5	13,4	4,3	5,6	56,9
Sink	ZN-ICP-J	mg/kg ⁰	011001	12,6	15	14	5,3	13,3	27,9
Barium	BA-ICP-J	mg/kg ⁰	011001	26,9	40,4	21,1	19,4	29,4	50,2
Antimon	*SB-ICP-J	mg/kg ⁰	021001	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75	<0,75
Kobber	CU-ICP-J	mg/kg ⁰	021001	2,7	2,9	2,2	1,4	3,3	3,3

⁰Resultatet referer seg til prøve etter tørking ved 40⁰C

*Bestemmelsen er ikke akkreditert

Konklusjon

De 8 løsmasseprøvene som er tatt innenfor regionfeltet viser at tungmetallinnholdet i mineraljorda og jordsmonnet varierer svært lite. Innholdet av bly ligger i størrelsesorden 10 mg/kg tørrstoff med variasjon mellom 4,3 og 13,4 mg/kg i de analyserte prøvene. For sink er tilsvarende verdi i størrelsesorden 13 mg/kg med variasjon mellom 5,3 og 15,0 mg/kg. Bariuminnholdet varierer noe mer med en midlere konsentrasjon på ca. 26 mg/kg. Antimon ligger under deteksjonsgrensen for alle prøvene, mens konsentrasjonen av kobber er stabil på ca. 2,5 mg/kg.

2.4 Metaller i vann.

Undersøkelsen har som hensikt å fremskaffe bakgrunnsdata i vannforekomstene for de metaller som deponeres som følge av militær aktivitet. I henhold til HFK-AMK og NIVAs overvåkningsundersøkelser i militære skytefelt er det bly (Pb) og kobber (Cu) som er de viktigste. Dernest følger sink (Zn), antimon (Sb) og barium (Ba). Ubetydelige mengder av kobolt (Co), krom (Cr) og nikkel (Ni) vil også bli deponert. Vi har konsentrert oss om de 5 førstnevnte metallene.

Konsentrasjoner av metaller i vann fra områder som RØ, er et resultat av utløsning fra berggrunn, løsavsetninger og atmosfæriske avsetninger modifisert av viktige vannkjemiske karakteristika som pH og humusinnhold (målt som TOC, mgC/l). Betydningen av atmosfærisk avsatte forurensninger for vannkonsentrasjonene er avhengig av størrelsen på denne kilden i forhold til de naturgitte. Metaller i vann er i stor grad bundet til partikler som sedimenterer i innsjøer. Forholdet mellom konsentrasjoner av metaller i nylig avsatte sedimenter og gamle (1000 år gamle, før atmosfæren var forurenset) kalles forurensningsfaktoren. Denne gir en klar indikasjon på betydningene av atmosfæriske kilder for de ulike metaller. En nasjonal undersøkelse av sedimenter som NIVA har gjennomført for SFT viste at forurensningsfaktoren var størst for bly og antimon, hhv 6,2 og 7,3 og betydelig mindre for kobber, sink og barium, hhv 1,3, 1,3 og 1,1 (Rognerud og Fjeld 2001). Dette betyr at i RØ må en forvente at atmosfæriske forurensninger av bly og antimon vil ha betydning for konsentrasjonene av disse i vann, mens geologiske kilder vil være de dominerende for kobber, sink og barium.

Bly og antimon

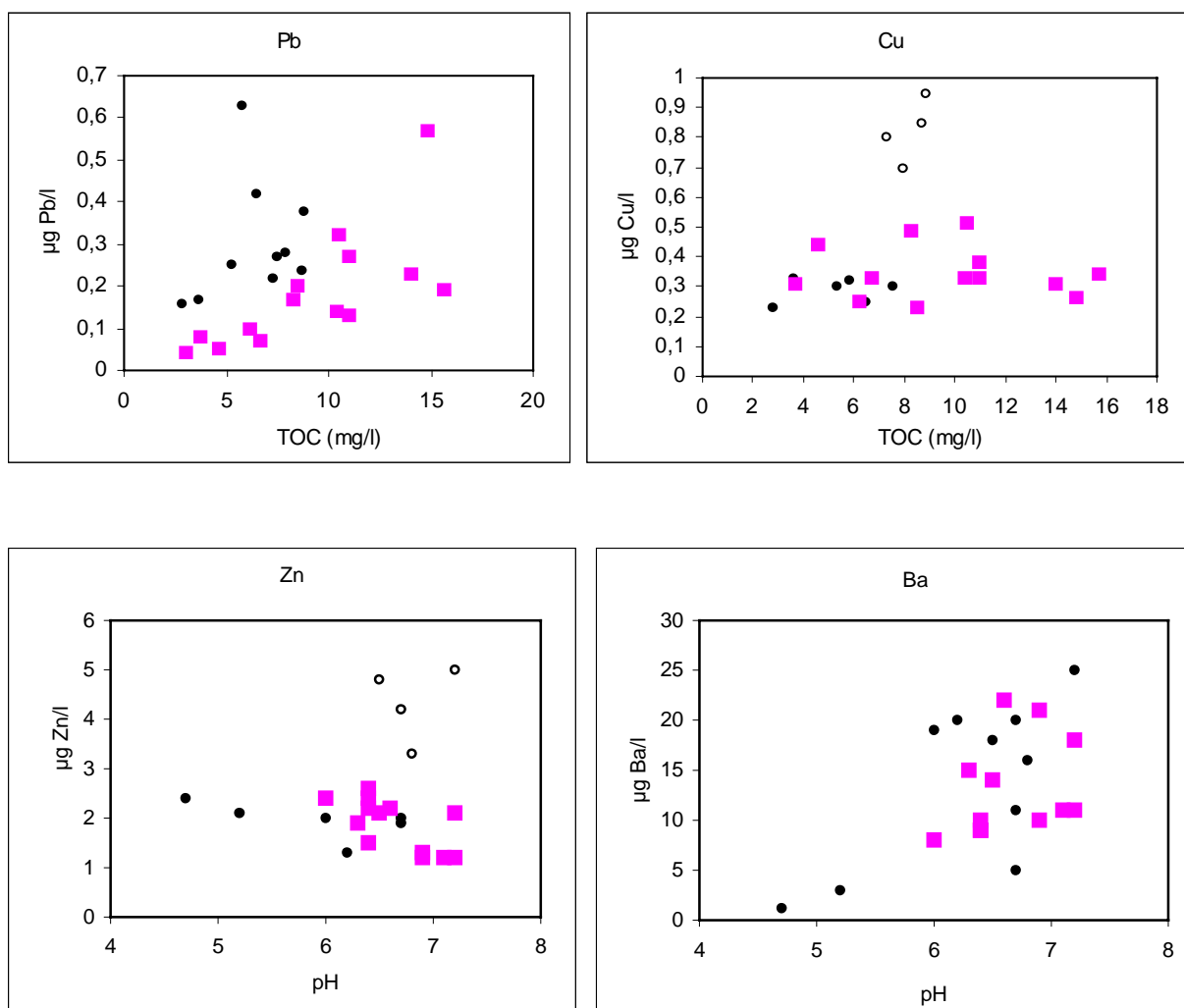
Konsentrasjonene av bly i RØs innsjøer, tjern og bekker viste en god sammenheng med humuskonsentrasjonene (**Figur 7**). De mest humusrike (bruneste) bekkene hadde høyere konsentrasjoner enn de som var mindre humusrike og klarere. Atmosfæriske avsetninger av blyforurensninger har pågått i lang tid (ca. 50 år), og disse er akkumulert og bundet i markens humusjikt. Når humus brytes ned til vannløselige humusforbindelser, følger blyforurensningene med. Den gode sammenheng mellom konsentrasjoner av bly og humus i bekkene indikerer at bidraget fra geologiske blykilder er beskjedent i forhold til de atmosfæriske. Vi ser også at blykonsentrasjonene i tjern og innsjøer var noe høyere ved en gitt humuskonsentrasjon enn i bekkene. De fleste har et lite nedbørfelt i forhold til innsjøoverflaten. I slike tilfeller er det kjent at de atmosfæriske blyavsetningene direkte på vannoverflaten er viktigere enn kildene fra nedbørfeltet. Det er rimelig å anta at dette er årsaken til en noe høyere konsentrasjon av bly i innsjøene og tjernene enn i bekkene. Bly er generelt sterkt bundet til humus selv i surt vann, men når pH blir så lav som i Tjern 871 (4,7) og Knubbtjernet (5,2) vil dette betinge en høyere konsentrasjon da mer løses ut og en større andel forblir i løst fraksjon henholdsvis 0,65 µg/l og 0,42 µg/l (**Figur 7**).

Konsentrasjonene av bly i RØs bekker og innsjøer er ikke atypiske, men er svært nær de middelverdier som ble funnet i en landsomfattende undersøkelse av metaller i vann som NIVA har utført for SFT (Skjelkvåle et al. 1999). Blyforurensninger som følge av militær aktivitet vil være bundet til humusforbindelser. De ovennevnte resultater viser at effekten av denne kilden vil være mulig å følge i et overvåkningsprogram allerede i en tidlig fase.

Konsentrasjonene av antimon var mindre enn deteksjongrensen for analysen (0,2 µg/l) i alle bekkene og innsjøene unntatt i Storbekken der verdiene var ca. 0,3 µg/l. Nasjonale sedimentundersøkelser har vist at de naturgitte (geokjemiske) konsentrasjoner av antimon er generelt lave (oftest mindre enn 0,1 µg/g) og betydelig lavere enn bly (ca. 10 µg/g). Selv om de atmosfæriske kildene er viktig relativt sett for konsentrasjoner av antimon i vann, mark og sedimenter, så er de totalt sett ikke store nok til at vannkonsentrasjonene overstiger deteksjongrensen for analysen. Erfaringer fra overvåkning av militære skytefelt har imidlertid vist at antimon forekommer i relativt høye konsentrasjoner (10-20 µg/l) i avrenning fra enkelte feltskytebaner.

Kobber, sink og barium

Da de atmosfæriske avsetninger av disse elementene betyr relativt lite i forhold til de naturgitte må en forvente en større variasjon i vannkonsentrasjonene. Konsentrasjonene av kobber er vist i forhold til humuskonsentrasjonene da vi vet at kobber har meget stor bindingskapasitet til humus, mens for mer mobile elementer som sink og barium er pH en viktig faktor (**Figur 7**). Konsentrasjonene av kobber i innsjøer og bekker i RØ varierte mellom 0,2 og 0,4 µg/l (untatt Slemsjøene, Osensjøen og Deisjøen) med en tendens til svakt økende verdier med økt humusinnhold. Dette er i god overenstemmelse med nasjonale data over konsentrasjoner av kobber i innsjøer (Skjelkvåle et al. 1999). Slemsjøene, Osensjøen og Deisjøen hadde nær dobbelt så høye konsentrasjoner som de andre bekkene og innsjøene ved sammenlignbare humuskonsentrasjoner. Dette skyldes høyst sannsynlig et høgere kobberinnhold i berggrunn og løsmasser i disse innsjøenes nedbørfelter. Sink viste noe høyere konsentrasjoner i de sureste lokalitetene som følge av utløsning i surt miljø, mens Slemsjøene, Osensjøen og Deisjøen hadde høyere konsentrasjoner enn bekker og elver i resten av RØ som følge av geologiske kilder slik tilfellet var for kobber. Barium viste store variasjoner og konsentrasjonene var i all hovedsak avhengig av innholdet i lokal berggrunn og løsavsetninger.



Figur 7. Konsentrasjonene (middelverdier) av bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og barium (Ba) i innsjøer (●) og bekker (■) som funksjon av TOC eller pH. Slemsjøene, Osensjøen og Deisjøen (○) hadde høyere kobber og sink verdier enn de andre på grunn av geokjemiske årsaker.

2.5 Undersøkelser av bunndyr

Bunndyr er en samlebetegnelse for forskjellige typer smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver, bekker og innsjøer. Bunndyrene består først og fremst av insektlarver/nymfer, men omfatter også marker, igler, snegler, muslinger, små krepser og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartede gruppe organismer med ulike krav til miljøet. I RØs mange bekker og elver er bunndyr den eneste dyregruppen ved siden av fisk. Det finnes ekstreme rentvannsarter, men også arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. De har med andre ord ulike tålegrenser og preferanseområder. Derfor kan endringer i mengde og forekomst av ulike arter på en lokalitet indikere endringer av vannkvaliteten (ofte på et tidlig stadium) blant annet som følge av økte forurensninger. Bunndyrundersøkelser er derfor mye benyttet i forurensningsovervåking (Aanes og Bækken 1989).

Metoden for innsamling av bunndyr er beskrevet i Norsk Standard 4719. Metoden inngår i NIVA's kvalitetssikringssystem, og anvendes i alle NIVA's bunndyrundersøkelser. Den gir et godt bilde av artene ved prøvestedet og et godt mål på den relative tettheten mellom arter og lokaliteter.

Elver og bekker

I de fleste bekkene og elvene var fjærmygglarver den dominerende bunndyrgruppen. I tillegg ble det funnet en rekke andre typer bunndyr, men som regel i langt mindre antall. Dette er en vanlig situasjon i norske bekker og elver. Særlig i de større elvene, Rena, Osa og Slemma, var det også betydelige innslag av snegler og små muslinger. Stedvis var det store innslag av døgnflue- og steinflue-nymfer samt vårfluelarver (gitt i datarapporten). Totalt antall arter i de tre hovedgruppene døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera) kalles EPT og kan anvendes som et mål på biologisk mangfold. EPT varierte fra 13 til 28 arter med et gjennomsnitt på 19,6 arter (**Figur 8**). Sammenlignet med EPT tall for andre elvelokaliteter i Hedmark var dette relativt høyt. Et utvalg av sammenlignbare lokaliteter prøvetatt de siste fem årene hadde variasjoner mellom 5 og 28 arter med et gjennomsnitt på 16,2 arter (**Figur 9**).

Alle de store elvene som Slemma, Rena og Søre Osa hadde mange EPT arter (25-28). Blant bekkene var det bare Vestre Æra og Deisjøbekken som hadde tilsvarende mange (24-26). De øvrige bekkene hadde mellom 13 og 17 EPT arter. Det var særlig et større antall vårfluearter, men også som oftest et større antall døgnfluearter, som utgjorde forskjellen mellom elvene og de mindre bekkene. Steinfluefaunaen var derimot minst like artsrik i de mindre bekkene som i de største bekkene og elvene. Dette indikerer at de undersøkte vassdragene er relativt produktive med til dels stort biologisk mangfold og med en god vannkvalitet over gjennomsnittet for Hedmark. Stort biologisk mangfold gir også bedre muligheter til å observere effekter av forurensninger i en tidlig fase enn om området f.eks hadde vært betydelig forsuret. Det ble ikke registrert truede arter, såkalte rødlistearter (DN 1999), blant døgnfluene, steinfluene eller vårfluene.

Den langt vanligste døgnfluearten var *Baetis rhodani* som forkom i alle prøvene, oftest i store mengder. I Svartbekken var denne arten den eneste registrerte døgnfluen, men den forekom i lite antall. *Baetis rhodani* er moderat følsom for surt vann og forsvinner når vannet blir surt (pH lavere enn 5 i lengre perioder, Bækken og Kjellberg 2000). I denne bekken forekom også steinfluearten, *Capnia atra*, som også er moderat følsom for surt vann (pH lavere enn 5). Med andre ord er Svartbekken moderat sur, men ikke sur nok til at disse arter forsvinner. Andre vanlige døgnfluearter i de andre bekkene og elvene var *Baetis niger*, *Baetis muticus*, *Ephemerella aurivillii* og *Heptagenia dalecarlica*. Alle er vanlige arter i vassdrag i Østlandsområdet som ikke er påvirket av surt vann eller andre typer forurensning. Dette indikerer at vannkvaliteten i RØ generelt er relativt god med hensyn på forurensning i den isfrie delen av året. Dette stemmer godt med vannanalysene selv om disse bare representerer stikkprøver 3 ganger i året.

Blant steinfluene var det flere arter som ble funnet i nesten alle prøvene. Størst forekomst var det av arter i slekten *Amphinemura*. Men også *Brachyptera risi*, *Leuctra hippopus* og *Isoperla sp.* ble funnet med forholdsvis mange individer. Dette er også arter som er vanlig forekommende i vassdrag i Østlandsområdet. *Rhyacophila nubila* var den vanligste vårfluen. Ellers ble det ofte registrert individer fra familien *Polycentropidae*. Dette var ofte *Polycetropus flavomaculatus* eller *Plectrocnemia conspersa*, men mange var små, ubestembare individer. Individer fra familien *Limnephilidae* ble funnet på alle stasjonene, men ingen ble bestemt til art. Alle er vanlige i denne delen av landet.

Innsjøer

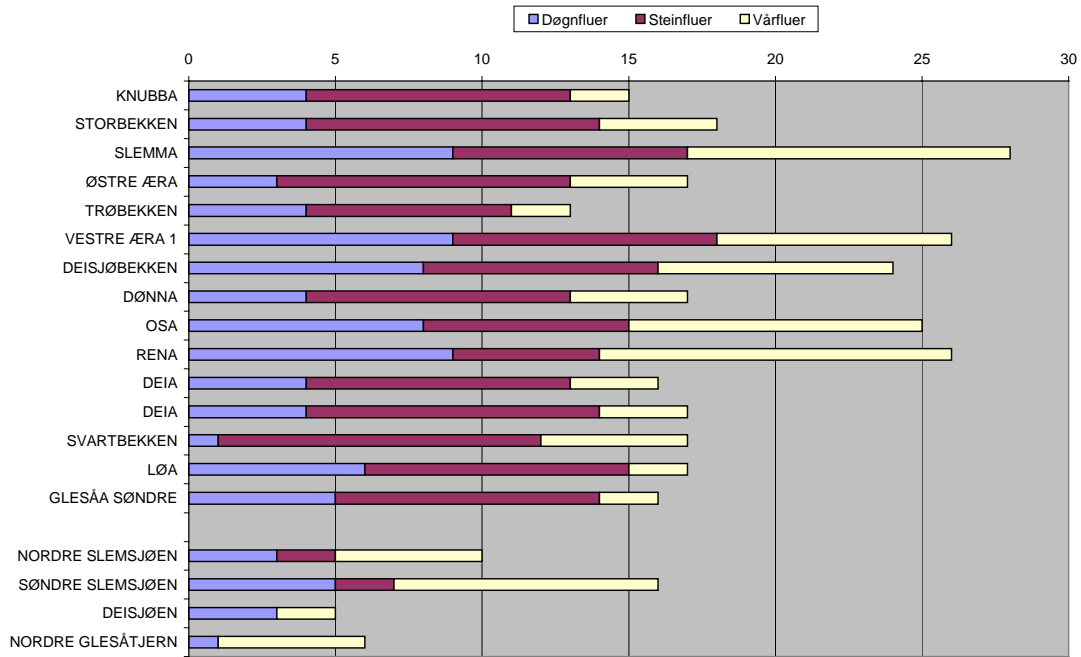
Bunndyrprøvene fra innsjøene var også dominert av fjærmygglarver. I tillegg var det flere andre typer bunndyr med lavere tettheter. Mange av dyregruppene er de samme som finnes i elver og bekker, selv om det oftest vil være andre arter som er mer tilpasset stillestående vann. Det ble registrert færre EPT arter i innsjøene enn i elvene (**Figur 8**). Dette er normalt. Døgnfluer og vårfluer ble registrert i alle innsjøene, mens steinfluer bare ble registrert i Nordre- og Søndre Slemsjøen. Dette er også en normal situasjon da steinfluer først og fremst finnes i rennede vann og i strandsonen i større innsjøer. Også blant døgn- og vårflueartene er det ulike preferanser i forhold til innsjøer og elver. Det var derfor i stor grad forskjellige arter som ble registrert i innsjøene og elvene. Antall EPT arter var størst i Søndre Slemsjøen med 16 arter antagelig fordi denne har mer vindpåvirkede strender enn de andre (**Figur 8**). Det ble ikke registrert rødlistearter verken blant døgnfluer, steinfluer eller vårfluer i innsjøene.

