



RAPPORT LNR 5149-2006

Øvervåking av
vannkvalitet i Regionfelt
Østlandet og Rødsmoen
øvingsområde

Årsrapport for 2005



Slemma nedstrøms søndre Slemsjøen, ett av hovedvassdragene i tilknytning til Regionfelt Østlandet. Gråfjellet i bakgrunnen. Bilde tatt 27. april 2005.

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Overvåking av vannkvalitet i Regionfelt Østlandet og Rødsmoen øvingsområde. Årsrapport for 2005.	Løpenr. (for bestilling) 5149-2006	Dato Februar 2006
	Prosjektnr. Undernr. O-25178	Sider Pris 54
Forfatter(e) Jarl Eivind Løvik Sigurd Rognerud	Fagområde Limnologi	Distribusjon
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Forsvarsbygg Utbyggingsprosjektet Østerdalen	Oppdragsreferanse Are Vestli og Odd- Erik Martinsen
--	---

<p>Sammendrag</p> <p>Undersøkelsene av vannkvalitet i Regionfelt Østlandet (RØ) og Rødsmoen øvingsområde i 2005 har bidratt til økt kunnskap om hovedvassdragene Slemma, Søre Osa, Rena og Glåma samt Osensjøen og Løpsjøen, før RØ tas i bruk til militære øvinger. Videre har undersøkelsene hatt som mål å overvåke vannkvaliteten i aktuelle vassdrag som var berørt av anleggsvirksomheten. Det ble ikke ved noen av lokalitetene målt høyere konsentrasjoner av partikler, organisk materiale eller total-fosfor enn det som har vært vanlig før utbyggingen startet. Konsentrasjonen av nitrogen-forbindelser økte imidlertid betydelig i Svartbekken, noe som trolig skyldtes utvasking av rester av sprengstoff som følge av at sprengstein har vært brukt til bygging av vegger og traseer etc. Uttak av blyholdige sprengmasser fra Deifjellet og bruk av dette i vegger og traseer ser ikke ut til å ha påvirket vannkvaliteten i noen av vassdragene. Konsentrasjonene av metaller i avrenning fra skytebanene på Rødsmoen var stort sett lave, bortsett fra ved Bane B-2 der konsentrasjonene av bly og kobber var høye. Ygleklettetbekken har hatt gradvis økning i konsentrasjonen av kobber i perioden 1999-2005. Konsentrasjonene av bly var høye ved alle målepunkter i tilknytning til skytebanene i Rena leir, og konsentrasjonene økte ved flere av målpunktene fra 2004 til 2005. Konsentrasjonen av antimon var meget høy i avrenning fra 200 m-banen, men var lavere i 2005 enn i 2004 ved dette målepunktet, i likhet med kobber og sink.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Militært skyte- og øvingsfelt Overvåking Vannkvalitet Metaller 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Military shooting range and training area Monitoring Water quality Metals
--	---



Jarl Eivind Løvik
Prosjektleder



Brit Lisa Skjølkvåle
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

**Overvåking av vannkvalitet i Regionfelt Østlandet
og Rødsmoen øvingsområde**

Årsrapport for 2005

Forord

Denne rapporten beskriver resultatene fra overvåkingen av vannkvaliteten i Regionfelt Østlandet (RØ) i 2005. Siden overvåkingen startet, er det hittil utgitt 2 rapporter; henholdsvis fra undersøkelsene i 2002 og i 2003-2004. Vassdragene i RØ ble også undersøkt i forbindelse med konsekvensutredningen i 2000-2001, og resultatene fra dette arbeidet er presentert i to tidligere rapporter. Undersøkelsene i 2005 har også omfattet vannkvalitet i Rødsmoen øvingsområde og Rena leir.

Kontaktpersoner i Forsvarsbygg har vært Are Vestli (RØ) og Odd-Erik Martinsen (Rødsmoen/Rena leir). Prøveinnsamlingen på Rødsmoen og i Rena leir ble gjennomført av Gunnar Sætersmoen ved HSTY/RSF-H, Skytefelt- og øvingsledelse stab, O.-E. Martinsen og Sigurd Rognerud ved NIVA Østlandsavdelingen. Feltarbeidet i RØ har blitt gjennomført av Jarl Eivind Løvik, S. Rognerud og Gösta Kjellberg, alle NIVA Østlandsavdelingen. Løvik har også gjennomført utlekkingsforsøk med sand fra kulefangervoller ved leirskytebaner i Rena leir, analysert dyreplanktonmateriale fra Osensjøen og Løpsjøen og vært prosjektleder. Kartene er framstilt av Frode Faraas ved Forsvarsbygg, Utbyggingsprosjektet Østerdalen.

Kjemianalysene av alle vannprøver fra RØ og fra utlekkingsforsøket er utført av NIVAs kjemilaboratorium (akkreditert) i Oslo. Dette laboratoriet har også foretatt analysene av vannprøver fra Rødsmoen og Rena leir den 1.7.2005, mens øvrige analyser av prøver fra disse vannforekomstene er utført av Analycen AS (akkreditert) i Moss. Samtlige deltakere takkes for samarbeidet.

Ottestad, 22. februar 2006



Jarl Eivind Løvik

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn og målsetting	8
1.2 Materiale og metoder	8
2. Resultater	14
2.1 Vannkvalitet i hovedvassdragene	14
2.2 Osensjøen og Løpsjøen	19
2.2.1 Vannkjemi	19
2.2.2 Dyreplankton	19
2.3 Rena – regionale forskjeller i vannkvalitet	21
2.4 Anleggsovervåking – mindre vassdrag	22
2.5 Rødsmoen øvingsområde og Rena leir	27
2.5.1 Avrenning av metaller fra feltskyttebaner og kulefangervoller	27
2.5.2 Utlekkingsforsøk	30
3. Diskusjon	33
4. Litteratur	38
5. Vedlegg	41

Sammendrag

Overvåkingen av vannkvaliteten i Regionfelt Østlandet (RØ) og Rødsmoen øvingsområde i 2005 har hatt følgende 3 delmål:

- Bidra til å skaffe fram nødvendige data for å beskrive nåtilstanden eller referansetilstanden i hovedvassdragene. Med hovedvassdrag menes elvene Slemma, Søre Osa, Rena og Glåma samt innsjøene Osensjøen og Løpsjøen.
- Dokumentere eventuelle effekter av anleggsvirksomheten under utbyggingen av RØ.
- Overvåke avrenning av metaller i tilknytning til skytebanene på Rødsmoen øvingsområde og ved Rena leir (driftsovervåking).

Referansetilstand i hovedvassdragene

Siden de første undersøkelsene i forbindelse med konsekvensutredningen i 2000-2001 har det blitt framskaffet et betydelig datamateriale med hensyn til vannkjemiske og biologiske forhold i hovedvassdragene. I 2005 omfattet overvåkingen prøver og analyser av generell vannkemi og metaller i vann ved en lokalitet i hver av vassdragene Slemma, Søre Osa og Glåma samt ved 4 lokaliteter i Rena. I tillegg kommer undersøkelsene av vannkemi og dyreplankton i Osensjøen og Løpsjøen (se nedenfor). De fleste målingene i elvene er utført i perioden juni 2004 – november 2005. Til sammen utgjør dette et godt grunnlag for å kunne vurdere eventuelle framtidige effekter på vannkvalitet og biologiske forhold i hovedvassdragene, som følge av virksomheten i RØ og Rødsmoen øvingsområde.

Slemma og Søre Osa kan betegnes som middels humuspåvirkede vassdrag med svakt surt, relativt godt bufret vann mht. endring av pH ved tilførsel av syrer. Konsentrasjonene av næringssalter (totalfosfor og total-nitrogen) var lave og viste at vassdragene var lite påvirket av menneskelig aktivitet som avrenning fra dyrket mark, tilførsler av kloakk og lignende (tilstandsklasse I-II). Konsentrasjonene av metaller var meget lave sett i forhold til mulige effekter på vannlevende organismer som bunndyr og fisk (klasse 1).

Rena og Glåma er mindre humuspåvirket enn Slemma og Søre Osa, de har nøytralt til svakt basisk vann og meget god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer. Konsentrasjonene av totalfosfor og total-nitrogen var meget lave (tilstandsklasse I). Konsentrasjonene av metaller var i hovedsak meget lave også i Rena og Glåma (klasse 1). Konsentrasjonene av kobber var imidlertid nær grensen for laveste biologiske risikonivå (LBRL) i begge vassdragene; i Glåma var den over denne grensen ved flere anledninger. Årsaken til de relativt høye kobber-konsentrasjonene er at øvre deler av Glåma tilføres metallforurenset vann som følge av tidligere gruvevirksomhet i Nord-Østerdalen og Rørosområdet. Rena påvirkes av denne vannkvaliteten pga. at en stor del av vannet i øvre del av Glåma overføres til Rena-vassdraget i forbindelse med energiproduksjon (Rendalsoverføringen). Resultatene fra perioden 2000-2005 tyder på at konsentrasjonen av kobber og sink reduseres ca. 3 ganger fra overføringspunktet i Glåma ved Høyegga til målestasjonen i Rena ved Rødsbrua. Dette skyldes først og fremst fortynningen når vannet fra Glåma blandes med vann fra øvre deler av Rena, Mistra og flere mindre sidevassdrag, samt utfelling av metallkomplekser i Storsjøen i Rendalen. Konsentrasjonen av kobber fortynnes ytterligere før Rena renner sammen med Glåma (prøvestasjon nedstrøms Løpsjøen). På denne strekningen øker imidlertid konsentrasjonen av bly med ca. 90 % som følge av tilførsler av mer blyholdig vann spesielt fra Søre Osa.

Osensjøen og Løpsjøen

Osensjøen er en av de store innsjøene i regionen, med et areal på 45,2 km² og et maksdyp på 117 m. Innsjøen har svakt surt, godt bufret vann mot endring av pH ved tilførsel av syrer og relativt høy konsentrasjon av humusforbindelser. Brunfargen pga. humuspåvirkningen er den vesentlige årsaken til

at innsjøens siktedyp var relativt lavt. Konsentrasjonene av total-fosfor og total-nitrogen samt algemengden målt som klorofyll-*a* var lave (tilstandsklasse I). Innsjøen kan betegnes som næringsfattig (oligotrof), og det ser ikke ut til å ha skjedd vesentlige endringer i status med hensyn til algemengder og konsentrasjoner av fosfor og nitrogen sammenlignet med tidligere undersøkelser. Osensjøen hadde et normalt utviklet og litt over middels artsrikt krepsdyrplankton. Biomassen av dyreplankton var middels høy. Krepsdyrplanktonet var dominert av småvokste arter, noe som tydet på at predasjonspresset fra planktonspisende fisk som lagesild, sik, abbor og mort var relativt stort.

Løpsjøen er en 5 km lang kunstig innsjø i Rena-vassdraget som tjener som elvemagasin for Løpet kraftverk. Stor vanngjennomstrømning bidrar til at vannkvaliteten blir mye lik vannkvaliteten i Rena. Vannkvaliteten påvirkes imidlertid også av vannkvaliteten i tilløpselva Søre Osa som har vann med bla. høyere konsentrasjoner av humus, jern og bly enn Rena, men lavere konsentrasjoner av kobber og sink. Konsentrasjonene av metaller var i 2005 stort sett meget lave (klasse I), men konsentrasjonene av kobber var nær LBRL i likhet med i Rena. Ut fra middelverdiene for total-fosfor, total-nitrogen og algemengder (klorofyll-*a*) kan Løpsjøen karakteriseres som en næringsfattig innsjø med meget god vannkvalitet (tilstandsklasse I). Krepsdyrplanktonet var litt under middels artsrikt, og biomassen av dyreplankton var meget lav både i 2004 og 2005. En vanlig forekommende gruppe som calanoide hoppekreps manglet helt i 2005, og andre grupper som vannlopper og cyclopoide hoppekreps hadde lave biomasser. Årsaken til den lave biomassen av dyreplankton i Løpsjøen er sannsynligvis først og fremst den store vanngjennomstrømningen; uttransporten av dyr blir for stor til at flere aktuelle arter kan opprettholde egne reproduserende bestander. Hardt predasjonspress fra planktonspisende fisk som mort, sik og abbor bidrar trolig også til å holde bestandene av mer storvokste arter på et lavt nivå.

Anleggsovervåkingen

Anleggsovervåkingen omfattet i 2005 følgende bekker og/elver:

- Hornbekken – opparbeiding av sprengningsfelt
- Vestre Æra, Dønna, Svartbekken og Deia – uttak av masser, anlegging av vegger, traseer, kulefangervoller og blenderinger
- Rena ved Flåtestøa – bygging av ny bru over Rena

Det ble ikke observert endringer av betydning i vannkvaliteten i Rena i forbindelse med byggingen av den nye brua eller øvrig anleggsvirksomhet i RØ. Ved enkelte anledninger ble det målt relativt høye konsentrasjoner av partikler i Svartbekken og Vestre Æra, men konsentrasjonene var ikke vesentlig høyere enn det som ble målt enkelte ganger før anleggsvirksomheten startet. Anleggsvirksomheten ser derfor ikke ut til å ha ført til unormalt høy partikkeltransport ved våre målestasjoner. Det ble heller ikke målt høyere konsentrasjoner av organisk materiale (TOC) eller total-fosfor enn det som har vært vanlig tidligere i noen av bekkene.

Konsentrasjonen av total-nitrogen økte i Svartbekken sammenlignet med tidligere målinger. Økningen tilsvarte en dobling av middelverdien fra ca. 290 µg/l tidligere år til ca. 570 µg/l i 2005 (tilstandsklasse III). En mulig årsak til økningen kan være at det har blitt brukt sprengstein i forbindelse med bygging av vegger, traseer, voller og blenderinger i nedbørfeltet. Sprengstoff består i hovedsak av ammoniumnitrat (NH₄NO₃), og rester av dette vil kunne vaskes ut til nærmeste vassdrag i forbindelse med nedbør eller hvis sprengstein er brukt direkte i bekken. I vannløsning er ammonium (NH₄) i likevekt med ammoniakk (NH₃), og andelen ammoniakk øker med økende pH og økende temperatur. Begge forbindelsene er giftig for vannorganismer, men ammoniakk er betydelig mer giftig enn ammonium. Konsentrasjonen av ammoniakk (og ammonium) har sannsynligvis ikke vært så høy at dette har ført til gifteffekter på vannorganismer ved vår målestasjon, men tilfeller av høyere konsentrasjoner lengre opp i bekken eller til andre tidspunkter kan ikke utelukkes. Siden konsentrasjonen av nitrogen-forbindelser økte utover høsten, bør utviklingen følges opp med nye målinger i 2006.

Konsentrasjonene av metaller i mindre bekker med tilknytning til anleggsområder var i hovedsak meget lave (klasse 1), og det ble ikke observert noen økninger sammenlignet med målingene før anleggsvirksomheten startet. Derimot ble det observert reduksjoner i konsentrasjonene av kobber i Deia og Dønna og reduksjon i konsentrasjonen av bly i Svartbekken i perioden 2000-2005. Dette kan ha sammenheng med lavere deponering av atmosfæriske forurensninger i de senere årene. Videre tyder dette på at utløsningen av bl.a. bly i forbindelse med uttak av berg i Deifjellet og bruken av dette i vegger og traseer, ikke har påvirket vannkvaliteten i vassdragene ved våre prøvelokaliteter i vesentlig grad, kanskje med unntak av ett tilfelle av relativt høy bly-konsentrasjon i Hornbekken. Det er mulig årsaken var opparbeidingen av sprengningsfeltet eller eventuelt bygging av veg til feltet. Dette bør undersøkes nærmere i 2006.

Rødsmoen og Rena leir

Konsentrasjonene av metaller i avrenning fra feltskytebanene på Rødsmoen var stort sett lave (klasse 1) ved de fleste prøvestasjonene. Avrenningen fra Bane B-2 hadde imidlertid relativt høye konsentrasjoner av kobber (klasse 3) og bly (klasse 4) i likhet med i 2004. Videre ble det målt nesten 3 ganger økning i konsentrasjonen av antimon ved denne lokaliteten fra 2004 til 2005. I Ygleklett-bekken, som drenerer et område på Rødsmoen med flere skytebaner, har konsentrasjonen av kobber i vannmoser vist en gradvis økende trend siden etableringen av banene (perioden 1999-2005). Konsentrasjonen av kobber i vann økte også fra 2004 til 2005, men var fortsatt innenfor et meget lavt nivå (klasse 1). I Stormobekken, som samler opp mesteparten av avrenningen fra de andre banene, har det ikke skjedd en tilsvarende utvikling, og også her var konsentrasjonene av metaller meget lave i 2005.

Konsentrasjonene av metaller var jevnt over høyere i avrenning fra kulefangervollene ved skytebanene i Rena leir enn i avrenning fra feltskytebanene på Rødsmoen. Konsentrasjonene av sink var lave også her, mens konsentrasjonene av bly var høye ved alle målepunktene, og konsentrasjonene av kobber var høy ved ett målepunkt. Videre var konsentrasjonene av antimon meget høye i avrenning fra 200 m-banen, dvs. ca. 10 000-40 000 ganger høyere enn vanlige konsentrasjoner i vassdragene i RØ som ikke er påvirket av militær aktivitet. Undersøkelsene indikerte at sandfilteret som er etablert for å fange opp metaller fra denne banen, hadde ca. 72 %, 57 %, 41 % og 25 % renseeffekt overfor henholdsvis kobber, bly, antimon og sink. Det ble observert reduksjoner i konsentrasjonene av kobber, sink og antimon samt økning i konsentrasjonene av bly fra 2004 til 2005, nedstrøms sandfilteret. Ved to andre målepunkter ble det målt til dels markerte økninger i kobber, bly og antimon fra 2004 til 2005.

Utlekkingsforsøkene som ble utført med sand/grus fra kulefangervollene på 200 m-banen og kortholdsbanen, viste at massene har et stort potensiale for utlekking av bly, antimon, kobber og i noe mindre grad sink. Konsentrasjonene av metaller i vann som hadde perkolert gjennom massene, var meget høye. Utlekkingen var størst for sand fra kortholdsbanen, og konsentrasjonene var høyest der det ble brukt relativt surt, humøst vann, noe lavere med nøytralt, mindre humøst vann og lavest med surt, klart vann (regnvann).

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetting

Gråfjell-alternativet i Åmot kommune ble vedtatt som område for Regionfelt Østlandet (RØ) av Stortinget den 23. mars 1999. Siden den tid har det blitt framskaffet et stort datamateriale omkring vannkvalitet og dyreliv i vassdragene i området; først gjennom konsekvensutredningen som ble rapportert høsten 2001 (Rognerud et al. 2001a og b), videre gjennom overvåkingen i perioden 2003-2004 (Løvik og Rognerud 2003 og 2004). Oppstart for anleggsarbeidene var 31. oktober 2002 (Forsvarsbygg 2003). Overvåkingen fortsatte i 2005, og i foreliggende rapport presenteres resultatene fra undersøkelsene dette året. Data fra tidligere år er også benyttet for å kunne vise eventuelle tidstrender samt gi et mer fyldestgjørende inntrykk av vannkvaliteten i området.

Ett av vilkårene i utslippstillatelsen for RØ er at referansetilstanden eller nåtilstanden i hovedvassdragene skal opprettholdes (utslippstillatelsens vilkår 3.1, SFT 2004). Forsvarsbygg Utvikling Østerdalen utarbeidet et forslag til overvåkingsprogram for RØ der bl.a. ett av elementene er et måleprogram som skal kunne dokumentere at dette vilkåret overholdes (Forsvarsbygg 2004). Den ene hovedmålsettingen med undersøkelsene i 2005 har derfor vært å framskaffe supplerende data om vannkvaliteten i hovedvassdragene for å kunne beskrive nåtilstanden, før driftsperioden starter. Følgende vassdrag er definert som hovedvassdrag: Slemma, Søre Osa, Rena inklusive Løpsjøen, Glåma samt Osensjøen (se Fig. 1).

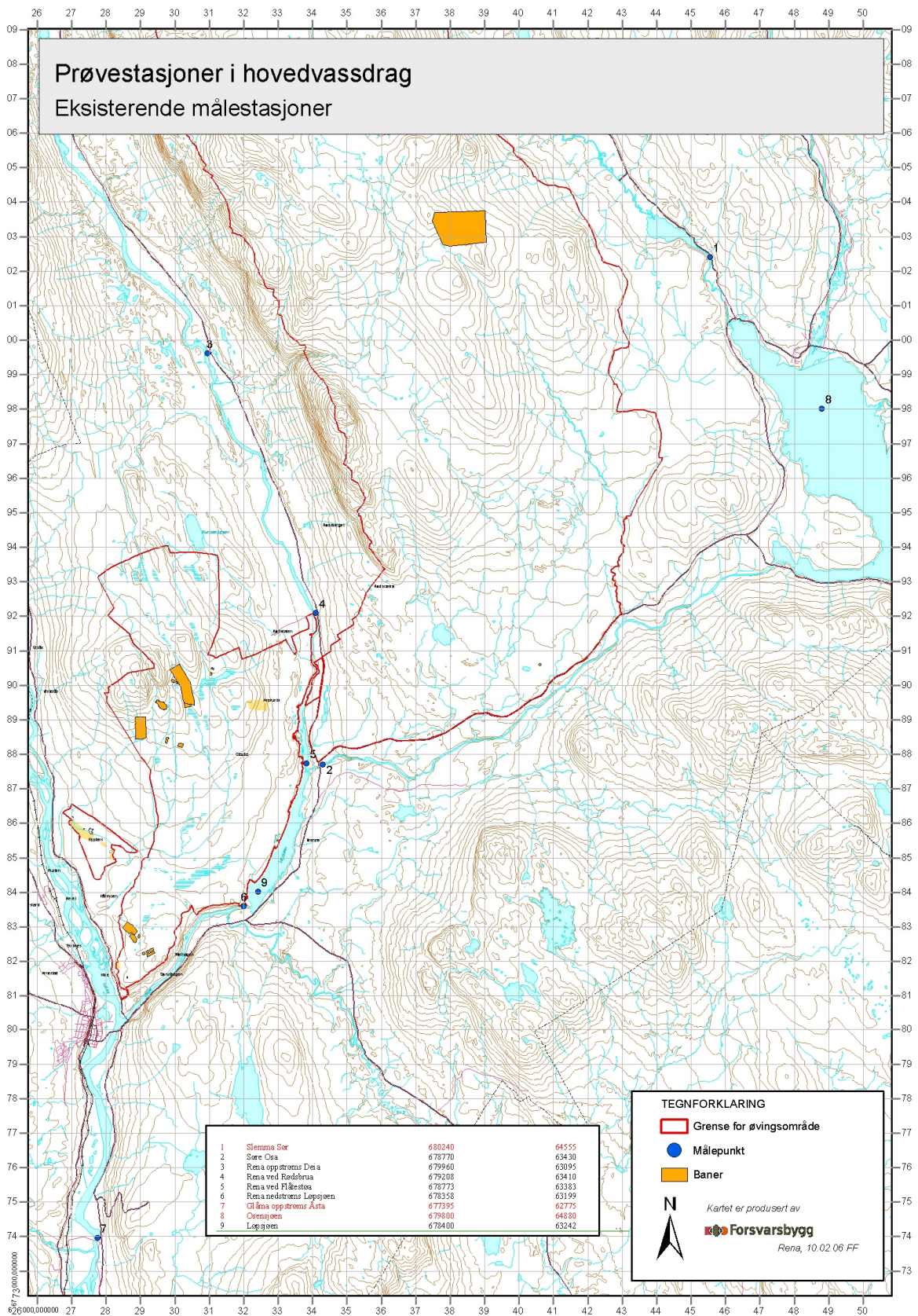
Den andre hovedmålsettingen med overvåkingen er å dokumentere eventuelle effekter av anleggsvirksomheten under utbyggingen av feltet. Dette har i hovedsak omfattet mindre vassdrag som Hornbekken (anlegging av sprenningsfelt) Svartbekken, Dønna og Vestre Æra (anlegging av vegger, kjøretraseer og målarrangementer etc.). Anleggsovervåkingen har også omfattet en prøvestasjon i Rena (ved Flåtestøa) for å kunne vurdere eventuelle effekter av byggingen av ny bru over Rena. Deler av RØ ble tatt i bruk i militær sammenheng for første gang under en øvelse 8-10. november 2005, da sprenningsfeltet som ligger nord i RØ, ble benyttet (Forsvarsbygg 2005).

