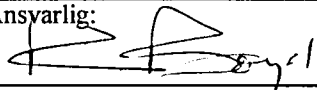


NGU Rapport 98.089

Kjemisk kvalitet av grunnvann fra løsmasser i  
Norge

Rapport nr.: 98.089		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen
Tittel: Kjemisk kvalitet av grunnvann fra løsmasser i Norge			
Forfatter: Banks, D., Fregstad, B., Krog, J.R., Midtgård, Aa.K., Strand, T., Lind, B.		Oppdragsgiver: NGU og Statens strålevern i samarbeid med næringsmiddeltilsynene	
Fylke: Alle		Kommune:	
Kartblad (M=1:250.000)		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall: 96	Pris: 115,-
Feltarbeid utført: 1996-97		Rapportdato: 30.06.98	Prosjektnr.: 2720.00
		Ansvarlig: 	
Sammendrag:			
<p>"Landsomfattende kartlegging av kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell" er et samarbeid mellom Statens strålevern (NRPA) og Norges geologiske undersøkelse (NGU). Næringsmiddeltilsynene har stått for prøvetakingen i vannverk og hos private brønneiere og utfylling av prøvetakingskjema. Der skjemaet har inneholdt tilstrekkelige opplysninger, er de prøvetatte brønnene stedfestet med koordinater i datasettet. I tillegg til i overkant av 1700 grunnvannsprøver fra brønner i fast fjell, er det også sendt inn 88 prøver av grunnvann fra brønner i løsmasser. Disse danner en egen og meget interessant del av datagrunnlaget.</p> <p>Rapporten gir en innføring i variasjon i konsentrasjon av utvalgte grunnstoff i grunnvann og hvilken helsemessig betydning stoffene kan ha ved inntak. Resultatene av vannanalysene fra hele Norge er presentert som kart og hovedtrekkene er beskrevet i tekst.</p> <p>13,9 % (222 av 1601) av de undersøkte fjellbrønnene har et radoninnhold som overskrider anbefalt tiltaksgrense for radon på 500 Bq/l og 16,1 % (258 av 1604) har et fluoridinnhold som overskrider drikkevannsgrensen for fluorid på 1,5 mg/l. I motsetning til fjellbrønnene har <i>ingen</i> av de undersøkte løsmassebrønnene et innhold av radon eller fluor som overskrider drikkevannsnormene. 10% av løsmassebrønnene gir vann med en uakseptabel pH verdi.</p>			
Emneord: Geokjemi	Hydrogeologi	Borebrønn	
Løsmasser	Radonmåling	Grunnvann	
Grunnvannskvalitet	Helse	Kartlegging	

## INNHold

1. INNLEDNING .....	7
1.1 Prosjektgruppen.....	8
2. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN .....	8
2.1 Tidligere undersøkelser av kjemien til grunnvann fra løsmasser .....	9
3. HVORFOR FÅR VI OPPLØSTE STOFFER I GRUNNVANN.....	11
3.1 Nedbør.....	11
3.2 Prosesser i jordsmonnet.....	11
3.3 Forurensning.....	12
3.4 Marine salter.....	12
3.5 Reaksjoner med mineraler i grunnen.....	13
3.6 Reaksjoner i brønn og ledningsnett.....	15
4. GRUNNVANN OG HELSE.....	15
4.1 Radon (Rn).....	15
4.2 Andre radioelementer; uran (U), thorium (Th) .....	17
4.3 Fluorid (F) .....	17
4.4 Natrium (Na) og klorid (Cl) .....	18
4.5 pH.....	18
4.6 Kalsium (Ca), magnesium (Mg), sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) og alkalitet.....	19
4.7 Jern (Fe) og mangan (Mn).....	20
4.8 Aluminium (Al).....	20
4.9 Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) og kalium (K).....	20
4.10 Andre metaller.....	21
5 METODER.....	23
5.1 Prøvetaking.....	23
5.2 Analyser .....	24
5.3 Databearbeiding .....	25
5.4 Feilkilder .....	26
5.5 Ionebalansefeil .....	27
5.5 Datafremstilling.....	28
6 RESULTATER .....	30
6.1 Fordeling av parametrene.....	30
6.2 Utvikling av grunnvannskjemien i løsmasse-akviferer .....	37
6.3 Geografiske fordelinger.....	45
6.4 Korrelasjon med underliggende geologi .....	80
7. KONKLUSJONER .....	82
8. REFERANSER .....	84

## FIGURER

- Figur 1a, b. Utvalgte resultater fra tidligere undersøkelser
- Figur 2. Tidsavhengig sammenheng mellom en gitt radonkonsentrasjon i husholdningsvann og avgasset radon til baderomsluft ved dusjing
- Figur 3. Grafisk forklaring av klassisk boksplokk
- Figur 4. Boksplokk som viser konsentrasjoner for alle analyserte parametre i grunnvann i løsmasser
- Figur 5. Boksplokk som viser en fylkesvis fordeling av konsentrasjoner av radon, fluorid, ikke-marin sulfat, samt pH i grunnvann fra løsmasser
- Figur 6 a-c. Kumulative sannsynlighetsfordelinger for konsentrasjoner av analyserte parametrene
- Figur 7 a. Durov-diagram som viser den relative kjemiske sammensetningen (mht. hovedionene) for de 72 prøvene av løsmassegrunnvann (Losm\_korr).
- Figur 7 b. Boksplokk og kumulative sannsynlighetsdiagrammer som viser fordeling av pH for de vanligste hydrokjemiske vanntypene i grunnvann fra fast fjell og fra løsmasse.
- Figur 8. x-y plott som belyser forbindelsen mellom (a)  $F^-$  og  $Rn$ , (b)  $F^-$  og pH, (c) forholdet  $Na/Cl$  og pH og (d) forholdet  $Na/Ca$  og pH, for grunnvannsprøvene fra løsmasseavsetninger
- Figur 9. x-y plott som viser kalsium mot alkalitet i (a) grunnvann fra fjell (Fjell\_korr,  $n=1604$  - se Banks et al.1998) og (b) grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr,  $n=72$ ), sammen med natrium mot alkalitet i (c) grunnvann fra fjell og (d) grunnvann fra løsmasser. (e) og (f) viser  $Ca/alkalitet$ -forholdet i henholdsvis Fjell\_korr og Losm\_korr.
- Figur 10. Boksplokk som belyser fordelingen av pH, alkalitet, ikke-marin-sulfat og nitrat i 1604 grunnvannsprøver fra fast fjell (Fjell\_korr) og 72 grunnvannsprøver fra løsmasser (Losm\_korr), fordelt på region
- Figur 11. x-y plott som viser: Ikke-marin sulfat mot pH for (a) grunnvann i fast fjell (Fjell\_korr,  $n=1604$ ) og (b) grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr,  $n=72$ ), sammen med ikke-marin sulfat mot alkalitet for (c) grunnvann fra fjell og (d) grunnvann fra løsmasser.
- Figur 12. Presentasjon av resultat for aluminium i boksplokk og i kart
- Figur 13. Presentasjon av resultat for alkalitet i boksplokk og i kart
- Figur 14. Presentasjon av resultat for bor i boksplokk og i kart
- Figur 15. Presentasjon av resultat for barium i boksplokk og i kart
- Figur 16. Presentasjon av resultat for beryllium i boksplokk og i kart
- Figur 17. Presentasjon av resultat for bromid i boksplokk og i kart
- Figur 18. Presentasjon av resultat for kalsium i boksplokk og i kart
- Figur 19. Presentasjon av resultat for cerium i boksplokk og i kart
- Figur 20. Presentasjon av resultat for klorid i boksplokk og i kart