Steinfluene i Slemsjøene var dominert av en ubestemt art fra slekten *Nemoura*. Denne slekten foretrekker sakte strømmende vann, men finnes også i vindpåvirkede strandområder i innsjøer. *Heptagenia fuscogrisea* og *Leptophlebia sp.* var de to vanligste døgnfluene i Slemsjøene. I Deisjøen var *Leptophlebia sp.* og *Cloeon dipterum* vanligst. I Nordre Glesåtjern var den eneste døgnfluearten *Leptophlebia sp.* Den forekom imidlertid i lite antall. Det var ingen vårfluearter som dominerte i prøvene. De vanligste vårfluene i Søndre Slemsjøen var *Tinodes waeneri* og ubestemte individer fra familien *Limnephilidae*. Den førstnevnte finnes ofte i vindeksponerte strandområder i innsjøer. I Nordre Slemsjøen var ubestemte individer fra *Limnephilidae* vanligst. I Deisjøen ble kun to arter observert, *Agrypnia obsoleta* var den vanligste. I Nordre Glesåtjern var *Molanna albicans* vanligst.

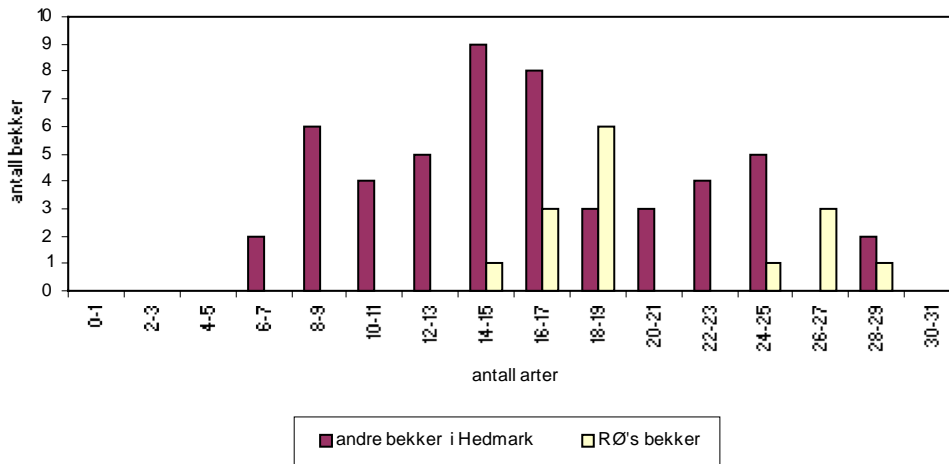
Av andre vanlige grupper funnet i alle innsjøene var fåbørstemark og småmuslinger. Snegler ble funnet i alle innsjøene, men i lite antall. Av disse ble *Gyrualus acronicus* funnet i alle innsjøene, mens *Lymnaea peregra* bare ble funnet i Søndre Slemsjøen. Små strandlevende krepsdyr (*chydoridae*) var vanlige i prøvene fra Nordre Glesåtjern og Deisjøen. Av andre viktige bunndyrarter ble det funnet få individer av marflo (*Gammarus lacustris*) i begge Slemsjøene. Disse indikerer gode forhold, kjemisk og biologisk, og er viktige byttedyr for fisk.

Konklusjon

Artsanalysene viser at bekker, elver og innsjøer har en vannkvalitet nær naturgitte forhold og at de var lite påvirket av forurening eller annen forurensning. Det viser også at innholdet av tungmetaller i løsmasser og berggrunn ikke er høyt nok til å forårsake skadeeffekter på bunndyrene. Dette er i god overenstemmelse med vannanalysene. Dette indikerer at de undersøkte vassdragene er relativt produktive med til dels stort biologisk mangfold og med en god vannkvalitet over gjennomsnittet for Hedmark. Stort biologisk mangfold gir også bedre muligheter til å observere effekter av forurensninger i en tidlig fase enn om området f.eks hadde vært betydelig forsuret. Det ble ikke registrert truede arter blant døgnfluene, steinfluene eller vårfluene.



Figur 8. Total antall EPT arter og den relative fordeling av disse i RØs bekker, elver og innsjøer.



Figur 9. Gruppering av elver og bekker og antall EPT arter i RØs bekker sammenliknet med andre bekker og elver i Hedmark.

2.6 Krepsdyrplankton

Dyreplankton er små dyr som finnes vanlig i de frie vannmasser i de aller fleste innsjøer og vann. Størrelsen varierer fra mindre enn 1 mm til 2-3 mm (noen opp til ca. 10 mm). De fleste artene hører til to hovedgrupper, krepsdyr og hjuldyr. Blant krepsdyrene er tre hovedgrupper vanlige: Calanoide hoppekreps, cyclopoide hoppekreps og vannlopper. Det er vanlig å finne 2-6 arter hoppekreps og 2-8 arter vannlopper i de fleste innsjøer, dvs. 4-14 arter totalt. Generelt øker artsantallet med størrelsen på innsjøen, næringstilgangen og graden av predasjon (beiting) fra planktonspisende fisk (Schartau et al. 1997). Artsantallet er lavere i innsjøer i fjellet enn i skogområder og i lavlandet. Krepsdyrene utgjør oftest mer enn 85 % av den totale dyreplanktonbiomassen, og er den gruppen hvor utbredelse, levevis og miljøkrav er best kjent. Artssammensetningen og mengden av krepsdyrplankton varierer betydelig avhengig av geografisk plassering, vanntemperatur, vanngjennomstrømming, surhetsgrad, tilgang på næring og graden av predasjon fra planktonspisende fisk og rovlevende dyreplankton (Hobæk og Raddum 1980, Hessen et al. 1995, Rognerud og Kjellberg 1984). Dyreplanktonet representerer et viktige ledd i økosystemet ved at disse organismene beiter alger, bakterier og dødt organisk materiale og dermed står for mye av stoffomsetningen i innsjøen. I neste omgang tjener særlig krepsdyrplanktonet som føde for planktonspisende fiskeslag som ørekyt, røye, sik, lagesild, abbor og mort.

Materiale og metoder

Prøver ble samlet fra Vestre og Østre Glesåttjernet, Finnskjeggtjernet, Tjern 871, Fløttjernet, Knubbetjernet, Deisjøen, Nordre og Søndre Slemsjøen samt Ossjøen i perioden juli-oktober 2000. Fra de 3 sistnevnte innsjøene ble det samlet inn prøver tre ganger, fra de øvrige 2 ganger. For hver innsjø ble det hver gang samlet inn 2-5 kvantitative prøver (avhengig av innsjøens maksimaldyp) med en Schindler-henter (25 l, 60 µm). Prøvene ble konserverte i felt (Lugol's løsning). Krepsdyrene ble identifisert til art og antall individer talt opp. Biomasser (tørrvekt pr. m³) ble beregnet på grunnlag av individantallene, lengdemålinger og standard lengde-vekt forhold for hver art.

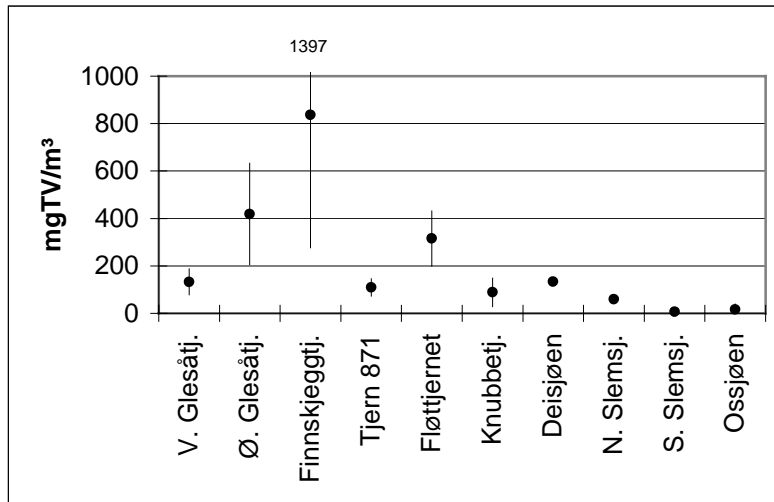
Resultater

Artsantallet varierte i området 5-12 med lavest antall i Tjern 871 og høyest i Deisjøen, mens de andre innsjøene hadde 6-10 arter. Antall vanlig forekommende arter varierte i området 3-9 med de laveste i Knubbetjernet, Tjern 871 og Søndre Slemsjøen og de høyeste i Deisjøen og Ossjøen. Tjern 871, Knubbetjernet og til dels Søndre Slemsjøen var relativt artsfattige innsjøer, mens Deisjøen og tildels Ossjøen kan karakteriseres som artsrike. Ved en undersøkelse i Ossjøen i 1978-79 ble det observert til sammen 16 arter hvorav ca. 12 forekom relativt vanlig (Lien et al. 1981). De viktigste årsakene til at det ble funnet langt færre arter i 2000 enn i 1978-79 var at vår undersøkelse var mindre omfattende i tid og hadde færre prøvedyp. Totalt ble det funnet 17 arter av krepsdyrplankton ved undersøkelsen i 2000, noe som kan betegnes som normalt og middels høyt for regionen. I tillegg ble det observert 4 arter av litorale småkreps, dvs. krepsdyr som i hovedsak er knyttet til strand- eller bunnområder.

I undersøkelsen vår var de vanligste artene hoppekrepsen *Cyclops scutifer* og vannloppene *Bosmina longispina* og *Holopedium gibberum* som ble funnet i alle lokalitetene (unntatt *H. gibberum* i Søndre Slemsjøen). Alle disse er svært vanlige i norske innsjøer, men *H. gibberum* finnes først og fremst i næringsfattige og kalkfattige innsjøer. I tillegg til disse tre artene hadde de fleste lokalitetene større eller mindre innslag av 1-2 arter calanoide hoppekreps og 1-3 arter av vannloppeslekten *Daphnia*. Artene innen denne slekten er følsomme for surt vann, og dette var sannsynligvis årsaken til at slekten var praktisk talt fraværende i de sureste lokalitetene (Tjern 871 og Knubbetjernet). Det ble ikke funnet noen sjeldne arter, men den mindre vanlige *Daphnia longiremis* ble funnet i Deisjøen og Ossjøen.

Graden av predasjon fra planktonspisende fisk er ofte viktig for strukturen i krepsdyrplanktonet, og slik er det antagelig også i innsjøene som inngår i vår undersøkelse. I lokaliteter med ørret og ørekyt (Glesåttjerna og Finnskjeggtjernet) var krepsdyrplanktonet dominert av storvokste arter og individer som f.eks. vannloppen *Daphnia longispina* med middellengder på ca. 1,7-1,9 mm (voksne hunner). I Slemsjøene og Ossjøen derimot var den mer småvokste *Daphnia cristata* dominerende *Daphnia*-art

(middellengder ca. 0,9-1,1 mm). Årsaken til dette var sannsynligvis at disse innsjøene har betydelige bestander av fiskearter som kan utøve et sterkere predasjonspress på krepsdyrplanktonet enn det ørret og ørekyt gjør, dvs. arter som sik, mort og abbor og i tillegg lagesild i Ossjøen. I Deisjøen, som har bestander av ørret og abbor, var middellengden av *Daphnia* spp. ca. 1,4 mm, noe som tydet på et markert predasjonspress fra planktonspisende fisk, men ikke så sterkt som i Ossjøen eller Slemsjøene. Noe overraskende ble det bare funnet relativt småvokste individer av *D. longispina* (middellengde voksne hunner ca. 1,2 mm) i Fløttjernet til tross for at det ikke skal være andre fiskearter der enn ørret. Årsaken kan være at også ørreten kan utøve et betydelig beitepress på krepsdyrplanktonet hvis bestanden er relativt stor og det er eneste fiskeart i lokaliteten.



Figur 10. Totalbiomasser (middelverdier og variasjonsbredder) av krepsdyrplankton i innsjøer og tjern i 2000 (mg tørrvekt, TV pr. m³).

Det var meget stor spennvidde i mengden (biomassen) av krepsdyrplankton mellom lokalitetene de enkelte datoene, fra en totalbiomasse på ca. 2 mg tørrvekt/m³ i Søndre Slemsjøen til ca. 1400 mg tørrvekt/m³ i Finnskjeggtjernet (**Figur 10**). Middelbiomassene varierte i området ca. 7-840 mg tørrvekt/m³ med den laveste verdien i Søndre Slemsjøen og den høyeste i Finnskjeggtjernet. Middelbiomassen kan betegnes som meget lav i Søndre Slemsjøen, lav i Ossjøen, middels høy i Nordre Slemsjøen, høy i Knubbetjernet, Tjern 871, Deisjøen og Vestre Glesåttjernet og meget høy i Fløttjernet, Østre Glesåttjernet og Finnskjeggtjernet. Flere miljøfaktorer virker inn og skaper disse forskjellene. I lokalitetene med høyest biomasse hadde krepsdyrplanktonet sannsynligvis god tilgang på næring i form av alger, bakterier og dødt organisk materiale, lokalitetene er grunne og varmes opp relativt raskt, og krepsdyrplanktonet ble i relativt liten grad beitet av planktonspisende fisk. Ossjøen som hadde lav biomasse, er derimot en relativt kald og næringsfattig innsjø med betydelige bestander av planktonspisende fisk. Søndre Slemsjøen har hatt en stor bestand av mort (P.A.H. Seland pers. oppl.) som trolig beitet hardt på krepsdyrplanktonet og dermed bidro til den meget lave biomassen. I tillegg kan stor vanngjennomstrømning ha innvirket til redusert biomasse i denne innsjøen.

Konklusjon

Krepsdyrplanktonet i de undersøkte lokalitetene hadde en artssammensetning, artsantall og biomasser omtrent som forventet ut fra de naturgitte forholdene. Det var stor variasjon mellom lokalitetene mht. totalbiomassen av krepsdyrplankton, fra meget lav biomasse i Søndre Slemsjøen til meget høy biomasse i Østre Glesåttjernet og Finnskjeggtjernet. Surhetsgraden og graden av predasjon fra planktonspisende fisk så ut til å være viktige faktorer for strukturen i krepsdyrplanktonet i dette området.

2.7 Fisk

Innenfor RØ er det relativt få innsjøer og tjern, men allikevel mange bekker som drenerer de store, høytliggende myrområdene. Øverst i myrområdene er bekkene små og stilleflytende, ½ - 1 m brede, ofte med store overhengende torvkanter som gjør at bekkene nærmest blir borte i myra. Bredden og vannføringen øker etter hvert som bekkene renner, ofte i bratte stryk, ned til henholdsvis Renaelva i vest, Slemma i øst eller Søre Osa i sør, men ingen av bekkene/elvne innenfor feltet når bredder på mer enn 5-8 m (**Figur 11a,b,c**). Av innsjøer/tjern er Vestre Glesåttjern og Deisjøen de største med arealer på henholdsvis 27,8 og 24,6 hektar. Østre Glesåttjern og Finnskjeggtjern er begge i overkant av 10 hektar, mens Flåtestøttjernet er 6,6 hektar. De andre tjernene innenfor RØ er veldig små, fra 3 hektar og mindre.



Figur 11 a. Østeråa i indre deler av Rød sone

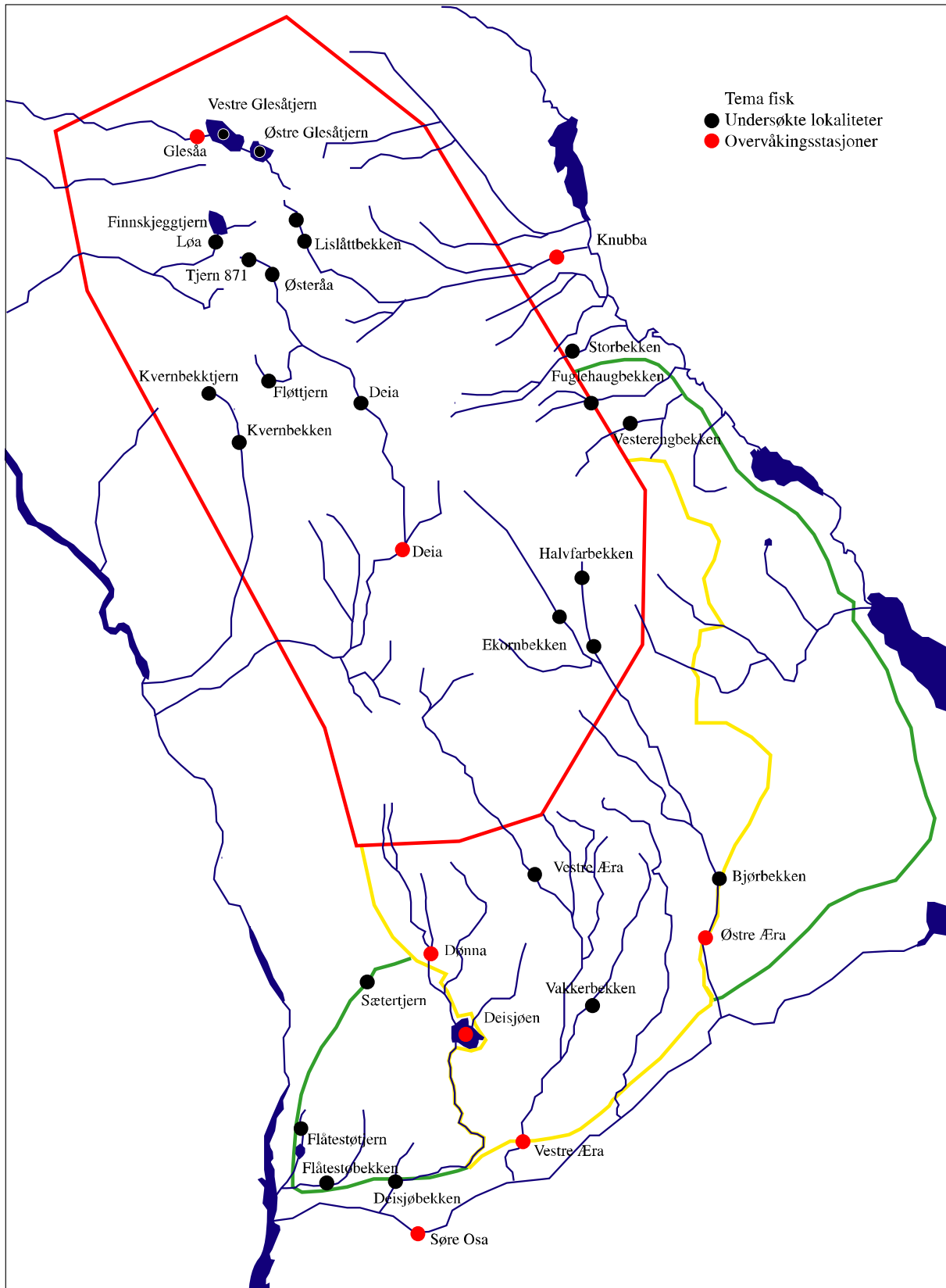


Figur 11 b. Deia på overvåkingsstasjonen



Figur 11 c. Glesåa på overvåkingsstasjon

Målet med fiskeundersøkelsene har vært å finne ut hvilke arter som finnes innenfor feltet, og hvordan bestandene er med hensyn på tetthet, alder og vekst. Høsten 2000 ble til sammen 24 elve- og bekketrekninger og 9 innsjøer og tjern prøvefisket (**Figur 12**). Dette omfatter alle lokaliteter som ved konsekvensutredningene i 1994-1996 ble antatt å være fiskeførende (Taugbøl m.fl. 1996). Sju av elve-/bekkestasjonene er såkalte overvåkingsstasjoner som skal inngå i et årlig overvåkingsprogram (se Kap 5). Disse er spesielt godt undersøkt med hensyn på tetthet og ble prøvefisket også høsten 2001



Figur 12. Oversikt over prøvafiskelokaliteter. Røde punkter er overvåkingsstasjoner

Metoder

Ved prøvefisket i innsjøer/tjern har vi benyttet standard nordisk oversiktsgarnserie (Appelberg m.fl 1995), 2-5 garnserier per natt avhengig av lokalitetens størrelse. En garnserie har et areal på 1,5m x 30m (45 m²) og er oppdelt i 12 segmenter á 2,5m med ulike maskevidder (29, 35, 5, 15.5, 24, 12.5, 8, 55, 10, 6.25, 19.5 og 43 mm). Som et relativt estimat på bestandsstørrelse brukes fangstutbytte uttrykt som antall fisk per garnserie per natt. I elver/bekker er det prøvefisket med elektrisk fiskeapparat. I lokaliteter som ikke inngår i overvåkingsopplegget er prøvestasjonen overfisket én gang. På overvåkingsstasjonene er det foretatt suksessiv avfisking (3 ganger over en gitt strekning) for å bestemme bestandsstørrelse (Bohlin 1984). Tettheten er oppgitt som antall fisk pr. 100 m bekkestrekning. Alder er bestemt ved skjell (elver/bekker) eller otolitt (innsjø/tjern). Ved tilbakeberegning av vekst er det antatt direkte proporsjonalitet mellom fiskelengde og sonebredder i skjell/otolitt. I bekkene er fisken bedøvd ved prøvetakingen og sluppet levende tilbake igjen.