Driftsovervåkingen på Rødsmoen øvingsområde og skytebaner i Rena leir med tanke på avrenning av metaller var tidligere et eget prosjekt (Promitek as 2005). Fra og med 2005 ble denne overvåkingen innlemmet i den samlede overvåkingen av Regionfelt Østlandet og Rødsmoen øvingsområde (jfr. utslippstillatelsen) som rapporteres her. I tilknytning til dette ble det gjennomført et utlekkingsforsøk med masser fra kulefangervoller i to leirskytebaner (200 m-banen og kortholdsbanen). Resultatene fra dette forsøket presenteres også i foreliggende rapport.

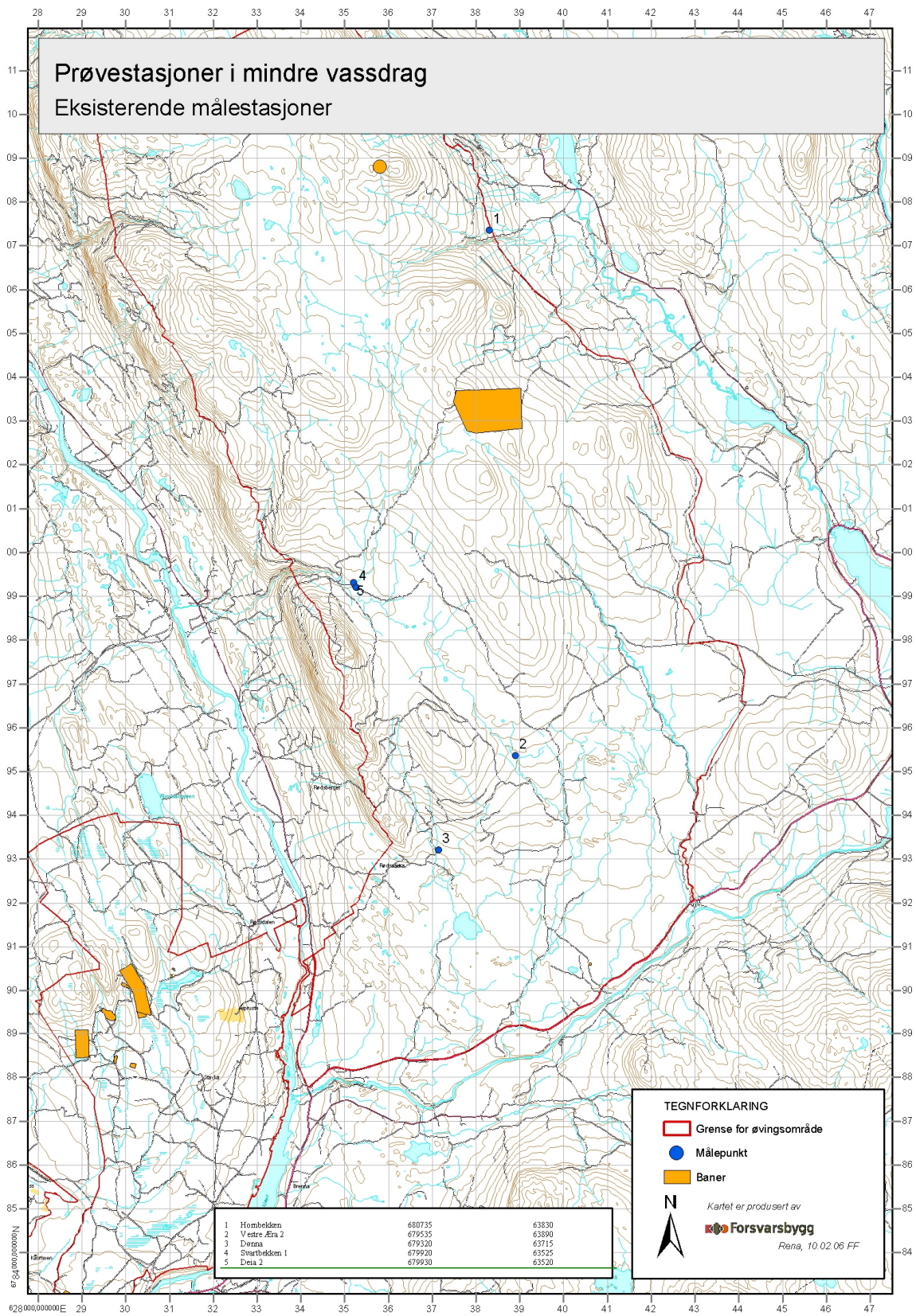
1.2 Materiale og metoder

Undersøkelser av hovedvassdrag og mindre vassdrag inklusive Rødsmoen

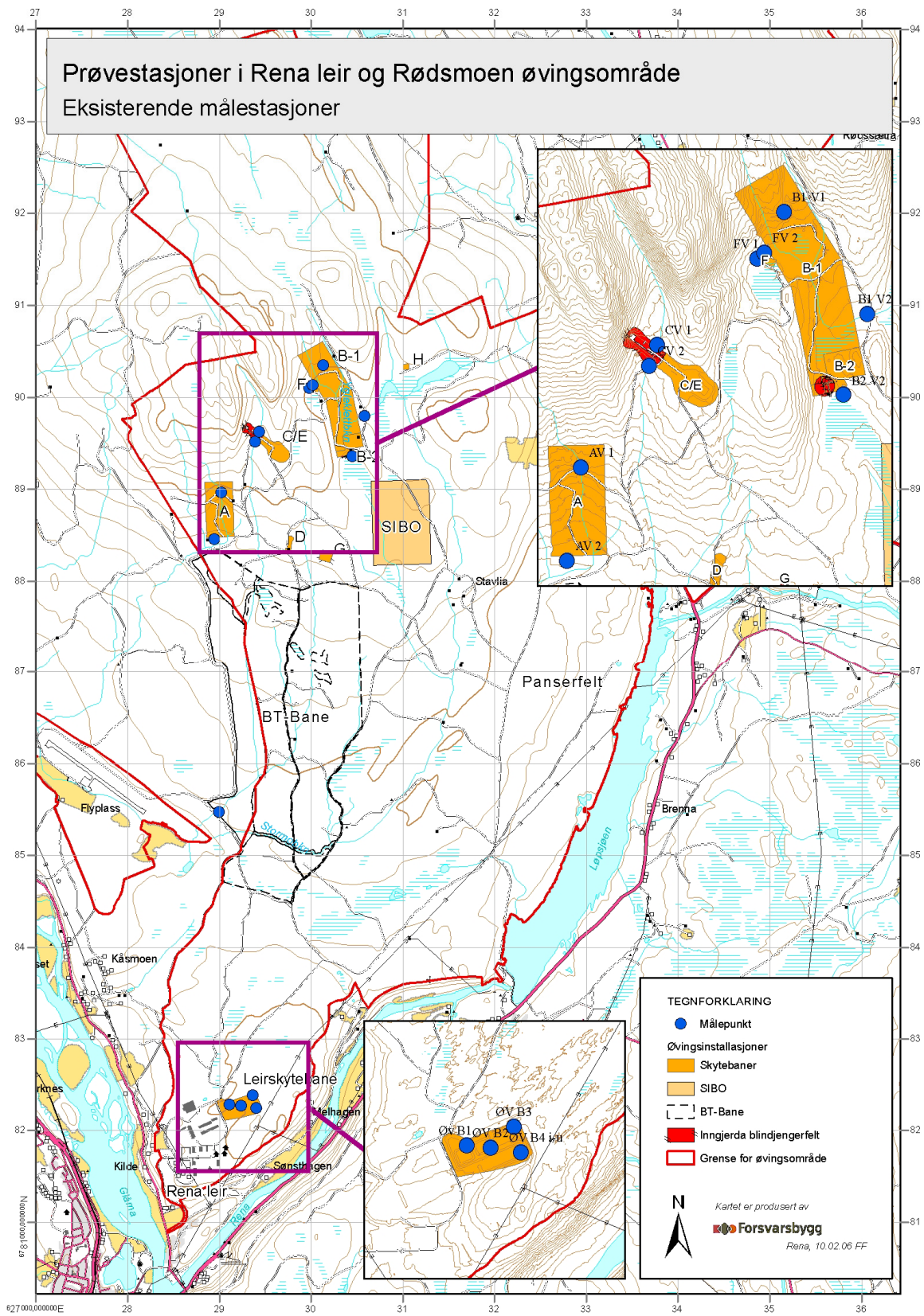
Prøver fra hovedvassdragene ble samlet inn i hovedsak månedlig i perioden januar – november 2005. Fra de mindre vassdragene ble prøver samlet inn stort sett månedlig i perioden april – november 2005. Sammen med analyseresultatene fra disse prøvene rapporteres her i tillegg resultatene fra en prøverunde i desember 2004, da disse resultatene forelå for sent til å komme med i årsrapporten for 2004. Tidsrom for prøvetaking på enkelte prøvelokaliteter har blitt fastsatt ut i fra framdriften i anleggsvirksomheten, i samråd med oppdragsgiver. Tidspunktene framgår av tabellene med primærdata i vedlegget. I Osensjøen og Løpsjøen ble det samlet inn prøver månedlig i perioden juli-september 2005. Vannprøver fra bekker og oppsamlet sigevann på Rødsmoen og i Rena leir ble samlet inn 3 ganger, i juli, september og november 2005. Fra Stormobekken og Ygleklettbekken (Rødsmoen) ble prøver imidlertid samlet inn henholdsvis 5 og 8 ganger i perioden juli-november 2005. Plasseringen av prøvestasjoner er vist i Fig. 1-3, og UTM-koordinater for disse er gitt i Tab. 1.



Figur 1. Oversikt over hovedvassdrag med prøvestasjoner i RØ i 2005.



Figur 2. Oversikt over prøvestasjoner i mindre vassdrag i RØ i 2005.



Figur 3. Prøvestasjoner på Rødsmoen og ved skytebaner i Rena leir i 2005.

Vannprøvene ble analysert mhp. generell vannkjemi: pH, alkalitet, turbiditet, total-fosfor (Tot-P), total-nitrogen, totalt organisk karbon (TOC) og aluminium-fraksjoner (RAI og IIAI). Prøver for metallanalyser ble samlet på egne, spesialbehandlede flasker. Følgende elementer ble analysert: Arsen (As), barium (Ba), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), nikkel (Ni), bly (Pb), antimon (Sb), strontium (Sr) og sink (Zn). Kjemianalysene er utført av NIVAs akkrediterte laboratorium (RØ og noen prøver fra Rødsmoen) og av Analycen AS (akkreditert) i Moss (øvrige prøver fra Rødsmoen og Rena leir). NIVAs metodebetegnelser og korte beskrivelser av metodene er gitt i vedlegget.

I tillegg til vannkjemiske prøver, ble det i Osensjøen og Løpsjøen målt vanntemperatur og siktedyp, samt at det ble samlet inn prøver av dyreplankton ved hjelp av en 25 liters Schindler-henter (håvmaskevidde 60 μm = 0,06 mm). I Osensjøen ble prøvene samlet inn fra 1 m, 5 m, 10 m, 15 m og 20 m. I Løpsjøen ble prøvene samlet inn fra 0,5 m, 2,5 m, 5 m, 10 m og 14 m. Individene i hele eller en representativ del av prøven ble identifisert og talt opp. Biomasser ble beregnet ut fra individantallene og individuelle vekter for de forskjellige artene på basis av standard lengde-vekt-regresjoner. Resultatene presenteres som tørrvekter pr. m^3 for sjiktet 0-20 m i Osensjøen og for sjiktet 0-15 m i Løpsjøen.

Tabell 1. UTM-kordinater for prøvestasjonene i Regionfelt Østlandet, på Rødsmoen og ved leirskyttebaner i Rena leir i 2005.

Stasjonsnavn	Vassdrag	UTM-NS	UTM-ØV
Hovedvassdrag:			
Slemma Sør	Slemma	680240	64555
Søre Osa	Søre Osa	678770	63430
Rena oppstrøms Deia	Rena	679960	63095
Rena ved Rødsbrua	Rena	679208	63410
Rena ved Flåtestøa	Rena	678773	63383
Rena nedstrøms Løpsjøen	Rena	678358	63199
Glåma oppstrøms Åsta	Glåma	677395	62775
Osensjøen	Søre Osa	679800	64880
Løpsjøen	Rena	678400	63242
Mindre vassdrag:			
Hornbekken	Knubba – Slemma	680735	63830
Vestre Æra 2	Søre Osa	679535	63890
Dønna	Søre Osa	679320	63715
Svartbekken 1	Deia – Rena	679920	63525
Deia 2	Rena	679930	63520
Rødsmoen:			
B1 V1		679032	63016
B1 V2 = Ygleklettbecken	Ygla – Glåma	678979	63058
B2 V2	Ygla – Glåma	678937	63045
FV 1	Ygla – Glåma	679008	63000
FV 2	Ygla – Glåma	679010	63005
AV 1	Ygla – Glåma	678895	62900
AV 2	Ygla – Glåma	678842	62895
CV 1	Ygla – Glåma	678968	62945
CV 2	Ygla – Glåma	678950	62937
Stormobekken	Ygla – Glåma	678547	62900
Rena leir:			
ØV B1	Glåma	678226	62911
ØV B2	Glåma	678226	62921
ØV B3	Glåma	678233	62933
ØV B4 inn	Glåma	678235	62937
ØV B4 ut	Glåma	678225	62937

Vurderingskriterier

Ved vurderingen av tilstand med hensyn til generell vannkvalitet (konsentrasjoner av partikler, organiske stoffer, forsurende stoffer og næringssalter) har vi benyttet klassifiseringssystemet som er utarbeidet av Statens forurensningstilsyn (SFT 1997, Tab. 2). Det er verdt å merke seg at en høy tilstandsklasse ikke nødvendigvis skyldes forurensning. F.eks. er flere av vassdragene i RØ fra naturens side relativt sterkt humuspåvirket (TOC gir tilstandsklasse IV). I dette tilfelle gir klassifiseringen først og fremst informasjon om egnethet til f.eks. drikkevann, klesvask etc. Når det gjelder metaller, har vi benyttet et klassifiseringssystem der metallkonsentrasjoner er relatert til biologiske effekter ut fra erfaringer fra Skandinaviske undersøkelser (Lydersen et al. 2002, Tab. 3). Her er også angitt grenseverdier for laveste biologiske effektnivå (LBRL) samt grenseverdiene i henhold til utslippstillatelsen for RØ (UT). Det ikke utarbeidet noe klassifiseringssystem for antimon. Ved en undersøkelse av 473 norske innsjøer ble det målt konsentrasjoner i området ca. 0,01-0,36 µg/l (Skjelkvåle et al. 1996). I vassdragene i RØ som ikke er påvirket av militær aktivitet, var konsentrasjonene i området <0,05-0,3 µg/l (Rognerud et al. 2001a og b, Løvik og Rognerud 2004, denne rapport), mens konsentrasjonene i avrenning fra militære skytebaner ser ut til å ligge i området <0,05-30 µg/l (Rognerud 2005).

Tabell 2. Klassifisering av tilstand med hensyn til virkning av næringssalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier (SFT 1997).

	Tilstandsklasser				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Næringssalter:					
Total fosfor, µg P/l	<7	7-11	11-20	20-50	>50
Klorofyll a, µg/l	<2	2-4	4-8	8-20	>20
Siktedyp, m	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Total nitrogen, µg N/l	<300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer:					
TOC, mg C/l	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
Forsurende stoffer:					
Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,00
pH	>6,5	6,0-6,5	5,5-6,0	5,0-5,5	<5,0
Partikler:					
Turbiditet, F.N.U.	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5

Tabell 3. Klassifisering av metallkonsentrasjoner i forhold til biologiske effekter (Lydersen et al. 2002). Klasse 1: Ingen effekter på biota. Klasse 2: Noen sensitive arter kan påvirkes, men ingen effekter på fisk. Klasse 3: Effekter på biota ved reduksjon av artsantallet samt effekter på salmonid fisk. Klasse 4: Store effekter på økosystemet. LBRL = laveste biologiske effektnivå (her benyttet norske verdier der slike er gitt). LBRL for aluminium er foreløpige verdier og gjelder labilt aluminium (LA1); LBRL = 20 µgAl/l for laks og mort og LBRL = 80 µg/l for ørret og abbor (Lydersen og Löfgren 2000). UT = Grenseverdier i henhold til utslippstillatelsen for RØ (SFT 2004).

Element	Klasse 1 Svært lav	Klasse 2 Lav	Klasse 3 Middels høy	Klasse 4 Høy	LBRL	UT
As, µg/l					5	20
Al, µg/l					20-80	50
Cd, µg/l	<0,2	0,2-0,5	0,6-1	>1	0,2	0,2
Cr, µg/l	<5	5-15	16-40	>40	10	10
Cu, µg/l	<3	3-15	16-30	>30	3,0	3,0
Ni, µg/l	<10	10-30	31-100	>100	5	5
Pb, µg/l	<1	1-5	6-15	>15	2,5	2,5
Zn, µg/l	<30	30-60	61-100	>100	50	50

Utlekkingsforsøk med sand fra kulefangervoller

Sand/grus fra kulefangervoller i 2 leirskyttebaner ved Rena leir (200 m-banen og kortholdsbanen) ble samlet inn den 25.5.05. Fra hver av vollene ble det samlet inn masse fra de øverste ca. 0-5 cm fra flere områder av vollene og blandet i plastbøtter. Massen inneholdt synlige fragmenter av prosjektiler. Materialet ble fraktet til NIVAs Øslandsavdeling i Ottestad hvor forsøkene ble utført i perioden 7-10.6.05. Det ble benyttet 3 typer vann til utlekkingsforsøkene for begge banene: 1) Regnvann innsamlet i Ottestad (ionefattig, lav pH, lav TOC), 2) Vann fra Glåma (noe mer ionerikt, nøytral pH, litt høyere TOC) og 3) Vann fra Svartbekken (ionefattig, relativt lav pH, høy TOC). 1,1 – 1,3 kg sand ble fylt på hvert av 6 pleksiglassrør (indre diameter 6,3 cm), ett rør for hver vanntype for de to banene. På forhånd var rørene utstyrt med perforert polyetylen-plast i bunnen og hengt opp i et egnet stativ. Høyden på sandsøylene før tilsetning av vann var 24-25 cm, volumet var ca. 0,75-0,78 dm³, og egenvekten ble beregnet til 1,48-1,52 kg/dm³ for 200 m-banen og 1,60-1,67 kg/dm³ for kortholdsbanen.

Vannet ble temperert til romtemperatur (ca. 20 °C) før tilsetning. Det ble foretatt 3 gjennomkjøringer av vann, men foreløpig er kun prøver fra den første gjennomkjøringen analysert. For å oppnå metning av sanda og i tillegg få igjennom tilstrekkelig vannvolum til analysene, ble det første gang tilsatt 300 ml av hver vanntype for 200 m-banen og 200 ml av hver vanntype for kortholdsbanen. De 2 neste gangene ble det tilsatt 200 ml til hver søyle fra begge banene. Vannet som perkolerte gjennom sanda, ble samlet opp i egnede rene, plastbeholdere, fylt over på prøveflasker og satt kjølig. Før analyse ble vannet på de prøveflaskene som hadde synlig bunnfall, dekantert fra. Vannprøvene ble analysert på pH, konduktivitet, TOC, kobber, sink, bly og antimon. Alle kjemianalyser er utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo.

2. Resultater

2.1 Vannkvalitet i hovedvassdragene

Primærdata for perioden desember 2004 – november 2005 er gitt i vedlegget. Karakteristiske verdier, dvs. middel-, min- og maksverdier, for perioden 2000-2005 er gitt i Tab. 4. Tilstandsklasser for generell vannkvalitet og metaller er gitt i Tab. 5, basert på middelverdier fra målingene i perioden 2000-2005. Fig. 4-5 viser tidsutviklingen i generell vannkjemi og i konsentrasjoner av metaller i perioden 2000-2005.

Verdiene i Tab. 4 beskriver nåtilstanden eller referansetilstanden for hovedvassdragene, før feltet tas i bruk til militære øvingsformål. De fleste målingene er gjort i perioden juni 2004 til november 2005, men noen målinger ble også gjort i 2000-2002. Antall målinger som ligger til grunn, varierer fra 7-11 for stasjonene Rena oppstrøms Deia, Rena ved Flåtestøa og Rena nedstrøms Løpsjøen til 16-20 målinger for stasjonene Slemma, Søre Osa, Rena ved Rødsbrua og Glåma oppstrøms Åsta.

Tabell 4. Middelveier og variasjonsbredder (i parentes) for vannkjemiske målevariable i hovedvassdragene i perioden 2000-2005. Grenseverdier mellom tilstandsklassene III og IV ("mindre god" og "dårlig" tilstand, SFT 1997) for generell vannkemi og grenseverdier for laveste biologiske risikonivå (LBRL, Lydersen et al. 2002) for metaller er gitt.

	pH	Alkalitet mmol/l	Turbiditet FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
<i>Grense kl. III-IV</i>	5,5	0,01	2	20	600
Slemma	6,6 (6,2-7,1)	0,14 (0,08-0,23)	1,0 (0,6-1,5)	10 (7-20)	213 (170-265)
Søre Osa	6,6 (6,2-6,8)	0,11 (0,08-0,14)	0,9 (0,4-2,5)	7 (5-16)	254 (210-345)
Rena oppstrøms Deia	7,2 (7,2-7,4)	0,33 (0,32-0,35)	0,4 (0,3-0,6)	4 (4-5)	189 (165-225)
Rena v. Rødsbrua	7,3 (7,2-7,5)	0,33 (0,25-0,36)	0,5 (0,2-1,1)	4 (2-6)	194 (165-225)
Rena v. Flåtestøa	7,2 (7,0-7,3)	0,28 (0,22-0,34)	0,5 (0,3-0,9)	5 (4-6)	201 (170-220)
Rena nedstr. Løpsjøen	7,2 (7,1-7,3)	0,29 (0,26-0,32)	0,5 (0,4-0,7)	5 (4-7)	205 (180-220)
Glåma oppstrøms Åsta	7,2 (7,0-7,3)	0,27 (0,20-0,31)	0,9 (0,4-3,6)	5 (3-19)	191 (141-235)
	TOC µg/l	Labilt Al µg/l	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l
<i>Grense kl. III-IV/LBRL</i>	6,5	20-80	5	-	0,2
Slemma	8,6 (4,6-12)	3 (0-8)	0,15 (0,10-0,23)	18 (13-22)	0,006 (<0,005-0,01)
Søre Osa	9,5 (6,2-16)	3 (0-10)	0,20 (0,10-0,28)	14 (9-18)	0,006 (<0,005-0,01)
Rena oppstrøms Deia	2,7 (2,6-2,7)	5 (0-9)	0,09 (0,06-0,20)	43 (41-45)	0,009 (0,007-0,01)
Rena v. Rødsbrua	2,8 (2,5-3,7)	5 (0-8)	0,09 (0,06-0,24)	46 (36-56)	0,009 (0,006-0,01)
Rena v. Flåtestøa	3,6 (2,6-4,9)	6 (3-8)	0,08 (0,06-0,10)	41 (31-47)	0,013 (0,007-0,03)
Rena nedstr. Løpsjøen	3,9 (3,1-4,7)	5 (0-9)	0,09 (0,08-0,10)	38 (31-42)	0,009 (0,008-0,01)
Glåma oppstrøms Åsta	3,5 (2,2-5,3)	6 (3-11)	0,09 (0,06-0,20)	30 (19-38)	0,012 (0,005-0,05)
	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l
<i>LBRL</i>	10	3,0	-	5	2,5
Slemma	(<0,1-0,2)	0,3 (0,2-0,8)	346 (210-438)	0,1 (0,1-0,2)	0,16 (0,04-0,4)
Søre Osa	(<0,1-0,2)	0,3 (0,2-0,5)	285 (140-510)	0,3 (0,2-0,4)	0,11 (0,04-0,2)
Rena oppstrøms Deia	(<0,1-0,1)	2,4 (2,2-2,7)	25 (20-32)	0,4 (0,3-0,6)	0,02 (0,01-0,02)
Rena v. Rødsbrua	(<0,1-0,4)	2,3 (1,8-2,6)	28 (20-38)	0,4 (0,3-0,5)	0,02 (<0,01-0,07)
Rena v. Flåtestøa	(<0,1-0,3)	2,1 (1,4-3,0)	63 (30-110)	0,4 (0,3-0,8)	0,03 (0,01-0,05)
Rena nedstr. Løpsjøen	(<0,1-0,1)	1,9 (1,5-2,3)	68 (40-91)	0,4 (0,2-0,4)	0,03 (0,02-0,05)
Glåma oppstrøms Åsta	(<0,1-0,3)	2,4 (1,2-6,9)	96 (47-362)	0,4 (0,3-1,0)	0,07 (0,01-0,4)
	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l		
<i>LBRL</i>	-	-	50		
Slemma	(<0,05-0,10)	15 (9-19)	1,8 (0,7-7,9)		
Søre Osa	(<0,05-0,10)	11 (8-13)	2,2 (1,0-11)		
Rena oppstrøms Deia	(<0,05-0,06)	22 (19-23)	6,1 (4,1-12)		
Rena v. Rødsbrua	(<0,05-0,09)	22 (17-25)	5,2 (3,5-11)		
Rena v. Flåtestøa	(<0,05)	21 (17-24)	6,1 (3,9-15)		
Rena nedstr. Løpsjøen	(<0,05)	20 (17-23)	5,4 (3,5-12)		
Glåma oppstrøms Åsta	(0,05-0,06)	19 (13-22)	6,1 (3,5-15)		

Tabell 5. Klassifisering av tilstanden i hovedvassdragene med hensyn til generell vannkvalitet (romertall, SFT 1997) og metaller (arabiske tall, Lydersen et al. 2002) før feltet tas i bruk til militære øvintgsformål, basert på middelverdier fra målingene i perioden 2000-2005.