- Figur 21. Presentasjon av resultat for kobber i boksplott og i kart
- Figur 22. Presentasjon av resultat for fluorid i boksplott og i kart
- Figur 23. Presentasjon av resultat for jern i boksplott og i kart
- Figur 24. Presentasjon av resultat for kalium i boksplott og i kart
- Figur 25. Presentasjon av resultat for lantan i boksplott og i kart
- Figur 26. Presentasjon av resultat for litium i boksplott og i kart
- Figur 27. Presentasjon av resultat for magnesium i boksplott
- Figur 28. Presentasjon av resultat for mangan i boksplott og i kart
- Figur 29. Presentasjon av resultat for molybden i boksplott og i kart
- Figur 30. Presentasjon av resultat for natrium i boksplott og i kart
- Figur 31. Presentasjon av resultat for nikkel i boksplott og i kart
- Figur 32. Presentasjon av resultat for nitrat i boksplott og i kart
- Figur 33. Presentasjon av resultat for fosfor (total) i boksplott og i kart
- Figur 34. Presentasjon av resultat for pH i boksplott og i kart
- Figur 35. Presentasjon av resultat for fosfat i boksplott og i kart
- Figur 36. Presentasjon av resultat for bly i boksplott og i kart
- Figur 37. Presentasjon av resultat for radon i boksplott og i kart
- Figur 38. Presentasjon av resultat for silisium i boksplott og i kart
- Figur 39. Presentasjon av resultat for sulfat i boksplott og i kart
- Figur 40. Presentasjon av resultat for strontium i boksplott og i kart
- Figur 41. Presentasjon av resultat for yttrium i boksplott og i kart
- Figur 42. Presentasjon av resultat for sink i boksplott og i kart
- Figur 43. Verdier for pH, F<sup>-</sup>, Rn, og Ca i grunnvann fra løsmasser etter underliggende berggrunn.

## TABELLER

- Tabell 1. Effektiv dose fra radon i husholdningsvann
- Tabell 2. Gruppering av godkjente og ikke-godkjente data.
- Tabell 3. Fordeling av ionebalansefeil i datasettet Losm\_korr (n = 72)
- Tabell 4. Oppsummering av statistiske egenskaper for de viktigste hydrokjemiske parametrene for datasettet Losm\_korr (n=72).
- Tabell 5. Hovedvanntypene i datasettene Fjell\_korr og Losm\_korr, basert kun på hovedparametrene Na, Ca, Mg, alkalitet, SO<sub>4</sub><sup>-</sup> og Cl<sup>-</sup>.
- Tabell 6.: Geologiske klassifiseringer for underliggende berggrunn, basert på de 42 prøvene fra datasettet Losm\_korr hvor underliggende berggrunnsgeologien er kjent.
- Tabell 7. Oppsummering av antall og andel løsmassebrønner (Losm\_korr) med drikkevann utenfor normene, sammenlignet med andel prøver grunnvann i fjell (Fjell\_korr) som ikke tilfredsstillter normene.

## **VEDLEGG**

- Vedlegg 1. Prøvetakingsprosedyre for måling av radon i vann
- Vedlegg 2. Registreringsskjema for måling av radon i vann (versjon 1)
- Vedlegg 3. Registreringsskjema for måling av radon i vann (versjon 2)
- Vedlegg 4. Bergartskoder brukt i digitalt berggrunnskart
- Vedlegg 5. Bakgrunnsdata for analysene utført ved NGU-lab.
- Vedlegg 6. Koder som ble brukt i datasettet for vannbehandling, utjevningsbasseng og partikler

## 1. INNLEDNING

NGU-prosjekt nr. 2720.00 «Landsomfattende kartlegging av kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell» er et samarbeid mellom Statens strålevern og NGU.

Tidligere undersøkelser (se kapittel 2) har antydnet at en betydelig andel av Norges borebrønner i fast fjell gir vann som:

- (i) Ikke tilfredsstillende drikkevannsnormene for enkelte uorganiske-kjemiske parametre, og/eller
- (ii) Inneholder mer «eksotiske» grunnstoffer i konsentrasjoner som kan ha helsemessig betydning (f.eks. radon, uran, beryllium, thallium).

Noen av disse tidligere undersøkelsene har blitt kritisert p.g.a. at de var fokusert på landsdeler hvor bergartene ville ventes å gi høye konsentrasjoner av mange uønskede stoffer. Man mente derfor at undersøkelsene overvurderte risikoen hvis man ukritisk brukte resultatene som representative for andre landsdeler. I tillegg har de tidligere undersøkelsene i liten grad gitt informasjon om grunnvannskvalitet i løsmasseakviferer.

På grunn av stor etterspørsel etter målinger og for å skaffe en bedre oversikt over radonnivåer i vann fra borebrønner, gikk Statens strålevern ut sommeren 1996 med et tilbud om samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsynene vedrørende prøvetaking av grunnvann i fjell. De kommunale næringsmiddeltilsynene som gikk inn i dette samarbeidet organiserte prøveinnsamlingen i deres områder. NGU erkjente at dette ga en unik anledning til å hente inn vannprøver til analyse av andre oppløste grunnstoffer og avtalte derfor med Statens strålevern at 500 ml plastflasker skulle sendes ut sammen med flaskene for radonprøvetaking. Disse ble sendt direkte til NGU for analyse. Statens strålevern og NGU har ikke hatt noen innvirkning på prøvetakingens geografiske fordeling, fordi innsending av prøvene er basert på initiativ fra den enkelte brønneier etter tilbud fra det lokale næringsmiddeltilsyn. I praksis viste det seg at noen av brønneierne / prøvetakerne misforsto formålet med prosjektet og sendte inn prøver av overflatevann og grunnvann fra løsmassebrønner i tillegg til vann fra brønner i fast fjell.