Fiskearter

Det ble fanget fisk i alle lokaliteter med unntak av to bekker og to små tjern (**Tabell 3**).

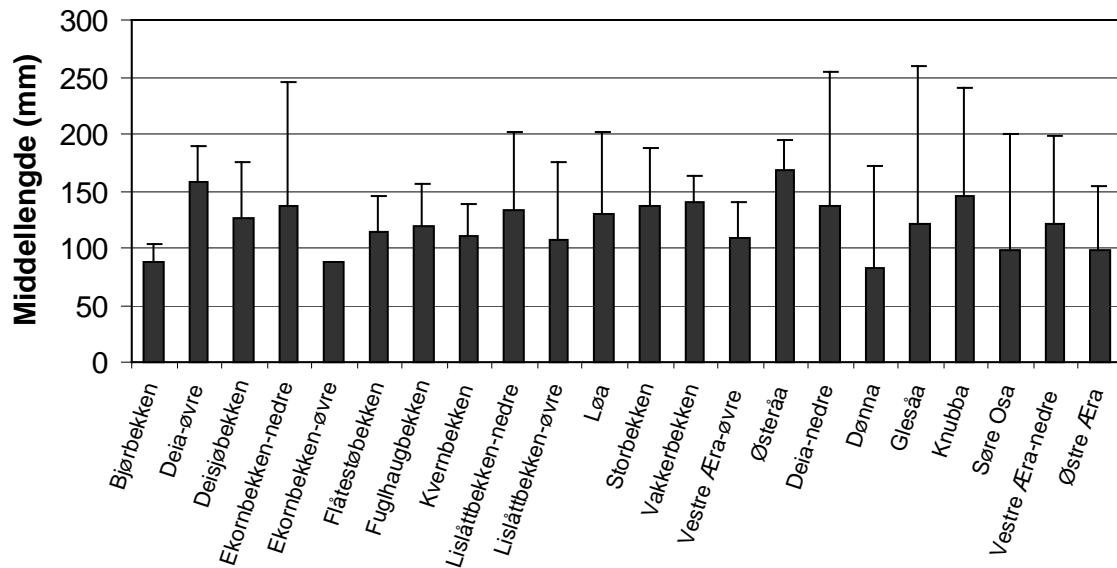
Tabell 3. Forekomst av fiskearter i ulike lokaliteter innenfor RØ. Lokalitetene og prøvefiskestasjonenes beliggenhet er vist i **Figur 12**.

Elver/bekker:	Fiskearter					
	Ørret	Ørekyte	Abbor	Gjedde	Steinsmett	Lake
Bjørbekken	x					
Deia-nedre	x					
Deia-øvre	x					
Deisjøbekken	x	x				
Dønna	x					
Ekornbekken-nedre	x					
Ekornbekken-øvre	x					
Flåtestøbekken	x					
Fuglhaugbekken	x					
Glesåa	x	x				
Halvfarbekken						
Knubba	x					x
Kvernbekken	x					
Lislåttbekken-nedre	x					
Lislåttbekken-øvre	x					
Løa	x	x				
Storbekken	x					
Søre Osa	x	x			x	
Vakkerbekken	x					
Vesterengsbekken						
Vestre Æra-nedre	x					
Vestre Æra-øvre	x					
Østeråa	x					
Østre Æra	x	x				
Innsjø/tjern:						
Deisjøen	x		x			
Finnskjeggjtjern	x	x				
Fløttjernet	x					
Flåtestøtjernet			x	x		
Kvernbekktjernet	x					
Tjern 871						
Sætertjern						
Vestre Glesåtjern	x	x				
Østre Glesåtjern	x	x				

Ørret er den dominerende arten og ble påvist i alle de fiskeførende lokalitetene med unntak av Flåtestøtjernet. Ørekyte ble fanget i 5 bekker (Deisjøbekken, Glesåa, Løa, Søre Osa og Østre Æra) og 3 tjern (Østre og Vestre Glesåtjern og Finnskjeggtjern). Av andre arter ble det fanget abbor i Deisjøen og Flåtestøtjern, gjedde i Flåtestøtjern, steinsmett i Søre Osa og lake i Knubba (**Tabell 3**).

Alder og vekst

Ørreten i bekkene er typisk småvokste bekkebestander som sjelden blir over 15-20 cm. Kun i 4 av bekkene ble det fanget ørret som var noe større enn 20 cm (**Figur 13**).



Figur 13. Middellengde til ørret (unntatt 0+) i de undersøkte elver og bekker. Linjen angir størrelse til den største ørreten som ble fanget.

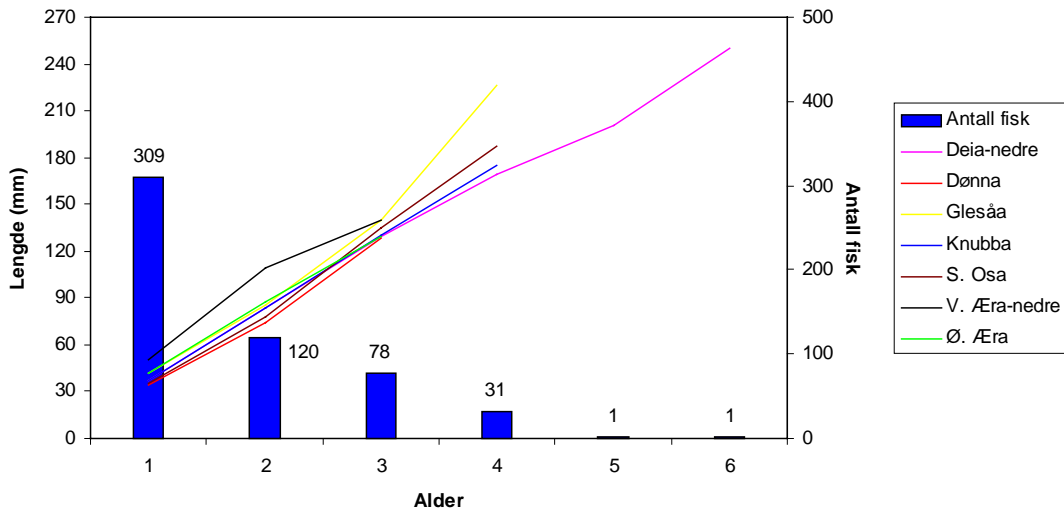
I de fleste bekkene er ørreten stasjonær og lever hele sitt liv i bekken, dvs. de har ingen mulighet til å vandre ut i større elv eller vann. På stasjonene i f.eks Glesåa, Løa, Kvernbekken, Dønna og Knubba, kan det være en blanding av stasjonær ørret og ørret som etter hvert vil vandre ut i det nærliggende vannet etter å ha tilbrakt ungestadiet (1-3 år) i bekken.

Figur 14 viser samlet aldersfordeling og vekst til ørreten i de sju overvåkingslokalitetene, mens **Figur 15** viser tilsvarende for de 15 andre bekkene der det ble fanget ørret. Ørreten blir sjelden eldre enn 4 år. Det er liten variasjon i veksten i overvåkingsbekkene, med unntak av Vestre Æra som skiller seg noe ut med bedre vekst de første to årene. Vestre Æra har også et høyere antall bunndyrarter sammenlignet med de andre bekkene (kap.2.5). I de øvrige bekkene (**Figur 15**) er det noe mer variasjon i vekst. I enkelte er veksten svært dårlig, trolig fordi bekkene er små med ustabil livsmiljø (f.eks utsatt for tørke) og svært begrenset næringsstilgang.

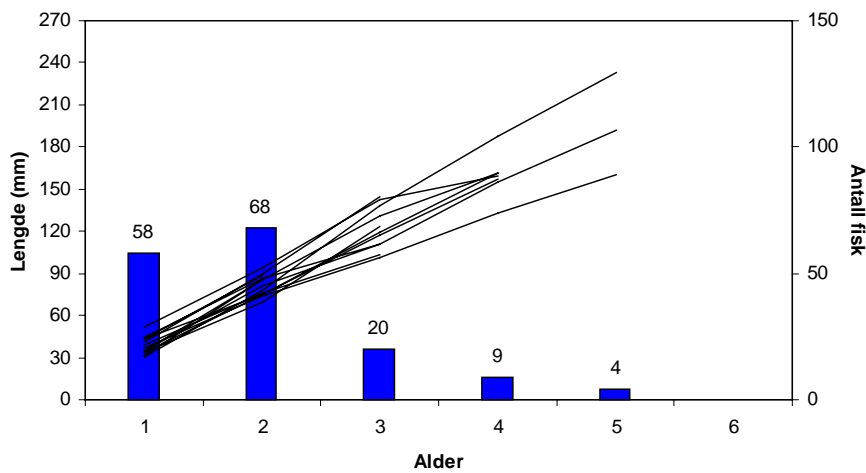
I vannene er det naturlig nok et større innslag av eldre ørret fordi ungestadiet tilbringes i gytebekkene, men også her er det relativt få ørret over 4 år (**Figur 16**). Kun i Deisjøen og Østre Glesåtjern ble det fanget ørret større enn 30 cm.

Veksten hos ørret fanget i Deisjøen, Finnskjeggtjern, Kvernbekktjern og Vestre Glesåtjern har vært bedre enn veksten hos de ørretene som ble fanget i de tilhørende gytebekkene. Det indikerer at det er de fiskene som vokser raskest som i størst grad vandrer ut fra bekken til vannet. Fløttjern skiller seg ut

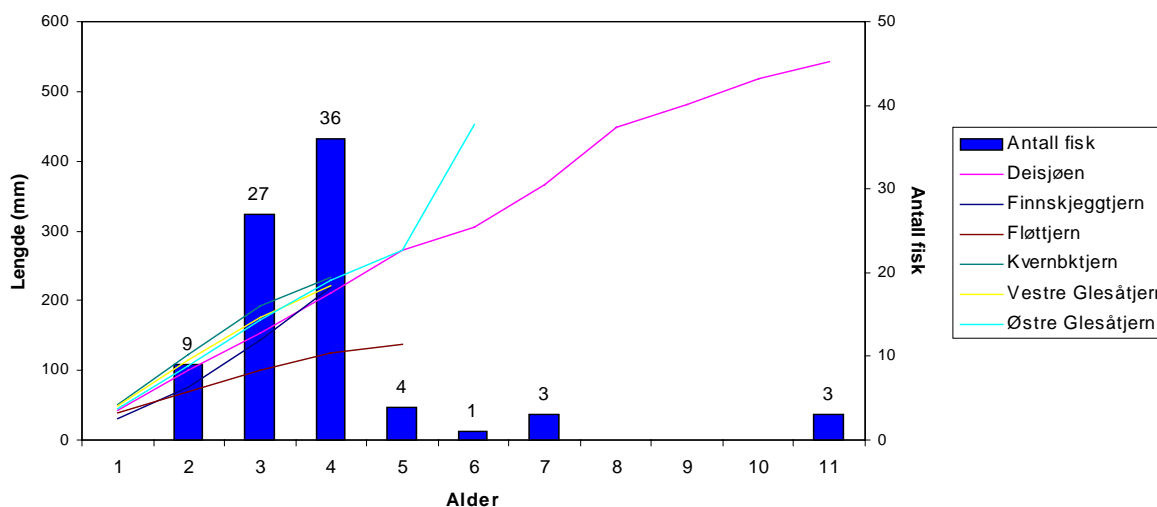
blant vannene med en svært dårlig vekst. Intet av det andre datamaterialet på vannkvalitet eller krepsdyrplankton gir noen åpenbar forklaring på det. Det er heller ingen konkurranse fra ørekyte i vannet.



Figur 14. Samlet aldersfordeling (0+ ikke med) og tilbakeberegnet vekst for ørret fanget på de 7 overvåkingsstasjonene i RØ.

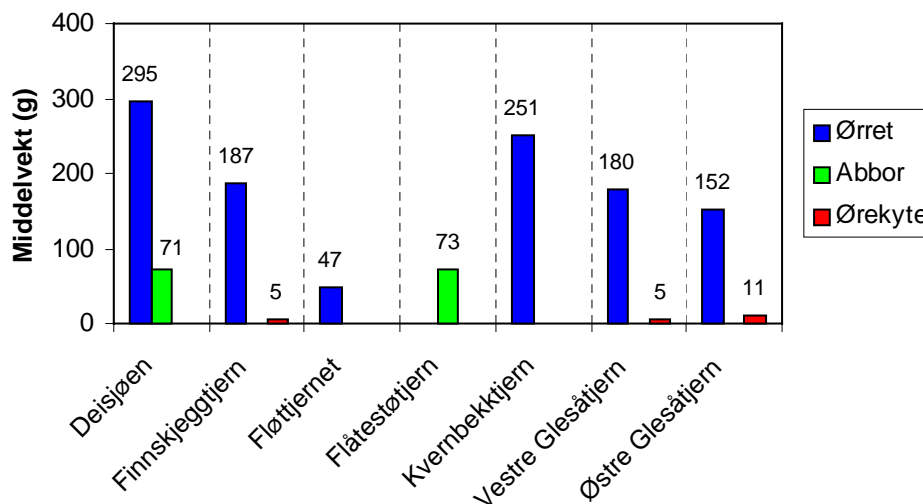


Figur 15. Samlet aldersfordeling (0+ ikke med) og tilbakeberegnet vekst for ørret fanget i 15 bekker innenfor RØ.



Figur 16. Samlet aldersfordeling og tilbakeberegnet vekst for ørret fanget i innsjøer og tjern innenfor RØ.

Middelvekten til ørreten var størst i Deisjøen og Kvernbecktjernet (295 og 251 gram), mens den var på omtrent samme nivå (ca. 180 gram) i Finnskjeggtjern og Glesåjtjerna (**Figur 17**). Som vekstkurven i **Figur 16** tilsier, var ørreten i Fløttjernet svært liten med en middelvekt på kun 47 gram. Middelvekten til abborren var på samme nivå (drøyt 70 gram) i de to abborvannene Deisjøen og Flåtestøjtjern. Når det gjelder ørekyte var denne omtrent dobbelt så stor i middelvekt i Østre Glesåjtjern sammenlignet med de to andre vannene der det var ørekyte (**Figur 17**).



Figur 17. Middelvekt til ørret, abbor og ørekyte fanget i de ulike vannene innefor RØ.

Tetthet

For å få et begrep om hvor mye ørret som finnes i bekkene, ble det totale antall ørret per 100 m bekk beregnet ved suksessiv avfisking (3 ganger fiske) for overvåkingsstasjonene. På de andre stasjonene ble det bare prøvefisket én gang. Det gir et alt for lavt tall på hva som finnes av fisk, men ved å sammenligne med tilsvarende tall etter én gangs fiske for overvåkingsstasjonene, får man likevel en god pekepinn på fisketettheten. Kun ørret fra 1 år og eldre (7-8 cm) ble tatt med i beregningene. Dette fordi mindre fisk er mye vanskeligere å fange og dermed blir sterkt underrepresentert i fangstene.

Generelt kan det fastslås at tettheten av ørret er stor i de aller fleste bekkene innenfor feltet. På overvåkingsstasjonene ble det beregnet et ørretantall på opp i mot 50 - 90 ørret per 100 m bekk, med unntak av Deia som hadde noe lavere tetthet (**Tabell 4**). Søre Osa er ikke sammenlignbar fordi prøvestasjonen her er et 150 m² stort område langs ene bredden. På 11 av de 17 øvrige bekkstasjonene ble det også fanget et ørret-antall som indikerte tettheter på samme nivå som Deia eller høyere, helt opp mot 50-60 ørret per 100 m. Spesielt i Bjørbekken, Deisjøbekken, Flåtestøbekken, Fuglhaugbekken og Storbekken var det mye ørret. Og som tidligere nevnt var det bare i to bekker det ikke ble fanget ørret. Østre Æra ble også undersøkt i 1976 (Sandlund m.fl. 1977), og da ble det funnet en tetthet på drøyt 50 ørret per 100 m bekk, dvs. innenfor samme nivå som nå.

Tabell 4. Relativ tetthet av ørret i elver og bekker innenfor RØ, bestemt ut fra én gangs fiske med elektrisk fiskeapparat (venstre kolonne). For overvåkingslokalitetene er det totale antall av ørret (1 år og eldre) per 100 m elv/bekk beregnet (høyre kolonne).

Overvåkings-lokaliteter	Bredde (m), på avfisket strekning	Antall ørret (>0+) per 100 m elv/bekk, fanget ved én gangs fiske med el-apparat (2000-2001)	Total antall ørret (>0+) per 100 m elv/bekk (2000-2001)
Deia-nedre	4-6	9 - 7	23 - 16
Dønna	2-3	31 - 21	67 - 35
Glesåa	1,5-3	17 - 14	63 - 23
Knubba	5-8	16 - 20	36 - 57
Søre Osa*	50x3m	4 - 18	11
Vestre Æra-nedre	4-6	27 - 21	56 - 48
Østre Æra	4-8	54 - 19	88 - 40
Andre bekker**			
Bjørbekken	1-2	27	
Deia-øvre	2-4	12	
Deisjøbekken	4-5	22	
Ekornbekken-nedre	2-3	7	
Ekornbekken-øvre	2-3	1	
Flåtestøbekken	2	22	
Fuglhaugbekken	1,5-2	18	
Halvfarbekken	1	0	
Kvernbekken	1	12	
Lislåttbekken-nedre	1	7	
Lislåttbekken-øvre	1	8	
Løa	1,5-2	4	
Storbekken	2-3	24	
Vakkerbekken	1	2	
Vesterengsbekken	1-2	0	
Vestre Æra-øvre	2-3	12	
Østeråa	0,5-1	2	

*150 m² prøvestasjon. Tetthet beregnet per 100 m², kun i 2001.