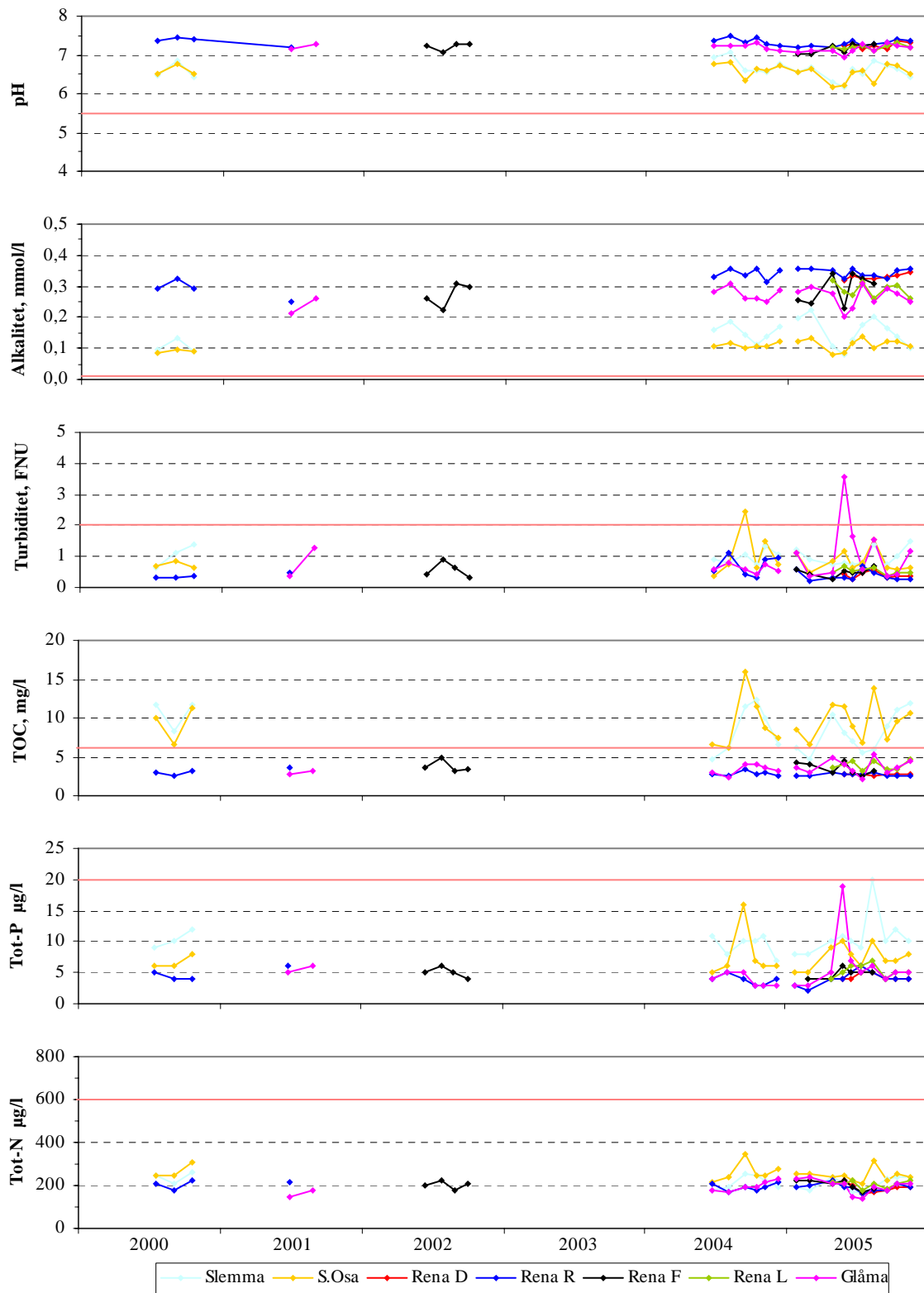
	Slemma	Søre Osa	Rena oppstrøms Deia	Rena v. Rødsbrua	Rena v. Flåtestøa	Rena ns. Løpsjøen	Glåma oppstrøms Åsta
<i>Gen. vannkvalitet:</i>							
pH	I	I	I	I	I	I	I
Alkalitet	II	II	I	I	I	I	I
Turbiditet	III	II	I	II	II	II	II
Tot-P	II	II	I	I	I	I	I
Tot-N	I	I	I	I	I	I	I
TOC	IV	IV	II	II	III	III	III
<i>Metaller:</i>							
Kadmium, Cd	1	1	1	1	1	1	1
Krom, Cr	1	1	1	1	1	1	1
Kobber, Cu	1	1	1	1	1	1	1
Nikkel, Ni	1	1	1	1	1	1	1
Bly, Pb	1	1	1	1	1	1	1
Sink, Zn	1	1	1	1	1	1	1

Slemma og Søre Osa har middels humusrikt, svakt surt vann med relativt god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer (alkalitet ca. 0,08-0,2 mmol/l). Konsentrasjonene av total-nitrogen var lave (tilstandsklasse I), og konsentrasjonene av total-fosfor var også relativt lave (tilstandsklasse II). Konsentrasjonen av metaller var svært lave (klasse 1).

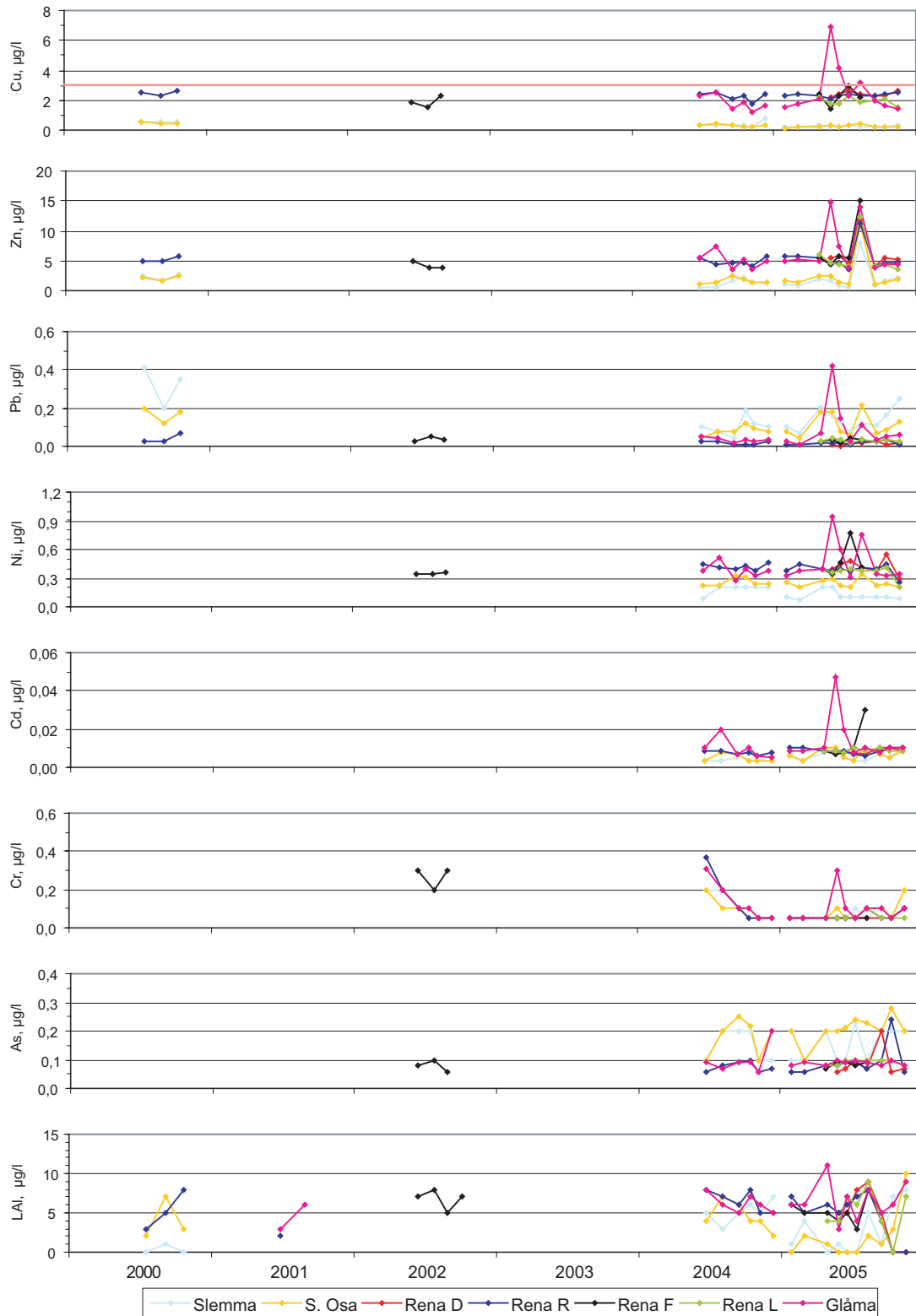
Rena og Glåma har lave konsentrasjoner av humus (TOC <5 mg C/l), de har omkring nøytralt vann og meget god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer (alkalitet >0,2 mmol/l). Konsentrasjonene av næringssaltene fosfor og nitrogen var meget lave (tilstandsklasse I). Konsentrasjonene av metaller var også i hovedsak meget lave, men konsentrasjonen av kobber var likevel nær grenseverdien for laveste biologiske risikonivå (LBRL) på 3 µg Cu/l. For Glåmas del var konsentrasjonen over denne grenseverdien ved 3 anledninger våren-sommeren 2005. En sammenligning av de mer humusrike elvene Slemma og Søre Osa med Rena og Glåma viser at de to førstnevnte hadde høyere konsentrasjoner av jern, arsen og bly, men lavere konsentrasjoner av barium, kobber, nikkel, strontium og sink enn de to sist nevnte, mindre humuspåvirkede elvene.

Vannkvaliteten varierer over tid, ikke minst på grunn av variasjoner i nedbør og avrenning. I disse vassdragene var variasjonene i vannkvaliteten stort sett moderate. I forbindelse med våravsmeltingen ble det observert en nedgang i pH og alkalitet spesielt i Slemma og Søre Osa, og i Glåma økte konsentrasjonen av partikler, totalfosfor, kobber og sink i forbindelse med vårfloppen (mai) i 2005. Konsentrasjonen av sink økte også betydelig både i Glåma og i de andre elvene i tilknytning til en periode med mye nedbør (ca. 100 mm) i første halvdel av august 2005.

Prøvestasjonen i Rena ved Flåtestøa ble opprettet for å overvåke vannkvaliteten nedstrøms anleggsområdet for bygging av ny bru over Rena mens arbeidet pågikk. Det ble ikke registrert episoder med høye konsentrasjoner av partikler, organisk stoff, fosfor, nitrogen eller metaller nedstrøms anleggsområdet. Det ble heller ikke gjort visuelle observasjoner av oljesøl eller lignende, og forskjellene i vannkvalitet mellom oppstrøms (Rødsbrua) og nedstrøms (Flåtestøa) anleggsområdet var ubetydelige.



Figur 4. Generell vannkvalitet i hovedvassdrag, perioden 2000-2005. Grenselinjer mellom tilstandsklasse III ("mindre god") og IV ("dårlig") er vist (rød linje, SFT 1997).



Figur 5. Konsentrasjoner av metaller i hovedvassdrag, perioden 2000-2005. Grense for laveste biologiske risikonivå (LBRL) er vist for kobber (rød linje). LBRL for øvrige metaller ligger utenfor ytterpunktene av skalaene her; se Tab. 3. Rena D = oppstrøms Deia, Rena R = ved Rødsbrua, Rena F = ved Flåtestøa og Rena L = nedstrøms Løpsjøen.

2.2 Osensjøen og Løpsjøen

2.2.1 Vannkjemi

Resultatene av de kjemiske målingene i 2005 er gitt i vedlegget. Karakteristiske verdier, dvs. middelværdier og variasjonsbredden for de to innsjøene er gitt i Tab. 6.

Tabell 6. Middelværdier og variasjonsbredder (i parentes) for vannkjemiske målevariable og siktedyp i Osensjøen (2000 og 2005) og Løpsjøen (2005). Grenseverdier mellom tilstandsklassene III og IV ("mindre god" og "dårlig" tilstand, SFT 1997) for generell vannkjemi og grenseverdier for laveste biologiske risikonivå (LBRL, Lydersen et al. 2002) for metaller er gitt.

	pH	Alkalitet mmol/l	Turbiditet FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
<i>Grense kl. III-IV</i>	5,5	0,01	2	20	600
Osensjøen	6,6 (6,5-6,7)	0,10 (0,08-0,11)	0,6 (0,5-0,7)	6,4 (6-8)	260 (235-275)
Løpsjøen	7,3 (7,1-7,4)	0,29 (0,25-0,31)	0,6 (0,5-0,6)	5 (4-6)	197 (170-220)
	TOC µg/l	Siktedyp m	Klorofyll-a µg/l	Labilt Al µg/l	As µg/l
<i>Grense kl. III-IV/LBRL</i>	6,5	2,0	8,0	20-80	5
Osensjøen	7,1 (6,8-7,4)	3,3 (2,5-4,1)	1,7 ¹	3 (1-9)	0,13 (0,10-0,20)
Løpsjøen	3,6 (2,9-4,8)	4,4 (3,6-5,7)	1,5 ¹	4 (0-6)	0,07 (<0,05-0,10)
	Ba µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l
<i>LBRL</i>	-	0,2	10	3,0	-
Osensjøen	16 (15-19)	0,006 (<0,005-0,010)	(<0,1)	0,5 (0,3-0,7)	119 (88-140)
Løpsjøen	40 (35-43)	0,009 (0,006-0,010)	(<0,1-0,1)	2,1 (1,8-2,4)	64 (45-100)
	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l
<i>LBRL</i>	5	2,5	-	-	50
Osensjøen	0,2 (0,2-0,2)	0,04 (0,03-0,05)	(<0,05)	11 (10-12)	4,4 (1,7-8,7)
Løpsjøen	0,4 (0,4-0,4)	0,04 (0,02-0,05)	(<0,05)	21 (19-23)	6,3 (4,0-10,8)

¹ Kun en måling

Vannmassene i Osensjøen er svakt sure og har god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer (alkalitet ca. 0,1 mmol/l). Vannet har en markert brunfarge pga. relativt høy konsentrasjon av humussyrer (TOC ca. 7 mg/l). Konsentrasjonen av næringssalter (Tot-P og Tot-N) var lave tilsvarende tilstandsklasse I. Dette sammen med den lave algemengden (klorofyll-a <2 µg/l, tilstandsklasse I) viser at Osensjøen kan betegnes som en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Siktedypet var lavt pga. den markerte humuspåvirkningen. Konsentrasjonene av metaller var meget lave (klasse 1).

Løpsjøen er mindre humuspåvirket enn Osensjøen med TOC varierende i området 3-5 mg/l. Vannet er svakt basisk og har meget god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer. Lave konsentrasjoner av Tot-P og Tot-N (tilstandsklasse I) samt lave algemengder (klorofyll-a <2 µg/l) viser at innsjøen kan karakteriseres som en næringsfattig (oligotrof) innsjø. Konsentrasjonen av metaller var stort sett meget lave (klasse 1), men konsentrasjonen av kobber var nær grensen for laveste biologiske risikonivå (LBRL).

2.2.2 Dyreplankton

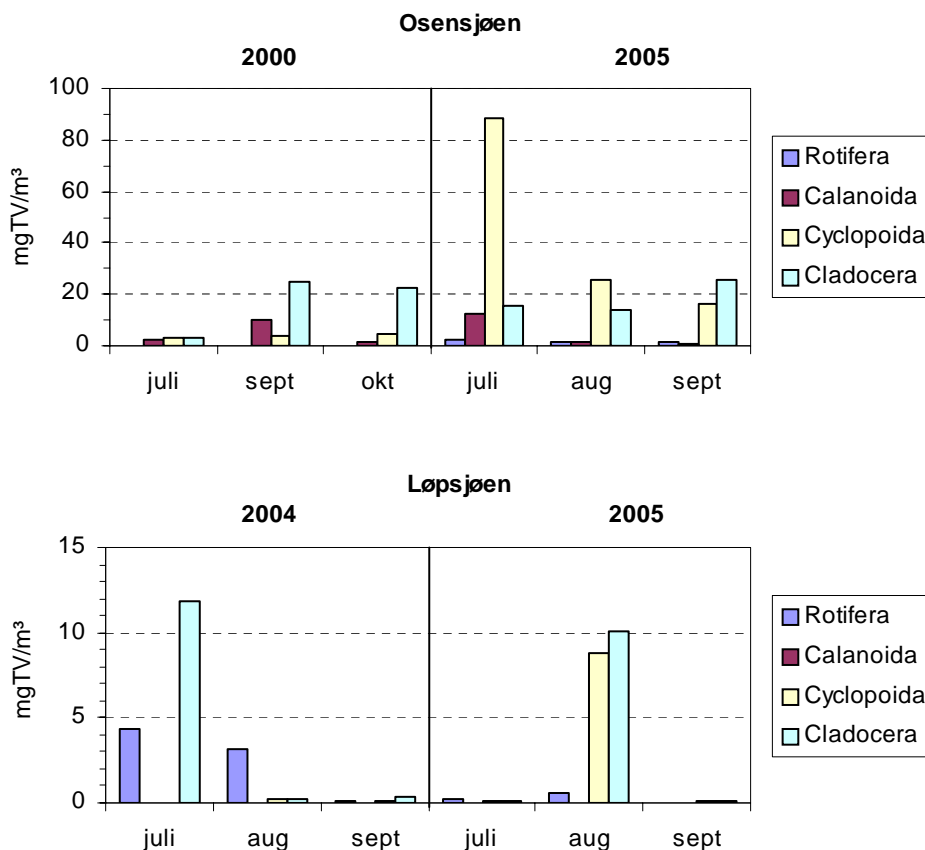
Resultatene av dyreplanktonanalysene er gitt i vedlegget. Biomasser (tørrvekt pr. m³) av de ulike hovedgruppene av dyreplankton i Osensjøen og Løpsjøen er vist i Fig. 6. Her er også biomasser fra to tidligere år vist, for 2000 i Osensjøen (Rognerud et al. 2001) og for 2004 i Løpsjøen (Museth et al. under rapportering). En del karakteristiske data er gitt i Tab. 7.

Tabell 7. Artsantall, middelbiomasser (TV = tørrvekt) og middellengder av dominerende vannlopper (voksne hunner) i Osensjøen og Løpsjøen. Kilder for data fra Osensjøen i 2005 og Løpsjøen i 2004 se tekst.

	Osensjøen		Løpsjøen	
	2000 ¹	2005	2004	2005
Artsantall krepsdyrplankton ²	10	12	8	7
Artsantall dyreplankton totalt ²	-	22	18	18
Middelbiomasser krepsdyr, mg TV/m ³	24,9	50,4	2,8	6,4
Middelbiomasser dyreplankton totalt, mg TV/m ³	-	68,9	4,5	6,7
Middellengder:				
<i>Daphnia</i> spp. ³ , mm	1,13	1,10	-	1,09
<i>Bosmina longispina</i> , mm	0,63	0,62	0,60	0,64

¹ Hjuldyr ikke analysert i 2000, ² Litorale arter ikke medregnet, ³ *Daphnia cristata* i Løpsjøen, *D. cristata*, *D. longiremis* og *D. galeata* i Osensjøen (veid middel).

Osensjøen hadde begge årene et normalt sammensatt krepsdyrplankton med dominans av den cyclopoide hoppekrepsen *Cyclops scutifer*, vannloppene *Daphnia cristata* og *Bosmina longispina* samt den calanoide hoppekrepsen *Heterocope appendiculata*. I Løpsjøen manglet gruppen calanoide hoppekreps helt i 2005, mens det i 2004 ble observert et meget lite antall individer av to arter calanoide hoppekreps i juni. Innslaget av arter innen gruppen vannlopper var sterkt varierende (1-6 arter), og biomassene var stort sett meget lave. Begge årene var *Bosmina longispina* vanligst forekommende vannloppe-art. Innslaget av hjuldyr og litorale krepsdyr (strandformer) var relativt stort i Løpsjøen.