Denne rapporten dokumenterer resultatene fra prosjektet for vannprøvene fra brønner i løsmasser. Resultatene fra grunnvann i fjell er rapportert fylkesvis i rapportene NGU 97.157 til 97.169, og også som en landsomfattende rapport (NGU 98.058). Alle rapporter presenterer statistiske oversikter, samt kart i grov målestokk. Enkeltresultater gjengis ikke av hensyn til lovverket om vern av personlige data. Alle brønneiere som har oppgitt adresse har fått tilsendt analyseresultater fra egen brønn.

Mottak av prøver for kjemisk analyse ved NGU pågikk fram til mai 1997, mens prøvetaking for radonanalyse fortsatt utføres i Statens stråleverns regi.

## 1.1 Prosjektgruppen

Prosjektleder fra NGUs side har vært David Banks. Aase Kjersti Midtgård har vært ansvarlig for forvaltning av resultatdatabasen. Geir Morland, Sheila Banks, Jan Reidar Krog, Are Gjerde, Bjørn Frengstad og Tor Erik Finne har bidratt til prosessering av data. Helge Skarphagen, Bjørn Frengstad, Aase Kjersti Midtgård, Janice Doherty (Univ. i Sheffield, U.K.) og David Banks har utført feltarbeid i forbindelse med prøveinnsamling i dette prosjektet.

NGUs laboratorium har analysert vannprøvene for alle parametre unntatt radon. Dette omfattende arbeidet har blitt utført av Bård Søberg (mottak og prøvebehandling), Wigdis Sjursen (registrering), Britt Inger Vongraven (ICP), Egil Kvam (IC), Tomm Berg (pH, alkalitet), Sheila Banks (kvalitetssikring) og deres kolleger.

Fra Statens stråleverns side har prosjektet blitt ledet av Terje Strand, assistert av Bjørn Lind, Gerda Kjølås og Kristiina Aspheim.

Kjell Bjorvatn (Inst. for Odontologi, Univ. i Bergen), Trine Ellefsen og Birger Willumsen (Statens Næringsmiddeltilsyn) og Knut Ellingsen, Clemens "Cliff" Reimann, Ola M. Sæther og Erik Rohr-Torp (NGU) har bidratt med rådgivning under prosjektplanlegging og prosjektets gang.

## 2. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN

Tidligere undersøkelser har vist at noen brønner i fast fjell i Norge gir vann som ikke tilfredsstillende drikkevannsnormene. Forholdsvis få undersøkelser har imidlertid fokusert systematisk på kjemien til grunnvann i løsmasseavsetninger. Denne landsomfattende undersøkelsen følger opp tre tidligere undersøkelser:

**1992** - en undersøkelse av grunnvannskvalitet i borebrønner i fjell i området ved Oslofjorden og i Trøndelagsfylkene. Den viste at borebrønner i Iddefjordgranitten på Hvaler er spesielt utsatt for høye konsentrasjoner av radon, fluor og leilighetsvis uran. Resultatene er publisert i NGU-rapporter (93.124 og 93.126) samt tidsskriftene «Environmental Geology» og «Applied Geochemistry» (Banks m.fl. 1993a,b; 1995a,b).

**1994** - en undersøkelse av kvaliteten i grunnvannet fra flere enn 300 borebrønner i fjell i Vestfold og Hordaland. Av disse var det 16 % som oversteg drikkevannsgrensen for fluor (1.5 mg/l) og 17 % som oversteg Statens stråleverns anbefalte tiltaksnivå for radon (500 Bq/l). Ca. 13 % av brønnene oversteg den kanadiske drikkevannsgrensen for uran (20 µg/l). De største problemene fant man i granittiske bergarter. Totalt var det 53% av brønnene som oversteg drikkevannsgrensen for minst en av parametrene pH, U, Rn, F eller Na. Resultatene



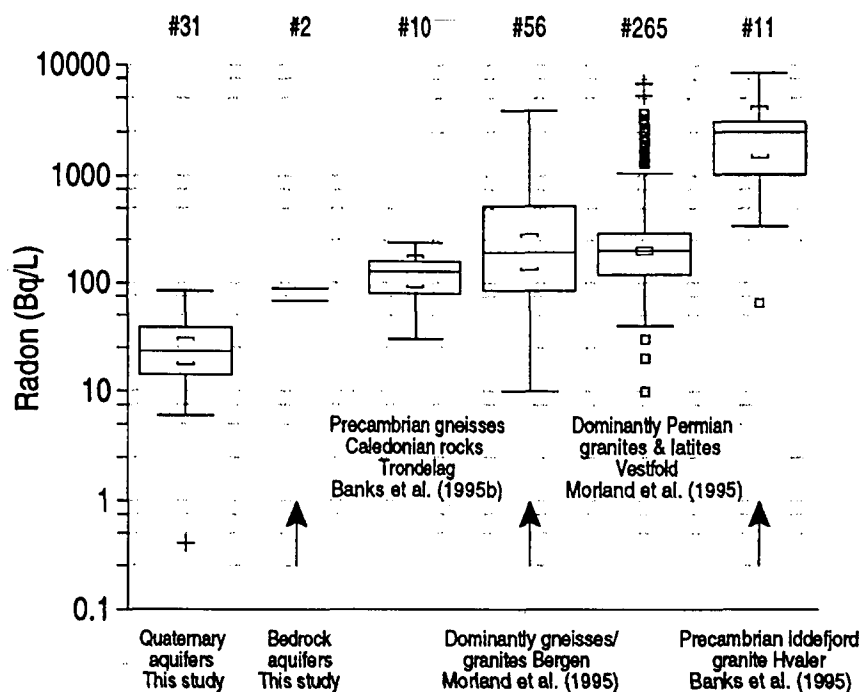
fra denne undersøkelsen kan gi et noe skjevt bilde av vannkvaliteten i borebrønner på landsbasis. Resultatene er publisert i NGU-rapport 95.161 (Morland m.fl. 1995), i NGU Bulletin 432 (Morland m.fl. 1997) og i tidsskriftet «Science of the Total Environment» (Reimann m.fl. 1996).