** kun undersøkt i 2000

For å sammenligne med andre lokaliteter, kan nevnes at Linløkken (1988) undersøkte 5 tilløpselver til Glomma på strekningen Koppang – Flisa, og fant et ørretantall på 25-40 ørret (> 9 cm) per 100 m elv. Alle disse elvene er imidlertid større enn elvene/bekkene som vi har undersøkt, noe som ytterligere understreker den betydelige tettheten av ørret innenfor RØ. Også sammenlignet med andre undersøkelser i regionen, blir ørret-tettheten i mange av bekkene innenfor RØ meget høy. Av 24 ørretførende bekker/bekkestrekninger i Rendalen og Åmot var det bare 6 som hadde tettheter på over 50 ørret per 100m² (Qvenild & Nashoug 1992, Kjellberg 1994), og merk at her er tettheten oppgitt per areal (f.eks antall ørret på en 50 m strekning dersom bekkene er 2 m bred).

Det var relativt stor variasjon i ørretantallet på overvåkingsstasjonene i 2000 og 2001. Årsvariasjonen kan dels være reell og dels skyldes forskjeller i fangbarhet p.g.a. ulik vannføring. Med unntak av Knubba og Søre Osa ble det i alle overvåkingslokalitetene funnet mindre fisk i 2001 enn året før, noe som trolig først og fremst skyldes at vannføringen var vesentlig høyere i 2001. I forhold til framtidig overvåking for å avdekke eventuelle effekter av RØ, er det viktig å få fram nivået på variasjonene før inngrepene starter.

Ørekyte ble funnet i 5 bekker (**Tabell 3**), og i tre av dem i såpass lave tettheter at de trolig har liten effekt på ørreten. I Løa derimot ble det fanget 123 ørekyte mot bare 6 ørreter, og her er trolig ørekyte en sterk næringskonkurrent som gjør det vanskelig for ørreten. I Søre Osa ble det i tillegg til en del ørekyte, også fanget betydelige mengder steinsmett. Sterk konkurranse fra disse artene kan være en viktig årsak til at ørrettettheten er såpass lav på denne stasjonen.

Av vannene er det spesielt Østre Glesåttjern som peker seg ut som et godt ørretvann, med nesten dobbelt så stor fangst som det nest beste vannet, Fløttjernet (**Tabell 5**). I de andre ørretvannene er tettheten betydelig lavere. Som tidligere nevnt er imidlertid veksten i Fløttjernet mye dårligere enn i de andre vannene (**Figur 16** og **Figur 17**). Deisjøen og Flåtestøttjernet er gode abborvann. En middelvekt på i overkant av 70 gram (**Figur 17**) med tilhørende lengder på 16-18 cm viser at vannene er langt ifra noen tusenbrødvann. Ørekyte finnes i betydelige mengder i tre av vannene, og spesielt mye er det i Vestre Glesåttjern og Finnskjeggtjern. Sterk konkurranse fra ørekyte kan være en av årsakene til at disse vannene er vesentlig dårligere ørretvann enn Østre Glesåttjern.

Tabell 5. Relativ tetthet av ulike fiskearter i innsjøer og tjern innenfor RØ, estimert som antall fisk per garnatt.

Lokalitet	Fangst per garnatt (Nordisk garnserie, 45 m ²) (antall fisk)			
	Ørret	Ørekyte	Abbor	Gjedde
Deisjøen	2	-	13,3	-
Finnskjeggtjern	2,3	44	-	-
Fløttjernet	5,5	-	-	-
Flåtestøttjern	-	-	9,5	0,25
Kvernbekktjern	1,5	-	-	-
Sætertjern	-	-	-	-
Tjern "871"	-	-	-	-
Vestre Glesåttjern	1,2	66	-	-
Østre Glesåttjern	10,8	29	-	-

Fisken i Renaelva

Undersøkelser i Renaelva var i utgangspunktet ikke inkludert i utredningsarbeidet, utover at fellestatistikk fra Glommaprosjektet og fangstrapporteringer fra fiskere innsamlet gjennom Åmot Utmarksråd var tenkt å utgjøre et viktig element i et videre overvåkingsopplegg. Ingeniørvåpenets etablering i Rena Leir med tilhørende bruk av Renaelva fra Løpsjøen og nordover til Rødsbrua har totalt endret situasjonen for Renaelva, men innenfor tidsrammen for denne utredningen har det bare vært mulig å gjøre grove vurderinger av konsekvenser og anbefalinger av aktivitetenes plassering (jf. Kap.3.8). Vassdragsaktivitetene vil utvilsomt kunne påvirke fisken i elva, og for å dokumentere slike effekter og ha muligheter for å justere for dette, er det nødvendig med ytterligere utredning av Renaelva – både sammenstilling av eksisterende samt innhenting av nye data, spesielt på vandringer og gytelokaliteter (jf. Kap.5).

Konklusjon

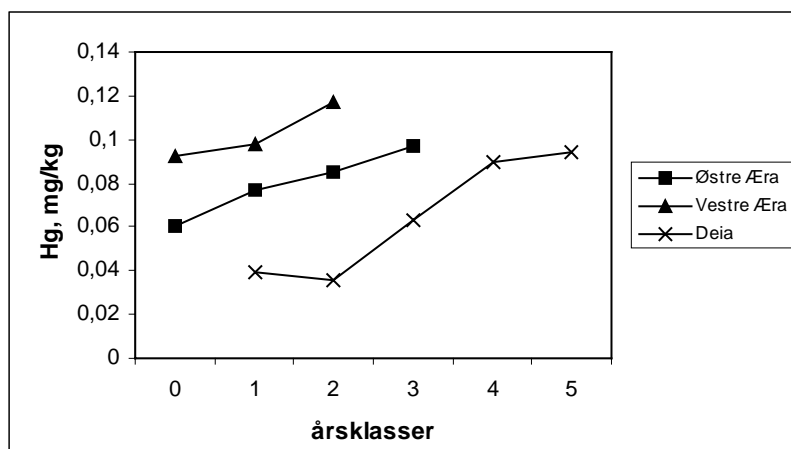
Det er god forekomst av ørret i vassdragene innenfor RØ, og generelt sett kan en anta at alle bekker med relativt stabil helårs vannføring er fiskeførende. Ørret er dominerende art og ble observert i alle de fiskeførende lokalitetene unntatt Flåtestøtjernet. Ørekyte ble observert i 5 bekker og 3 tjern, abbor i Deisjøen og Flåtestøtjern, gjedde i Flåtestøtjern, steinsmett i S. Osa og lake i Knubba. I de fleste bekkene er ørreten stasjonær, men i enkelte bekker kan de vandre ut i nærliggende vann etter å ha tilbrakt 1-3 år på bekken. Tettheten av ørret er stor sammenlignet med andre bekker i regionen. I ca. halvparten av bekkene var det mer enn 50 ørret pr. 100 m bekkestrekning. Ørreten blir sjelden mer enn 4 år i bekkene og har generelt dårlig vekst (sjelden større enn 20 cm) hovedsakelig fordi bekkene er små med et ustabil livsmiljø og begrenset næringstilgang. I vannene ble ørreten eldre og større selv om det også her var få fisk over 4 år. Middelvekten var størst i Deisjøen og Kvernbekktjernet (295 og 251 g), noe mindre i Finnskjeggtjernet og Glesåtjerna (180 g) og minst i Fløttjernet (47 g). Østre Glesåtjern pekte seg ut som et godt ørretvann, mens de andre var betydelig dårligere. Deisjøen og Flåtestøtjernet var gode abborvann.

2.8 Kvikksølv i fisk.

Vi har undersøkt kvikksølv i ørret fra Deia, Vestre Æra og Østre Æra. Nedbørfeltene til disse bekkene omfatter de viktigste områdene i rød sone inklusive angrepsfelt sør og nord. Blant tungmetallene er kvikksølv blant de høyest prioriterte av sentral miljøforvaltning. Kvikksølv er svært giftig og har en enorm evne til å akkumuleres i fisk og oppkonsentreres i næringskjeden. Det omdannes til den meget giftige organiske forbindelsen metylkvikksølv i innsjøer, myrer og våtmarker, og det er denne forbindelsen som akkumuleres i næringskjeden. Det er derfor strenge kostholdsråd for konsum av fisk, og grensen er satt til 0,5 mg kvikksølv/kg fisk. Kvikksølv er opp til 7 millioner ganger mer konsentrert i fisk enn i vann. Som eksempel kan vi nevne at dersom 1/7 dels teskje (ca. 9 g) kvikksølv tilføres et areal på 1 km² og dette omdannes til metylkvikksølv i vannsystemenes nedbørfelt, kan dette være nok til at fisken blir uegnet som mat.

Hovedkilden for kvikksølv til norsk natur er avsetninger av langtransporterte forurensninger særlig de siste 50 årene. Det er derfor bygd opp betydelige mengder kvikksølv i skogsmarken i Sør-Norge, og denne trenden vil fortsette hvis ikke de atmosfæriske avsetningene reduseres betydelig. Siden det er såvidt ubetydelige mengder kvikksølv som kan gi effekter, kan det ikke utelukkes at militær aktivitet kan medføre deponeringer av kvikksølv, men minst like viktig er at militær aktivitet kan føre til endringer i vannkvaliteten som akselererer omdannelsen av allerede avsatte kvikksølvforbindelser i feltet. Dette er spesielt aktuelt i de store myrområdene i rød sone hvor forsyrrerelser kan føre til økt avrenning av humus. Det er godt kjent at dette kan gi økt dannelse av metylkvikksølv og høyere konsentrasjoner i fisk.

Resultatene fra undersøkelsen er gitt i datarapporten, og en forenklet fremstilling er gitt i **Figur 18**. Alle bekkene har bestander av ørret og konsentrasjonene øker med alderen. Ved en sammelignbar alder var konsentrasjonene lavest i Deia og høyest i Vestre Æra. Dette gjenspeiler at produksjonen av metylkvikksølv er mindre effektiv i Deias nedbørfelt enn de mer humusrike bekkene Østre og Vestre Æra. Konsentrasjonene av kvikksølv må betegnes som lave, og ingen av bestandene hadde verdier som oversteg kostholdsgrensa for konsum (0,5 mg kvikksølv/kg) satt av Statens Næringsmiddeltilsyn. En av årsakene til dette er at ørreten i disse bekkene er relativt ung og bunndyrspiser på alle alderstrinn. De er første eller andre konsument i næringskjeden og ikke fiskespisere. Dette er klarlagt ved hjelp av analyser av stabile karbon- og nitrogenisotoper (gitt i datarapporten). Denne undersøkelsen viser situasjonen før utbygging og bruk av RØ. Den indikerer også at vannkvalitetsendringer i form av økt humustransport vil kunne øke konsentrasjonen av kvikksølv i fisk. En slik vannkvalitetsendring er et mulig scenario i anleggsfasen og når feltet tas i bruk.



Figur 18. Middelkonsentrasjoner av kvikksølv (mg/kg våtvekt) for ulike årsklasser av ørret fra Deia, Østre- og Vestre Æra.

3. Konsekvenser av etableringen av RØ

3.1 Deposisjon av metaller

Vi har foretatt beregninger av mengden tungmetaller som antas å kunne bli deponert årlig i de ulike nedbørfeltene som følge av skyteaktivitetene. Beregningene er gjort for kobber, bly, sink og antimon på grunnlag av oppgaver fra FBT over antatt maksimalt forbruk av skudd for de ulike våpentypene og tungmetallinnhold i de ulike ammunisjonstypene. Antall skudd er oppgitt for de forskjellige banene/målområdene, og disse er videre skjønsmessig fordelt på bekke-nedbørfelter på grunnlag av kartbetraktninger. Metaller i hylser er ikke tatt med i regnskapet av to årsaker. For det første består hylsene stort sett av messing som i liten grad korroderer, og for det andre antas de i hovedsak å bli ryddet vekk fra standplassene.

FBT har opplyst at det foreligger planer om utfasing av de kobbermantlede blyprosjektilene for kaliber 7,62 mm mot blyfri prosjektiler bestående av 57,2 % stål, 38,6 % kobber og 4,2 % sink. Det vil også bli tatt i bruk et nytt finkalibret håndvåpen (5,56 mm) med blyfri ammunisjon (kobber og stål i omtrent samme forhold som kobber og bly i dagens 7,62 mm). Overgangen til blyfri finkaliberammunisjon vil etter planen skje i 2007. Vi har derfor foretatt beregninger av metalldeposisjoner både på grunnlag av dagens ammunisjonstyper og under forutsetning av blyfri finkaliberammunisjon.

Figur 1 viser en oversikt over området med soneinndeling, baner og målområder, mens **Figur 2** viser soneinndelingen av RØ og vassdragene med nedbørfelter og myrarealer. Infanteriet vil først og fremst bruke angrepsfelt nord med banene B1-B8, dvs. baner som i hovedsak drenerer til Østre Æra, Deia og Storbekken. Kavalleriet vil i hovedsak bruke angrepsfelt sør med banene A1-A3. Disse har avrenning til Deia med Svartbekken, Dønna og Vestre Æra. I tillegg vil kavalleriet bruke den store kontaktdrillbanen, C1, som har avrenning til Knubba. Artilleriet vil få målområder på og omkring HFK-sletta (C2) ved Ørnhaugen. Avgrensingen av nedslagsområdet for artillerigranater er ikke fastlagt, men det vil trolig bli et område eller flere mer avgrensede områder med avrenning til Knubba, Deia, Løa og Søndre Glesåa. Skyting med skarpt i Ingeniørvåpenets regi vil trolig foregå i søndre deler av angrepsfelt sør, dvs. områder som drenerer til Vestre Æra og Dønna. Det vil i tillegg foregå skyting med "blåplast" i grønn sone, men "blåplast" skal ikke avgi vesentlige mengder tungmetaller.

Resultatene av beregningene er gitt i **Tabell 6** og **Tabell 7**. **Figur 19** viser beregnet årlig deposisjon av metaller totalt og pr. arealenheter i de ulike nedbørfeltene med grunnlag i dagens ammunisjonstyper. Dette gir en indikasjon på forurensningspotensialet på vann i hvert enkelt nedbørfelt. Hvor stor påvirkningen på vannkvaliteten vil bli, avhenger av flere forhold: For det første er dette maksimumstall pr. år, dvs. at den faktiske brukerfrekvensen på banene over tid vil være en vesentlig faktor. Videre har fysiske inngrep i deponiene som graving og sporsetting stor betydning, og sist men ikke minst er de naturgitte forholdene i målområdene viktige for hvor mye metaller som løses ut fra prosjektilrestene og blir transportert til vassdragene. Det gjelder forhold som jordtyper i nedslagsområdene (myr, fastmark osv.), nedbørmengder og vannkvalitet (surhetsgrad og humusinnhold). Skyting i myr er generelt ugunstig med tanke på metallavrenning, og med den store andelen myr i området er det rimelig å anta at en del av prosjektilene vil havne i myr. Hvor stor andel dette vil dreie seg om er meget vanskelig å anslå. De fleste bekkene har betydelige myrandeler i nedbørfeltene (**Figur 2**), dvs. at de i utgangspunktet er sårbare mht. metallforurensning som følge av denne typen aktivitet.

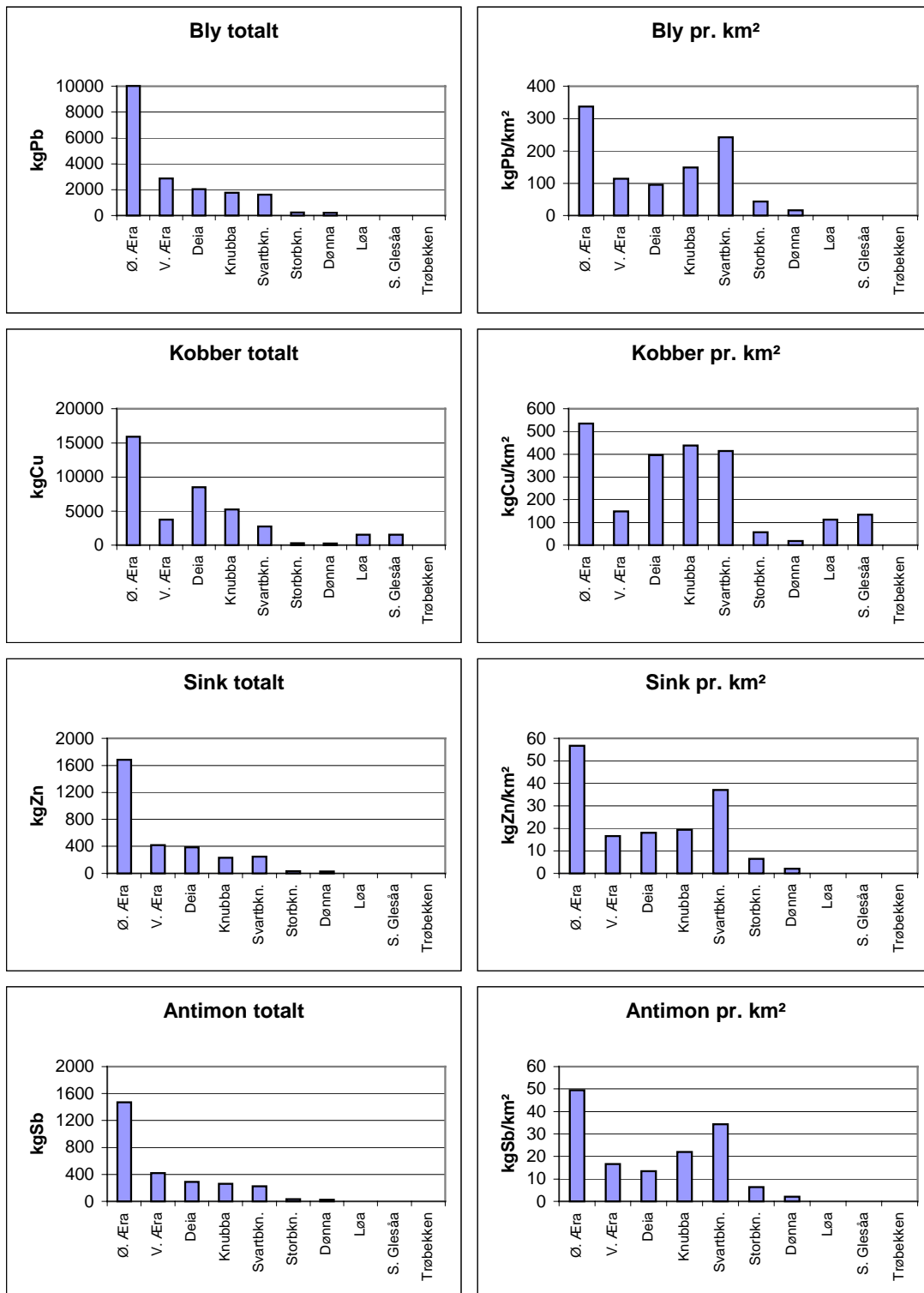
Tabell 6. Beregnet årlig deposisjon av metaller i RØ fordelt på nedbørfelter (kg/år). Nedbørfeltarealer er også gitt. Bly A = med dagens ammunisjonstyper, Bly B = med blyfri finkaliber.