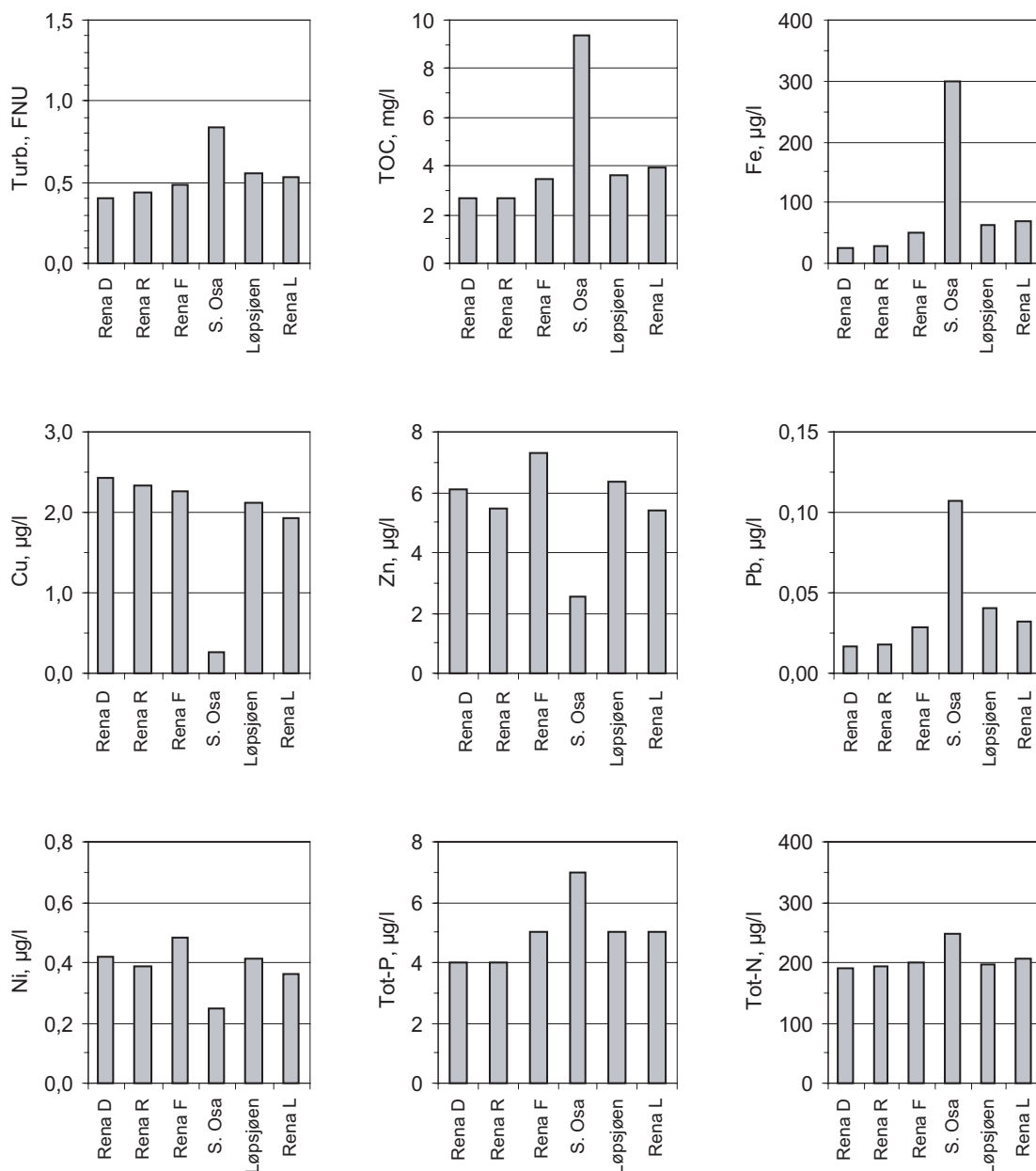


Figur 6. Biomasser av hovedgrupper av dyreplankton i Osensjøen (0-20 m) og Løpsjøen (0- 15 m). Merk: Hjuldyr ble ikke analysert i Osensjøen i 2000.

Middelbiomassen av krepsdyrplankton i Osensjøen var dobbelt så stor i 2005 som i 2000, først og fremst pga. en mye større biomasse av *C. scutifer*. Middelbiomassen var meget lav i Løpsjøen; bare ca. 10 % av middelbiomassen i Osensjøen. I begge innsjøene var dyreplanktonet dominert av småvokste arter (jfr. middellengder av dominerende vannlopper, Tab. 7).

2.3 Rena – regionale forskjeller i vannkvalitet

Fig. 7 viser regionale forskjeller i en del utvalgte målevariable (middelverdier) nedover langs Rena elv fra stasjonen oppstrøms Deia til nedenfor utløpet fra Løpsjøen og Løpet kraftverk.



Figur 7. Renavassdraget, middelverdier av utvalgte målevariable (perioden desember 2004 – november 2005). Rena D = oppstrøms Deia, Rena R = ved Rødsbrua, Rena F = ved Flåtestøa, Rena L = nedstrøms Løpsjøen.

De største sidebekkene/elveene til Rena på denne strekningen er Deia og Fredagsengbekken oppstrøms Rødsbrua, Røa mellom Rødsbrua og Flåtestøa og Søre Osa mellom Flåtestøa og Løpsjøen. I tillegg kommer utløpet fra Osa kraftverk inn ved Brannstrømmen mellom Rødsbrua og Flåtestøa. Kraftverket utnytter ca. 85 % av tilsiget til Osensjøen, mens den resterende delen går som pålagt minstevannføring i Søre Osa (Mobæk 1994). Her tilkommer tilsiget fra det lokale nedbørfeltet nedenfor Osensjøen.

Figuren indikerer at det skjer en moderat økning i konsentrasjonen av partikler (turbiditet), humusforbindelser (TOC), jern (Fe) og bly (Pb) nedover langs vassdraget til og med Løpsjøen. Middelkonsentrasjonen av jern og humusforbindelser økte også litt fra Løpsjøen til stasjonen nedstrøms Løpsjøen, mens konsentrasjonen av bly ble litt redusert på den samme strekningen. Middelkonsentrasjonen av kobber (Cu) ble gradvis redusert fra 2,4 µg/l oppstrøms Deia til 1,9 µg/l nedstrøms Løpsjøen. Sink (Zn) og nikkel (Ni) viste tendenser til reduksjoner i konsentrasjonene fra Flåtestøa til nedstrøms Løpsjøen, mens det var ubetydelige forskjeller mellom stasjonene med hensyn til Tot-P og Tot-N.

2.4 Anleggsovervåking – mindre vassdrag

Middelverdier og variasjonsbredder for vannkjemiske målinger i perioden desember 2004- november 2005 er gitt i Tab. 8. Primærdata er gitt i vedlegget. Tidsutviklingen for perioden 2000-2005 for de viktigste variablene er vist i Fig. 8-9, og tilstandsklasser for generell vannkvalitet og konsentrasjoner av metaller er gitt i Tab. 9. Forholdet mellom grenseverdiene i utslippstillatelsen og middelverdier for perioden desember 2004 – november 2005 er gitt i Tab. 10.

Hornbekken har humusrikt, surt vann med mindre god bufferevne mot endring av pH ved tilførsler av syrer (alkalitet <0,05 mmol/l). Svartbekken, Deia og Vestre Æra har noe mindre surt og bedre bufret vann, mens Dønna har omkring nøytralt vann og meget god bufferevne. Dønna er middels humusrik, mens Vestre Æra, Deia og Svartbekken kan betegnes som humusrike vassdrag (TOC >10 mg C/l). Konsentrasjonene av Tot-P var lave i Dønna, middels høye i Hornbekken, Vestre Æra og Deia og relativt høye i Svartbekken. Konsentrasjonene av Tot-N var lave i alle bekkene bortsett fra i Svartbekken som hadde relativt høye konsentrasjoner i 2005 (se nedenfor). Konsentrasjonene av partikler (jfr. turbiditet) var lave i Hornbekken, noe høyere i Dønna og Deia og relativt høye i Vestre Æra og Svartbekken.

Konsentrasjonene av metaller var meget lave i alle bekkene vurdert i forhold til biologiske effekter (klasse 1). Det var likevel en del forskjeller mellom bekkene for enkelte metallers vedkommende. Vestre Æra og spesielt Svartbekken hadde betydelig høyere konsentrasjoner av jern enn de andre bekkene. Hornbekken og Svartbekken hadde de høyeste konsentrasjonene av bly, mens forskjellene mellom bekkene i konsentrasjoner av labilt aluminium, arsen, kadmium, kobber, nikkel og sink var meget små. Middelkonsentrasjonene av kobber ble redusert fra ca. 0,35 µg/l til ca. 0,20 µg/l i Dønna, og i Deia ble den redusert fra ca. 0,20 µg/l til ca. 0,10 µg/l i perioden 2000-2005. I Svartbekken ble middelkonsentrasjonen av bly redusert fra ca. 0,55 µg/l i 2000 til ca. 0,30 µg/l i 2005. Forøvrig var det ingen markerte trender i konsentrasjonene av metaller.

Fig. 8-9 viser analyseresultatene for 2 stasjoner i Vestre Æra (st. 1 og st. 2). St. 1 ble benyttet i 2000 – 2003, st. 2 i 2003 – 2005. Resultatene fra 2003 da begge stasjonene ble benyttet, viste ubetydelige forskjeller i vannkvalitet mellom de to stasjonene. Det betyr at st. 2 i framtida bør kunne benyttes for å vurdere eventuelle endringer i Vestre Æra over tid.

Tabell 8. Middelveier og variasjonsbredder (i parentes) for vannkjemiske målevariable i mindre vassdrag i perioden desember 2004 – november 2005. Grenseverdier mellom tilstandsklassene III og IV ("mindre god" og "dårlig" tilstand, SFT 1997) for generell vannkemi og grenseverdier for konsentrasjoner av metaller i henhold til utslippstillatelsen (UT) er gitt.

	pH	Alkalitet mmol/l	Turbiditet FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l
<i>Grense kl. III-IV</i>	5,5	0,01	2	20	600
Hornbekken	5,6 (4,2-6,2)	0,05 (0,00-0,07)	0,3 (0,2-0,5)	9 (7-12)	182 (114-375)
Vestre Æra 2	6,6 (5,9-7,0)	0,14 (0,06-0,26)	1,3 (0,8-2,1)	11 (9-15)	226 (116-285)
Dønna	7,0 (6,8-7,3)	0,27 (0,16-0,37)	0,6 (0,3-0,7)	6 (4-8)	261 (170-315)
Svartbekken 1	6,1 (5,3-7,1)	0,11 (0,04-0,27)	1,5 (1,8-2,7)	21 (15-34)	568 (315-845)
Deia 2	6,3 (5,6-7,2)	0,10 (0,04-0,19)	0,6 (0,2-1,2)	11 (7-14)	191 (111-305)
	TOC µg/l	Labilt Al µg/l	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l
<i>Grense kl. III-IV/UT</i>	6,5	50	20	-	0,2
Hornbekken	11,8 (3,2-33)	4 (0-15)	0,19 (0,10-0,32)	16 (13-18)	0,010 (<0,005-0,029)
Vestre Æra 2	10,0 (3,6-16)	3 (0-7)	0,25 (0,20-0,34)	8,2 (5,1-12)	0,008 (<0,005-0,020)
Dønna	7,3 (3,1-12)	4 (0-9)	0,16 (0,10-0,20)	11 (9,3-16)	0,006 (<0,005-0,010)
Svartbekken 1	14,1 (7,8-26)	5 (0-10)	0,34 (0,24-0,51)	8,5 (4,2-14)	0,014 (0,006-0,020)
Deia 2	9,4 (3,3 -21)	2 (0-4)	0,16 (0,09-0,25)	8,3 (4,9-16)	0,008 (<0,005-0,020)
	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l
<i>Grense UT</i>	10	3,0	-	5	2,5
Hornbekken	(<0,1-0,2)	0,2 (0,1-0,3)	162 (74-354)	0,2 (0,2-0,3)	0,35 (0,07-1,15)
Vestre Æra 2	(<0,1-0,3)	0,2 (0,1-0,3)	674 (448-1120)	0,2 (0,1-0,4)	0,17 (0,06-0,25)
Dønna	(<0,1-0,2)	0,2 (0,2-0,3)	174 (47-250)	0,2 (0,1-0,3)	0,06 (0,02-0,09)
Svartbekken 1	(<0,1-0,2)	0,2 (0,1-0,2)	1044 (645-1710)	0,2 (0,1-0,4)	0,28 (0,21-0,42)
Deia 2	(<0,1-0,2)	0,1 (0,1-0,2)	265 (98-475)	0,2 (0,1-0,3)	0,13 (0,05-0,27)
	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l		
<i>Grense UT</i>	-	-	50		
Hornbekken	(<0,05-0,06)	4,8 (4,6-5,0)	4,2 (0,9-14)		
Vestre Æra 2	(<0,05-0,10)	11 (6,7-16)	2,1 (0,4-3,8)		
Dønna	(<0,05-0,07)	22 (15-30)	3,0 (1,2-9,7)		
Svartbekken 1	(<0,05-0,07)	11 (5,1-18)	3,6 (0,8-12)		
Deia 2	(<0,05-0,05)	7,9 (2,7-11)	2,7 (0,5-11)		

Tabell 9. Klassifisering av tilstanden i mindre vassdrag med hensyn til generell vannkvalitet (romertall, SFT 1997) og metaller (arabiske tall, Lydersen et al. 2002), basert på middelveier fra målingene i perioden desember 2004- november 2005.

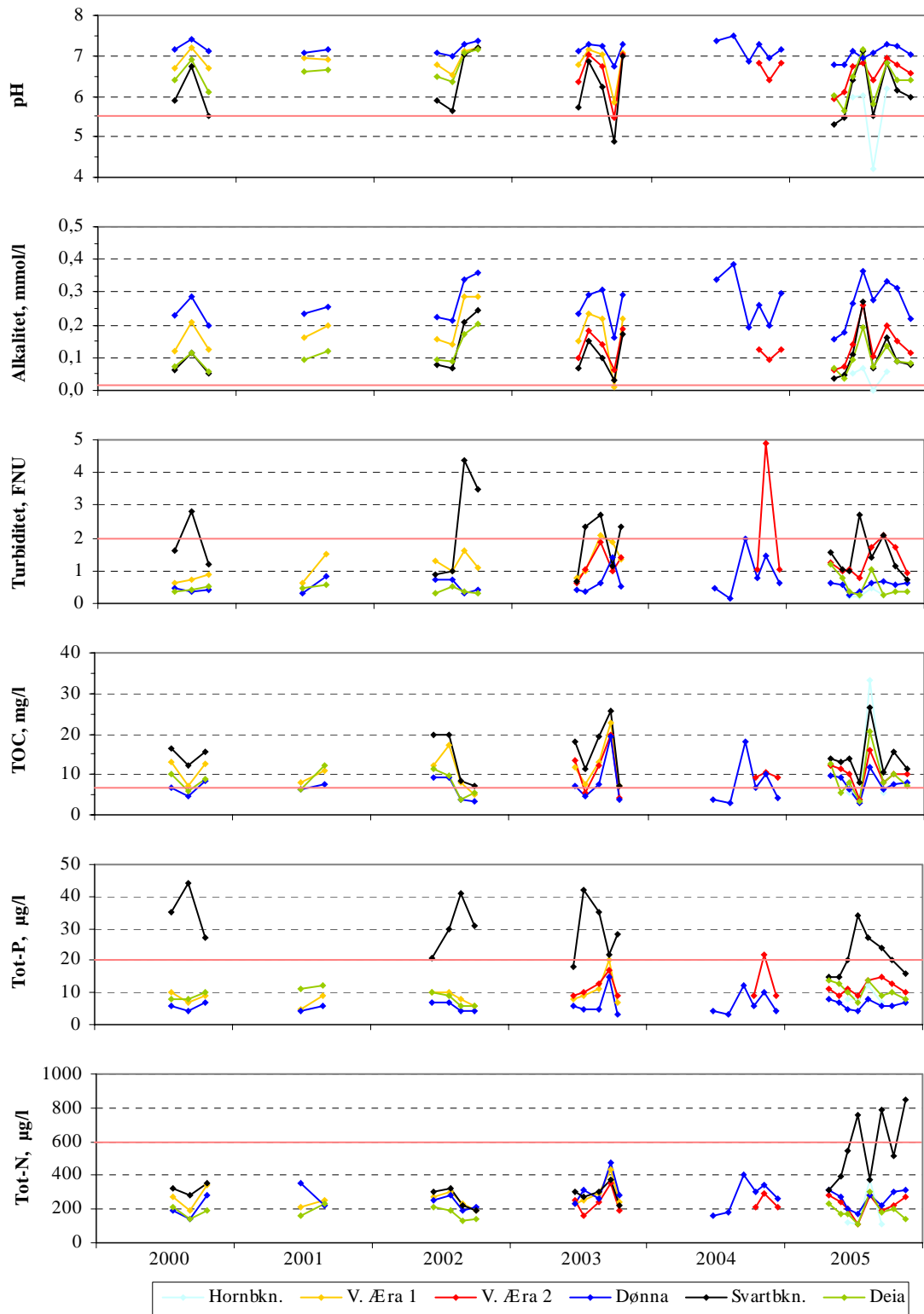
	Horn- bekken	Vestre Æra 2	Dønna	Svart- bekken 1	Deia 2
<i>Gen. vannkvalitet:</i>					
pH	III	I	I	II	II
Alkalitet	III	II	I	II	II
Turbiditet	I	III	II	III	II
Tot-P	II	III	I	IV	II
Tot-N	I	I	I	III	I
TOC	IV	IV	IV	IV	IV
<i>Metaller:</i>					
Kadmium, Cd	1	1	1	1	1
Krom, Cr	1	1	1	1	1
Kobber, Cu	1	1	1	1	1
Nikkel, Ni	1	1	1	1	1
Bly, Pb	1	1	1	1	1
Sink, Zn	1	1	1	1	1

Store nedbørmengder i tiden før prøvetaking (f.eks. 24.9.03 og 10.8.05) førte til markert nedgang i pH og alkalitet i alle bekkene unntatt Dønna, og økning i TOC-konsentrasjonen i alle bekkene. Lavest pH hadde Svartbekken i 2003 (4,9) og Hornbekken i 2005 (4,2). Ved disse episodene økte også konsentrasjonene av kobber, sink, bly, nikkel og kadmium. Partikkel-konsentrasjonen hadde en markert topp i Vestre Æra i november 2004, som delvis kan tilskrives økt utvasking av erosjonsmateriale som følge av anleggsvirksomheten. Det ble ikke observert unormalt høye konsentrasjoner av partikler, organisk materiale eller Tot-P i noen av bekkene i 2005, men Svartbekken hadde markert økning i Tot-N dette året. Middelkonsentrasjonen økte fra 317, 261 og 294 µg/l henholdsvis i 2000, 2002 og 2003 til 568 µg/l i 2005, dvs. ca. en dobling i middelkonsentrasjonen. Ingen av de andre bekkene hadde økning i Tot-N av betydning.

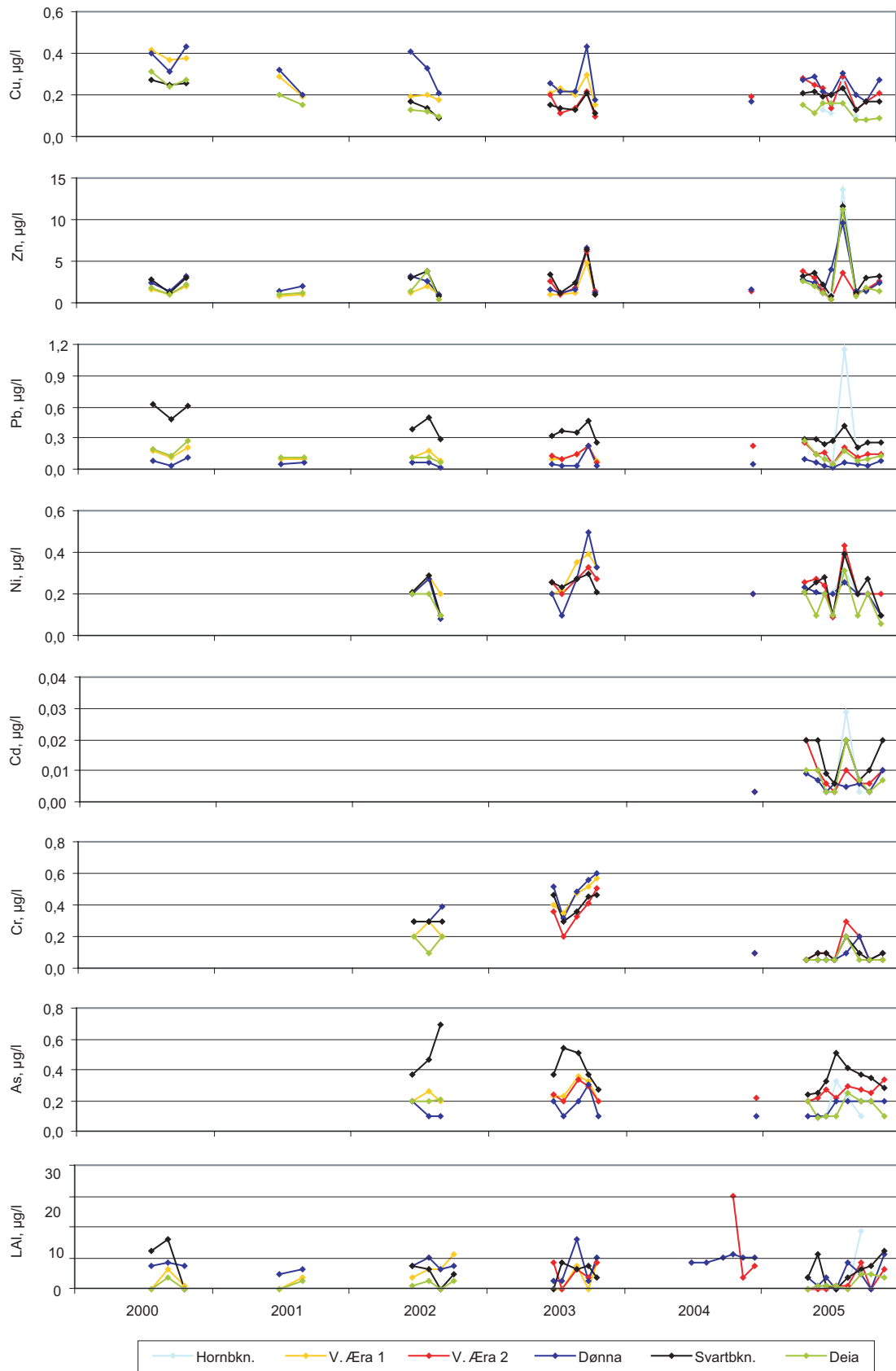
Tabell 10. Differansen i konsentrasjoner mellom grenseverdiene i utslippstillatelsen (UT) og nåtilstanden (N), dvs. middelkonsentrasjoner for perioden desember 2004 – november 2005, samt forholdet UT/N. For krom har vi brukt deteksjonsgrensa på 0,1 µg Cr/l som ”nåtilstand”.

	UT	Hornbekken		Vestre Æra 2		Dønna		Svartbekken 1		Deia 2	
		UT-N µg/l	UT/N	UT-N µg/l	UT/N	UT-N µg/l	UT/N	UT-N µg/l	UT/N	UT-N µg/l	UT/N
Labilt Al	50	46	13	47	17	46	13	45	10	48	25
As	20	19,8	105	19,8	80	19,8	125	19,7	59	19,8	125
Cd	0,2	0,19	20	0,19	25	0,19	33	0,19	14	0,19	25
Cr	10	9,9	100	9,9	100	9,9	100	9,9	100	9,9	100
Cu	3	2,9	20	2,8	14	2,8	13	2,8	16	2,9	25
Ni	5	4,8	22	4,8	22	4,8	25	4,8	22	4,8	31
Pb	2,5	2,2	7	2,3	15	2,4	42	2,2	9	2,4	19
Zn	50	46	12	48	24	47	17	46	14	47	19

Tabell 10 gir en indikasjon på hvor mye (UT-N, µg/l) og hvor mange ganger (UT/N) konsentrasjonen av metaller kan øke i bekkene før de når grensene satt i utslippstillatelsen. Av denne framgår det at aluminium, sink, kobber og bly er de metallene hvor forholdet (UT/N) er minst mellom dagens konsentrasjoner og grensene i utslippstillatelsen. Differansen i konsentrasjoner mellom UT og N for aluminium var minst i Svartbekken, for kobber var differansen minst i i Vestre Æra, Dønna og Svartbekken, for bly var differansen minst i Hornbekken og Svartbekken, og for sink var differansen minst i Hornbekken og Svartbekken. For de andre elementene var det ubetydelige forskjeller i UT-N mellom bekkene.



Figur 8. Generell vannkvalitet i mindre vassdrag som avvanner målområder, perioden 2000- 2005. Grenselinjer mellom tilstandsklasse III ("mindre god") og IV ("dårlig") er vist (rød linje).



Figur 9. Konsentrasjoner av metaller i mindre vassdrag, perioden 2002-2005.

2.5 Rødsmoen øvingsområde og Rena leir

2.5.1 Avrenning av metaller fra feltskytebaner og kulefangervoller

Resultatene av analysene av metaller i vann er gitt i vedlegget. Klassifisering av vannkvaliteten med hensyn til metaller i 2005 er gitt i Tab. 11. Middelerverdier og variasjonsbredder for 2004 og 2005 er vist i Fig. 10-11. Verdier fra 2004 er hentet fra Promitek as (2005). Konsentrasjoner av bly og kobber i vannmoser i perioden 1999-2005 (Rognerud under rapportering) er vist i Fig. 12.