1996 - en prøvetaking av samtlige grunnvannsverk som forsyner mer enn 1000 personer. Disse baseres (med et par unntak) på grunnvann i løsmasser. Ingen av vannprøvene ga en radonkonsentrasjon som oversteg 100 Bq/l (sammenlignet med Statens stråleverns anbefalte tiltaksgrense på 500 Bq/l). Dette bekrefter at problemer med radon som regel ikke forekommer i brønner i løsmasser. Resultatene fra denne undersøkelsen er dokumentert i NGU Rapport 96.080 (Morland m.fl. 1996) og i tidsskriftet «Ground Water» (Morland m.fl. 1998).

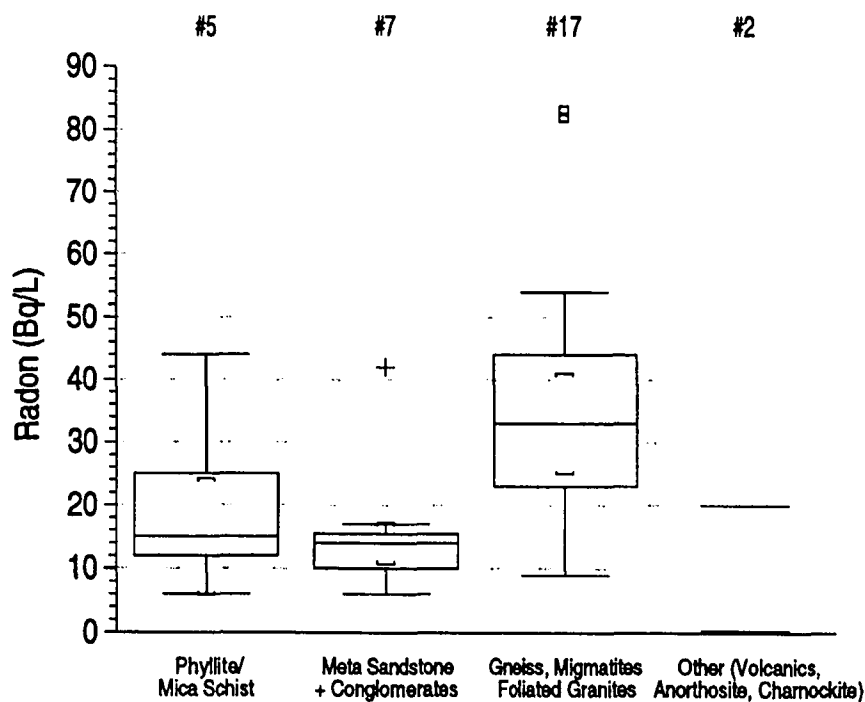
## 2.1 Tidligere undersøkelser av kjemien til grunnvann fra løsmasser

Sæther m. fl. (1995) beskriver resultatene fra en kartlegging av grunnvannskjemi i både fjellbrønner og løsmassebrønner i Trøndelag. De målte ikke radon, men konkluderte med at 0% av løsmassebrønnene ikke tilfredsstilte drikkevannsnormen (1,5 mg/l) mht. fluor (i motsetning til 15% av fastfjellsbrønner), og kun 2% mht. natrium (maks. tillatt = 150 mg/l), mens pH-verdier så lave som 4,6 ble registrert i grunnvann fra løsmasser.

Morland m.fl. (1998) prøvetok 33 av Norges 35 grunnvannsverk som forsyner > 1000 pers. 31 av disse 33 var basert på grunnvann fra løsmasser. Ingen av vannverkene ga vann med en radonkonsentrasjon høyere enn 100 Bq/l. Resultatene fra studiet er i fig. 1a sammenlignet med resultatene fra de tidligere studiene fra 1992 og 1994. I Morlands studie fantes det imidlertid signifikant høyere radonkonsentrasjoner i grunnvann fra løsmasseavsetninger avsatt på berggrunn av gneis sammenlignet med løsmasseavsetninger avsatt på berggrunn av andre (metasedimentære) bergarter (fig. 1b).



Figur 1a. Konsentrasjoner av radon (1. kolonne) i grunnvann fra løsmasser fra vannverk som betjener > 1000 pers., sammenlignet med (2.) grunnvann fra fast fjell fra vannverk som betjener > 1000 pers., grunnvann fra fjellbrønner i (3.) Trøndelag, (4.) Hordaland, (5.) Vestfold og (6.) Iddefjordgranitten i Østfold. Data for (1.) og (2.) fra Morland m.fl. (1998), for (4.) og (5.) fra Reimann m.fl. (1996) & Morland m.fl. (1995, 1997) og for (3.) og (6.) fra Banks m.fl. (1995a, b).



Figur 1b. Konsentrasjoner av radon i grunnvann i løsmasse fra vannverk som betjener > 1000 pers., fordelt på underliggende berggrunnsgeologi (fra Morland m.fl. 1998).

### **3. HVORFOR FÅR VI OPPLØSTE STOFFER I GRUNNVANN**

Grunnvann er ikke bare vann. Det inneholder små konsentrasjoner oppløste stoffer med ulike opprinnelse.

Grunnvann er som regel dannet ved at nedbør siger gjennom jordsmonnet og fyller porerom og sprekker i løsmasser og fjell.

Grunnvannets kjemiske sammensetning vil derfor ofte gjenspeile nedbør, prosesser i jordsmonnet, forurensning, marine salter, reaksjoner med mineraler i berggrunnen og det kan i tillegg skje reaksjoner i brønn og ledningsnett.

#### **3.1 Nedbør**

Nedbør er heller ikke bare vann, men inneholder oppløste naturlige gasser (f.eks. CO<sub>2</sub>) og forurensning fra industri (sur nedbør). I tillegg kan nedbøren inneholde oppløste stoffer fra vindblåst støv og sjøsalter (natriumklorid - Na<sup>+</sup>Cl<sup>-</sup>). Sjøsaltinnholdet avtar med økende avstand fra kysten.

Grunnvannets kjemiske sammensetning vil i utgangspunktet gjenspeile nedbørens. Og sjøsaltinnholdet i grunnvann avtar derfor ofte med avstand fra kysten. Man har i noen surnedbør-utsatte deler av Norden kunnet påvise økende sulfatinnhold i grunnvann i løsmasser (Souveri 1982) som antas å skyldes nedfall av svovelforbindelser i sur nedbør (selve syren i sur nedbør blir som regel effektivt nøytralisert i grunnen, slik at sur nedbør sjelden forårsaker surt grunnvann). Vi har imidlertid ikke kunnet påvise betydelig forsuring av grunnvann i denne kartleggingen. Man trenger ideelt lange tidsserier med data for å kunne identifisere evt. forsuringseffekter.