Felt	km ²	Bly A	Bly B	Kobber	Sink	Antimon
Knubba	11,888	1765	1,3	5217	230	261
Storbekken	5,225	227	3,2	300	34	33
Østre Æra	29,700	10028	212,2	15883	1684	1469
Trøbekken	7,275	0	0	0	0	0
Vestre Æra	25,275	2885	21,1	3755	418	421
Dønna	12,663	206	0	239	27	26
Svartbekken	6,663	1614	12,2	2758	247	228
Deia ¹⁾	21,384	2042	52,3	8487	386	288
Løa	13,302	0	0	1503	0	0
Søndre Glesåa	11,216	0	0	1503	0	0
Sum	144,591	18765	302,3	39646	3026	2726

¹⁾ Deia til samløp Kvernbekken eks. Svartbekken.

Tabell 7. Beregnet årlig deposisjon av metaller pr. arealenhet i de ulike nedbørfeltene (kg/km²år). Bly A = med dagens ammunisjonstyper, Bly B = med blyfri finkaliber.

Felt	Bly A	Bly B	Kobber	Sink	Antimon
Knubba	148,5	0,1	438,8	19,3	22,0
Storbekken	43,4	0,6	57,4	6,5	6,3
Østre Æra	337,6	7,1	534,8	56,7	49,5
Trøbekken	0	0	0	0	0
Vestre Æra	114,1	0,8	148,6	16,5	16,7
Dønna	16,3	0	18,9	2,1	2,1
Svartbekken	242,2	1,8	413,9	37,1	34,2
Deia ¹⁾	95,5	2,4	396,9	19,3	13,5
Løa	0	0	113,0	0	0
Søndre Glesåa	0	0	134,0	0	0
Totalt	129,8	2,1	274,2	20,9	18,9



Figur 19. Beregnede maksimale depositionsjoner av bly, kobber, sink og antimon fordelt på nedbørfelter. Venstre panel viser totaldepositionsjoner, mens høyre panel viser depositionsjoner pr. arealenhet. For bly vises årlige depositionsjoner med dagens ammunisjonstyper.

Beregningene viser at (med dagens ammunisjonstyper) vil det årlig vil bli deponert inntil ca. 19 tonn bly, ca. 40 tonn kobber, ca. 3 tonn sink og ca. 3 tonn antimon i området som følge av

skytteaktivitetene. I tillegg vil det bl.a. bli deponert noe barium, tinn, nikkel, arsen og vismut, men mengdeberegninger er ikke gjort for disse elementene. Så og si alt bly stammer fra håndvåpenammunisjon (ca. 98 % fra 7,62 mm for Ag-3/Mg-3 og ca. 2 % fra 12,7 mm for mitraljøser). Mer enn 50% av alt bly som deponeres vil bli liggende i områder som drenerer til Østre Æra. Det resterende fordeler seg vesentlig på Vestre Æra (ca. 15%), Deia (ca. 11%), Knubba (ca. 9%) og Svartbekken (ca. 9%). Storbekken og Dønna får bare mindre andeler av blydeposisjonene (ca. 1% hver), mens Løa, Søndre Glesåa og Trøbekken ikke ser ut til å motta bly som følge av skytingen. En overgang til blyfri finkaliber-ammunisjon vil medføre at den totale blydeposisjonen reduseres med ca. 98 % til ca. 300 kg pr. år (antatt maksimalt antall skudd). Det vil fortsatt være Østre Æra som vil motta mest bly.

Eventuelle forurensningseffekter i bekkene er bl.a. avhengig av hvor mye avrenningen fortynnes i vassdragene. Dersom en antar at nedbørsmengden er noenlunde lik i de berørte bekkenes nedbørfelt, kan en si at størrelsen på nedbørfeltene gir et grovt mål på fortynningsevnen. Med andre ord: Et gitt antall kg bly deponert vil gi større forurensningseffekt i et lite nedbørfelt enn i et stort. Ut fra dette resonnementet ser en at det er de samme fem førstnevnte bekkene som vil få den største belastningen av bly pr. arealenheter, og at spesielt Østre Æra, men også Svartbekken og Knubba får relativt store belastninger i forhold til størrelsene på nedbørfeltene. Betrachtingene ovenfor er gjort for nedbørfeltene som helhet. Selvsagt vil det være store lokale variasjoner innenfor hvert enkelt nedbørfelt. Svartbekken f.eks. vil få målområder over store deler av nedbørfeltet, mens det er de øvre og midtre delene av nedbørfeltene som vil bli mest direkte berørt for de andre bekkene.

For de andre metallene blir fordelingen i hovedtrekkene mye lik den som er beskrevet for bly. Østre Æras nedbørfelt er det feltet som vil motta mest både av kobber, sink og antimon såvel totalt som pr. arealenheter. Knubba, Deia og Svartbekken får imidlertid nesten like mye kobber pr. km² som Østre Æra. For Knubba og Deia skyldes dette bl.a. at målområdet for artilleriets granater på og omkring HFK-sletta berører disse feltene (hver granat inneholder 1240 g kobber). Aktiviteten på den store kontaktdrillbanen vil dessuten bety mye for deposisjonen av kobber i Knubbas nedbørfelt. Løa og Søndre Glesåa vil motta noe kobber som følge av at nedbørfeltene berøres av målområdet for artillerigranater, men vil ikke bli belastet med hverken bly, sink eller antimon. Store deposisjoner av sink og antimon i Svartbekkens nedbørfelt skyldes først og fremst bruk av finkaliber (7,62 mm og 12,7 mm) i dette området. Ved en overgang til blyfri finkaliber vil den totale deposisjonen av kobber og sink bli redusert med henholdsvis ca. 5100 kg og ca. 610 kg dvs. ca. 13 % og ca. 20 %.

Konklusjon

Ut fra dagens oppgaver over mengder og typer ammunisjon vil det årlig bli deponert betydelige mengder tungmetaller som følge av skytteaktiviteten i RØ (maksimalt ca. 19 tonn bly, ca. 40 tonn kobber, ca. 3 tonn sink og ca. 3 tonn antimon). Østre Æra er det vassdraget som vil bli sterkest berørt, men områder som drenerer til Vestre Æra, Deia, Svartbekken og Knubba vil også bli belastet med betydelige mengder tungmetaller. De øvrige bekkene vil trolig i mindre grad bli berørt. Hvor omfattende forurensningseffektene vil bli, er bl.a. avhengig av brukerfrekvensen, hvor stor andel av prosjektilene som havner i myr, fysiske inngrep som grøfting og sporsetting m.m. Bly er det metallet som er mest betenkelig ut fra hensynet til vannforurensning. I beregningene ovenfor stammer praktisk talt alt bly fra håndvåpenammunisjon. Det betyr at når det skjer en utfasing av kobbermantlede blyprosjektiler i håndvåpen (planlagt i 2007), vil risikoen for blyforurensning bli sterkt redusert. Overgang til blyfri håndvåpen-ammunisjon vil også innebære ca. 13 % reduksjon i deposisjonen av kobber og ca. 20 % reduksjon i deposisjonen av sink.

3.2 Korrosjon av prosjektiler

Etter at prosjektilene er deponert i jordsmonnet, i mer eller mindre deformert tilstand, vil blottlagte flater av elementært bly og kobber utsettes for korrosjon (oksidasjon). Korrosjonen fører til dannelsen av løste og uløselige korrosjonsprodukter. De løste bly- og kobberionene føres bort med vannet ofte bundet til løste humusforbindelser, mens de uløselige (metallsalter og oksider) danner en skorpe rundt metallrestene som bidrar til å redusere den videre korrosjonshastigheten. Det kjemiske miljøet som prosjektilrestene ligger i er avgjørende for den relative fordelingen av korrosjonsproduktene og følgelig også for miljøpåvirkningene i vannforekomstene. Generelt sett gir et kalkrikt, alkalisk miljø en større andel skorpedannelse enn et surt og kalkfattig miljø. Korrosjonshastigheten vil derfor være betydelig større i det sistnevnte miljøet. Hvis miljøet i tillegg til å være surt inneholder humusrikt vann som siver rundt prosjektilrestene, vil det oppstå en situasjon som ytterligere øker korrosjonshastigheten. Årsaken er at de løste bly og kobber-ionene har svært stor bindingsevne til de løste humusforbindelsene som transporteres med vannet bort fra korrosjonsflatene og blottlegger nye flater for korrosjon. Følgen av dette er at deponier i områder med sur humusrik avrenning har langt høyere konsentrasjoner av bly og kobber enn avrenning fra deponier som er lagt på tørr og mer kalkholdig mark. Dette er godt dokumentert gjennom den overvåkningsundersøkelsen NIVA har utført for FBT over en periode på 10 år (Rognerud 2001). I enkelte kalkrike skytefelt med store løsavsetninger og lite myr er konsentrasjonene av kobber og bly i avrenningen fortsatt lav selv etter 50 års bruk, mens i felter med stort innslag av myr har vannet høye konsentrasjoner og klassifiseres som sterkt forurenset.

Det er deponeringene av bly og kobber som dominerer i RØ etter at feltet er tatt i bruk. Det skal etter planene også deponeres 2-3 tonn årlig av antimon og sink. Antimon er et tungmetall som forekommer i svært lave konsentrasjoner i naturen og gir gifteffekter ved lave konsentrasjoner (Leyva et al. 2001). Metallene har en kompleks kjemi og kunnskapene om reaksjonene i miljøet er lite kjent i forhold til bly og kobber. Den løste fraksjonen av korrosjonsproduktene utgjøres i hovedsak av treverdige ioner som har stor bindingsevne til humus og jernoksider. Konsentrasjonene av antimon var høyest i avrenningen fra de skytefelt som også hadde de høyeste bly- og kobberverdiene (Rognerud 2001). Videre har en undersøkelse av sedimenter i innsjøer vist at forurensninger av antimon, bly og kobber er bundet til den organiske fraksjonen (Rognerud og Fjeld 2001). Det er derfor rimelig å anta at antimon vil transporteres med humusrikt vann fra deponiet på samme måte som bly og kobber. De naturgitte konsentrasjonene i vann av antimon er betydelig lavere enn for bly og kobber. Dette er en av årsakene til at gifteffekter oftest oppstår ved lavere konsentrasjoner for antimon enn for bly og kobber. Selv om årlige deponerte mengder av antimon i RØ er mindre enn for bly og kobber er det derfor viktig også å overvåke utviklingen i konsentrasjoner av dette elementet i vannforekomstene. Konsentrasjonene av sink i naturen er generelt høyere enn for de andre ovennevnte tungmetallene, og vi vurderer ikke miljøkonsekvensene for utlekking av sink fra deponiene som så betenkelig som for de andre elementene. Utløsningen av sink i et surt miljø er riktignok mer effektiv enn for de andre, men deponerte mengder er relativt beskjedne i forhold til de naturlige kildene.

Konklusjon

De planlagte målområdene i RØ har stor andel myrer, og vannet fra disse er relativt surt og humusrikt. På bakgrunn av den overnevnte redgjørelsen er det derfor klart at deponering av prosjektiler i disse omgivelsene er ugunstig med tanke på vannforurensning. Det er sjanser for at konsentrasjonene av metaller i bekkene kan bli så høye at gifteffekter kan oppstå, men en med en planlagt overgang til blyfri håndvåpen ammunisjon vil denne risikoen reduseres betydelig. Det vil også en lokalisering av målområdene utenfor myrene. Dette er i hovedsak utfordringen for FBT og Forsvaret (se også Kap.4).

3.3 Metaller i jord, vann og mose.

Når skytefeltet tas i bruk, må en forvente en forhøyet konsentrasjon av tungmetaller i vegetasjons- og rotsonen der skyting foregår. Da nedslagsområdene er rike på sur myr og torvmark, må en også forvente aktiv korrosjon av prosjektiler med utløsning av tungmetaller der skyting foregår. Dette vil primært føre til forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i humuslaget og i overflateavløp, mens oppkonsentreringen av metallene i mineraljorda vil gå vesentlig senere.

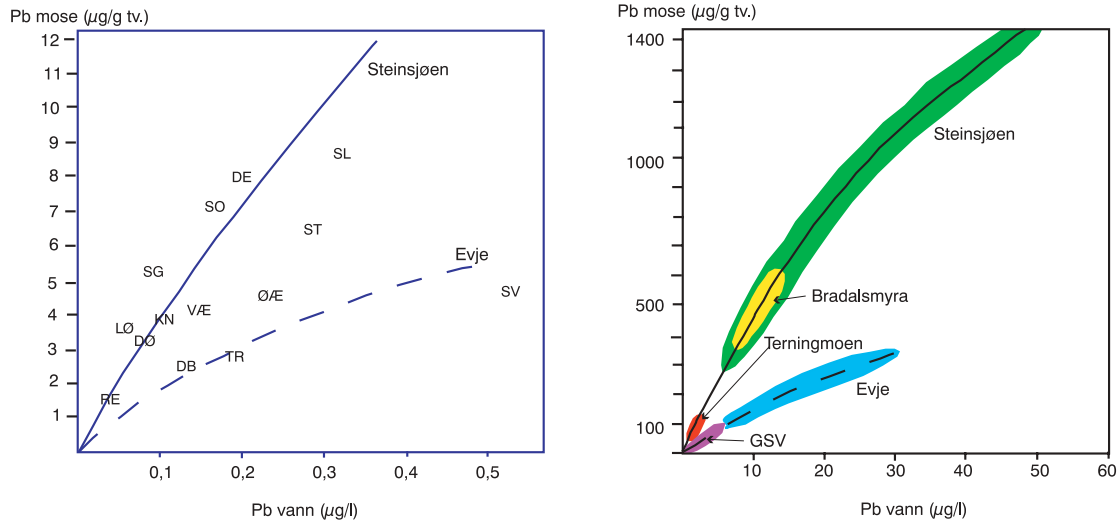
Metaller i vann forekommer på ulike tilstandsformer avhengig av den generelle vannkvaliteten. Generelt sett forekommer en større andel som løste ioner i klart og surt vann. I brunt vann er en stor andel bundet til humusforbindelsene. Det er de løste forbindelsene som har størst biotilgjengelighet og som oftest har størst giftvirkning på organismene. Derfor har vannkvaliteten en avgjørende virkning på opptaket av metaller i organismer. I alle bekkene i RØ har vi benyttet vannmoser (av slekten *Fontinalis*) som indikatorer på opptak av biotilgjengelige metallforbindelser. Vannmoser tar opp metaller i forhold til konsentrasjoner i vannfasen over en lengre tidsperiode (2-3 uker) og konsentrasjonene i mosene gjenspeiler en middelsituasjon i eksponeringstiden. Vannprøver derimot gir kun øyeblikksbilder.

Det var en god sammenheng mellom konsentrasjonene av bly i vann og mose i Røs bekker (**Figur 20**, venstre panel). Konsentrasjonene i mose økte med konsentrasjonene i vann, men opptaket var noe mindre effektivt i de mest humusrike bekkene slik som Svartbekken, Østre Æra og Trøbekken. For å forsøke å forutsi en utvikling når feltet tas i bruk har vi vist sammenhengen mellom bly i mose og vann fra noen skytefelt med tilsvarende vannkvalitet som i RØ (**Figur 20**, høyre panel). Det er rimelig å anta at utviklingen i de fleste bekkene i RØ vil følge en utvikling som er observert i Steinsjøen, Bradalsmyra og Terningmoen, mens de mest humusrike (Svartbekken, Østre Æra og Trøbekken) vil følge en utvikling som er observert i Evje og GSV's skytefelt. Linjene for disse to gruppene av skytefelt er trukket ned i diagrammet for RØs bekker (**Figur 20**, venstre panel). Vi ser at kurvene beskriver sammenhengen mellom konsentrasjoner i vann og mose relativt godt, og det er derfor grunn til å anta at utviklingen i RØs bekker vil følge disse utviklingslinjene. Vi ser også at konsentrasjonene av bly i de etablerte skytefeltene er 10 til 100 ganger høyere enn konsentrasjonene i RØs bekker før feltet tas i bruk. Det er også klart at en overvåkning av konsentrasjoner i vann og mose vil være et svært følsomt mål på utviklingen i blyforurensninger skapt av militær aktivitet når feltet tas i bruk.

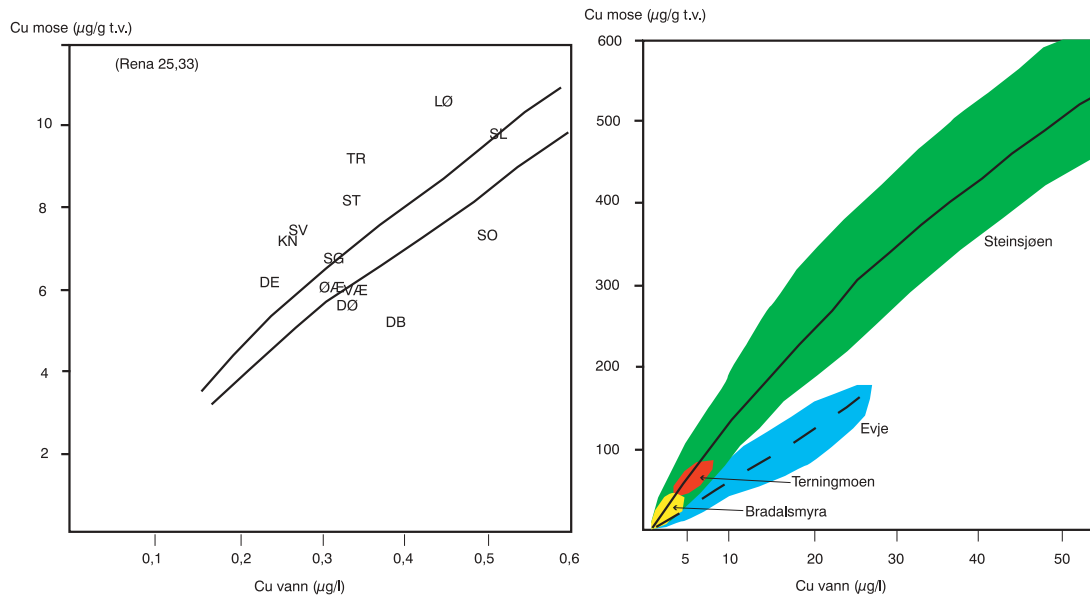
Sammenhengen mellom kobber i vann og mose var relativt god, og konsentrasjonene i mose øker med økende konsentrasjoner i vann (**Figur 21**, venstre panel). På samme måte som for bly har vi vist sammenhengen mellom kobber i vann og mose fra eksisterende skytefelt (**Figur 21**, høyre panel) med sammenlignbar vannkvalitet og trukket linjene inn i figuren (**Figur 21**, venstre panel) for RØs bekker. Slik som for bly er det rimelig å anta at kurvene vil beskrive utviklingen i RØs bekker på en god måte når feltet tas i bruk. Konsentrasjonene av kobber i de etablerte skytefeltene er 10 til 100 ganger høyere enn i RØs bekker før feltet tas i bruk. Overvåkning av konsentrasjoner i vann og moser vil være et følsomt mål på utviklingen av kobberforurensninger skapt av militær aktivitet når feltet tas i bruk.

Konklusjon

Konsentrasjonene av tungmetaller i vegetasjons- og rotsonen forventes å øke lokalt når skytefeltet tas i bruk. Da flere av skytebanene er rike på sur myr og torvmark i eller nær målområdene, vil en også forvente aktiv korrosjon av prosjektiler, utløsning av tungmetaller til vann og økninger i konsentrasjonene i vann og vannmoser. Sammenhengene mellom konsentrasjonene av metaller i vann og mose i RØs bekker var relativt god. Konsentrasjonene av bly og kobber i vann var lave, men de var betydelig høyere i mose. Dette gjør at en overvåking av metallkonsentrasjonene i mose vil være et følsomt mål på endringer i bekkenes metallkonsentrasjoner når feltet tas i bruk.