Tabell 11. Middelerverdier ($\mu\text{g/l}$) og vannkvalitetsklasser for metaller (jfr. Tab. 3) i avrenning fra skytebaner på Rødsmoen og i Rena leir i 2005.

	Kobber	Bly	Sink	Antimon
Rødsmoen				
B1 V1	0,5	5,0	3,3	1,3
B1 V2 (Ygleklettbecken)	1,5	0,7	2,5	0,7
B2 V2	23	61	11	28
FV 1	2,0	1,9	3,6	0,7
FV 2	2,9	1,6	4,7	0,5
AV 1	0,4	1,2	2,5	0,5
AV 2	6,5	2,8	7,1	0,8
CV 1	3,3	1,2	1,9	0,2
CV 2	0,3	0,05	0,9	<0,05
Stormobekken	0,3	0,06	2,3	0,05
Rena leir				
ØV B1	6,4	106	6,0	132
ØV B2	34	306	12	179
ØV B3	15	85	4,7	101
ØV B4 inn	9,4	40	18	2455
ØV B4 ut	2,5	19	15	1357

På grunnlag av middelerverdiene kan konsentrasjonene av metaller ved de fleste målepunktene på Rødsmoen betegnes som lave eller meget lave i 2005 (klasse 1-2). B2V2 hadde imidlertid høyere konsentrasjoner enn de andre målepunktene, og her kan konsentrasjonen av bly betegnes som høy. En sammenligning av resultatene fra 2004 og 2005 viser følgende endringer:

B1V2 (Ygleklettbecken): Økning i Cu, ellers små endringer.

B2V2: Økning i Sb, ellers små endringer.

FV2: Små endringer.

AV2: Økning i Pb og nedgang i Sb.

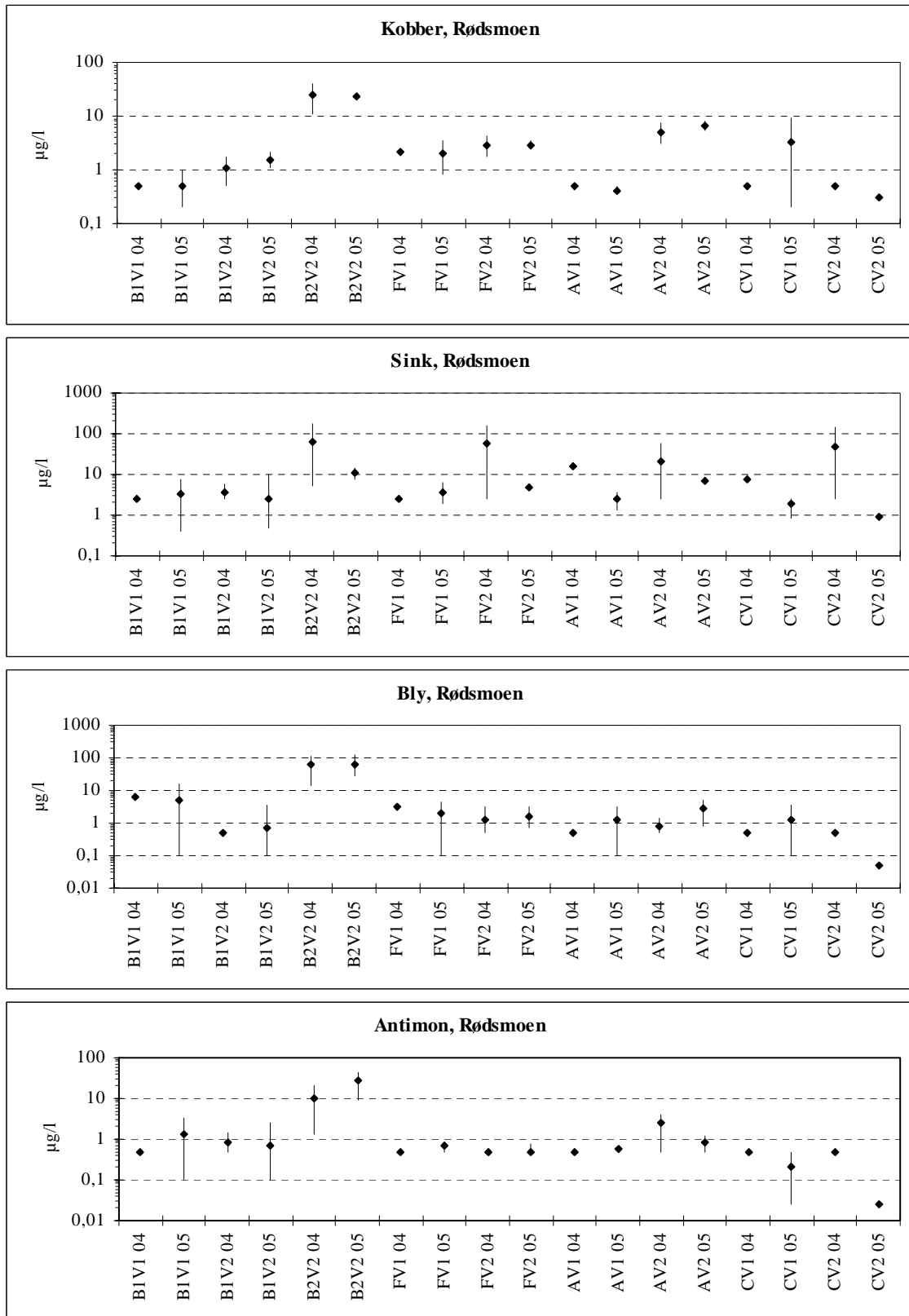
For de andre målepunktene var antallet målinger for lite det ene året til å kunne vurdere endringer. Høyere middelerverdier av sink ved 3 av målepunktene i 2004 enn i 2005 skyldtes uvanlig høye konsentrasjoner ved ett tidspunkt (2.9.04, jfr. Promitek as 2005).

Lokalitetene i tilknytning til leirskytebanene hadde gjennomgående høyere konsentrasjoner av metaller enn lokalitetene på Rødsmoen. Konsentrasjonene av sink kan betegnes som lave også her, men konsentrasjonene av bly var høye ved alle målepunktene, og kobber var høy ved ØVB2. Konsentrasjonene av antimon var meget høye ved ØVB4. Sammenlignet med i 2004 viste målingene i 2005 følgende endringer:

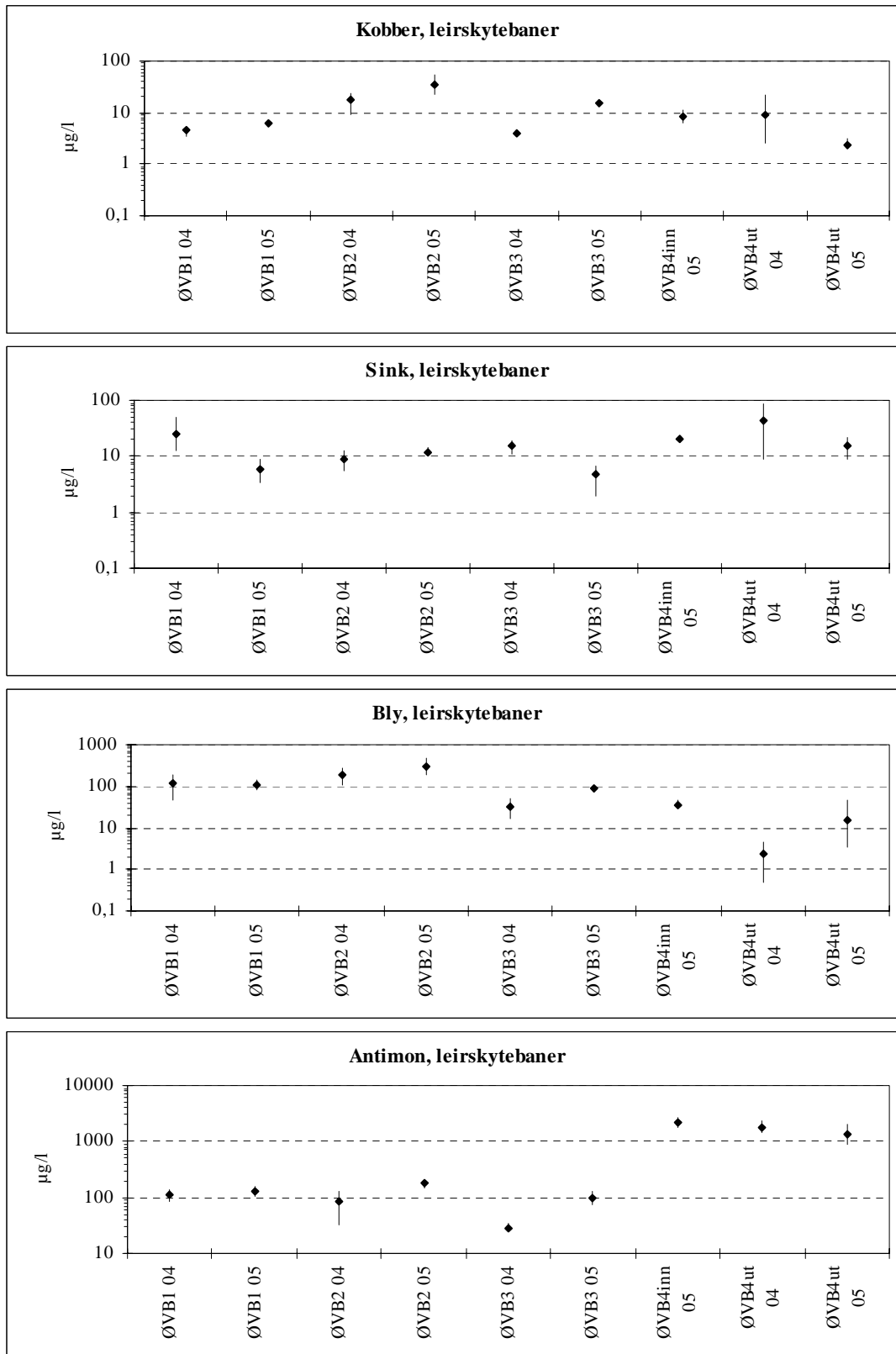
ØVB1: Redusert middelerverdi av Zn, ellers ubetydelige endringer.

ØVB2 og ØVB3: Til dels markerte økninger av Cu, Pb og Sb.

ØVB4ut: Reduksjoner i Cu, Zn og Sb, men økning i Pb.

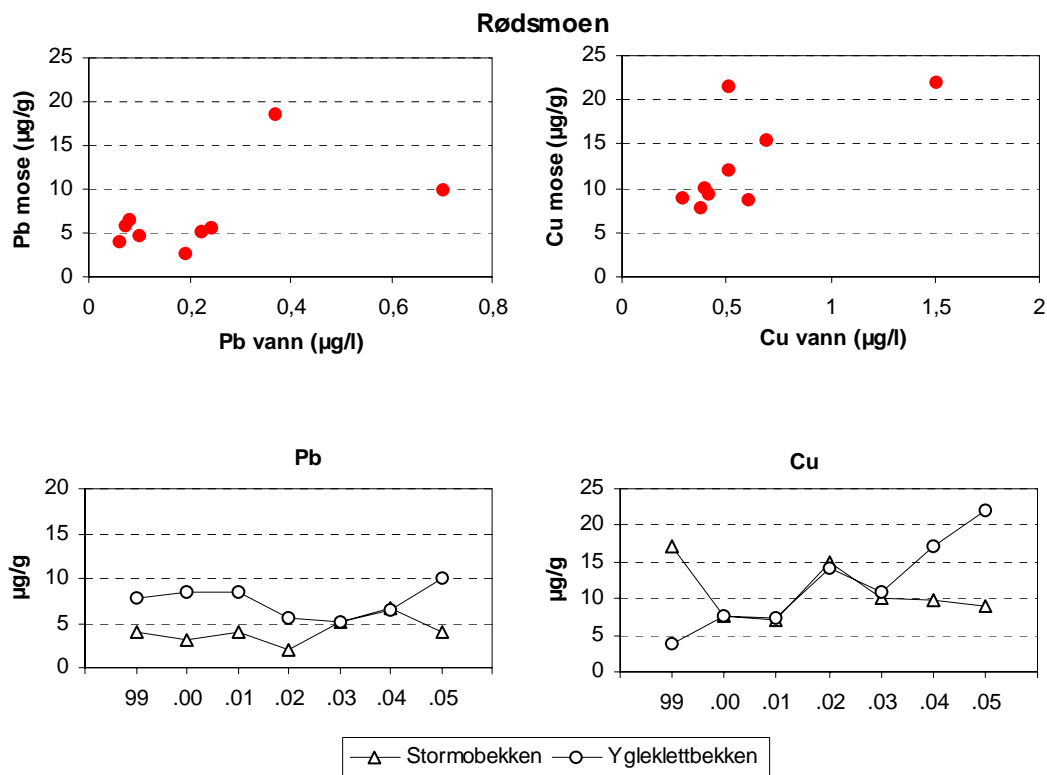


Figur 10. Middelerverdi og variasjonsbredder av kobber, sink, bly og kadmium på Rødsmoen i 2004 og 2005. Ved måleresultater lavere enn deteksjonsgrensene i 2004 (1 µg/l for Cu, Pb og Sb og 5 µg/l for Zn), er verdiene her satt lik 0,5 ganger deteksjonsgrensene. Merk: Logaritmisk skala.



Figur 11. Middelerverdi og variasjonsbredder av kobber, sink, bly og kadmium i Rena leir i 2004 og 2005. Ved måleresultater lavere enn deteksjonsgrensene i 2004 (1 µg/l for Cu, Pb og Sb og 5 µg/l for Zn), er verdiene her satt lik 0,5 ganger deteksjonsgrensene. Merk: Logaritmisk skala.

Resultatene fra analysene av bly og kobber i vannmoser i Stormobekken og Ygleklettbekken har vist lave verdier for begge metallene i overvåkingsperioden (Fig. 12). Det har ikke vært noen klar tendens til endring i konsentrasjonene av bly i noen av disse bekkene og heller ingen endring for kobber i Stormobekken. I Ygleklettbekken har derimot konsentrasjonene av kobber vist en gradvis økning i perioden 1999-2005.



Figur 12. Øverste panel: Forholdet mellom konsentrasjoner (middelverdier) av bly i vann og mose og mellom kobber i vann og mose. Nederste panel: Konsentrasjoner av bly og kobber i mose i Stormobekken og Ygleklettbekken, gitt som aritmetisk middel for overvåkingsperioden (Fra: Rognerud, under rapportering).

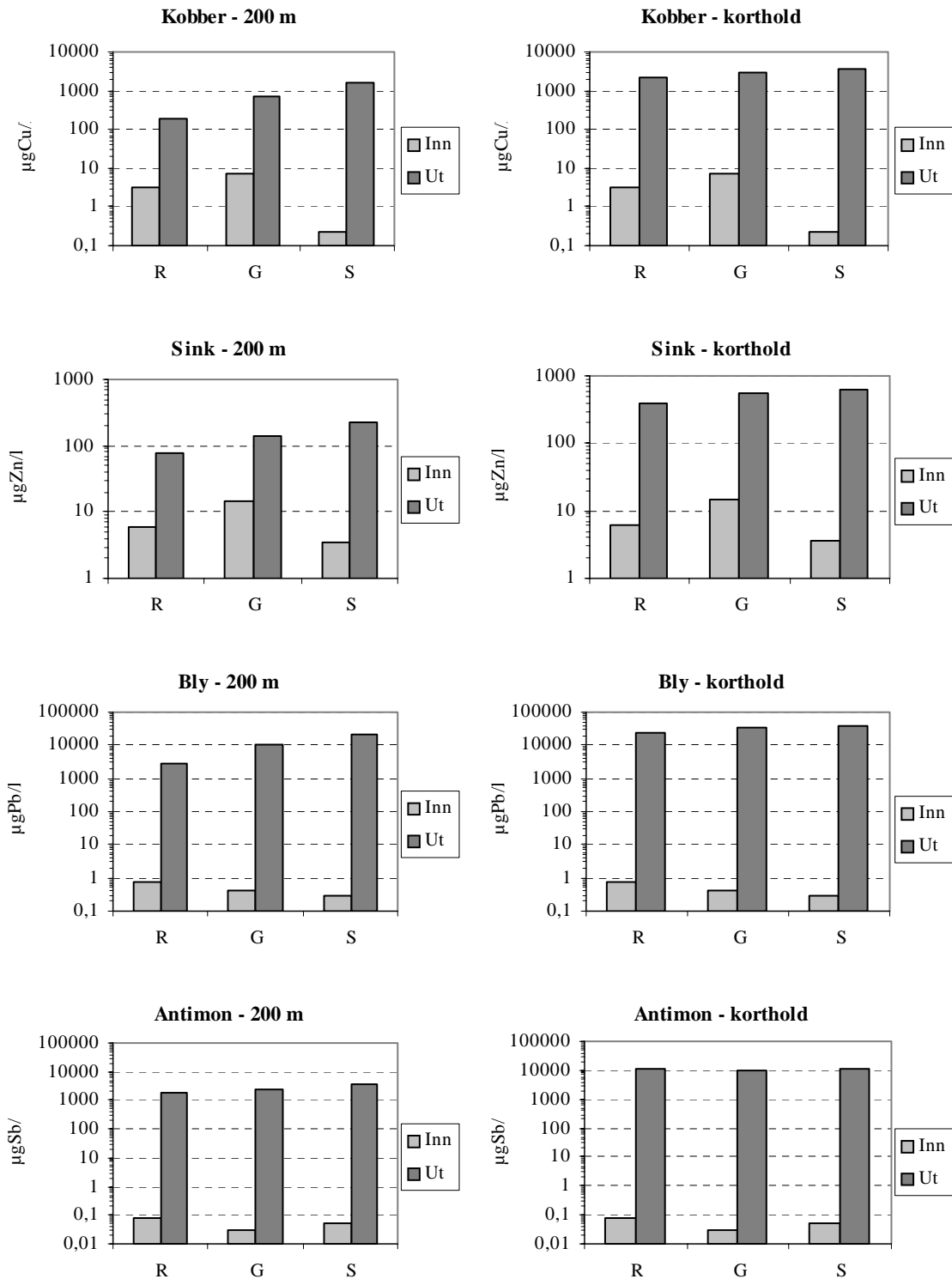
2.5.2 Utlekkingsforsøk

Analyseresultatene av utlekkingsforsøket er gitt i vedlegget og vist i Fig. 13. Det skjedde en markert økning av pH og konduktivitet når vannet perkolerte gjennom sanda. Økningen var størst for regnvann og Svartbekken-vann som ble tilført sand fra kortholdsbanen. TOC økte litt i regnvann når det perkolerte gjennom sanda, men ble redusert i de to andre vanntypene; reduksjonen var spesielt markert i det mest humusrike vannet (Svartbekken).

Konsentrasjonene av metaller økte når vannet perkolerte gjennom sanda i alle enkeltforsøkene. Økningen var meget stor for bly og antimon, betydelig også for kobber og minst for sink. Konsentrasjonene i perkolat varierte i området ca. 3-40 mg Pb/l, ca. 2-12 mg Sb/l, ca. 0,2-3,5 mg Cu/l og ca. 0,1-0,6 mg Zn/l. For alle elementene var konsentrasjonene høyest der det ble brukt relativt surt, humøst vann (Svartbekken), nest høyest for Glåma-vann (nøytralt, mindre humøst) og lavest for forsøkene med regnvann (surt, lite humøst). Videre var økningen i konsentrasjonene større for alle elementene når vannet perkolerte gjennom sand fra kortholdsbanen enn gjennom sand fra 200 m-

banen. Forskjellene i metallutlekking ved de ulike vanntypene var mindre for kortholdsbanen enn for 200 m-banen, og forskjellene var mindre for antimon enn for kobber, sink og bly.

Prøver av avrenningen fra 200 m-banen, før (ØVB4 inn) og etter (ØVB4 ut) kvartssandfilter for rensing av metaller viste relativt sett mye høyere konsentrasjoner av antimon både før og etter rensing sammenlignet med kobber, bly og sink. Middelkonsentrasjonen av antimon (før rensing, ca. 2200 µg Sb/l) var i samme størrelsesorden som konsentrasjonene fra utlekkingsforsøket, mens middelkonsentrasjonene av kobber (ca. 8 µg Cu/l), bly (ca. 37 µg Pb/l) og sink (ca. 20 µg Zn/l) var betydelig lavere før rensing enn i utlekkingsforsøket. Videre er renseeffekten beregnet til 72 % for kobber, 57 % for bly, 41 % for antimon og 25 % for sink (basert på middelverdier for 2005).



Figur 13. Resultater fra utlekkingsforsøk med sand fra kulefangervoller i to leirskyttebaner på Rødsmoen (200 m-banen og kortholdbanen). Forsøket er kjørt med 3 ulike vanntyper (Inn): R = Regnvann, G = Glåma-vann og S = Svartbekken-vann. Merk: Logaritmisk skala.

3. Diskusjon

Anleggsvirksomheten har ikke påvirket vannkvaliteten i Rena eller noen av de andre hovedvassdragene (Slemma, Søre Osa og Glåma) i vesentlig grad. Rena har relativt høye konsentrasjoner av kobber og sink pga. overføringen av vann fra øvre deler av Glåma som er forurenset fra tidligere gruvevirksomhet i Nord-Østerdalen og Røros-området. Konsentrasjonene av kobber og sink i vann fra Glåma (ved Høyegga) er redusert ca. 3 ganger når vannet er kommet til Rena ved Rødsbrua. Dette skyldes fortynning fra øvre deler av Rena, Mistra og andre sidevassdrag samt tap ved sedimentasjon i Storsjøen. Konsentrasjonen av bly øker ca. 90 % langs nedre deler av Rena pga. tilsig fra sidevassdrag som Deia, utløpet fra Osa kraftverk og Søre Osa som har betydelig høyere konsentrasjoner av bly enn Rena.

Osensjøen kan karakteriseres som en stor, næringsfattig og markert humuspåvirket innsjø som har vært regulert for energiproduksjon siden 1917. Innsjøen har et naturlig sammensatt dyreplankton, og status mht. næringsalter og algemengder har ikke endret seg vesentlig i de senere 10-årene. Løpsjøen, som er reguleringsmagasin for Løpet kraftverk, har stor vanngjennomstrømning og fungerer i praksis nærmest som en utvidelse av Rena-elva. Den store gjennomstrømningen fører bl.a. til at krepsdyrplanktonet har problemer med å bygge opp bestander av betydning i innsjøen.

Konsentrasjonene av partikler, organisk materiale og fosfor var ikke høyere i de mindre vassdragene i RØ som berøres av anleggsvirksomheten, i 2005 enn det som har vært vanlig før utbyggingen startet. Konsentrasjonen av nitrogen-forbindelser økte imidlertid i Svartbekken, sannsynligvis pga. utvasking av sprengstoffrester fra sprengstein som har blitt brukt til bygging av vegger, traseer mm. Uttak av blyholdige sprengmasser fra Deifjellet og bruken av dette i vegger etc. ser ikke ut til å ha påvirket vannkvaliteten i noen av vassdragene.

Avrenningen fra skytebanene på Rødsmoen hadde i hovedsak lave konsentrasjoner av metaller bortsett fra ved bane B-2 der konsentrasjonene av bly og kobber var høye. Overvåkingen har vist at konsentrasjonen av kobber i Ygleklettbekken øker gradvis. Bly-konsentrasjonen var høy i avrenning fra banene ved Rena leir, og konsentrasjonen av antimon var meget høy i avrenning fra 200 m-banen.

Referansetilstand i hovedvassdragene

Analyseresultatene av generell vannkjemi og konsentrasjoner av metaller fra perioden 2002-2005 beskriver nåtilstanden eller referansetilstanden i hovedvassdragene, før RØ tas i bruk til militære øvingsformål. Datamaterialet utgjør et godt grunnlag for å kunne vurdere eventuelle framtidige effekter på vannkvaliteten i hovedvassdragene som følge av virksomheten i RØ og Rødsmoen øvingsområde.