Når nedbør faller på vegetasjon eller på jord, vil en del av vannet fordampe eller brukes opp av planter. Dette medfører at saltene i gjenværende vann oppkonsentreres. Mange salter i grunt, nydannet grunnvann har derfor samme innbyrdes forhold som i nedbøren, men konsentrasjonene er flere ganger høyere.

#### **3.2 Prosesser i jordsmonnet**

Jordsmonnet er et meget aktivt og levende miljø. Planter suger ut noen næringssalter fra porevannet; f.eks. nitrat og kalium. Selv om sur nedbør er forurenset av nitrat, vil man som oftest ikke finne nitrattet igjen i grunnvannet - det er brukt opp av plantene.

Organiske syrer kan vaskes ut fra jordsmonnet (humus). Det gir den karakteristiske brunfargen som overflatevann og grunt grunnvann i Norge har enkelte tider på året. Organiske stoffer kan kompleksbinde andre stoffer (f.eks. tungmetaller) og kan derfor være viktige for vannets kjemiske sammensetning.

Jordsmonnet inneholder en rekke mikroorganismer som puster. De bruker opp oksygen og produserer karbon i form av CO<sub>2</sub> som løses opp i porevannet og gir en syrlig løsning (kullsyre). Det er CO<sub>2</sub>-innholdet i nydannet grunnvann som gjør det aggressivt, slik at det er i stand til å forvitte mineralkorn som det kommer i kontakt med.

### **3.3 Forurensning**

Menneskeskapt forurensning kan påvirke grunnvannskvaliteten. Brønnene som dette studiet omhandler, er for det meste boret på landlige steder; ved hytter og gårdsbruk. Man forventer at de fleste prøvene er upåvirket av forurensning fra storbyaktiviteter og industri. Mulige forurensningskilder som likevel kan påvirke grunnvannets kvalitet her er bl.a.:

- (i) jordbruk - spesielt bruk av gjødsel og/eller frigjøring av næringssalter ved pløying av beitemark.
- (ii) lekkasje/avrenning fra septiktank eller kloakksystem
- (iii) veisalt
- (iv) lekkasje av olje og oljederivater fra tanker brukt til fyring

I de to første tilfellene er nitrat en god indikator på mulig forurensning selv om tarmbakterier eller spesifikke indikatorbakterier er det sikreste beviset på disse forurensningstypene.

### **3.4 Marine salter**

Det er nevnt i 3.1 at sjøsalter kan komme inn i grunnvann i små konsentrasjoner med nedbør. Større konsentrasjoner av sjøsalter (bl.a. natriumklorid) kan forekomme i kystnære områder på grunn av:

- (i) inntrenging av sjøvann fra havet. Dette kan forekomme hvis brønnen er boret for nær stranden slik at den suger inn sjøvann.
- (ii) inntrenging av fossilt sjøvann, som kan ligge på dypt nivå i fast fjell, som resultat av sjøvann som ble «fanget» i sprekker og hulrom i berggrunnen under landhevningen etter slutten av siste istid.

(iii) utvasking av salter fra marine avsetninger (f.eks. marin leire) som ligger oppe på eller under grunnvannsmagasiner i kystnære strøk. Avsetningene har blitt hevet opp over nåværende havnivå som følge av landhevingen ved slutten av siste istid.

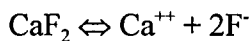
### 3.5 Reaksjoner med mineraler i grunnen

Nydannet grunnvann er surt (inneholder CO<sub>2</sub>) og oksiderende (inneholder O<sub>2</sub>). De fleste bergartene består av mineraler som er basiske og reduserende. Det er derfor ikke overraskende at nydannet grunnvann reagerer aktivt med berggrunnen og frigjør en del oppløste stoffer.

Løsmasser består av bergartspartikler som allerede er sterkt forvitret. Løsmasseavsetninger består ofte i stor grad av kvarts, som er meget motstandsdyktig mot forvitring. Mineralkorn i løsmasser reagerer derfor saktere med grunnvann enn de gjør i fast fjell. Den kjemiske sammensetningen til grunnvannet fra løsmasser er derfor ofte «mindre spennende» enn kjemien til vannet fra fast fjell. Reaksjonene som finner sted mellom vann og mineralkorn er av fem hovedtyper:

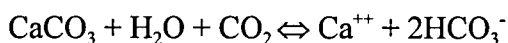
#### 3.5.1 Rene oppløsningsreaksjoner.

Noen mineraler går i oppløsning i vann på samme måte som salt går i oppløsning i vann. De fleste mineraler er langt tyngre løselig enn vanlig salt, og reaksjonene går langt saktere. F.eks. går mineralet fluoritt (CaF<sub>2</sub>) i oppløsning og frigjør kalsiumioner og fluoridioner:

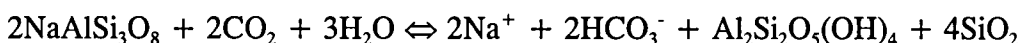


#### 3.5.2 Syre-base reaksjoner

Noen reaksjoner går langt forttere hvis vannet er surt (dvs. inneholder CO<sub>2</sub>). For eksempel: kalkspat (CaCO<sub>3</sub>) løses opp i surt vann (H<sub>2</sub>O + CO<sub>2</sub>):



Denne reaksjonen er en av de vanligste i grunnvannssammenheng. Reaksjonen frigjør kalsium og bikarbonat (dvs. alkalitet). Derfor er grunnvann i kalkfjell som regel hardt og alkalisk. I bergarter som ikke inneholder mye kalk, kan silikatmineraler, slik som feltspat, angripes på lignende måte:

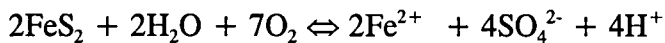


Den reaksjonen frigjør natriumioner, alkalitet og silisium, og produserer kaolinit (leire) som fast forvittringsprodukt. Reaksjonen går imidlertid saktere enn kalkspatforvitring;

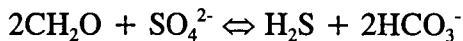
derfor kan en liten mengde kalkspat i en silikat-dominert akvifer komme til å dominere grunnvannskjemien. Grunnvann med natriumbikarbonat-preg er typisk i granitt som inneholder mye natriumfeltspat, og hvor det har vært lang oppholdstid.