Figur 20. Sammenhengen mellom middelkonsentrasjoner av bly i vann og vannmose i RØs bekker. KN:Knubba, ST:Storbekken, SL:Slemma, TR: Trøbekken, ØÆ: Østre Æra, VÆ: Vestre Æra, DB: Deisjøbekken, DØ: Dønna, SO: Søre Osa, RE: Rena, DE: Deia, SV: Svartbekken, LØ: Løa, SG: S. Glesåa. Sammenhengen i andre skytefelt med tilsvarende vannkvalitet er vist i høyre panel. Linjene for Steinsjøen og Evjemoen er også vist i venstre panel.



Figur 21. Sammenhengen mellom middelkonsentrasjoner av kobber i vann og vannmose i RØs bekker. KN:Knubba, ST:Storbekken, SL:Slemma, TR: Trøbekken, ØÆ: Østre Æra, VÆ: Vestre Æra, DB: Deisjøbekken, DØ: Dønna, SO: Søre Osa, RE: Rena, DE: Deia, SV: Svartbekken, LØ: Løa, SG: S. Glesåa. Sammenhengen i andre etablerte skytefelt med tilsvarende vannkvalitet er vist i panelt til høyre. Linjene for Steinsjøen og Evjemoen er også vist i venstre panel.

3.4 Virkningen av kobber og bly på vannorganismer.

Dette kapitlet er basert på en rekke referanser. En status for metallers giftighet på akvatiske organismer er gitt av Løfgren og Lydersen (2000) inklusive referanser i dette arbeidet. Kobber er et essensielt element som har den egenskapen at det kan akkumuleres i organismer, men det oppkonsentreres ikke i næringskjeden. Dette innebærer at planter, alger og insektslarver, snegl og krepsdyr ofte har høyere konsentrasjoner enn fisk. I bløtt, svakt surt- humuspåvirket vann som er typisk for vannkvaliteten i RØ, reduserer løste humusforbindelser giftigheten av kobber. Årsaken til dette er at kobber har meget stor evne til å bindes til organiske forbindelser slik at de i mindre grad tas opp i organismene. Det er imidlertid rapportert at også organisk bundet kobber kan være tilgjengelig for fisk og skape akutt giftighet. Generelt sett er kobber langt giftigere for vannplanter, alger, sopp og evertebrater enn for fisk og varmblodige dyr, mens mennesket har stor toleranse overfor kobberkonsentrasjoner i vann. For eksempel så rapporteres det om reduksjoner i artsantall av viktige bunndyr som marflo, steinfluer, vårfluer og døgnfluer for kobberkonsentrasjoner i intervallet 1-35 µg/l. For bekkørret som finnes i de alle fleste av RØs bekker finnes det indikasjoner på alvorlige effekter når kobberkonsentrasjonene når opp mot 10 µg/l. Siden det er så stor variasjon mellom arter av vannlevende organismer når det gjelder følsomhet for kobber, så vil også toleransegrenser bli et relativt begrep. Generelt for norske vannforekomster ser det imidlertid ut til at konsentrasjoner lavere enn 3 µg/l ikke fører til nevneverdige skader av økosystemet, mens konsentrasjoner over 30 µg/l fører til betydelig skader. I mellomområdet 3-30 µg/l vil skadene øke i omfang med økte konsentrasjoner. Ved det øvre grensenivået vil kun meget tolerante arter overleve.

Bly kalles et ikke-essensielt element da det ikke har noen kjent biologisk funksjon. Bly kan akkumuleres i organismer, men oppkonsentreres i næringskjeden i svært liten utstrekning. I fisk som har blitt eksponert for blyforurenset vann observeres forhøyede konsentrasjoner i lever, nyrer, bein, blod og gjeller, men ikke i kjøtt. I vannkvalitet som er typisk for RØs vannsystemer vil bly i all vesentlighet være bundet til organiske humusforbindelser. Bly er enda sterkere bundet til disse enn for eksempel kobber. Det er imidlertid svært liten systematisk kunnskap om effekten av løste humusforbindelser for giftigheten av bly på vannlevende organismer. Noe av dette kan skyldes at de giftige blyforbindelsene omfatter også en del organiske blyforbindelser. Viktige bunndyr og planktongrupper viser stor variasjon i sin toleranse overfor blyforurenset vann slik også tilfellet er for fisk. Generelt for norske vannforekomster ser det imidlertid ut til at konsentrasjoner lavere enn 1 µg/l ikke medfører nevneverdige skader av økosystemet, mens konsentrasjoner over 15 µg/l vil gi alvorlige ødeleggelser. I mellomområdet 1-15 µg/l vil skadene øke i omfang med økte konsentrasjoner. Ved det øvre grensenivået vil kun meget tolerante arter overleve.

Konklusjon

Kobber er et essensielt element for planter og dyr, som kan akkumuleres i organismer, men som ikke oppkonsentreres i næringskjeden. Gifteffekter kan forventes i konsentrasjonsområdet 3-30 µg/l og høyere, men generelt er kobber langt giftigere for vannplanter, alger, sopp og virvelløse dyr enn for fisk og varmblodige dyr inklusive mennesket. Bly regnes som et ikke-essensielt element, som kan akkumuleres av organismer, men i liten grad oppkonsentreres i næringskjeden. Giftigheten av bly varierer betydelig mellom ulike organismer, men effekter kan forventes i konsentrasjonsområdet 1-15 µg/l og høyere. I bløtt, svakt surt og humuspåvirket vann som er typisk for RØ, vil kobber og bly i stor grad være bundet til organiske forbindelser, noe som har betydning for opptaket i organismer og giftigheten av metallene. Det er sjanser for at konsentrasjonene av metaller i bekkene kan bli så høye at gifteffekter kan oppstå, men overgang til mindre blyholdig ammunisjon vil redusere denne risikoen betydelig.

3.5 Drikkevannsinteresser i tilknytning til RØ

Brukere av vannkilder i tilnytning til RØ spenner fra enkeltstående hytter, hus og setre til fellesanlegg som forsyner opptil 200 personer. De opplysninger vi har, er basert på registreringer foretatt av Ole-Håkon Heier ved Næringsmiddeltilsynet Sør-Østerdal (NTSØ) og henvendelser FBT og NIVA har mottatt fra enkeltpersoner (Asle Halvorsen fra Slemdalen og Per Sjøli fra Søndre Løsset) (**Tabell 8**). Dette er neppe en fullstendig liste, men den dekker nok de fleste brukere. For de som eventuelt ikke er kommet med, er det særlig vanninntak direkte fra bekkene Deia, Deisjøbekken, Østre- og Vestre Æra og Knubba som på sikt kan bli problematiske og bør unngås. Vi har ikke vurdert vannkildenes kvalitet med hensyn til drikkevann da dette ligger utenfor vårt mandat. Vi har kun vurdert sjansen for forringelse av dagens vannkvalitet som følge av aktiviteter i RØ.

Tabell 8. Oversikt over drikkevannsinteresser i tilknytning til RØ. Nummerene referer seg til gard- og bruksnummer på eiendommene som kilden ligger. De 7 førstnevnte anleggene er godkjenningspliktig i henhold til drikkevannsforskriftene.

Kilde/navn/eiendom	Nedbørfelt	Type kilde	Brukere	Kommentar
Deset vannverk A/L	Deia	Deia	Ca 120 pers.	80%privat, 20% kommunen, ikke godkjent
Norsk Aeroklubb	Østre Æra	grunnvann	variabelt	privat, ikke godkjent
Østre Æra Camping	Østre Æra	infiltrasjon Ø.Æra	variabelt	privat, ikke godkjent
Holmbo Camping	Nær Rena	infiltrasjon nær elva	variabelt	privat, ikke godkjent
Osen vannverk	Nær Slemma	grunnvann	200 pers.	kommunalt, godkjent
Haugedalen private vannverk	Nær Rena	grunnvann	115 pers.	privat, ikke godkjent
Sandvika Camping	Nær Osensjøen	grunnvann	variabelt	privat, ikke godkjent
Sandvika vannverk	Nær Osensjøen		18 personer	
Haugedalen kom. vannverk	Nær Gjesa	grunnvann	30 personer	kommunalt
36/122 i Slemdalen	Storbekken	vannkum	1 hus, 1 hytte	privat
36/52 i Slemdalen	Fuglehaugbekken	bekk	1 hus	privat
89/4 i Slemdalen	Vesterengbekken	bekk	1 hus, 2 hytter	privat
65/1 i Slemdalen	Bekk v/ Skjæråsen	vannkum	1 seter, 3 hytter	privat
64/1 i Slemdalen	Bekk v/ Skjæråsen	vannkum	1 hus, 2 hytter	privat
89/? i Slemdalen	Slemma	vannkum	1 hus, 2 hytter	privat
Søndre Løsset	Løa	infiltrasjon, nær Løa	1 gardsbruk	privat
Nordre Løset	Ingeborgbekken	infiltrasjon nær bekk	1 gardsbruk	privat

Beregninger av deponerte metaller som er gjort på bakgrunn av prognosert bruk og kartlagte deponiområder viser at Østre Æra, Vestre Æra og Deia er de mest belastede. Deset vannverk og Østre Æra Camping har vanninntak i nær tilknytning til henholdsvis Deia og Østre Æra. På sikt kan en forvente at konsentrasjonene av metaller vil øke i disse bekkene. Det er derfor neppe tilrådelig på sikt å opprettholde disse vannkildene slik de benyttes i dag. Vi vil anbefale at disse søker andre kilder helst i form av grunnvann. Osen vannverk, som er en grunnvannskilde nær Slemma, vil høyst sannsynlig ikke bli påvirket av aktiviteter i RØ. Det samme gjelder for de andre registrerte vannkildene i Slemdalen.

Det er lite metaller som er planlagt deponert i nedbørfeltene til Løa, Ingeborgbekken og S. Glesåa. Brukerne vil derfor i svært liten grad bli berørt av denne typen forurensning. Det er imidlertid knyttet en del usikkerhet til om etableringen av HFK-sletta ved Ørnhaugen vil kunne føre til økt erosjon i bekkene. Det er store myrarealer i området som lett kan erodere i en utbyggingsperiode og derved forringe vannkvaliteten i bekkene. Spesielt utsatt er snøsmeltingsperioder og lengre regnværperioder. Ved Ørnhaugen møtes tre nedbørfelt (Løa, Deia og Knubba) og den endelige lokaliseringen av HFK-sletta vil avgjøre hvilke av disse bekkene som blir mest berørt.

Vannkilden til Holmbo Camping er antagelig i perioder påvirket av Rena. Dersom krysningpunktet for samvirkeøvelsene blir liggende oppstrøms Holmbo, kan det være sjanser for påvirkning. Dette gjelder særlig utslipp av drivstoff og olje i forbindelse med uhell med kjøretøy. Krysningen vil antagelig føre til økt erosjon i Rena elv, men dette vil neppe få konsekvenser for vannkilden som ikke har direkte kontakt med elva. Det er svært lite sannsynlig at vannkvaliteten i grunnvannskildene til vannverkene i Haugedalen vil påvirkes av aktivitetene i RØ.

Konklusjon

Østre Æra, Vestre Æra og Deia er de bekkene som vil bli mest belastet med tungmetaller ved etableringen av regionfeltet. Konsentrasjonene av metaller vil antagelig øke i disse bekkene, og vannkilder med tilknytning til dem vil derfor neppe være tilrådelig å bruke på sikt. Det gjelder f.eks. Deset vannverk og vannkilden til Østre Æra Camping. De registrerte vannkildene i Slemdalen vil sannsynligvis ikke bli påvirket av aktiviteten i RØ. Etableringen av HFK-sletta ved Ørnhaugen kan føre til økt erosjon og partikkeltransport i Løa, Deia og/eller Knubba. Vannkilden til Holmbo Camping vil kunne bli påvirket av militær aktivitet dersom krysningpunktet for samvirkeøvelsene blir plassert oppstrøms Holmbo. Grunnvannskildene til vannverkene i Haugedalen vil sannsynligvis ikke bli påvirket av aktivitetene i RØ.

3.6 Hvitt fosfor (WP)

Det er planlagt bruk av maksimalt 1600 granater av typen 155 mm fra standplasser innen RØ. Hver granat har en fylling på 7,1 kg WP. Granatenens nedslagsområde vil bli i nærheten av HFK-sletta. Totalt vil det deponeres 11,3 tonn WP i dette området. WP brukes som et brannstiftingsmiddel, men utvikler også røyk (er brukt som dekningsrøyk). Ved anslag sprenges granaten og WP slynges ut i finfordelt tilstand. WP er svært reaktivt og antennes i luft ved ”romtemperatur”. Oksidasjonen fører til dannelsen av fosforpentoksid (P_2O_5). I fuktige omgivelser reagerer P_2O_5 svært effektivt med vann under dannelse av fosforyre (H_3PO_4). Dette er en treprotisk syre som gir pH verdier nær 2, hvis ikke vannet har motstandsevne overfor forsurening (buffersystemer).

Bruken av WP har generelt følgende miljøkonsekvenser.

- Lokal forsurening dersom vannet har liten motstandsevne mot forsurening.
- Spredning av WP partikler som ikke antennes. WP er ekstremt giftig (dødelig dose 0,1 g, Hegg 1969) og antennes ikke hvis partiklene deponeres i vann eller snø. Dersom dette stoffet konsumeres av dyr, er resultatet oftest katastrofalt. På Hjerkinna var det på 1980-tallet et tilfelle av moskusdød, høyst sannsynlig som følge av inntak av uomsatt WP.
- Brannstifter. Det vil alltid være en sjanse for at WP partikler blir liggende i vann etter en granatsprengning. Når vannansamlingene tørker opp sommerstid vil den kunne antennes og starte branner.
- Fosforsyra inneholder fosfationer som er et viktig plantenæringsstoff. I ferskvann er fosfat oftest et næringsstoff som forekommer i såvidt lave konsentrasjoner at det begrenser algevekst. Selv beskjedne tilførsler av fosfor vil øke algeveksten.

Mulige miljøkonsekvenser i RØ.

Det er en ikke ubetydelige mengder WP som er tenkt deponert årlig. Det er vanskelig å forutsi eksakt hvor mye som blir avsatt lokalt. Forbrenningen av WP skaper et varmeløft slik at vind vil kunne transportere den oksiderte formen og eventuelt syrer over et større område. Området rundt HFK-sletta har stort innslag av svært fuktige myrer. Noen av vannforekomstene har liten motstandsevne mot forsurening, og de er lokalisert i øvre deler av Deia, Knubba og Løa sine nedbørfelter. Det er ikke urimelig å anta at lokal forsurening og selvantennelse kan være mulige scenarier. Vi vil også peke på at WP i et slik miljø lett kan bli tilgjengelig for dyr. Det er derfor en viss risiko for forgiftninger. Det er også rimelig å anta at økt algevekst kan skje som følge av økte konsentrasjoner av fosfor lokalt i området.

Konklusjon

Totalt er det planlagt deponert inntil ca. 11 tonn hvitt fosfor i området rundt HFK-sletta. Bruken av hvitt fosfor kan medføre lokal forsurening dersom vannet har liten bufferevne mot forsurening. Algeveksten i bekker og tjern kan også komme til å øke som resultat av økte konsentrasjoner av fosfor. Partikler av hvitt fosfor som ikke har blitt antent, vil utgjøre en forgiftningsrisiko for dyr som beiter i området, og partikler som har havnet i vann, vil kunne antennes og forårsake branner når vannansamlingene tørker opp.

3.7 Standplasser for feltartilleri (155 mm kanoner) og raketartilleri (MLRS)

Langdistanseskyting for feltartilleriet omfatter en standplass (17 km) innenfor RØ og tre standplasser (25 km, 30 km og 35 km) utenfor feltet. For standplassene utenfor feltet er det foreslått tre alternative lokaliseringer på hver distanse. Disse er definert i kart produsert av FBT datert 14.06.01 (restriksjoner for langdistanseskyting), og ble befart den 17. september 2001. Vi vurderte alle alternativene med prioritet 1 og 2 som uproblematisk med hensyn til faren for vannforurensning. Alternativene med prioritet 3 var heller ikke problematisk, men ble vurdert som det dårligste alternativet ved alle tre distanseplassene. Det korteste holdet (17 km) er foreslått lokalisert nær Grosstjern. Dersom denne standplassen legges på tørrbakken øst for skogsbilvegen vurderes også denne som uproblematisk med hensyn til vannforurensning.

Innen RØ er det gitt et forslag for stillingsområder for feltartilleri inklusive bruk av MLRS (**Figur 22**). Disse områdene er lokalisert langs vegnettet som i hovedsak går langs Østre- og Vestre Æra, Dønna og en navnløs bekk som renner gjennom Tanarkjølen og ut ved Osvoll. De miljømessige utfordringene i denne sammenheng blir å unngå å plassere artilleriet nær bekkene. Dette for å redusere erosjonsfaren og direkte avrenning til bekkene som følge av utslipp knyttet til virksomheten. Med hensyn til vannforurensning er det spesielt bruken av MLRS som er betenkelig.

I RØ er det ikke planlagt bruk av skarpe raketter, men øvingsraketter av to typer. Den ene er utstyrt med en liten rakettmotor som ikke produserer saltsyre. Årlig forbruk av denne er anslått til 50 stk. Den andre er en fullkalibrig utgave med samme rakettmotor som for skarpe raketter. Dette rakettsystemet produserer syrer, aluminium og organiske mikroforurensninger. Hver avfyring med denne typen produserer bl.a 17,6 kg saltsyre og 32 kg aluminiumoksyd. Med et antatt forbruk på 20 raketter i året representerer dette en årlig avsetning på ca. 350 kg saltsyre og 640 kg aluminiumoksyd.

Undersøkelser NIVA utførte på Hjerkin vintertid i forbindelse med bruk av skarp MLRS viste at snøen ble svært forurenset av syrer, aluminium, polysykliske aromatiske forbindelser (PAH) og klorerte hydrokarboner (AOX) i en avstand på opptil 100 m medvinds avfyringspunktet. I smeltevannet fra snø innsamlet nær avfyringspunktet var pH nær 2, og konsentrasjonene av klorid, aluminium, AOX og PAH henholdsvis 1,6 mg/l, 500 mg/l, 0,5 mg/l og 1 mg/l. Dette er svært forurenset vann. I en allerede sur avrenning kan de høge kloridkonsentrasjoner i tillegg forsterke forsureningen via ionebytting i humusdekket. Vi vet at surt vann med mye aluminium er svært giftig for fisk. Dessuten akkumuleres mange klorerte hydrokarboner i næringskjeden. Det er derfor liten tvil om at hvis MLRS artilleriet benyttes nær de relativt små bekkene i RØ, vil dette i ytterste konsekvens kunne føre til fiskedød i bekkene, spesielt i perioder med liten vannføring. Dette gjelder særlig for Østre Æra som er moderat følsom for forsurening. Mange klorerte hydrokarboner akkumuleres i fisk og oppkonsentreres i næringskjeden. Det skal lite til før de gir biologiske effekter og bl.a gjør fisk uegnet som mat. Det er viktig at disse forbindelsene ikke tilføres den akvatiske næringskjeden.

Konklusjon

Vi vil derfor anbefale at standplassene for feltartilleriet, inklusive bruk av MLRS, innen RØ ikke skjer i nær tilknytning til bekkene. Det er viktig å beholde kantvegetasjonen langs vassdragene og ikke skape sporsettinger eller på annen måte lette avrenningen til bekkene. Standplassene bør legges på tørrbakke og avgassene for raketavfyringene bør vende bort fra vassdragene.