Slemma og Søre Osa har god vannkvalitet med hensyn til konsentrasjoner av fosfor og nitrogen (tilstandsklasse I-II, jfr. SFT 1997), og meget lave konsentrasjonene av metaller med hensyn til mulige biologiske effekter (klasse 1, jfr. Lydersen et al. 2002). Rena og Glåma er mindre humuspåvirket, og har lavere konsentrasjoner av fosfor og nitrogen enn Slemma og Søre Osa. Sammenlignet med resultatene fra en undersøkelse i 1989 (Kjellberg et al. 1991) ble det nå observert noe lavere middelkonsentrasjoner av Tot-P og Tot-N både i Rena ved Rødsbrua og i Glåma oppstrøms Åsta. Dette kan ha sammenheng med reduserte tilførsler fra befolkning (kloakk) og industri, endringer i jordbruksdriften etc. Middelkonsentrasjonene influeres imidlertid sterkt av eventuelle høye verdier i forbindelse med stor vannføring, spesielt vårflommer i Glåma (jfr. Kjellberg og Løvik 1997). Anleggsvirksomheten har ikke ført til vesentlige endringer i vannkvaliteten i noen av hovedvassdragene.

Glåma forurenses av bl.a. kobber og sink som følge av tidligere gruvevirksomhet i Nord-Østerdalen og Røros-området (Rognerud et al. 1987, Kjellberg og Løvrik 1997, Iversen et al. 1999, Kjellberg 2002). Rena påvirkes av denne vannkvaliteten pga. at en stor del av vannet i øvre del av Glåma overføres til Rena-vassdraget i forbindelse med energiproduksjon (Rendalsoverføringen, Mobæk 1994). Overvåkingen av vannkvaliteten i Glåma ved Høyegga (oppstrøms overføringen til Rendalen) i perioden 1996-2005 har dokumentert store variasjoner i konsentrasjonene av kobber og sink, men ingen klare tendenser til endring over tid (Kjellberg 2002, G. Kjellberg pers. oppl.). Her varierte årlige middelveier for kobber i området ca. 4-13 µg/l og for sink i området ca. 12-23 µg/l.

Konsentrasjonene i nedre del av Rena varierer betydelig mindre gjennom året pga. den utjevne effekten av Storsjøen. Ved Rødsbrua var konsentrasjonene av kobber redusert ca. 40-80 % (middel 68 %) og av sink ca. 55-75 % (middel 65 %) sammenlignet med i Glåma ved Høyegga. Dette skyldes trolig først og fremst fortykning når vannet fra Glåma blandes med vann fra øvre deler av Rena og Mistra, men muligens også noe tap ved sedimentasjon i Lomnessjøen og spesielt i Storsjøen. Det ser videre ut til å skje en liten reduksjon i konsentrasjonen av kobber og sink nedover langs nedre del av Rena. Våre målinger viser at middelkonsentrasjonene ble redusert med ca. 20 % for kobber og ca. 10 % for sink på strekningen fra oppstrøms Deia til nedstrøms Løpsjøen. På denne strekningen økte imidlertid konsentrasjonen av bly med ca. 90 % (middelveier) som følge av innblanding av vann med ca. 3-10 ganger høyere konsentrasjoner fra Deia, utløpet fra Osa kraftverk og fra Søre Osa.

Osensjøen og Løpsjøen

Osensjøen er en stor innsjø i regional sammenheng, med et areal på 47,2 km² og et maksdjup på 117 m (Lien et al. 1981). Innsjøen er regulert for energiproduksjon siden 1917 (Mobæk 1994). Regulerings høyden er 6,6 m, og ca. 85 % av tilsiget føres til Osa kraftverk med utløp i Rena like nedstrøms Rødsbrua. Undersøkelsene i 2000 og 2005 har vist at dette er en næringsfattig innsjø med svakt surt, godt bufret vann og relativt høy konsentrasjon av humusforbindelser (brunt vann). Siktedypet er lavt på grunn av humuspåvirkningen. Vannkvaliteten kan betegnes som meget god (tilstandsklasse I) med hensyn til konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. Middelkonsentrasjonene av Tot-P og Tot-N har ikke endret seg vesentlig sammenlignet med tidligere undersøkelser i 1978 og 1988 (Kjellberg 1989).

Løpsjøen er en 5 km lang kunstig innsjø som tjener som elvemagasin for Løpet kraftverk. Innsjøen har stor vanngjennomstrømming i store deler av året, noe som bidrar til at vannkvaliteten blir mye lik vannkvaliteten i Rena. Vannkvaliteten påvirkes imidlertid også av vannkvaliteten i Søre Osa, som er den andre større tilløpselva til Løpsjøen. Tilførslene fra Søre Osa bidrar bl.a. til økte konsentrasjoner av humussyrer, jern og bly i Løpsjøen og nedre del av Rena. Vannet fra Søre Osa bidrar imidlertid til reduksjoner i konsentrasjonene av kobber, sink og nikkel i Løpsjøen og Rena-vassdraget.

Løpsjøen kan betegnes som en næringsfattig, noe humuspåvirket innsjø med meget god bufferevne mot endring av pH ved tilførsel av syrer (tilstandsklasse I). Konsentrasjonene av metaller var meget lave (klasse 1) i både Løpsjøen og Osensjøen, men i Løpsjøen var konsentrasjonen av kobber nær grensen for laveste biologiske risikonivå (LBRL).

Krepsdyrplanktonet kan betegnes som litt over middels og litt under middels artsrikt henholdsvis i Osensjøen og Løpsjøen sammenlignet med andre innsjøer i regionen (jfr. Schartau et al. 1997). Biomassen av dyreplankton var middels høy i Osensjøen og meget lav i Løpsjøen (jfr. Hessen et al. 1995). Ved en undersøkelse av dyreplanktonet i Løpsjøen i 2004 i regi av NINA og NIVA ble det også observert svært lav biomasse i Løpsjøen (Museth et al. under rapportering). Osensjøen hadde et normalt sammensatt krepsdyrplankton, mens flere av hovedgruppene innene krepsdyrplanktonet i Løpsjøen var dårlig representert og hadde meget lave biomasser. Derimot var innslaget av hjuldyr og strandformer (litorale arter) av småkreps betydelig, antagelig på grunn av sterk vanngjennomstrømming og dermed økt påvirkning fra litoralfaunaen.

Hva kan årsaken være til det svakt utviklede krepsdyrplanktonet i Løpsjøen? Toksisiteten av kobber overfor krepsdyrplankton (vannlopper) reduseres sterkt ved økende humus-konsentrasjon og ved økende pH (Kramer et al. 2004, De Schamphelaere and Janssen 2004, Hyne et al. 2005). Aktuell pH og TOC i Løpsjøen tilsier derfor at konsentrasjonen av kobber måtte ha vært betydelig høyere for at det skulle kunne forårsake skader på krepsdyrplanktonet i innsjøen. Tidligere undersøkelser i Storsjøen i Rendalen (1975, 1978 og 1983-85) har dessuten vist at denne innsjøen har hatt en normalt sammensatt planktonfauna (Kjellberg 1986), til tross for at konsentrasjonene av kobber sannsynligvis har vært minst like høye som i Løpsjøen. Dominansen av små former tydet på et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk (mort, sik og til dels abbor, jfr. Taugbøl et al. 2003), noe som kan bidra til å holde bestandene av mer storvokste planktonkrepsarter på et lavt nivå. Hovedårsaken til de lave biomassene er imidlertid sannsynligvis den store gjennomstrømmingen. Denne gjør at tapet av individer ut av Løpsjøen blir for stort for flere arter til at de kan opprettholde en egen reproduserende bestand i innsjøen.

Også i Osensjøen var krepsdyrplanktonet dominert av småvokste arter og former, noe som indikerer et sterkt predasjonspress fra planktonspisende fisk som lagesild, sik, abbor og mort (jfr. Lien et al. 1981). Totalbiomassen var markert høyere i 2005 enn i 2000, først og fremst på grunn av en mye større bestand av hoppekrepsen *Cyclops scutifer* i 2005. Forskjellene mellom de to årene er trolig utslag av naturlige svingninger. Viktige påvirkningsfaktorer er temperatur, tilgang på føde i form av alger, bakterier og dødt organisk materiale samt predasjon fra planktonspisende fisk og rovlevende former innen dyreplanktonet.

Anleggsovervåkingen

Det ble ikke observert endringer i vannkvaliteten av betydning i Rena i forbindelse med byggingen av ny bru. I løpet av anleggsperioden har det blitt målt noe høye konsentrasjoner av partikler (turbiditet tilstandsklasse IV) i noen av de mindre vassdragene ved enkelte anledninger, i Vestre Æra og Dønna i 2004 og i Svartbekken og Vestre Æra i 2005. Dette kan delvis henge sammen med økt erosjon som følge av anleggsvirksomheten. Partikkel-konsentrasjonen varierer imidlertid også av naturlige årsaker, og i 2005 var ikke turbiditetverdiene vesentlig høyere enn det som ble målt enkelte ganger før utbyggingen startet. Svartbekken er sterkt humuspåvirket og har hatt relativt høye konsentrasjoner av Tot-P (tilstandsklasse IV) siden målingene startet i 2000, trolig først og fremst pga. tidligere grøfting av myr (Løvik og Rognerud 2004). Analyseresultatene viser en liten nedgang i konsentrasjonen av Tot-P i denne perioden, som indikerer at anleggsvirksomheten ikke har ført til økt utvasking og transport av fosfor fra nedbørfeltet.

Det ble ikke målt unormalt høye konsentrasjoner av partikler, organisk materiale eller Tot-P i noen av bekkene i 2005. Derimot ble det målt en markert økning av Tot-N i Svartbekken dette året (økning i middelvei fra ca. 290 µg/l til ca. 570 µg/l), men ingen økning i de andre bekkene. En mulig årsak kan være at det har blitt brukt sprengstein med rester av sprengstoff i forbindelse med bygging av vegger, traseer, voller og blanderinger i Svartbekkens nedbørfelt (A. Vestli og T. Østeraas pers. oppl.). Andre forhold som kan føre til økt avrenning av nitrogen, er avskoging, graving, grøfting og generelt skader på jordsmonnet. Slike forstyrrelser ville en forvente også skulle gi økt avrenning av humus og fosfor, noe som ikke var tilfelle her.

Sprengstoff som anvendes i dag, består hovedsakelig av ammoniumnitrat (NH_4NO_3). Sprengte masser vil inneholde varierende mengder rester av sprengstoff som skyldes søl fra ladning og fra udetonerte ladninger (Bækken 1998, Kruuse-Meyer og Rabben 2005 med ref.). Avrenning av nitrogen fra tunnelmasser vil dreie seg om ca. 10-25 % av forbrukt sprengstoff, mens det ved sprengning i dagen vil være mindre rester (T. Bækken, NIVA, pers. oppl.). Nitrogen i avrenningen fra sprengstein vil bestå av ammonium og nitrat. I vannløsning er ammonium (NH_4) i likevekt med ammoniakk (NH_3). Andelen ammoniakk øker med økende pH og økende temperatur. Ved pH 7 og temperaturer i området 5-15 °C utgjør ammoniakk ca. 0,1-0,25 % av total ammonium (U.S. EPA 1999). Begge forbindelsene er giftige for vannorganismer, men ammoniakk er betydelig mer giftig enn ammonium. Ved de

temperaturer og pH som er aktuelle i Svartbekken, vil konsentrasjonen av total ammonium måtte være så høy som 3-6 mg N/l for at gifteffekter skal inntre (U.S. EPA 1999). Selv om f.eks. 50 % av økningen i Tot-N skyldtes NH_4 , er det derfor ikke sannsynlig at dette har forårsaket gifteffekter på vannorganismer i Svartbekken. Tilfeller av høyere konsentrasjoner andre steder i bekken og ved andre tidspukter kan imidlertid ikke utelukkes. Økningen i konsentrasjonene utover høsten 2005 gjør at dette bør følges opp med nye målinger i 2006, og at en inkluderer nitrat og ammonium i analyseprogrammet.

Konsentrasjonene av metaller var i hovedsak meget lave (klasse 1). Ved en anledning var imidlertid konsentrasjonen av bly i Hornbekken relativt høy (1,2 $\mu\text{g/l}$) sammenlignet med vanlige nivåer i andre bekker i RØ, inklusive Knubba som Hornbekken er sidebekk til (Rognerud et al. 2001 a og b). Dette var i august etter en periode med mye nedbør, og både Hornbekken og de andre bekkene hadde nedgang i pH og økning i konsentrasjonene av så vel TOC som bly, kobber, sink, nikkel og kadmium på dette tidspunktet. Sprengningsfeltet som ble anlagt i 2005, ligger i Hornbekkens nedbørfelt. Undersøkelser av knust fjell fra andre deler av RØ (Deifjellet, Ørnhaugen) har vist at enkelte fjellpartier, spesielt ganger med mørkt, skifrig materiale, inneholder høye konsentrasjoner av tungmetaller inklusive bly (Østeraas 2005, T. Østeraas pers. oppl.). Også morenemateriale som ligger i direkte kontakt med fjellet kan ha høyt blyinnhold. Analyser av berggrunnen i sprengningsfeltet har ikke avdekket uvanlig høye konsentrasjoner av bly eller andre tungmetaller, men det kan likevel ikke utelukkes at den relativt høye konsentrasjonen av bly i Hornbekken kan ha sammenheng med opparbeiding av sprengningsfeltet og/eller veger i forbindelse med dette.

I de bekkene vi har målinger fra siden 2000, så ser det ut til å ha skjedd en reduksjon i konsentrasjonene av kobber i Deia og Dønna og en reduksjon i konsentrasjonen av bly i Svartbekken i perioden fram t.o.m. 2005. Dette kan ha sammenheng med lavere deponisjon av atmosfæriske forurensninger i de senere årene. Forøvrig er det ingen klare tidstrender i konsentrasjonene av metaller. Dette betyr at utløsningen av bly og andre metaller i forbindelse med uttak av berg i Deifjellet samt bruken av slike masser til vegbygging ikke kan ha påvirket vannkvaliteten i vassdragene ved våre målestasjoner i vesentlig grad.

Rødsmoen og Rena leir

Konsentrasjonene av metaller i avrenning fra feltskytebanene på Rødsmoen var stort sett lave ved de fleste målepunktene. Ett unntak var avrenningen fra Bane B-2 (målepunkt B2V2) der spesielt konsentrasjonen av bly var relativt høy i likhet med i 2004 (Promitek as 2005), og konsentrasjonen av antimon viste en markert økning. Siden skytebanene ble etablert, har det ved hjelp av analyser av metallkonsentrasjoner i vannmoser blitt påvist en gradvis økning i konsentrasjonen av kobber i Ygleklettbecken (Rognerud under rapportering). Vannanalysene fra 2004 og 2005 indikerer også at denne økningen har fortsatt, med ca. 35 % økning i middelverdien for kobber. Nivået kan imidlertid fortsatt betegnes som meget lavt (klasse 1). Resultatene tyder på at etter hvert som mengden av deponerte prosjektiler øker, så øker også utlekkingen av bl.a. kobber fra baneanleggene. Bly-konsentrasjonen har hittil ikke vist noen klar tendens til endring over tid.

Konsentrasjonene av metaller i avrenning fra leirskytebanene var generelt høyere enn i avrenning fra feltskytebanene på Rødsmoen, og konsentrasjonen av antimon i avrenning fra 200 m-banen kan betegnes som meget høy. Til sammenligning var den ca. 10 000-40 000 ganger høyere enn i bekker og elver i RØ som ikke er påvirket av militær aktivitet (jfr. Tab. og 4 og 8). Dette har trolig sammenheng med at antimon opptrer som et anion i motsetning til de andre metallene (kationer) og derfor i mye mindre grad holdes tilbake i løsmassene ved omkring nøytrale forhold slik som her (se Rognerud 2005 med ref., Strømseng og Ljønes 2000). Sandfilteret ved denne banen hadde en betydelig renseeffekt på kobber og bly (henholdsvis 72 % og 57 %), men mindre effekt overfor antimon (41 %) og sink (25 %). De refererte renseeffektene er basert på middelverdier fra målingene i 2005.

Utlekkingsforsøkene viste at massene i kulefangervollene på 200 m-banen og kortholdsbanen har et stort potensiale for utlekking av bly, antimon, kobber og i noe mindre grad sink. Konsentrasjonene av metaller i vann som hadde perkolert gjennom sanda, var meget høye, og høyest i forsøkene med sand fra kortholdsbanen. Utlekkingen var størst for alle elementene der det ble brukt relativt surt, humøst vann, noe mindre med nøytralt, middels humøst vann og minst med surt, klart regnvann.

4. Litteratur

- Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA-rapport 3920-98. 26 s.
- De Schamphelaere, K.A.C. & Janssen, C.R. 2004. Effects of dissolved organic carbon concentration and source, pH, and water hardness on chronic toxicity of copper to *Daphnia magna*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1115-1122.
- Forsvarsbygg 2003. Regionfelt Østlandet. Nyhetsbrev juli 2003. 8 s.
- Forsvarsbygg 2004. Utslippstillatelse for Rena leir, Rødsmoen og Regionfelt Østlandet (18. mars 2004): Forslag til overvåkingsprogram. Vann og grunn. Forsvarsbygg utvikling Østerdalen 21. desember 2004. Vedlegg 1. 17 s.
- Forsvarsbygg 2005. Regionfelt Østlandet. Nyhetsbrev november 2005. 8 s.
- 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.
- Hyne, R.V., Pablo, F., Julli, M. and Markich, S.J. 2005. Influence of water chemistry on the acute toxicity of copper and zink to the cladoceran *Ceriodaphnia cf dubia*. *Environ Toxicol Chem* 24: 1667-1675.
- Iversen, E.R., Grande, M. og Aanes, K.J. 1999. Norsulfid AS avd. Folldal. Kontrollundersøkelser etter nedleggelse av driften. NIVA-rapport Inr. 4036-99. 91 s.
- Kjellberg, G. 1986. Undersøkelser av Rena med Storsjøen 1983-86. Sluttrapport. NIVA-rapport Inr. 2055. 89 s.
- Kjellberg, G. 1989. Konsentrasjoner av næringssalter og planktonalger i Osensjøen i 1988, sammenlignet med situasjonen i 1978. NIVA-rapport Inr. 2243. 17 s.
- Kjellberg, G. 2002. Samordnet vannkvalitetsovervåking i Glomma. Resultater og kommentarer fra perioden 1996-2000. NIVA-rapport Inr. 4497-2002. 128 s.
- Kjellberg, G. og Løvik, J.E. 1997. Tiltaksorientert overvåking av øvre del av Glåma i 1995. NIVA-rapport Inr. 3452-96. 78 s.
- Kjellberg, G., Hessen, D. og Romstad, R. 1991. Tiltaksorientert overvåking i Glåma på strekningen Høyegga – Gjøstadfossen i perioden 1987-89. Sluttrapport basert på fysisk/kjemisk, bakteriologiske og biologiske undersøkelser. NIVA-rapport Inr. 2640. 145 s.
- Kramer, K.J.M., Jak, R.G., van Hattum, B., Hooftman, R.N. and Zwolsman, J.J.G. 2004. Copper toxicity in relation to surface water-dissolved organic matter: Biological effects to *Daphnia magna*. *Environ Toxicol Chem* 23: 2971-2980.
- Kruuse-Meyer, R. og Rabben, E. 2005. Avrenning av vann fra sprengningsarbeid. Statens vegvesen. Rapportnr. UTB 2005/06. 35 s.

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 reguleringen i Osensjøen og Søre Osa. NIVA-rapport lnr. 1283. 112 s.

Lydersen, E. och Löfgren, S. 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunnskapsöversikt och riskanalys. Naturvårdsverket. Rapport 5074. 76 s.

Lydersen, E., Löfgren, S. and Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32 (2 & 3): 73-295.

Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2003. Overvåking av vannkvalitet i Regionfelt Østlandet. Årsrapport for 2002. NIVA-rapport lnr. 4665-2003. 32 s.

Løvik, J.E. og Rognerud, S. 2004. Overvåking av vannkvaliteten i Regionfelt Østlandet. Datarapport for 2003-2004. NIVA-rapport lnr. 4921-2004. 33 s.

Mobæk, A. 1994. Vannkraftressursene i Hedmark – utnyttelse/vern. Miljøverndepartementet, Norges vassdrags- og energiverk, Fylkesmannen i Hedmark – Miljøvernavdelingen og Energiforsyningens fellesorganisasjon. ISBN 82-7555-043-2. 147 s.

Museth, J. et al. under rapportering. Elvemagasinet Løpsjøen i Søndre Rena – undersøkelser av bunndyr, fisk, fugl og vegetasjon 35 år etter etablering. NINA/NIVA-rapport.

Promitek as 2005. Forsvarsbygg Utvikling. Metallovervåking Rødsmoen 2004. Rapport nr. 2005-01. Revisjon nr. 01. 15.1.2005. 10 s. + vedlegg.

Rognerud, S. 2005. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 14 års overvåking. NIVA-rapport lnr. 4944-2005. 62 s. + vedlegg.

Rognerud, S. under rapportering. Overvåking av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 15 års overvåking. NIVA-rapport.

Rognerud, S., Kjellberg, G., Romstad, R. og Mjelde, m. 1987. Overvåking av Øvre Glåma. Sluttrapport fra undersøkelsen i 1984-86. NIVA-rapport lnr. 2017. 58 s.

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

Rognerud, S., Taugbøl, T., Østeraas, T., Løvik, J.E., Traaen, T., Lydersen, E. og Bækken, T. 2001b. Regionfelt Østlandet. Konsekvensutredning for temaet: Vann og grunn, inklusive dyreliv i vann. NIVA-rapport lnr. 4447-2001. 61 s.

Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Faafeng, B., Halvorsen, G., Løvik, J.E., Nøst, T., Lyche Solheim, A. & Walseng, B. 1997. Diversitet av dyreplankton og litorale krepsdyr – naturlige gradienter og effekter av forurensninger, fysiske inngrep og introduksjoner. NINA temahefte 14, NIVA-rapport lnr. 3768-97. 58 s.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. 31 s.

SFT 2004. Oversendelse av tillatelse etter forurensningsloven. Brev til Forsvarsbygg dater 18.3.2004, med vedlegg. 38 s.

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, A. og Røyset, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpige resultater fra 473 innsjøer. NIVA-rapport lnr. 3447-96.

Strømseng, A. og Ljønes, M. 2000. Vertikal transport av tungmetaller i sandjord. Mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet 30 m utendørs skytebane på Sessvollmoen. FFI/Rapport -2000/06191. 67 s.

Taugbøl, T., Jonsson, N., Sandlund, O.T., Hindar, K., Jonsson, B., Aanes, K.J., Museth, J., Langdal, K., og Linløkken, A. 2003. Fisk og bunndyr i Rena og Glomma mellom Skjefstadfoss og Røros – en kunnskapsoversikt. NINA Oppdragsmelding 802, NIVA Rapport SR 03/010, 36 s.

U.S. EPA 1999. 1999 Update of ambient water quality criteria for ammonia. EPA-822-R-99-014: 147 pp.

Østeraas, T. 2005. Overvåking av tungmetallforurensning i Regionfelt Østlandet. COWI. Notat. 6 s.

5. Vedlegg

Tabell 12. Oversikt over metoder for kjemiske analyser.