### 3.5.3 Oksidasjon-reduksjon (redoks) reaksjoner

Oppløst oksygen i vannet kan reagere med noen reduserende mineraler, slik som metallsulfider, for å frigjøre sulfat, metall og syre. F.eks. svovelkis:

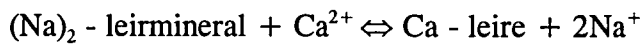


Motsatt reaksjon kan selvfølgelig også forekomme i meget oksygenfattig vann, hvor sulfat blir redusert av organisk stoff ( $\text{CH}_2\text{O}$ ) til hydrogensulfid ( $\text{H}_2\text{S}$ ). Denne oppløste gassen gir den karakteristiske lukten av «råtne egg» som finnes i enkelte borebrønner:



### 3.5.4 Ionebytte-reaksjoner

Noen mineraler, f.eks. zeolitt eller leirmineraler, opptrer som naturlige ionebyttere. Disse kan f.eks. fjerne kalsium fra grunnvann og erstatte den med natrium. Det er akkurat samme reaksjon som finner sted i ionebyttere som brukes til å behandle hardt vann.



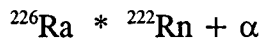
Man finner også mineraler som fungerer som ionebyttere for negativt-ladete ioner (anioner), slik som fluorid. Glimmer, apatitt og amfiboler opptrer trolig på den måten:



I alkalisk vann innebærer den reaksjonen at hydroksydionet adsorberes på glimmerkornet og erstatter fluoriden som frigis til vannet.

### 3.5.5 Desintegrasjon av radioaktive stoffer

I alle typer bergarter finnes naturlige radioaktive grunnstoffer, f.eks. uran og thorium. Nuklidene brytes sakte ned til andre grunnstoffer. F.eks. brytes uran-238 ned, gjennom en spaltingskjede, til radium-226. Radium er lite løselig i vann, men dens datternuklid, radon-222, er meget løselig. Derfor finner man radon i grunnvann fra bergarter som er anrikt på uran og/eller radium. Det dreier seg her mest om granitter, gneis og enkelte andre bergarter, slik som alunskifre.



Ved radioaktiv nedbrytning av radium avgis det også alfapartikler fra kjernen. Alfapartikler er helium-kjerner som er stabile og derfor akkumuleres i grunnvannet. Helium-innholdet i grunnvannet kan si mye om grunnvannets oppholdstid. Radon brytes videre ned med en halveringstid på knapt fire dager. Om man finner radon i brønnvann avhenger derfor av hvor rask grunnvannsstrømningen er i berggrunnen. Det avhenger med andre ord av hydrodynamiske faktorer, i tillegg til uran/radium-innholdet i bergarten.

### 3.6 Reaksjoner i brønn og ledningsnett

Vannet som er prøvetatt i denne undersøkelsen er som regel ikke tatt direkte fra brønnen, men fra en kran et eller annet sted på ledningsnettet. Mye kan hende under overføring fra brønn til kran:

- (i) Radon kan avgasses.
- (ii) Overflatevann kan trenge inn i brønnen.
- (iii) Mineraler kan felles ut i brønn eller ledningsnett.
- (iv) Grunnstoffer slik som kobber kan løses ut fra rør i ledningsnettet.
- (v) Vannet kan være behandlet. (Dette har vi bedt om opplysninger om fra brønneieren. Prøver av kjemisk behandlet vann skal derfor ikke ha kommet inn i datasettet som omtales i denne rapporten).

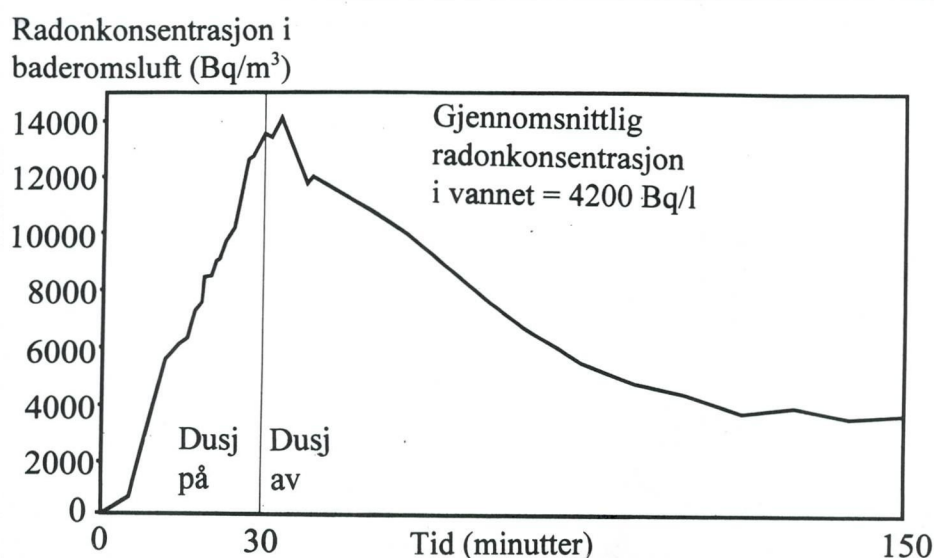
## 4. GRUNNVANN OG HELSE

I dette kapittelet gis en kort oppsummering av beviste og antatte sammenhenger mellom helse og drikkevannets kjemiske innhold, basert på ulike veiledningshefter og uttalelser fra fagpersoner (SIFF 1987, Statens strålevern 1995, 1996, USEPA 1997, Prof. Kjell Bjorvatn, Univ. i Bergen). For ytterligere spørsmål av helsemessig art, bør en ta kontakt med kommunelege eller næringsmiddeltilsyn.

### 4.1 Radon (Rn)

Man har funnet korrelasjoner mellom radonkonsentrasjoner i inneluft og lungekreft. Omtrent 30 studier av den sammenhengen er utført i gruver (bl. a. urangruver) og ca. 30 studier i boliger, hvorav de viktigste er omtalt av ICRP (1993), UNSCEAR (1994), Lubin m.fl. (1994), WHO (1996) and Lubin & Boice (1997). Korrelasjoner mellom sykdom og radon i drikkevann er vanskeligere å påvise, men en viss risiko kan trolig være tilstede, både fra:

- (i) Inntak av radon direkte fra drikkevann
- (ii) Avgassing av radon fra vann til inneluft f.eks. fra dusj eller vaskemaskin og deretter innånding av avgasset radon (se figur 2).



Figur 2: Tidsavhengig sammenheng mellom en gitt radonkonsentrasjon i husholdningsvann og avgasset radon til baderomsluft ved dusjing.

Det er nå publisert epidemiologisk studier som antyder en mulig korrelasjon mellom radon i drikkevann og magekreft (Mose m.fl. 1990). Teoretiske studier antyder at særlig unge barn kan få betydelige stråledoser fra radonrikt vann: (UNSCEAR 1993, Swedjemark 1993).