Figur 22. Stillingsområder for feltartilleriet (forslag).

3.8 Miljøkonsekvenser som følge av Ingeniørvåpnets flytting til Rena.

I aller siste fase av utredningsarbeidet ble Ingeniørvåpnet (INGR) besluttet flyttet til Rena. INGR har en stor del av sin aktivitet knyttet til vann. Deres aktiviteter er foreslått konsentrert i områder som i de opprinnelige planene for RØ ikke var nevneverdig berørt av militære aktiviteter. Dette gjelder området Deisjøen-Nordre Flåtestøtjern, Løpsjøen og Renaelva opp til Rød bru. Det har ikke vært tid eller muligheter til å gjennomføre nødvendig bakgrunnsdokumentasjon for disse områdene. Dette er imidlertid lagt inn i forslaget til overvåkningsprogram slik at tilstanden kan dokumenteres før feltet tas i bruk. Vurderingene og konsekvensanalysen i denne rapporten er basert på befaringer og de spredte data som eksisterer fra de berørte områder. I rapporten "Flytting av Ingeniørvåpnet til Rena" datert 25.10.01 defineres 7 virksomhetsområder for Ingeniøraktivitet. Av disse er det Ingeniørøvingsfeltet, Broskolen, Bro-og oversetningsområdet som særlig vil berøre vassdrag med mulige konsekvenser for vannkvalitet og vannlevende dyr inklusiv fisk. SIBO-anlegget på Rødsmoen vurderes lite konfliktylt.

3.8.1 Ingeniørøvingsfeltet

I dette feltet skal det utøves vannaktiviteter som dykking, sprengning under vann, vading med spesialpanservogner samt råksprengning. Det er et krav til området at det skal være tilgang på myrområder for trening av etablering av feltvei, markforsterkning og mekanisert brolegging. Det sies også at det bør være et vannområde sentralt i feltet og at det er behov for trening av kratersprengning. Det er definert 3 alternative lokaliseringer. Deisjøen er første prioritet og beskrives som meget godt egnet. Et kunstig anlegg nord for Deisjøen (på størrelse med denne) kalles godt egnet og er andre prioritet, mens Flåtestøtjernet er tredje prioritet og kalles egnet.

Vurderinger.

Deisjøen er en fint beliggende skogsjø med god vannkvalitet, og god bestand av abbor og ørret. Innsjøen var en referanselokalitet i temautredningen om Rødsmoen. Den er grunn med et lite dypområde på 10-12m. Sedimentene har stor mektighet og består i hovedsak av organisk materiale som er tilført via Dønnas nedbørfelt. Organisk materiale har lav egenvekt og virvles lett opp i vannmassene ved fysiske forstyrrelser. Miljøet i sedimentet er svært reduktivt med dannelse av gasser som metan og hydrogensulfid. De beskrevne aktiviteter som INGR skal utøve, vil føre til betydelige forstyrrelser av disse sedimentene med påfølgende utløsninger av gasser og tilgrumsing av vannet. Dette vil ha dramatiske konsekvenser for fisk og andre vannlevende dyr. Vi anser derfor at Deisjøen vil bli ødelagt som biotop og følgelig også for dagens brukerinteresser. Forringelser av vannkvaliteten vil også påvirke vannkvaliteten i Deisjøbekken og sannsynligvis også Søre Osa i de perioder vannføringen er liten. Vi vil derfor fraråde å benytte Deisjøen som sentralt vannområde i Ingeniørøvingsfelt.

Et kunstig omdemmet område kan være et godt alternativ dersom det plasseres i et område hvor naturinngrepene ikke blir for store. Det foreslåtte området (Prioritet 2) ligger i Dønnas nedbørfelt nær Deisjøen. Vi mener dette er en uheldig lokalisering spesielt med hensyn til sårbarheten for påvirkninger av Deisjøen. Dersom man velger å beholde Deisjøen slik den er idag, må ikke vannkvaliteten i tilløpsbekken forringes som følge av anleggsaktivitet og siden militær aktivitet. Områdene øst for Deisjøen er langt å foretrekke. For eksempel har Trøbekken flere områder som kan være aktuelle. I noen av disse har bever allerede gjort sine "ingeniørmessige" inngrep med påfølgende konsekvenser for skogen. Et kunstig oppbygget reservoar er langt å foretrekke fremfor Deisjøen, men dette bør ikke ligge i Dønna. Andre alternative lokaliseringer bør befares og kartlegges ut fra egnethet for Ingeniørvåpnet.

Flåtestøtjernet er et myrtjern med en god bestand av abbor. Tjernet har lite nedbørfelt og følgelig er utløpsbekken beskjedent. Dette tjernet har ikke på langt nær de naturkvaliteter som Deisjøen og konsekvensene med hensyn til forringelse av vannkvaliteten er små også for områdene nedstrøms tjernet.

Konklusjon

Av de områdene som er foreslått i rapporten ”Flytting av Ingeniørvåpnet til Rena” er Flåtestøtjernet vårt førstevalg. Dette beskrives også som egnet i rapporten. Et kunstig reservoar er andrevalget, men vi vil fraråde at dette legges i Dønna slik som rapporten beskriver. Alternativer øst for Deisjøen bør utredes. Deisjøen er tredjevalget som vi på det sterkeste vil fraråde på grunn av de miljømessige konsekvenser dette vil medføre for vannkvalitet, fisk og andre vannlevende organismer.

3.8.2 Broskolen

Broskolen er øvingsområde for grunnleggende ferdighetstrening når det gjelder dykking og opplæring av båt- og fergeførere (daglig fagtjeneste). Aktiviteten vil bestå i bruk av båter og ferger på vann. Fysiske inngrep vil være knyttet til kaianlegg, og det vil være støy fra båt- og fergetrafikken. I utgangspunktet var det lansert mange alternative områder for broskole: Løpsjøen søndre del, Løpsjøen ved det militære svømmeområdet i nord, Glomma v/Kjelde, Glomma v/Kartongfabrikken, Osensjøens nordre del ned til Trysilgrensa, Osensjøen i Valmen, Søndre Slemsjøen og Nordre Slemsjøen. Befaringer ble foretatt til flere av disse alternativene, og for alle ble det gjort grove vurderinger i en foreløpig rapport per 01.10.01. I rapporten ”Flytting av Ingeniørvåpnet til Rena” ble det imidlertid fastslått at kun alternativene i Løpsjøen var egnede områder. Løpsjøen SØR betegnes her som ”Meget godt egnet”, mens Løpsjøen NORD får betegnelsen ”Egnet”. Videre betegnes Osensjøen som et godt alternativ for trening av viderekomne ferdigheter dersom slik aktivitet ikke kan legges til Horten. Dette er foreløpig uavklart. Utfra dette begrenser vi den videre vurderingen av broskoleområder til kun å gjelde Løpsjøen.



Bildetekst: Aktuelt broskoleområde i Løpsjøen SØR sett fra rasteplassen ved riksveien. Forsvaret ønsker som sitt førstevalg å plassere broskole/kaianlegg i vika på andre siden.

Vurderinger

Selve broskoleaktivitetene med båttrafikk/fergedrift ute på vannet vil trolig ha liten direkte effekt på fisk og vannkvalitet, forutsatt at det ikke skjer uhell som gir forurensning. Man kan imidlertid ikke se bort fra mulige forstyrrelser av fiskevandring (såkalte unnvikelseeffekter, dvs. at fisken unnviker/reduserer bruken av støy/stressområder). Løpsjøen er en viktig vandringsvei for ørret som skal oppover i Renaelva.

Løpsjøen SØR: Forstyrrelseeffektene vil trolig være større jo grunnere og trangere det berørte området er, og sånn sett er forholdene best i Løpsjøen SØR med dypere vann og bredere arealer. Videre er Løpsjødemningen i seg selv et stort og forstyrrende inngrep, og anleggning av broskole i nærheten her vil innebære en slags samling av inngrepene. Vi tillater oss imidlertid å nevne, selv om det er utenfor vårt tema, at det tiltenkte området i sør er et mye brukt rekreasjons- og badeområde. Løpsjøen NORD: Her finnes allerede et område regulert til militært svømmeområde med inngrep i form av vei helt ned til strandkanten og ut i vannet. Hvis oversettingsområdene (se nedenfor) kan

legges til området ved utløp Søre Osa, vil valg av Løpsjøen NORD bety at både broskole og de faste oversettingsområdene blir konsentrert til områder som er mye mindre konfliktfylte enn områder lenger nord. Broskolen og oversettingsområdet må altså ses i sammenheng og vi gir en samlet konklusjon på plassering av områdene nedenfor.

3.8.3 Oversetting over vassdrag (OVAS – Bro- og oversettingstjeneste)

I oversettingsområdet øves oversetting over vassdrag som del av fagtjeneste samt i forbindelse med samvirkeøvelser. Oversettingen skjer via 4 ferdiglagede traséer, herunder:

- Trase for Bailey-bru
- Broslagtrase – for mobile bruer (Leguan)
- Vadetrase – for vading med pansret personellkjøretøy (PPK) samt stridsvogner
- Fergetrase – for ilandsetting av styrker.
-

Dette krever bl.a. etablering av traséer med 10 m bredde ned til elva, utbedring av elvebredden for oppgang/nedgang, etablering av brokar for Bailey-bru, utbedring av elvebunn i vade- og broslagtrasé og mulighet for avstengning av elva i øvingsperiodene. Området oppgis å ville være i bruk 5 uker per år, hvorav 3 dager per uke vil være høyaktivitetsperiode. Vi oppfatter at dette dekker både fagtjenesten og samvirkeøvelsene .

I rapporten ”Flytting av Ingeniørvåpenet til Rena” opererer militær plangruppe kun med ett vurdert område, Renaelva, som blir betegnet som ”Meget godt egnet”. Innenfor Renaelva igjen angis strekningen Bjørkøyvelta (litt nord for Holmbo camping) – Rød bru spesifikt som aktuelt kryssingsområde.

Bildetekst: Områder nord for Holmbo camping, innenfor strekningen som forsvaret angir som ønsket kryssingsområde.



Vurderinger

Hele strekningen fra Løpsjøen og opp til Rød bru må betraktes som viktige gyte-, oppholds- og vandringsområder for fisk. Kryssing ved brolegging, vading og fering kan ha negative konsekvenser, både gjennom forstyrrelser og direkte fysisk ødeleggelse av områder. Wade- og broslagtraséene vil f.eks medføre omfattende steinsetting av elvebunnen. Det foreligger få detaljerte undersøkelser av gyteområder, men på hele strekningen finnes potensielt viktige gyteområder, bedømt overfladisk utfra strømhastighet og substrat. Roligere partier med finere substrat og etablert vegetasjon er sannsynligvis også svært viktige som oppholdssteder for fisken. Innenfor det angitt ønskelige kryssingsområdet er det i en tidligere telemetriundersøkelse påvist gyting (Berge & Sagelv 1995). Ved befaringen ble det på enkelte steder her også påvist store forekomster av makrovegetasjon noe som indikerer finere bunnsedimenter. Anlegging av traséer på slike bunnforhold vil gi stor erosjon med påfølgende nedslamming nedstrøms.

Skal vi trekke fram andre områder innenfor strekningen Løpsjøen-Rød bru enn det som Forsvaret har antydnet som mest aktuelt, vil vi nevne området ved utløpet av Søre Osa. Kryssing her vil vi vurdere som langt mindre konfliktyllet sammenlignet med kryssinger lenger oppstrøms. Eventuell erosjon ved inngrep i elvebunnen vil bunnfelles i Løpsjøen umiddelbart nedstrøms. Kantsonene er allerede berørt av inngrep, og videre kan fergetraséen kombineres med broskolen. Området ved Søre Osa kan også ha viktige gyteområder, men uansett hvilket kryssingsområde som velges, må det gjennomføres nærmere detaljundersøkelser for å avdekke gyteområder.



Bildetekst: Renaelva ved Søre Osas utløp. Øverste bilde viser Renaelva mot nord. Den østre bredden er allerede sterkt påvirket av inngrep og området synes å ligge godt til rette for oversetting. Bildet nederst får S. Osa inn fra venstre, og vi ser nordre del av Løpsjøen. Dette området er langt mindre konfliktyllet i forhold til fisk og fiske sammenlignet med strekningen nord for Holmbo Camping.



Konklusjon – Broskole og oversettingsområde

Kryssing av Renaelva nord for Holmbo camping er svært konfliktskyt i forhold til fisk og fiskeaktiviteter, sammenlignet med området fra utløp Søre Osa og nedstrøms. Vi vil derfor sterkt anbefale at kryssingsområdet legges i området ved Søre Osas utløp. For å samle aktivitetene mest mulig anbefaler vi da at broskolen lokaliseres nord i Løpsjøen, og at ferging i forbindelse med samvirkeøvelser vil skje med utgangspunkt i broskolen.

3.9 Andre mulige konsekvenser**Erosjon**

Mange av aktivitetene knyttet til RØ og Ingeniørvåpenet vil medføre erosjon. Dette er imidlertid omtalt i andre avsnitt der det er relevant (Kap.3.8 og 4), og beskrives ikke nærmere som eget punkt.

Spredning av fremmede arter og sykdommer/parasitter

RØ vil bli brukt av styrker som kommer fra andre områder av landet og også fra utlandet. Det er dermed en risiko for at fremmede arter, sykdommer og parasitter kan bli innført til vassdragene. Av uønskede arter og sykdommer som har spredd seg i norske vassdrag de siste tiårene og har fått stor oppmerksomhet, kan nevnes vannplanten vasspest, lakseparasitten Gyrodactylus, fiskesykdommen furunkulose og krepsesykdommen krepspest. Av disse kan furunkulose være en mulig trussel for den gode ørretbestanden i Renaelva, og vasspest kan muligens etablere seg og medføre visse problemer på grunne, rolige vannpartier. Laks og kreps finnes ikke i regionen. Faren for slik spredning er imidlertid ikke knyttet spesielt til de militære aktivitetene; den vurderes å være vesentlig høyere i forbindelse med vanlig turistrasfikk og vann- og båtbasert fiske/friluftsliv.

Forurensning av beiter

Tidligere undersøkelser av skytefelt over hele landet har vist at vegetasjon på kulefangervoller og feltskytebaner er anrikt i beskjeden grad på kobber, men vesentlig høyere på bly. I forhold til konsentrasjonen i jordsmonnet er imidlertid blyinnholdet lite i den beitebare delen av planten som er over bakken (Rognerud & Boye 1992, Rognerud 2001). Videre utgjør den vegetasjonen som vokser i nær tilknytning til deponerte prosjektiler en svært liten andel av beitebar vegetasjon i skytefeltene. Undersøkelser av dyr (sau, rådyr og hare) som beitet innenfor skytefeltet på Terningmoen, viste ingen tegn på ekstra belastning av bly eller kobber (Rognerud m.fl. 1993). Faren for tungmetallforgiftning av beitende dyr innenfor skytefeltet anses derfor som meget liten.

Forurensning som følge av uhell

Faren for forurensning av vannforekomster som følge av uhell vil alltid være tilstede. Denne faren er først og fremst knyttet til lekkasje av olje og drivstoff fra kjøretøyer, og spesielt i forbindelse med kryssing av vassdrag. Direkte utslipp i elv eller bekk kan få svært alvorlige konsekvenser i form av fiskedød og skader også på annet dyre- og planteliv knyttet til vassdraget. Forurensningen vil transporteres raskt med vannet og gi effekter langt nedenfor selve utslippsstedet. Renaelva med sin gode fiskebestand og som område for Ingeniørvåpenets vassdragsaktiviteter vil være spesielt utsatt.

Metallforurensning av de større elvene

Renaelva, Slemma, Søre Osa og Glåma er resipienter for aktiviteten i RØ. Renaelva har stor vannføring og vannkvaliteten i bekkene fra RØ vil ikke ha nevneverdig innflytelse på vannkvaliteten i denne elva. Vi kan også nevne at konsentrasjonene av enkelte metaller i Renaelva er noe høyere enn de naturgitte som følge av overføringen av gruveforurenset vann fra Glåma. Søre Osa er regulert og har i perioder på sommeren relativt liten vannføring. Erosjon og annen forurensning fra RØs bekker vil ha en større sjanse for å påvirke vannkvaliteten i Søre Osa enn i Renaelva. Renaelva og videre Glåma er imidlertid betydelige elver med et stort potensiale for fortykning. Det er svært liten sjanse for at aktiviteten i RØ vil ha nevneverdig innflytelse på vannkvaliteten i disse elvene (med unntak av

oljeforurensning). Slemma kan påvirkes av erosjon ved utbyggingen av HFK-sletta, men berøres neppe nevneverdig av metallforurensninger.

Konklusjon

Faren for spredning av fiskesykdommer og vasspest er ikke knyttet spesielt til de militære aktivitetene. Den vurderes å være vesentlig høyere i forbindelse med vanlig turistrafikk og vann- og båtbasert fiske/friluftsliv. Faren for tungmetallforgiftning av beitende dyr innenfor skytefeltet anses som meget liten. Renaelva og videre Glåma har stor vannføring og eventuelle endringer i vannkvaliteten i bekkene fra RØ vil ikke ha nevneverdig innflytelse på vannkvaliteten i disse elvene. Et større potensiale for påvirkning er det i Søre Osa som har liten vannføring sommerstid. Det er risiko for oljeforurensning som følge av uhell med kjøretøyer i alle vassdrag i RØ og de større elvene.

4. Tiltak for å begrense skadeeffekter

På bakgrunn av de redegjørelser som er gjort i rapporten med hensyn til forurensningskapende virksomhet og inngrep som fysisk berører vannforekomstene, kan vi dele RØ i følgende potensielt konflikfylte områder:

Målområdene og målarrangementer

Disse omfatter målområder for artilleri, kavaleriet og feltskytebaner (inklusive stridsløype). Disse ligger i hovedsak i eller i nær tilknytning til de store myrområdene i feltet. Målområdet for artilleriet ligger i området ved HFK-sletta og består stort sett av myrområder med tildels høgt vanninnhold. Det skal deponeres metaller som oksiderer til løste forbindelser og hvitt fosfor som oksiderer til fosforsyre. Deponeringer av disse forurensningene i bløtmyr er svært uheldig da det kan føre til forsurening og økt metallutlekking. Granater med hvitt fosfor kan ved anslag føre til at uomsatt hvitt fosfor spres i området spesielt hvis det er rester av snø eller mye vann i feltet. Dette stoffet er ekstremt giftig og kan konsumeres av vilt og føre til branner i tørre perioder. Det eneste effektive tiltak som kan gjøres er å plassere målområdene så langt som mulig på tørrbakke. Disse kan også eventuelt kalkes for å hindre forsurening lokalt. Likevel vil oksidert fosfor sannsynligvis spres i luft over et større område, men det anses som urealistisk å kalke de store myrområdene.

Målområder for kavaleriet og for feltskytebaner (håndvåpen) bør også legges på tørrbakke. Det er umulig på nåværende tidspunkt å gi detaljerte råd om plassering av alle målområdene for feltskyting. Det kan være aktuelt å bygge kulefangervoller for de målområdene som blir lagt i nær tilknytning til myr. Disse massene kan byttes og renses for metallrester. Likevel vil erfaringsmessig en god del skudd bli deponert utenfor slike voller. Erfaringer fra overvåking av metallavrenning fra Forsvarets skytefelt har vist at det i praksis kan være svært vanskelig å kontrollere avrenningen fra feltskytebaner som er lagt på myr. Årsaken er at metallene binder seg til humus som er løst i vannfasen og transporteres gjennom eller over "renseanlegg" som kalkfeller eller andre hinder som skal samle eller binde opp forurensningene. Dette er spesielt problematisk i flomsituasjoner og nedbørrike perioder. Slike "renseanlegg" kan være effektive på vanlige skoleskytebaner, men de er ikke et effektivt tiltak i feltskytebaner.