Analyse	Måleenhet	NIVA metodebetegnelse og kort beskrivelse
pH	pH	A 1: Elektrometrisk bestemmelse av pH med SP 100 analyserobot.
Konduktivitet (Kond.)	mS/m	A 2: Bestemmelse av konduktivitet med SP 100 analyserobot.
Alkalitet (Alk.)	mmol/l	C 1: Manuell best. av alkalitet ved potensiometrisk bestemmelse med Mettler memotitrator.
Turbiditet (Turb.)	FNU	A 4-2: Turbiditet. Uttrykk for prøvens innhold av partikler. Best. ved at spredning av lys ved 860 nm i prøven i henhold til NS-ISO 7027 sammenlignes med lysspredning i en kalibreringsløsning. Hach Model 2100 AN Turbidimeter.
Total-fosfor (Tot-P)	µg/l	D 2-1: Best. av totalfosfor i ferskvann og sjøvann med Skalar Autoanalysator etter oppslutning med peroksodisulfat.
Total-nitrogen (Tot-N)	µg/l	D 6-1: Best. av nitrogen i ferskvann og sjøvann etter oppslutning med peroksodisulfat, sluttbestemmelse med Skalar Autoanalysator.
Totalt organisk karbon (TOC)	mg/l	G 4-2: Bestemmelse av TOC med peroksodisulfat/UV-metoden.
Klorofyll- <i>a</i> (Kl- <i>a</i>)	µg/l	H 1-1: Spektrofotometrisk måling etter metanol-ekstraksjon
Aluminium (RAI og IIAI)	µg/l	E 3-2: Fotometrisk best. av reaktivt og ikke-labilt aluminium med Skalar Autoanalysator.
Arsen (As), Barium (Ba), Kadmium (Cd), Krom (Cr), Kobber (Cu), Jern (Fe), Nikkel (Ni), Bly (Pb), Antimon (Sb), Strontium (Sr), og Sink (Zn)	µg/l	E 8-3: Grunnstoffbestemmelse med ICP-MS. Perkin-Elmer Sciex Elan 6000 ICP-MS, utstyrt med P-E autosampler AS-90, AS-90b prøvebrett og P-E Rinsing kit.

Tabell 13. Generell vannkvalitet i bekker og elver. Labilt aluminium (LAl) er differansen mellom reaktivt og ikke-labilt aluminium (RAI-IIAl). Ved IIAl>RAI settes LAl lik 0. Ved RAI eller IIAl<5 µg/l settes verdien til 3 µg/l for beregning av middelv verdier.

Lokalitet	Dato	pH	Alk. mmol/l	Turb. FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	RAI µg/l	IIAl µg/l	LAl µg/l
Hornbekken	16.06.2005	5,96	0,054	0,22	8	122	5,6	64	63	1
	11.07.2005	6,04	0,066	0,23	8	116	3,2	32	37	0
	10.08.2005	4,21	0,000	0,47	12	375	33,1	122	127	0
	14.09.2005	6,18	0,058	0,24	7	114	5,4	51	36	15
	Middel	5,60	0,045	0,29	9	182	11,8	67	66	4
	Min	4,21	0,000	0,22	7	114	3,2	32	36	0
	Maks	6,18	0,066	0,47	12	375	33,1	122	127	15
Vestre Æra 2	09.12.2004	6,83	0,124	1,02	9	215	9,4	35	29	6
	27.04.2005	5,93	0,064	1,24	11	280	12,1	79	84	0
	12.05.2005	6,45					9,1	60	54	6
	25.05.2005	6,11	0,072	0,99	9	245	11,4	58	59	0
	16.06.2005	6,75	0,140	1,03	11	205	10,1	23	24	0
	11.07.2005	6,81	0,260	0,78	9	116	3,6	15	14	1
	10.08.2005	6,39	0,106	1,74	14	285	15,9	59	58	1
	14.09.2005	6,96	0,196	2,09	15	190	7,9	28	21	7
	12.10.2005	6,77	0,149	1,74	13	225	10,1	19	19	0
	15.11.2005	6,58	0,113	0,95	10	275	10,0	32	27	5
	Middel	6,56	0,136	1,29	11	226	10,0	41	39	3
	Min	5,93	0,064	0,78	9	116	3,6	15	14	0
	Maks	6,96	0,260	2,09	15	285	15,9	79	84	7
Dønna	09.12.2004	7,16	0,298	0,62	4	265	4,1	26	18	8
	27.04.2005	6,76	0,156	0,65	8	315	9,5	52	49	3
	25.05.2005	6,77	0,178	0,57	7	270	9,1	40	39	1
	16.06.2005	7,10	0,265	0,26	5	205	6,3	22	19	3
	11.07.2005	6,95	0,366	0,34	4	170	3,1	12	13	0
	10.08.2005	7,09	0,278	0,60	8	280	11,7	32	25	7
	14.09.2005	7,27	0,332	0,70	6	225	6,3	13	9	4
	12.10.2005	7,25	0,313	0,58	6	305	7,4	<5	<5	0
	15.11.2005	7,03	0,218	0,64	7	315	7,9	30	21	9
	Middel	7,04	0,267	0,55	6	261	7,3	26	22	4
	Min	6,76	0,156	0,26	4	170	3,1	<5	<5	0
	Maks	7,27	0,366	0,70	8	315	11,7	52	49	9
	Svartbekken 1	27.04.2005	5,28	0,039	1,57	15	315	13,8	91	88
25.05.2005		5,49	0,045	1,06	15	395	13,2	66	57	9
16.06.2005		6,38	0,108	1,01	20	545	13,9	34	33	1
11.07.2005		7,11	0,272	2,70	34	760	7,8	32	32	0
10.08.2005		5,53	0,070	1,42	27	375	26,4	106	103	3
14.09.2005		6,82	0,164	2,06	24	790	10,5	32	27	5
12.10.2005		6,13	0,088	1,14	20	515	15,5	33	27	6
15.11.2005		5,98	0,076	0,75	16	845	11,4	37	27	10
Middel		6,09	0,108	1,46	21	568	14,1	54	49	5
Maks		7,11	0,272	2,70	34	845	26,4	106	103	10
Deia 2	27.04.2005	6,04	0,069	1,19	14	235	12,6	61	61	0
	25.05.2005	5,63	0,035	0,78	13	170	5,6	19	18	1
	16.06.2005	6,48	0,093	0,36	10	175	8,1	16	15	1
	11.07.2005	7,16	0,191	0,24	7	111	3,3	7	6	1
	10.08.2005	5,79	0,073	1,02	14	305	20,6	65	65	0
	14.09.2005	6,84	0,138	0,25	9	180	8,0	16	12	4
	12.10.2005	6,38	0,087	0,39	10	205	10,1	14	10	4
	15.11.2005	6,41	0,084	0,34	8	143	7,0	15	12	3
	Middel	6,34	0,096	0,57	11	191	9,4	27	25	2
	Maks	7,16	0,191	1,19	14	305	20,6	65	65	4

Tabell 14 fortsatt.

Lokalitet	Dato	pH	Alk. mmol/l	Turb. FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l
Slemma S	09.12.2004	6,75	0,172	1,07	7	195	6,6	44	37	7
	25.01.2005	6,54	0,195	1,20	8	190	6,2	58	57	1
	28.02.2005	6,69	0,225	0,91	8	175	4,6	38	34	4
	27.04.2005	6,30	0,106	0,74	10	235	10,4	70	71	0
	25.05.2005	6,18	0,078	0,79	11	205	8,0	51	50	1
	16.06.2005	6,65	0,130	0,72	10	170	7,1	33	34	0
	11.07.2005	6,53	0,176	0,78	9	170	5,6	17	20	0
	10.08.2005	6,84	0,200	1,39	20	190	6,0	21	16	5
	14.09.2005	6,72	0,166	0,75	10	230	9,0	31	30	1
	12.10.2005	6,62	0,140	1,01	12	240	11,0	31	24	7
	15.11.2005	6,43	0,100	1,49	10	240	11,9	51	43	8
	Middel	6,57	0,153	0,99	10	204	7,9	40	38	3
	Min	6,18	0,078	0,72	7	170	4,6	17	16	0
	Maks	6,84	0,225	1,39	20	240	11,0	70	71	7
Søre Osa	09.12.2004	6,72	0,122	0,72	6	280	7,4	40	38	2
	25.01.2005	6,55	0,121	1,10	5	255	8,6	62	63	0
	28.02.2005	6,65	0,131	0,49	5	255	6,7	39	37	2
	27.04.2005	6,15	0,078	0,86	9	235	11,6	75	74	1
	25.05.2005	6,21	0,083	1,15	10	245	11,5	56	56	0
	16.06.2005	6,56	0,118	0,66	8	225	9,0	32	32	0
	11.07.2005	6,60	0,140	0,81	6	210	6,8	22	23	0
	10.08.2005	6,27	0,100	1,55	10	315	13,9	68	66	2
	14.09.2005	6,78	0,125	0,66	7	220	7,2	25	24	1
	12.10.2005	6,72	0,120	0,60	7	255	9,6	21	18	3
	15.11.2005	6,51	0,106	0,63	8	235	10,7	45	35	10
	Middel	6,52	0,113	0,84	7	248	9,4	44	42	2
	Min	6,15	0,078	0,49	5	210	6,7	21	18	0
	Maks	6,78	0,140	1,55	10	315	13,9	75	74	10
Rena os, Deia	25.05.2005	7,22	0,321	0,40	4	225	2,7	12	7	5
	16.06.2005	7,27	0,333	0,29	4	200	2,7	11	6	5
	11.07.2005	7,15	0,322	0,46	5	165	2,7	11	<5	8
	10.08.2005	7,24	0,326	0,56	5	170	2,6	12	<5	9
	14.09.2005	7,16	0,328	0,34	4	175	2,7	13	8	5
	12.10.2005	7,36	0,335	0,38	4	195	2,7	<5	<5	0
	15.11.2005	7,31	0,345	0,36	4	190	2,7	<5	<5	0
	Middel	7,24	0,330	0,40	4	189	2,7	9	5	5
	Min	7,15	0,321	0,29	4	165	2,6	<5	<5	0
	Maks	7,36	0,345	0,56	5	225	2,7	13	8	9
Rena v. Rødsbrua	09.12.2004	7,25	0,352	0,97	4	215	2,6	11	6	5
	25.01.2005	7,18	0,355	0,61	3	195	2,5	18	11	7
	28.02.2005	7,23	0,354	0,23	2	200	2,5	12	7	5
	27.04.2005	7,20	0,350	0,32	4	225	3,0	14	8	6
	25.05.2005	7,27	0,326	0,33	4	190	2,8	11	6	5
	16.06.2005	7,36	0,354	0,26	5	190	2,7	11	5	6
	11.07.2005	7,25	0,333	0,71	6	165	2,7	14	7	7
	10.08.2005	7,27	0,334	0,50	5	180	2,9	11	<5	8
	14.09.2005	7,30	0,326	0,32	4	175	2,6	10	6	4
	12.10.2005	7,40	0,349	0,29	4	205	2,6	<5	<5	0
	15.11.2005	7,35	0,358	0,29	4	190	2,6	<5	<5	0
	Middel	7,28	0,345	0,44	4	194	2,7	11	6	5
	Min	7,18	0,326	0,23	2	165	2,5	<5	<5	0
	Maks	7,40	0,358	0,97	6	225	3,0	18	11	8

Tabell 14 forts.

Lokalitet	Dato	pH	Alk. mmol/l	Turb. FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l
Rena v. Flåtestøa	25.01.2005	7,04	0,253	0,60		220	4,2	25	19	6
	28.02.2005	7,04	0,246	0,40	4	220	4,1	21	16	5
	27.04.2005	7,24	0,338	0,26	4	205	3,0	12	7	5
	25.05.2005	7,05	0,231	0,55	6	220	4,5	13	9	4
	16.06.2005	7,27	0,338	0,46	5	190	2,9	8	<5	5
	11.07.2005	7,24	0,327	0,50	5	170	2,6	8	5	3
	10.08.2005	7,27	0,307	0,69	5	185	3,1	11	<5	8
	Middel	7,16	0,291	0,49	5	201	3,5	14	9	5
	Min	7,04	0,231	0,26	4	170	2,6	8	<5	3
Maks	7,27	0,338	0,69	6	220	4,5	25	19	8	
Rena nedstrøms	27.04.2005	7,18	0,317	0,46	4	215	3,7	18	14	4
Løpsjøen	25.05.2005	7,15	0,282	0,67	5	210	4,0	12	8	4
	16.06.2005	7,21	0,272	0,53	6	220	4,4	15	8	7
	11.07.2005	7,24	0,312	0,60	6	180	3,1	11	5	6
	10.08.2005	7,12	0,261	0,63	7	205	4,5	15	6	9
	14.09.2005	7,24	0,298	0,36	4	185	3,4	12	8	4
	12.10.2005	7,34	0,305	0,50	5	205	3,4	<5	<5	0
	15.11.2005	7,18	0,259	0,48	5	220	4,7	10	<5	7
	Middel	7,21	0,288	0,53	5	205	3,9	12	7	5
	Min	7,12	0,259	0,36	4	180	3,1	<5	<5	0
Maks	7,34	0,317	0,67	7	220	4,7	18	14	9	
Glåma oppstrøms Åsta	09.12.2004	7,10	0,286	0,51	3	230	3,2	14	9	5
	25.01.2005	7,06	0,284	1,10	3	230	3,6	22	16	6
	28.02.2005	7,11	0,300	0,36	3	235	3,0	15	9	6
	27.04.2005	7,09	0,277	0,49	5	205	5,0	24	13	11
	25.05.2005	6,95	0,200	3,58	19	210	4,1	14	11	3
	16.06.2005	7,11	0,229	1,66	7	147	3,1	10	<5	7
	11.07.2005	7,27	0,310	0,56	5	141	2,2	9	5	4
	10.08.2005	7,11	0,251	1,56	6	190	5,3	17	9	8
	14.09.2005	7,30	0,293	0,39	4	180	2,9	8	<5	5
	12.10.2005	7,25	0,275	0,41	5	205	3,6	9	<5	6
	15.11.2005	7,19	0,252	1,16	5	210	4,4	12	<5	9
	Middel	7,14	0,269	1,07	6	198	3,7	14	8	6
	Min	6,95	0,200	0,36	3	141	2,2	8	<5	3
	Maks	7,30	0,310	3,58	19	235	5,3	24	16	11
Ygleklettbecken	12.10.2005	7,68					8,8			
	15.11.2005	7,42					9,5			
	Middel	7,55					9,2			
	Min	7,42					8,8			
	Maks	7,68					9,5			
Stormobekken	12.10.2005	7,41					13,3			
	15.11.2005	7,15					15,8			
	Middel	7,28					14,6			
	Min	7,15					13,3			
	Maks	7,41					15,8			

Tabell 14. Konsentrasjoner av metaller og sporelementer i bekker og elver. Ved beregning av middelværdier av kadmium er $<0,005 \mu\text{gCd/l}$ satt lik $0,003 \mu\text{gCd/l}$.

Lokalitet	Dato	As $\mu\text{g/l}$	Ba $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$	Cr $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Fe $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	Sb $\mu\text{g/l}$	Sr $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
Hornbekken	16.06.2005	0,10	17,8	<0,005	<0,1	0,13	99	0,20	0,110	<0,05	4,56	1,30
	11.07.2005	0,32	13,3	<0,005	<0,1	0,11	74	0,21	0,065	<0,05	4,63	0,94
	10.08.2005	0,22	14,8	0,029	0,2	0,27	354	0,31	1,150	0,06	4,95	13,70
	14.09.2005	0,10	16,6	<0,005	0,1	0,10	120	0,20	0,082	<0,05	4,87	0,92
	Middel	0,19	15,6	0,010		0,15	162	0,23	0,352		4,75	4,22
	Min	0,10	13,3	<0,005	<0,1	0,10	74	0,20	0,065	<0,05	4,56	0,92
	Maks	0,32	17,8	0,029	0,2	0,27	354	0,31	1,150	0,06	4,95	13,70
Vestre Æra 2	09.12.2004	0,22		<0,005	0,1	0,19	676	0,20	0,229	0,05	12,20	1,40
	27.04.2005	0,20	8,7	0,020	<0,1	0,28	680	0,26	0,251	<0,05	6,70	3,75
	12.05.2005	0,20	7,9	0,010	0,1	0,23	501	0,23	0,205	<0,05	8,15	2,46
	25.05.2005	0,22	8,7	0,010	0,1	0,25	477	0,27	0,150	<0,05	7,77	2,93
	16.06.2005	0,27	7,2	0,006	0,1	0,23	583	0,24	0,160	0,08	10,70	1,50
	11.07.2005	0,22	5,1	<0,005	<0,1	0,14	448	0,09	0,055	<0,05	16,40	0,41
	10.08.2005	0,29	11,8	0,010	0,3	0,29	886	0,43	0,213	0,06	13,60	3,69
	14.09.2005	0,27	7,1	0,006	0,2	0,13	1120	0,20	0,120	<0,05	12,60	0,96
	12.10.2005	0,25	9,0	0,006	<0,1	0,17	782	0,20	0,140	<0,05	12,50	1,70
	15.11.2005	0,34	8,8	0,010	<0,1	0,21	587	0,20	0,150	0,10	10,20	2,59
	Middel	0,25	8,2	0,008		0,21	674	0,23	0,167		11,08	2,14
	Min	0,20	5,1	<0,005	<0,1	0,13	448	0,09	0,055	<0,05	6,70	0,41
	Maks	0,34	11,8	0,020	0,3	0,29	1120	0,43	0,251	0,10	16,40	3,75
	Dønna	09.12.2004	0,10		<0,005	0,1	0,17	140	0,20	0,049	<0,05	21,5
27.04.2005		0,10	9,7	0,009	<0,1	0,27	230	0,23	0,090	<0,05	15,0	2,89
25.05.2005		0,10	9,9	0,007	<0,1	0,29	160	0,21	0,063	<0,05	16,4	2,38
16.06.2005		0,10	9,3	<0,005	<0,1	0,22	110	0,20	0,036	0,05	21,1	1,20
11.07.2005		0,20	16,0	0,006	<0,1	0,20	47	0,20	0,020	<0,05	29,9	4,01
10.08.2005		0,20	11,6	0,005	0,1	0,31	250	0,26	0,071	<0,05	25,8	9,70
14.09.2005		0,20	10,5	0,006	0,2	0,20	210	0,20	0,054	<0,05	24,0	1,40
12.10.2005		0,20	10,7	<0,005	<0,1	0,17	220	0,20	0,040	<0,05	24,8	1,40
15.11.2005		0,20	10,1	0,010	0,1	0,27	200	0,10	0,086	0,07	18,8	2,34
Middel		0,16	11,0	0,006		0,23	174	0,20	0,057		21,92	2,99
Min		0,10	9,3	<0,005	<0,1	0,17	47	0,10	0,020	<0,05	15,00	1,20
Maks	0,20	16,0	0,010	0,2	0,31	250	0,26	0,090	0,07	29,90	9,70	
Svartbekken 1	27.04.2005	0,24	7,4	0,020	<0,1	0,21	679	0,21	0,292	<0,05	5,1	3,29
	25.05.2005	0,25	8,9	0,020	0,1	0,22	645	0,26	0,284	0,05	6,4	3,54
	16.06.2005	0,32	7,6	0,009	0,1	0,19	849	0,28	0,247	0,05	10,3	2,19
	11.07.2005	0,51	4,2	0,006	<0,1	0,20	1710	0,10	0,274	<0,05	17,6	0,84
	10.08.2005	0,41	13,5	0,020	0,2	0,23	1410	0,39	0,421	0,06	11,6	11,70
	14.09.2005	0,37	7,1	0,007	0,1	0,13	1190	0,20	0,207	<0,05	13,6	1,20
	12.10.2005	0,35	10,1	0,010	<0,1	0,17	1150	0,27	0,260	<0,05	10,8	2,92
	15.11.2005	0,28	9,5	0,020	0,1	0,17	716	0,10	0,264	0,07	11,0	3,14
	Middel	0,34	8,5	0,014		0,19	1044	0,23	0,281		10,80	3,60
	Min	0,24	4,2	0,006	<0,1	0,13	645	0,10	0,207	<0,05	5,10	0,84
	Maks	0,51	13,5	0,020	0,2	0,23	1710	0,39	0,421	0,07	17,60	11,70
Deia 2	27.04.2005	0,20	10,7	0,010	<0,1	0,15	427	0,21	0,271	<0,05	7,60	2,66
	25.05.2005	0,09	4,9	0,010	<0,1	0,11	140	0,10	0,150	<0,05	2,74	2,08
	16.06.2005	0,10	6,8	<0,005	<0,1	0,16	180	0,20	0,093	<0,05	6,89	1,30
	11.07.2005	0,10	5,3	<0,005	<0,1	0,16	98	0,10	0,054	<0,05	11,20	0,49
	10.08.2005	0,25	15,8	0,020	0,2	0,16	475	0,31	0,180	0,05	10,40	11,30
	14.09.2005	0,20	7,1	0,007	<0,1	0,08	240	0,10	0,073	<0,05	9,33	0,79
	12.10.2005	0,20	9,4	<0,005	<0,1	0,08	331	0,20	0,100	<0,05	8,36	1,80
	15.11.2005	0,10	6,7	0,007	<0,1	0,09	230	0,06	0,130	0,05	6,28	1,40
	Middel	0,16	8,3	0,008		0,12	265	0,16	0,131		7,85	2,73
	Min	0,09	4,9	<0,005	<0,1	0,08	98	0,06	0,054	<0,05	2,74	0,49
	Maks	0,25	15,8	0,020	0,2	0,16	475	0,31	0,271	0,05	11,20	11,30

Tabell 15 forts.