Maksimum radonkonsentrasjoner som er målt i grunnvann i henholdsvis Sverige og Finland er 57.000 Bq/l (Åkerblom & Lindgren 1996) og 77.500 Bq/l (Salonen 1994).

**Tabell 1. Den effektive dosen fra radon i husholdningsvann. Tabellen sammenligner andel av dosen fra avgasset (og innåndet) radon med andelen fra inntak av vannet. Totaldosen bør ikke overskride 1 mSv/år i gjennomsnitt gjennom livet. Kilder: Swedjemark (1993) og Statens strålskyddsinstitut (1996).**

Radon i vann Bq/l	Type person	Dose fra innånding mSv/år	Dose fra drikking mSv/år	Totalt mSv/år
100	Barn 1 år	0.4	0.7	1.1
	Barn 10 år	0.4	0.15	0.55
	Voksen	0.4	0.05	0.45
1000	Barn 1 år	4	7	11
	Barn 10 år	4	1.5	5.5
	Voksen	4	0.5	4.5



Sverige opererer med et tiltaksnivå på 100 Bq/l for radon i kommunal vannforsyning og 500 Bq/l for vannforsyninger til enkelthusholdninger. Ved overskridelse av dette nivået, anbefales det at mulige tiltak vurderes. Sverige har også en største tillatte konsentrasjon for radon i drikkevann på 1000 Bq/l. Ved overskridelse av dette nivået bør tiltak iverksettes (SIFF 1987). Norge har nylig innført et anbefalt tiltaksnivå på 500 Bq/l (NRPA 1995, 1996). Dette nivået er basert på stråledoser til barn og voksne gjennom radon i drikkevann, samt innånding av avgasset radon. For barn er det inntak direkte fra drikkevann som gir de største stråledosene; for voksne er det innånding av avgasset radon som har størst betydning (Tabell 1).

#### **4.2 Andre radioelementer; uran (U), thorium (Th)**

Uran er lite løselig i oksygenfritt, reduserende miljø, men kan være lett løselig i oksiderende vann, spesielt hvis vannet har lav pH (surt vann). Løseligheten øker ytterligere ved kompleksdannelse med andre kjemiske grunnstoffer og forbindelser. Man har funnet mer enn 14 mg/l uran i grunnvann i granitt i Helsinki-området i Finland (Asikainen & Kahlos 1979).

Naturlig uran har, i motsetning til kunstig anriket uran, nokså beskjedne radioaktivitet. Faktisk er urans kjemiske giftighet sannsynligvis noe høyere enn den skadevirkningen som strålingen kan medføre (Milvy & Cothorn 1990). Det er ikke satt noen drikkevannsgrense for uran i Norge, men Canada og USA benytter en grense på 20 µg/l (dvs. 0,02 mg/l - Barnes 1986, Fetter 1994). Dette er faktisk høyere enn grensen for både bly og kadmium! Det kan være av interesse at den russiske drikkevannsgrensen for uran er satt til 1700 µg/l eller 1,7 mg/l (Kirjuhin m.fl. 1993).

Thoriums helseeffekter i drikkevann, vet vi veldig lite om. Thorium er, i motsetning til uran, svært uløselig under de fleste forhold, og forekommer derfor vanligvis i langt mindre konsentrasjoner. Derimot er thorium sannsynligvis noe mer giftig enn uran, og vi kan ikke uten videre si at de små konsentrasjonene som finnes i grunnvann ikke har noen helsevirkning. Det er ikke satt noen drikkevannsgrense for thorium i vann.

Uran og thorium er ikke analysert på grunnvannsprøver fra løsmasser i dette studiet.

#### **4.3 Fluorid (F)**

WHO har tatt fluor med på listen over «essensielle grunnstoffer» og har dermed signalisert at fluor - i riktige mengder - har en positiv effekt på helsen, og særlig på tannhelsen. Det er en klar sammenheng mellom fluoridinnhold i drikkevannet og utvikling av tannrøte (karies). Mange steder i verden justeres derfor vannets fluoridinnhold opp til ca. 1,0 mg /l for å bedre tannhelsen.

For mye fluor kan føre til skader (dental fluorose) på tannemaljen i tenner som er under danning. Fluoridinnholdet i drikkevann som gis til barn, bør derfor ikke være høyere enn 1,5 mg/l. Tenner som allerede er på plass i munnen, kan ikke skades av fluor, men ved årelangt bruk av vann med svært høyt fluoridinnhold kan det bli skader, f.eks. på benvev.

Drikkevannet er ikke vår eneste fluorkilde. Det kan derfor være nødvendig å redusere bruk av fluortabletter og/eller fluortannkrem selv der hvor drikkevannet inneholder moderate fluormengder. Kjell Bjorvatn (Inst. For Odontologi, Universitetet i Bergen) anbefaler å ta kontakt med tannlege eller helsesøster dersom vann med høyere fluoridinnhold enn ca. 0,5 mg/l skal brukes til barn.

#### 4.4 Natrium (Na) og klorid (Cl)

Det er ikke knyttet negative effekter til inntak av klorid alene (SIFF 1987). Både grunnvannskilder og overflatevannskilder her i landet har normalt lavt innhold av klorid (lavere enn 25 mg/l). Innhold av salt i berggrunnen og løsmassene og tilførsel fra nedbør bestemmer normalt innholdet. I brønner under marin grense og brønner nær kysten hvor det skjer påvirkning av havvann, kan imidlertid innholdet av klorid komme over 100 mg/l. Forurensning via veisalt vil også kunne gi et bidrag. Natrium kan i tillegg til ovenfornevnte kilder ha sitt opphav i forvitring av natriumholdige mineraler (f.eks feltspat). Det finnes derfor ofte et overskudd av natrium, sammenliknet med klorid, i grunnvann med lang oppholdstid,.

Både dyreeksperimenter, kliniske observasjoner og epidemiologiske studier har vist at natrium (i form av NaCl, bordsalt) påvirker blodtrykket. Høyt blodtrykk gir økt risiko for hjertekarsykdommer. Til pasienter på særlig natriumfattig diett (mindre enn 0,5 g/dag) kreves drikkevann med mindre enn 20 mg/l. For personer som er på diett med natriuminntak lavere enn 2 g/dag, bør ikke drikkevannet inneholde mer enn 100 mg/l (SIFF, 1987).