Vi kan derfor konkludere med at en gunstigst mulig plassering av målområder blir det aller viktigste tiltak som kan gjøres for de steder der det deponeres metallholdige prosjektiler. Dette er en stor utfordring i et område med så stor myrandel, men erfaringer fra andre skytefelt viser at en gunstig plassering av målområdene kan være forskjellen på å skape et klart forurensningsproblem eller at det ikke vil bli et problem av betydning. Mye kan derfor gjøres i planleggingsfasen av feltskytebanene. Vi vil derfor anbefale at folk med erfaring fra skytefeltundersøkelser og metallers korrosjon og bevegelighet deltar i detaljplanleggingen av feltskytebaner og målområder.

Standplassområder for feltartilleri.

Disse ligger i hovedsak langs vegtraseer (og vassdrag) i den sydlige delen av RØ, samt noen standplasser for langdistanseskyting utenfor feltet. Standplassområdene bør ikke legges i nær tilknytning til vann. Dette er tatt hensyn til når det gjelder standplassene for langdistanseskyting slik at spesielle tiltak ikke er nødvendig for disse. Når det gjelder artilleristandplasser innen RØ er bildet noe mer komplisert da manøvreringsområdet ligger nær bekkene. Vanlig artilleriskyting vil ikke medføre forurensningsbelastning av betydning for vannforekomstene på standplassområder, men bruk av MLRS-systemet der rakettmotorene produserer syrer og organiske mikroforurensninger medfører sjanser for vannforurensning. Det er særlig bekkene Østre- og Vestre Æra, Dønna og Tannarbekken som blir berørt. Vi vil anbefale at standplassområdene legges til de deler av veitraseene som ikke går nær bekkene, og området bak MLRS artilleriet bør vende bort fra vassdrag. Det kan være et effektivt

tiltak å kalke området hvor avgassene spres for å nøytralisere syrene før de når vassdragene. Med en slik foreslått lokalisering vil en også redusere sjansen for erosjon, sporsetting og annen forstyrrelse av bekkestrekningene.

HFK- sletta

Dette innebærer planering og oppbygging av en grusdekt flate på 480 000 m² i området rundt Ørnhaugen. Dette vil representere et stort inngrep med mye anleggsvirksomhet. Utfordringen ligger i å hindre erosjon av sprengstein og løsmasser. Bygging av dammer som kan fungere som sedimentasjonsbasseng for erosjonsmaterialet kan være et effektivt tiltak. Vi vil imidlertid understreke at inngrepet ved bygging av HFK-sletta er betydelig og dette høyst sannsynlig vil påvirke vannkvaliteten i de relativt små bekkene som avvanner området.

Veibygging og etablering av kjøretraseer.

Det skal etableres nye veier og faste kjøretraseer for panservogner (70 km). Utfordringen ligger i å hindre erosjon i anleggsfasen og unngå etablering av permanente eller midlertidige installasjoner nær vannforekomstene. Det beste tiltaket er å etablere en vernesone langs vassdragene som er skjermet mot fysiske inngrep. Denne bør i utstrekning være 10-20 m på begge sider av bekkefareten der den naturlige vegetasjon beholdes i så stor utstrekning som mulig. Etableringen av kjøretraseene for kavaleriet i området Merramyra-Svartbekkjølen representerer en stor risiko for erosjon av myrområder. Detaljplanleggingen av disse er derfor viktig for å redusere konsekvensene av inngrepet. Så langt som mulig bør traseene legges på fastmark eller de tørrere deler av myrene.

Generelt for nye veier gjelder at krysningspunktene bør legges til fastmarksområder og ikke i myr eller våtmarksområder, og kulverter må legges slik at de ikke utgjør vandringshinder for fisk. Dersom det allikevel er områder som blir utsatt for betydelige inngrep, kan det gjøres kompenserende tiltak andre steder, f. eks. biotopforbedrende tiltak.

Når det gjelder uhellscenarier i forbindelse med bruk av kjøretøy er det særlig ukontrollerte utslipp av olje og drivstoff som er aktuelt. Vi regner med at utstyr (oljelenser etc) for å begrense skadeomfanget er tilgjengelig. I praksis viser det seg at det er ikke enkelt å begrense slike forurensninger i rennende vann. Da vannsystemene i det aktuelle området utelukkende er bekker av ulik størrelse kan tiltak for å begrense spredningen av denne type forurensning bli en utfordring. Dette understreker igjen betydningen av å beholde vernesoner langs bekkene.

Ingeniørvåpenet

En stor del av Ingeniørvåpenets aktiviteter skal foregå i vann og endelig lokalisering av øvningsfelt, broskole og oversettingsområde vil avgjøre hvilke tiltak som vil bli foreslått for å begrense skadeeffekter. På bakgrunn av forelåtte lokaliseringer har vi gjort en prioritering av alternativene, men vil understreke at en konsekvensanalyse med tiltak for å begrense skadeeffekter først kan gjøres når et bedre datagrunnlag foreligger og lokaliseringen er bestemt. Vi regner imidlertid med at Renaelva skal krysses. Tiltak for å begrense erosjon og utslipp av oljeprodukter forbundet med uhell ved kryssning av elva er mest relevant. Det er vanskelig å sette inn effektive tiltak mot oljeutslipp i vann. Lenser fordrer et rolig vannspeil, og innenfor RØ kan det bli lange avstander mellom utslipp og områder hvor det er mulig å samle opp oljen. Når det gjelder tiltak mot spredning av fiskesykdommer så er dette hjemlet i fiskesjukdomsloven. I følge den skal alt utstyr være tørket før det brukes i nytt vassdrag, og dette vil være det viktigste forebyggende tiltaket. Effektene av erosjon vil bli betydelig mindre hvis det skjer i nær tilknytning til et sedimentasjonsbasseng. Samlet sett er det derfor mest hensiktsmessig å legge INGRs kryssingstraseer i Renaelva så nær Løpsjøen som mulig.

5. Forslag til overvåkningsprogram

Innledning

Et løpende overvåkningsprogram skal ha som mål å kunne avdekke endringer av vannkvalitet, leveområder og artsmangfold for vannlevende organismer på et tidligst mulig tidspunkt slik at avbøtende tiltak kan iverksettes og skadeomfanget reduseres mest mulig. I utbyggingsfasen vil det i hovedsak være effekter av inngrep og utslipp i forbindelse med anleggsvirksomheten som skal avdekkes, mens forurensninger og effekter som følge av militære aktiviteter vil bli mer aktuelt når feltet tas i bruk. I nær fremtid vil EUs rammedirektiv for vannressurser bli gjeldende. Dette forutsetter at potensielle forurensere selv skal dokumentere konsekvensene av sine utslipp og det skal utvikles handlingsplaner for å begrense utslippene. Et løpende overvåkningsopplegg er den beste måten å ivarta direktivets hensikt. Med bakgrunn i dette har vi forslått et slikt program som skal avdekke endringer i vannkvalitet, leveområder og biomangfold for vannlevende organismer på et tidligst mulig tidspunkt. Hensikten er at avbøtende tiltak kan iverksettes før skadeeffekter får for stort omfang.

I løpet av tiden som er gått siden vi startet opp undersøkelsene i RØ har både omfanget og lokaliseringen av virksomheten i feltet endret karakter. Dette gjelder særlig lokalisering av målområder, baneanlegg, kjøretraseer og helt på slutten også beslutningen om etableringen av INGR på Rena. Det sistnevnte innebærer at områder som i de opprinnelige planer ikke var nevneverdig berørt blir utsatt for betydelig inngrep. Dette gjelder særlig vannforekomstene som inngår som et viktig element i INGRs treningsprogrammer. Det er derfor naturlig å beskrive undersøkelsene i to avsnitt. Det første er en supplering av den overvåkingen som ble startet opp i år. Det andre avsnittet har til hensikt å avdekke tilstand og utvikling i alle vannforekomster som berøres av INGRs aktiviteter.

Overvåkningsprogrammet som startet i 2000

Dette er beskrevet i tilbudet for temautredningen og omfatter dokumentasjon av vannkvalitet, fisk og bioakkumulasjon av metaller i biota. Undersøkelsene har vist at Deia, Dønna, Svartbekken, Østre Æra, Vestre Æra og Knubba vil bli de mest utsatt for forurensninger som følge av militær aktivitet. Den videre overvåking bør inkludere disse bekkene. Med unntak av Svartbekken ble disse overvåket i 2001, i tillegg til Trøbekken. Svartbekken og Trøbekken inngikk ikke i fiskeundersøkelsene i 2001, men S. Glesåa og S. Osa var med. Slik bruken av feltet er beskrevet i dag kan Trøbekken benyttes som referanse for endringer forårsaket av "ytre" påvirkninger som klimaendringer og deposisjon av langtransporterte forurensninger. Vi vil derfor foreslå at overvåkningsprogrammet som startet i 2000 utvides med Svartbekken (vannkvalitet og fisk) og Trøbekken (fisk), men ellers følger det samme opplegget og lokaliteter som allerede er påbegynt. I dette programmet lå også et forslag om at effekter av endringer i biomangfold for vannlevende organismer studeres ved bunndyrundersøkelser hvert 3 år. Vi vil også anbefale at tilstanden i bekken som renner gjennom Tannarkjølen dokumenteres (vannkvalitet og bunndyr, evt fisk), da denne drenerer områder med artilleristandplasser i den østre delen av angrepsfelt nord.

Program for basisundersøkelser og overvåking knyttet til INGR-aktiviteter

Etablering av INGR på Rena har utløst behov for nye basisundersøkelser og et mer omfattende overvåkningsopplegg enn opprinnelig tenkt for Renaelva og Søre Osa. INGR's vannaktiviteter vil berøre Renaelva på strekningen Løpsjøen – Rød bru i form av broskole og kryssing under samvirkeøvelser. Elva (og mulige gyteområder) vil bli direkte fysisk berørt av traséer for kryssing, og aktivitetene ellers kan forstyrre fiskevandring. Søre Osa vil bli berørt via avrenning fra Deisjøbekken dersom ingeniørøvingsfeltet legges i Deisjøen eller i dennes nedbørfelt (Dønna). For at en overvåking skal kunne si noe om mulige effekter av INGR-aktivitetene, er det nødvendig med god basiskunnskap om forholdene før aktivitetene tar til. Fordi de alternative geografiske plasseringene av INGR-

aktivitetene først nylig er blitt kjent, har det ikke vært mulig å gjennomføre slike undersøkelser tidligere. En forutsetning for overvåkingsprogrammet er altså at det først gjennomføres basisundersøkelser og kunnskapsoppsummeringer som skissert nedenfor. Disse undersøkelsene vil også være viktige for å bestemme de mer nøyaktige plasseringene av vade- og broslagstraséer i Renaelva.

Basisundersøkelser

Vi foreslår at følgende elementer inngår i basisundersøkelser knyttet til INGR-aktivitetene:

- Eksisterende data (1985-2001) fra Glommaprosjektet når det gjelder oppgang i fiskefellene, merkinger og gjenfangster sammenstilles og vurderes. Videre oppsummeres annen eksisterende kunnskap om gyteplasser og vandringer i Renaelva med tilløpsbekker.
- Eksisterende data fra Åmot Utmarksråd (1991-2001) og andre når det gjelder fangstrapportering fra fiskere, både for Renaelva og Søre Osa sammenstilles og vurderes.
- Fiskevandring fra Løpsjøen og videre oppstrøms kartlegges ved hjelp av telemetri. Denne metoden vil også gi kunnskap om gyteplasser.
- Gyteområde og gytebestand av ørret kartlegges ved hjelp av snorkling. Metoden går ut på at flere personer (vanligvis 3) driver i overflatestilling nedover elva og teller og anslår størrelse på fisken, samt observerer gyteatferd/gytegroper.
- Avhengig av hvor ingeniørøvingsfeltet plasseres vil det være nødvendig med ytterligere basisundersøkelser på fisk, bunndyr, plankton (innsjøene) og vannkvalitet i Dønna/Deisjøen/Deisjøbekken eller Flåtestøtjernet med utløp. Dersom øvingsfeltet plasseres kunstig utenfor disse områdene vil undersøkelser i andre bekker måtte vurderes. Trøbekken er også en mulig referansebekk for effekter av øvingsfeltet.

Basisundersøkelsene må gjennomføres i 2002. Undersøkelsene knyttet til ingeniørøvingsfeltet forutsetter at det blir bestemt hvor dette skal ligge. Basisundersøkelsene vil munne ut i et endelig forslag til overvåkingsprogram.

Overvåkingsprogram

Det endelige overvåkingsprogrammet vil som nevnt måtte bygge på basisundersøkelsene og dels være avhengig av hva som fremkommer her. Bl.a. vil starttidspunkt måtte vurderes, dvs om og på hvilke felter, det er behov for å hente inn flere års data om null-situasjonen (før anleggsfase/militær aktivitet). Det er derfor vanskelig på dette tidspunkt å gå i detalj om hvordan det endelige opplegget vil se ut, men vi kan skissere følgende hovedelementer:

- I samarbeid med Glommaprosjektet og Åmot Utmarksråd og med bakgrunn i eksisterende data fastsettes og gjennomføres et opplegg for årlig overvåking, basert på fellestatistikk, merking, gjenfangster og fangstrapportering fra fiskere. Brukerundersøkelse blant fiskerne vil også være et sentralt element i overvåkingen under tema friluftsliv, og det må etableres et nært samarbeid for å samordne aktivitetene.
- Telemetriundersøkelser under perioder med militær aktivitet gjennomføres for å sammenligne med tidligere vandringsmønster uten forstyrrelser.
- Gytebestand og gyteområder undersøkes ved snorkling (samme metode som tidligere) for å vurdere mulige effekter av militær aktivitet.
- Stasjoner for overvåking av bunndyr og vannkvalitet (på samme måte som i bekkene) etableres ved Rød bru og umiddelbart nedstrøms kryssingsområde.
- Stasjon for overvåking av bunndyr, vannkvalitet og fisk etableres i Dønna, Deisjøbekken, og utløp Flåtestøtjern (evt. annen bekk avhengig av ingeniørøvingsfeltets plassering).

Det endelige overvåkingsprogrammet bør kunne fastsettes vinteren 2003 forutsatt at geografisk plassering av INGR-aktivitetene da er bestemt.

6. Litteraturliste

- Appelberg, M., Berger, H.M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., Raitaniemi, J. and Rask, M. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 401-406.
- Berge, O. og Sagelv, K. 1995. Auren i Glomma og søndre Rena – et telemetristudium av vandringer og gyteområder. Prosjektoppgave i utmarksforvaltning. Høgskolen i Hedmark. Avd. for skog og utmarksfag, Evenstad. 33 s.
- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske etter lax och öring – synspunkter och rekommendationer. Information från Sötvattenslab., Drottningholm, 4-1984.
- Bækken, T. og Kjellberg, G. 2000. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsurening i rennende vann basert på bunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. – NIVA's internettside: www.niva.no
- DN-Direktoratet for naturforvaltning. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 3: 1-161.
- Hägg, G. 1969. Allmän och oorganisk kemi. Almqvist & Wiksell forlag, Stockholm. 764 s.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2000. Steady state methods for calculating critical loads of acidity to surface waters - Where do we stand today? Key note lecture at: Critical Loads Copenhagen, 21-25 November 1999.
- Henriksen, A. og Buan A.K. 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. NIVA-rapport, L.nr. 4179-2000.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A. and Andersen, T. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. fish. Aquat. Sci.* 52: 733-742.
- Hobæk, A. and Raddum, G.G. 1980. Zooplankton communities in acidified lakes in South Norway. Rapport IR 75/80, SNSF-prosjektet. 132 s.
- Kjellberg, G. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i tre vassdrag på Rødsmoen i 1993. NIVA-rapport. L.nr. 3134, 46 s. + vedlegg.
- Lien, L., Bakketun, Å., Bendiksen, E., Halvorsen, R., Kjellberg, G., Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Sandlund, O.T., Tjomsland, T. og Aanes, K.J. 1981. Vurderinger av reguleringene i Osensjøen og Søre Osa. NIVA-rapport. L.nr. 1283. 112 s.
- Linløkken, A. 1988. Utbytte og kostnader ved biotopforbedringer i rennende vann. Fiskesymposiet 1988; Vassdragsregulantenenes Forening og LFI: 45-61.
- Löfgren, S. och Lydersen, E. 2000. Hvad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunnskapsöversikt och riskanalys. Naturvårdsverkets förlag. Rapport 5074. 76 s.
- Nystuen, J.P. 1975: Nordre Osen. Berggrunnskart 2017 IV. NGU

Qvenild, T. og Nashoug, O. 1992. Utmarksprosjekt Åkrestrømmen/Sjølisand. Sluttrapport. Ytre Rendalen grunneierlag, 11 s.

Rognerud, S. og Boye, B. 1992. Vannforurensning fra skytefelt. Del 3. Forurensning av aktuelle metaller fra 10 av Forsvarets skytefelt. NIVA-rapport Lnr. 2699

Rognerud, S., Kjellberg, G. og Ingebrigtsen, K. 1993. Vannforurensning fra skytefelt. Overvåking av tungmetaller og klorerte hydrokarboner fra Terningmoen skytefelt i 1992, inklusive to eldre søppelplasser. NIVA-rapport Lnr. 2882.

Rognerud, S. and Kjellberg, G. 1984. Relationship between phytoplankton and zooplankton biomass in large lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 666-671.

Rognerud, S. 1996. Konsekvensutredning – Regionfelt Østlandet. Tema vannforurensning. NIVA-rapport. L.nr. 3486-96.

Rognerud, S. 2001. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater av 10 års overvåking. NIVA-rapport. L.nr. 4351-2001. 46 s.

Rognerud, S. and Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. Ambio 30:11-19.

Rognerud, S., Taugbøl, T., Bækken, T., Løvik, J.E. og Nordheim, M.-G. 2001. Regionfelt Østlandet. Datarapport 2000/2001 for temautredningen "Vann og grunn inklusive dyreliv i vann". NIVA-rapport. L.nr. 4352-2001. 51 s.

Sandlund, O.T., Jonsson, B. og Mørstad, J. 1977. Auren i Søre Osa, Del 1: Aldersfordeling, vekst og kjønnsmodning. Fiskeribiologiske undersøkelser i Osenområdet. Rapport 2, 1977. 30 s.

Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Solheim, A.L. og Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA-rapport. L.nr. 3768: 58 s.

SFT 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport-Effekter 1999. Rapport 804/00.

Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Johansson, K., Jensen, J.P., Moiseenko, T., Fjeld, E., Andersen, T., Vuorenmaa, J. and Røyseth, O. 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes; harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-Report SNO 4039-99. 73 pp.

Taugbøl, T., Linløkken, A. og Solvang, H. 1996. Konsekvensutredning Regionfelt Østlandet. Tema: Fisk. Østlandsforskning, Rapport 12/1996.

Tørseth, K. og Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic components in Norway 1992-1996. NILU, OR 67/97.

UN/ECE 1996. Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas Where They Are Exceeded, Texte 71/96. Umweltbundesamt, Berlin, Germany, 144+1xxiv pp.

Østeraas, T. 1996. Regionfelt Østlandet. De geologiske forhold. GEOfuturum, rapport. 21 s.

Aanes, K.J. og Bækken, T. 1989: Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetesklassifisering. Nr. 1. Generell del. – NIVA Rapport. L.nr. 2278.