Lokalitet	Dato	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l
Slemma S	09.12.2004	0,10		0,006	<0,1	0,82	355	0,20	0,100	<0,05	15,5	1,30
	25.01.2005	0,10	17,4	0,007	<0,1	0,22	434	0,10	0,100	0,10	18,5	1,00
	28.02.2005	0,10	17,2	<0,005	<0,1	0,21	411	0,07	0,068	<0,05	19,0	0,89
	27.04.2005	0,20	17,6	0,008	<0,1	0,28	417	0,20	0,208	<0,05	13,0	2,00
	25.05.2005	0,10	14,3	0,009	<0,1	0,26	270	0,20	0,160	<0,05	9,2	1,70
	16.06.2005	0,10	14,7	0,005	<0,1	0,27	270	0,10	0,130	<0,05	12,6	0,94
	11.07.2005	0,23	14,2	<0,005	0,1	0,28	250	0,10	0,074	<0,05	15,9	0,65
	10.08.2005	0,10	15,3	<0,005	<0,1	0,24	410	0,10	0,120	<0,05	17,5	7,90
	14.09.2005	0,20	18,9	0,007	0,1	0,27	397	0,10	0,110	<0,05	15,7	0,91
	12.10.2005	0,20	21,9	0,005	<0,1	0,26	438	0,10	0,160	<0,05	16,6	1,70
	15.11.2005	0,20	20,8	0,010	0,2	0,32	421	0,09	0,252	0,06	14,0	2,20
	Middel	0,15	17,2	0,006		0,31	370	0,12	0,135		15,22	1,93
	Min	0,10	14,2	<0,005	<0,1	0,21	250	0,07	0,068	<0,05	9,16	0,65
	Maks	0,23	21,9	0,010	0,2	0,82	438	0,20	0,252	0,10	19,00	7,90
Søre Osa	09.12.2004	0,20		<0,005	<0,1	0,28	210	0,24	0,073	<0,05	11,4	1,50
	25.01.2005	0,20	13,4	0,006	<0,1	0,16	270	0,25	0,075	0,07	12,8	1,60
	28.02.2005	0,10	13,7	<0,005	<0,1	0,26	150	0,20	0,041	<0,05	12,7	1,40
	27.04.2005	0,20	11,8	0,010	<0,1	0,26	488	0,28	0,180	<0,05	9,1	2,54
	25.05.2005	0,20	13,5	0,010	0,1	0,30	397	0,29	0,180	<0,05	10,0	2,51
	16.06.2005	0,21	12,6	0,005	<0,1	0,26	220	0,23	0,080	0,10	11,5	1,30
	11.07.2005	0,24	14,2	<0,005	<0,1	0,30	180	0,21	0,056	<0,05	12,5	1,20
	10.08.2005	0,23	17,6	0,010	0,1	0,39	510	0,35	0,212	<0,05	12,9	11,30
	14.09.2005	0,20	13,2	0,007	0,1	0,26	190	0,22	0,066	<0,05	11,0	1,00
	12.10.2005	0,28	13,2	0,005	<0,1	0,26	328	0,24	0,087	0,08	12,3	1,30
	15.11.2005	0,20	12,9	0,009	0,2	0,26	358	0,20	0,130	<0,05	11,4	2,00
	Middel	0,21	13,6	0,006		0,27	300	0,25	0,107		11,60	2,51
	Min	0,10	11,8	<0,005	<0,1	0,16	150	0,20	0,041	<0,05	9,10	1,00
	Maks	0,28	17,6	0,010	0,2	0,39	510	0,35	0,212	0,10	12,90	11,30
Rena oppstrøms Deia	25.05.2005	0,06	41,1	0,009	<0,1	2,19	20	0,39	0,010	<0,05	21,30	5,45
	16.06.2005	0,07	44,5	0,008	<0,1	2,45	20	0,45	<0,01	<0,05	22,80	5,65
	11.07.2005	0,10	42,9	0,008	<0,1	2,65	32	0,48	0,020	<0,05	22,40	4,79
	10.08.2005	0,07	42,7	0,007	<0,1	2,40	30	0,41	0,020	<0,05	22,20	11,90
	14.09.2005	0,20	41,9	0,010	<0,1	2,29	20	0,38	0,022	0,06	19,20	4,13
	12.10.2005	0,06	44,8	0,010	<0,1	2,35	30	0,55	0,010	<0,05	21,80	5,45
	15.11.2005	0,07	43,2	0,009	0,1	2,60	20	0,30	0,020	<0,05	23,10	5,34
	Middel	0,09	43,0	0,009		2,42	25	0,42	0,017		21,83	6,10
	Min	0,06	41,1	0,007	<0,1	2,19	20	0,30	0,010	<0,05	19,20	4,13
	Maks	0,20	44,8	0,010	0,1	2,65	32	0,55	0,022	0,06	23,10	11,90
Rena ved Rødsbrua	09.12.2004	0,07		0,008	<0,1	2,45	20	0,46	0,022	<0,05	22,5	5,68
	25.01.2005	0,06	48,8	0,010	<0,1	2,26	20	0,38	0,010	<0,05	25,2	5,72
	28.02.2005	0,06	45,5	0,010	<0,1	2,38	20	0,45	0,008	<0,05	23,5	5,88
	27.04.2005	0,08	42,4	0,009	<0,1	2,34	30	0,39	0,020	<0,05	24,1	5,46
	25.05.2005	0,08	41,9	0,009	<0,1	2,03	30	0,37	0,020	<0,05	20,8	4,54
	16.06.2005	0,09	48,2	0,009	<0,1	2,30	30	0,40	0,017	<0,05	23,0	4,57
	11.07.2005	0,09	45,3	0,007	<0,1	2,45	34	0,38	0,010	<0,05	22,3	3,53
	10.08.2005	0,07	43,7	0,006	0,1	2,31	38	0,41	0,023	<0,05	22,5	11,10
	14.09.2005	0,10	46,1	0,009	<0,1	2,33	30	0,39	0,022	<0,05	20,4	4,21
	12.10.2005	0,24	47,8	0,010	<0,1	2,37	33	0,44	0,031	0,09	23,0	4,61
	15.11.2005	0,06	47,2	0,010	0,1	2,49	30	0,26	0,010	<0,05	22,8	4,74
	Middel	0,09	45,7	0,009		2,34	29	0,39	0,018		22,74	5,46
	Min	0,06	41,9	0,006	<0,1	2,03	20	0,26	0,008	<0,05	20,40	3,53
	Maks	0,24	48,8	0,010	0,1	2,49	38	0,46	0,031	0,09	25,20	11,10

Tabell 15 forts.

Lokalitet	Dato	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l
Rena ved Flåtestøa	27.04.2005	0,07	41,1	0,009	<0,1	2,40	31	0,39	0,022	<0,05	23,70	5,54
	25.05.2005	0,09	30,5	0,007	<0,1	1,41	94	0,35	0,037	<0,05	16,80	4,30
	16.06.2005	0,09	46,8	0,008	<0,1	2,27	30	0,47	0,013	<0,05	23,20	5,84
	11.07.2005	0,08	45,6	0,010	<0,1	3,00	40	0,78	0,041	<0,05	22,20	5,53
	10.08.2005	0,09	41,4	0,030	<0,1	2,24	54	0,42	0,034	<0,05	21,50	15,20
	Middel	0,08	41,1	0,013		2,26	50	0,48	0,029		21,48	7,28
	Min	0,07	30,5	0,007	<0,1	1,41	30	0,35	0,013	<0,05	16,80	4,30
	Maks	0,09	46,8	0,030	<0,1	3,00	94	0,78	0,041	<0,05	23,70	15,20
Rena nedstrøms Løpsjøen	27.04.2005	0,08	39,0	0,009	<0,1	2,2	64	0,40	0,030	<0,05	22,6	5,96
	25.05.2005	0,08	35,7	0,009	<0,1	1,7	79	0,36	0,045	<0,05	19,6	4,67
	16.06.2005	0,10	36,6	0,008	<0,1	1,73	75	0,38	0,036	<0,05	19,6	4,34
	11.07.2005	0,10	42,0	0,010	<0,1	2,29	40	0,40	0,020	<0,05	21,8	3,99
	10.08.2005	0,10	34,6	0,009	0,1	1,83	91	0,38	0,032	<0,05	19,4	12,20
	14.09.2005	0,10	39,4	0,010	<0,1	2	55	0,38	0,026	<0,05	18,7	4,12
	12.10.2005	0,10	41,6	0,009	<0,1	2,05	65	0,41	0,036	<0,05	21,4	4,25
	15.11.2005	0,08	30,7	0,009	<0,1	1,53	74	0,20	0,028	<0,05	17,2	3,46
	Middel	0,09	37,5	0,009		1,92	68	0,36	0,032		20,04	5,37
	Min	0,08	30,7	0,008	<0,1	1,53	40	0,20	0,020	<0,05	17,20	3,46
Maks	0,10	42,0	0,010	0,1	2,29	91	0,41	0,045	<0,05	22,60	12,20	
Glåma oppstrøms Åsta	09.12.2004	0,20		0,005	<0,1	1,59	64	0,38	0,038	0,06	19,6	4,85
	25.01.2005	0,08	34,7	0,009	<0,1	1,50	68	0,33	0,027	<0,05	21,9	4,89
	28.02.2005	0,09	35,6	0,009	<0,1	1,76	54	0,38	0,010	<0,05	21,4	5,17
	27.04.2005	0,08	31,8	0,010	<0,1	2,11	120	0,40	0,071	<0,05	21,6	4,93
	25.05.2005	0,10	21,3	0,047	0,3	6,91	362	0,95	0,423	<0,05	13,4	14,80
	16.06.2005	0,09	19,2	0,020	0,1	4,18	110	0,60	0,150	<0,05	13,9	7,35
	11.07.2005	0,10	30,1	0,008	<0,1	2,29	58	0,31	0,025	<0,05	19,5	3,83
	10.08.2005	0,09	24,4	0,010	0,1	3,23	150	0,75	0,110	<0,05	17,2	13,90
	14.09.2005	0,08	34,3	0,008	0,1	1,97	60	0,34	0,035	<0,05	18,4	3,76
	12.10.2005	0,10	34,3	0,010	<0,1	1,59	81	0,33	0,048	<0,05	21,3	4,46
	15.11.2005	0,08	29,8	0,010	0,1	1,39	110	0,35	0,061	<0,05	18,5	4,27
	Middel	0,10	29,6	0,013		2,59	112	0,47	0,091		18,79	6,56
	Min	0,08	19,2	0,005	<0,1	1,39	54	0,31	0,010	<0,05	13,40	3,76
Maks	0,20	35,6	0,047	0,3	6,91	362	0,95	0,423	0,06	21,90	14,80	
Ygleklettbecken	11.07.2005					1,44			0,170	0,20		1,10
	10.08.2005					1,78			0,375	0,30		9,06
	14.09.2005					1,05			0,090	0,10		1,00
	12.10.2005					1,23			0,099	0,20		1,50
	15.11.2005					1,38			0,241	0,20		2,00
	Middel					1,38			0,195	0,20		2,93
	Min					1,05			0,090	0,10		1,00
Maks					1,78			0,375	0,30		9,06	
Stormobekken	11.07.2005					0,24			0,020	<0,05		0,46
	10.08.2005					0,393			0,100	0,05		7,97
	14.09.2005					0,21			0,033	<0,05		0,52
	12.10.2005					0,26			0,047	0,05		0,77
	15.11.2005					0,342			0,120	0,06		1,60
	Middel					0,29			0,064			2,26
	Min					0,21			0,020	<0,05		0,46
Maks					0,39			0,120	0,06		7,97	

Tabell 15. Osensjøen og Løpsjøen. Generell vannkvalitet i 2005.

Lokalitet	Dato	pH	Alk. mmol/l	Turb. FNU	Tot-P µg/l	Tot-N µg/l	TOC mg/l	RAI µg/l	IIAI µg/l	LAI µg/l	KI-a µg/l
Osensjøen	18.07.2005	6,67	0,103	0,49	7	265	6,8	33	32	1	
	10.08.2005	6,65	0,109	0,70	6	235	6,9	29	26	3	
	13.09.2005	6,68	0,108	0,65	8	275	7,3	25	16	9	1,7
	Middel	6,67	0,107	0,61	7	258	7,0	29	25	4	1,7
	Min	6,65	0,103	0,49	6	235	6,8	25	16	1	1,7
	Maks	6,68	0,109	0,70	8	275	7,3	33	32	9	1,7
Løpsjøen	18.07.2005	7,38	0,312	0,54	6	170	2,9	15	17	0	
	10.08.2005	7,14	0,252	0,62	6	220	4,8	17	12	5	
	13.09.2005	7,31	0,313	0,48	4	200	3,0	9	<5	6	1,5
	Middel	7,28	0,292	0,55	5	197	3,6	14	15	4	1,5
	Min	7,14	0,252	0,48	4	170	2,9	9	12	0	1,5
	Maks	7,38	0,313	0,62	6	220	4,8	17	17	6	1,5

Tabell 16. Osensjøen og Løpsjøen. Konsentrasjoner av metaller og sporelementer i 2005. Ved beregning av middelveier er verdier under deteksjonsgrensene satt til 0,03 µg/l og 0,003 µg/l henholdsvis for arsen og kadmium.

Lokalitet	Dato	As µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Sr µg/l	Zn µg/l
Osensjøen	18.07.2005	0,10	14,9	0,009	<0,1	0,32	88	0,23	0,033	<0,05	12,2	1,70
	10.08.2005	0,20	15,1	0,006	<0,1	0,36	130	0,22	0,050	<0,05	11,7	8,70
	14.09.2005	0,10	15,5	<0,005	<0,1	0,27	140	0,22	0,045	<0,05	10,4	1,70
	Middel	0,13	15,2	0,006		0,32	119	0,22	0,043		11,4	4,03
	Min	0,10	14,9	0,006	<0,1	0,27	88	0,22	0,033	<0,05	10,40	1,70
	Maks	0,20	15,5	0,009	<0,1	0,36	140	0,23	0,050	<0,05	12,20	8,70
Løpsjøen	18.07.2005	<0,05	42,8	0,010	<0,1	2,44	45	0,44	0,049	<0,05	22,8	4,11
	10.08.2005	0,10	34,8	0,010	0,1	1,75	100	0,40	0,049	<0,05	19,2	10,80
	14.09.2005	0,08	41,6	0,006	<0,1	2,20	48	0,39	0,021	<0,05	19,4	4,04
	Middel	0,07	39,7	0,009		2,13	64	0,41	0,040		20,5	6,32
	Min	<0,05	34,8	0,006	<0,1	1,75	45	0,39	0,021	<0,05	19,2	4,04
	Maks	0,10	42,8	0,010	0,1	2,44	100	0,44	0,049	<0,05	22,8	10,80

Tabell 17. Osensjøen og Løpsjøen. Siktedyp (m), vannets farge og vanntemperatur (°C).

Dato	Osensjøen			Løpsjøen		
	18.7.05	10.8.05	13.9.05	18.7.05	10.8.05	13.9.05
Siktedyp	4,1	2,8	3,8	Siktedyp	5,7	3,6
Farge	Brun	Brun	Brun	Farge	Brun	Brun
Temp.:				Temp.:		
0,5 m	16,0	13,3	12,4	0,5 m	17,7	13,2
3 m	16,0	12,9	12,4	2,5 m	15,8	12,9
5 m	2,7	12,9	12,4	5 m	15,2	12,8
7 m	12,7	12,9	12,4	7 m	13,3	12,8
10 m	11,4	12,9	12,4	10 m	13,0	12,8
15 m	10,1	9,6	11,1	15 m	12,1	12,5
20 m	9,1	6,5	9,1			

Tabell 18. Osensjøen. Biomasser av dyreplankton i 2005, gitt som mg tørrvekt pr. m³ i sjiktet 0-20 m. Antall taksa i parentes.

	18. jul.	10. aug.	13. sep.	Middel
<u>Hjuldyr (Rotifera)</u>				
Keratella cochlearis	0,248	0,232	0,090	0,190
Keratella hiemalis	0,016	0,060	0,008	0,028
Kellicottia longispina	0,089	0,022	0,072	0,061
Polyarthra spp.	1,254	1,242	1,379	1,292
Conochilus unicornis	0,293	0,002	0,058	0,118
Synhaeta spp.	0,080			0,027
Trichocerca sp.		0,004		0,001
Collotheca spp.		0,006		0,002
Lecane sp.		0,002		0,001
Rotifera ubest.		0,156	0,016	0,057
Hjuldyr totalt (10)	1,980	1,726	1,623	1,776
<u>Hoppekreps (Copepoda)</u>				
<u>Calanoida</u>				
Heterocope appendiculata	10,62	1,67	0,33	4,21
Arctodiaptomus laticeps	2,00	0,14	0,32	0,82
Calanoida totalt (2)	12,62	1,81	0,65	5,03
<u>Cyclopoida</u>				
Cyclops scutifer	87,36	25,41	14,19	42,32
Cyclopoide cop. ubest.	0,02			0,01
Cyclopoide naup. ubest. ¹	1,13	0,21	2,45	1,26
Cyclopoida totalt (2)	88,51	25,62	16,65	43,59
<u>Vannlopper (Cladocera)</u>				
Leptodora kindtii		2,88		0,96
Holopedium gibberum	0,94	0,37	0,44	0,58
Daphnia galeata	1,09	0,08	0,10	0,42
Daphnia cristata	1,74	7,85	18,94	9,51
Daphnia longiremis	3,78	1,20	0,04	1,67
Bosmina longispina	8,06	1,48	6,39	5,31
Polyphemus pediculus		0,003		0,001
Bythotrephes longimanus		0,06		0,02
Chydoridae ubest. ²		0,002		0,001
Vannlopper totalt (9)	15,61	13,92	25,92	18,48
Zooplankton totalt (23)	118,72	43,08	44,84	68,88

¹ Hovedsakelig *Cyclops scutifer*

² Litoral art

Tabell 19. Løpsjøen. Biomasser av dyreplankton i 2005, gitt som mg tørrvekt pr. m³ i vannsøylen 0-15 m. Antall taksa i parentes.

	18. jul.	10. aug.	13. sep.	Middel
<u>Hjuldyr (Rotifera)</u>				
Keratella cochlearis	0,025	0,003	0,005	0,011
Kellicottia longispina	0,006	0,019	0,005	0,010
Euchlanis dilatata			0,005	0,002
Asplanchna priodonta		0,050		0,017
Polyarthra spp.	0,052	0,418	0,026	0,165
Conochilus unicornis	0,009	0,042	0,003	0,018
Synhaeta spp.	0,122			0,041
Trichocerca sp.		0,004	0,001	0,002
Collotheca spp.	0,001			0,000
Lecane sp.	0,0003	0,002	0,001	0,001
Rotifera ubest.	0,012	0,053	0,001	0,022
Hjuldyr totalt (11)	0,227	0,590	0,046	0,288
<u>Hoppekreps (Copepoda)</u>				
<u>Calanoida</u>				
Heterocope appendiculata				
Eudiaptomus gracilis				
Calanoida totalt (0)	0,00	0,00	0,00	0,00
<u>Cyclopoida</u>				
Cyclops scutifer		8,77	0,06	2,94
Cyclopoide cop. ubest.	0,08			0,03
Cyclopoide naup. ubest. ¹	0,02	0,03	0,08	0,04
Cyclopoida totalt (2)	0,09	8,80	0,14	3,01
<u>Vannlopper (Cladocera)</u>				
Leptodora kindtii		0,50		0,17
Holopedium gibberum		0,03		0,01
Daphnia cristata		4,96	0,09	1,68
Bosmina longispina	0,07	4,62		1,56
Bosmina longirostris	0,003			0,001
Acroperus harpae ²		0,02		0,01
Chydorus sphaericus ²	0,007			0,002
Chydoridae ubest. ²		0,002		0,001
Vannlopper totalt (8)	0,08	10,13	0,09	3,43
Zooplankton totalt (21)	0,40	19,52	0,28	6,73

¹ Hovedsakelig *Cyclops scutifer*² Litoral art

Tabell 20. Analyseresultater av vannprøver fra Rødsmoen i 2005. Ved beregning av middelverdier er verdier mindre enn deteksjonsgrensa satt lik 0,5 ganger deteksjonsgrensa.

Lokalitet	Dato	Cu µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
B1 V1	01.07.2005	0,2	0,1	3,19	0,44
	09.09.2005	1,0	15,0	<1	7,8
	12.11.2005	0,4	0,1	<0,2	1,8
	Middel	0,5	5,0	1,3	3,3
B1 V2	01.07.2005	1,3	0,2	1,6	1,1
Ygleklett- bekken	11.07.2005	1,4	0,2	0,2	9,6
	10.08.2005	1,8	0,4	0,3	1,0
	09.09.2005	1,4	3,7	<5	<1
	14.09.2005	1,1	0,1	0,1	1,0
	12.10.2005	1,2	0,1	0,2	1,5
	12.11.2005	2,1	1,1	0,35	3,5
	15.11.2005	1,4	0,2	0,2	2,0
	Middel	1,5	0,7	0,68	2,5
B2 V2	01.07.2005	20,6	26,9	32,5	7,9
	09.09.2005	26,0	37,0	42	14,0
	12.11.2005	21,0	120,0	9,3	10,0
	Middel	22,5	61,3	27,9	10,6
FV 1	01.07.2005	0,8	0,9	0,8	1,9
	09.09.2005	3,6	4,7	<1	6,1
	12.11.2005	1,5	0,1	0,72	2,8
	Middel	2,0	1,9	0,7	3,6
FV 2	01.07.2005	3,4	0,9	0,73	4,1
	09.09.2005	2,4	3,1	<1	5,2
	12.11.2005	3,0	0,7	0,27	4,7
	Middel	2,9	1,6	0,5	4,7
AV 1	01.07.2005	0,4	0,1	0,47	1,3
	09.09.2005	<1	3,3	<1	<5
	12.11.2005	0,5	0,2	0,67	3,6
	Middel	0,5	1,2	0,5	2,5
AV 2	01.07.2005	8,3	0,8	0,74	5,81
	09.09.2005	5,4	4,8	<1	8,5
	12.11.2005	5,9	2,7	1,2	7,1
	Middel	6,5	2,8	0,8	7,1
CV 1	01.07.2005	0,2	0,1	<0,05	0,8
	09.09.2005	9,2	3,5	<1	<5
	12.11.2005	0,4	0,1	<0,2	2,4
	Middel	3,3	1,2	0,2	1,6
CV 2	01.07.2005	0,3	0,05	<0,05	0,89

Tabell 21. Analyseresultater av vannprøver fra Rena leir i 2005.

Lokalitet	Dato	Cu µg/l	Pb µg/l	Sb µg/l	Zn µg/l
ØV B1	01.07.2005	6,2	81	107	3,54
	09.09.2005	7,2	140	130	8,9
	12.11.2005	5,7	96	160	5,5
	Middel	6,4	106	132	6,0
ØV B2	01.07.2005	53,1	479	146	12,3
	09.09.2005	23,0	190	200	10
	12.11.2005	27,0	250	190	14
	Middel	34,4	306	179	12,1
ØV B3	01.07.2005	17,5	75	72,3	2
	09.09.2005	14,0	100	130	6,8
	12.11.2005	13,0	81	100	5,2
	Middel	14,8	85	101	4,7
ØV B4 inn	03.05.2005	6,0	30,0	1790	23
	01.07.2005	11,0	46,7	2610	17,7
	12.11.2005	7,8	33,0	2300	19
	Middel	8,3	36,6	2233	19,9
ØV B4 ut	03.05.2005	2,0	<10	1200	14
	01.07.2005	2,3	3,5	1160	14,9
	09.09.2005	2,0	6,8	910	22
	12.11.2005	3,1	48,0	2000	9,2
	Middel	2,3	15,8	1318	15,0

Tabell 22. Resultater av utlekkingsforsøk med sand fra kulefangervoller på Rødsmoen. Kontamineringsfaktoren (Kf) er lik konsentrasjon ut dividert med konsentrasjon inn.

200 m-banen	pH		Konduktivitet		TOC		Kobber (Cu)			
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Endring	Kf
Regnvann	4,83	6,84	1,36	2,16	0,74	1,1	3,06	187	184	61
Glåma-vann	6,95	7,02	2,69	3,01	4,1	2,3	6,91	703	696	102
Svartbekken-vann	5,49	6,89	1,75	2,44	13,2	3,6	0,22	1560	1560	7091

200 m-banen	Bly (Pb)				Antimon (Sb)				Sink (Zn)			
	Inn	Ut	Endring	Kf	Inn	Ut	Endring	Kf	Inn	Ut	Endring	Kf
Regnvann	0,796	2670	2669	3354	0,08	1850	1850	23125	5,99	78,7	73	13
Glåma-vann	0,423	10000	10000	23641	<0,05	2560	2560	85333	14,8	142	127	10
Svartbekken-vann	0,284	22200	22200	78169	0,05	3650	3650	73000	3,54	224	220	63

Kortholdsbanen	pH		Kond		TOC		Kobber (Cu)			
	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Inn	Ut	Endring	Kf
Regnvann	4,83	7,36	1,36	8,43	0,74	2,3	3,06	2180	2177	712
Glåma-vann	6,95	7,31	2,69	5,24	4,1	2,2	6,91	3070	3063	444
Svartbekken-vann	5,49	7,4	1,75	6,02	13,2	4,3	0,22	3500	3500	15909

Kortholdsbanen	Bly (Pb)		Antimon (Sb)		Sink (Zn)							
	Inn	Ut	Endring	Kf	Inn	Ut	Endring	Kf	Inn	Ut	Endring	Kf
Regnvann	0,796	23400	23399	29397	0,08	10500	10500	131250	5,99	401	395	67
Glåma-vann	0,423	33900	33900	80142	<0,05	9420	9420	314000	14,8	555	540	38
Svartbekken-vann	0,284	39900	39900	140493	0,05	11800	11800	236000	3,54	628	624	177

Tabell 23. Analyseresultater av avrenning fra kulefangervoll ved 200 m-banen i Rødsmoen leir den 3.5.2005, metaller analysert vha. ICP (NIVA-metode E 9-5).

	pH	TOC	Cu	Pb	Sb	Zn
ØVB 4 inn	6,90	1,7	0,006	0,03	1,79	0,023
ØVB 4 ut	6,81	1,3	0,002	<0,01	1,20	0,014
% reduksjon		24	67	83 ¹	33	39

¹ Forutsatt 0,005 mgPb/l i ØVB 4 ut

Tabell 24. Analyseresultater av betongprøver (knust) fra oppsamlingskum for kulefangervoll ved 200 m-banen i Rødsmoen leir 3.5.2005, metaller analysert vha. ICPF-Sm (NIVA-metode E 9-5).

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Zn
Kum øvre	<15	<2	21	28	15	<10	<10	49
Kum nedre	20	<2	50	44	25	10	<10	61