#### 4.5 pH

pH er vannets surhetsgrad, et mål på mengden hydrogenioner ( $H^+$ ) i vannet. Nøytralt vann har  $pH=7$ , uforurenset nedbør er noe sur ( $pH=5$ ), mens sur nedbør kan ha en  $pH$  lavere enn 3.  $pH$  synker altså med økende surhetsgrad. Fordi berggrunnen nøytraliserer surheten i nedbør, har grunnvann ofte en nøytral eller svakt alkalisk  $pH$  (i størrelsesorden 7 eller 8).

$pH$  i grunnvannet i basiske bergarter (grønnstein, kalkstein, gabbro) er gjerne litt høyere enn i lysere silisiumrike granitter og gneisbergarter. En høy  $pH$  kan også gjenspeile lang oppholdstid eller reduserende forhold i vannet. På grunn av flere sakte-reagerende mineraler,

samt generelt kortere oppholdstid, har grunnvann i løsmasser ofte en noe lavere pH enn grunnvann i fjell.

pH i naturlig vann har ingen direkte betydning for menneskelig helse. Det er bare når man kommer ned i pH-verdier på 1, eller oppe i verdier høyere enn 11 at væsken begynner å «brenne» kroppen. Det største problemet med vann med lav pH er at mange uønskede metaller er lettere løselige ved lav pH. Dette inkluderer både estetisk uønskede metaller som jern og mangan og potensielt giftige metaller som uran, bly, kadmium og kobber. Metallene kan løses i vannet enten p.g.a. forvitring av berggrunnen eller ved at surt vann tærer på ledningsnettet.

#### **4.6 Kalsium (Ca), magnesium (Mg), sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) og alkalitet**

Det er ikke registrert negative helseeffekter av kalsium i drikkevannet. Kalsium (sammen med magnesium) forårsaker hardt vann. Bruksmessige problemer blir særlig merkbare når kalsiuminnholdet øker utover 25 mg/l, og problemene blir større med økende hardhet. Høy hardhet forårsaker redusert vaskeeffekt på grunn av utfelling av uløselig kalksåpe. Videre kan kjelstein (kalsiumkarbonat) felles ut ved oppvarming av vannet. Dette vil kunne forårsake skade på elektriske varmeelementer.

Noen epidemiologiske studier antyder at hardt vann (mye Ca og Mg) kan beskytte mot noen typer hjertesykdommer. Resultatene betraktes som kontroversielle og det er ikke faglig enighet om sammenhengen gjenspeiler en kausal effekt eller sekundære faktorer.

Alkaliteten gjenspeiler vannets innhold av bikarbonationer (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), samt evt. hydroksid og karbonat (OH<sup>-</sup> og CO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Det er ikke registrert negative helseeffekter fra bikarbonat. Tvert i mot kan alkalitet i vann ha en viss gunstig virkning fordi alkalisk vann som regel er mindre korrosivt, og mange tungmetaller er mindre løselige i alkalisk vann.

Det er heller ikke registrert alvorlige helsemessige virkninger av sulfat i vannet. Høye konsentrasjoner med sulfat kan imidlertid ha en laksativ (avførende) effekt, særlig i kombinasjon med magnesium (dvs. Epsom salter). Ifølge SIFF (1987) kan denne effekten oppstå ved konsentrasjoner på 300 mg/l magnesiumsulfat (MgSO<sub>4</sub>), tilsvarende ca. 50 mg/l magnesium (Mg<sup>2+</sup>) eller 250 mg/l sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Hos spedbarn og følsomme personer kan diaré forekomme ved lavere konsentrasjoner. Mange mineralvannstyper og såkalte helsebringende vanntyper er sulfatrike. Av hensyn til laksativeffekten, har Norge en største tillatte konsentrasjon på 100 mg/l sulfat for drikkevann.

#### 4.7 Jern (Fe) og mangan (Mn)

Inntak av jern fra drikkevann har ingen helseskadelige effekter, men utfelt jern i vannet vil kunne redusere desinfeksjonseffekten. Ved UV-anlegg kan partiklene skjerme for UV-strålene, og mikroorganismer slipper gjennom anlegget. Jern kan gi vekstmuligheter for jernbakterier. Disse er ikke sykdomsfremkallende, men vekst av slike bakterier kan føre til at det dannes store mengder rustslam i ledninger og bassenger. Vann som er grumsete av jernutfellinger, er lite estetisk og smaker dårlig. Jernholdig vann kan være sterkt farget. Vann med høyere jerninnhold enn 0,2 mg/l, kan misfarge klær ved klesvask og føre til brune utfellinger på sanitærutstyr.

Inntak av mangan i drikkevannet har ingen direkte helseeffekter, men utfelt mangan i vannet kan på samme måte som jern redusere desinfeksjonseffekten i UV-anlegg og medføre estetiske problemer.

#### 4.8 Aluminium (Al)

Aluminium finnes i mange mineraler, og det er ikke overraskende at det også kan finnes i overflatevann og grunnvann. Løseligheten er sterkt avhengig av pH (surhetsgrad), slik at oppløst aluminium fortrinnsvis finnes i vann med lav eller meget høy pH. Grunnvann, med nøytral pH, inneholder ofte mindre mengder aluminium. Aluminium kan forekomme i grunnvann med lav pH (< 5,5), og kan også forekomme i overflatevann eller rensset vann hvor aluminiumforbindelser er brukt i renseprosessen.

Mange forbinder aluminium med Alzheimers sykdom, siden aluminium kan være oppkonsentrert i visse deler av hjernen hos disse pasientene. Det er imidlertid ikke påvist noen årsakssammenheng mellom aluminium og Alzheimers sykdom.

Aluminiumrikt vann kan ha ugunstige effekter på nyresyke personer, og spesielt spedbarn og pasienter som bruker vannet som dialysevæske. Ifølge SIFF (1987) bør dialysevæsken ikke inneholde mer enn 0,01 mg/l.

#### 4.9 Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) og kalium (K)

Høye konsentrasjoner av nitrat og fosfat i drikkevann skyldes vanligvis forurensning enten fra jordbruk (gjødsling eller oppløying av beitemark/skogmark) eller lekkasje fra septiktank/kloakk/ avfallsfylling. Det kan også skyldes innsig av overflatevann på grunn av dårlig sikring rundt brønntoppen. Kalium kommer delvis fra forvitring av silikatmineraler i berggrunnen, men kan også komme fra samme kilder som nitrat eller fosfat. Disse stoffene beskrives ofte

som næringssalter, fordi de er viktige næringsstoffer for planter. Det er imidlertid viktig å være klar over at disse stoffene kan komme fra naturgjødning såvel som fra kunstgjødning.

Finner man høye konsentrasjoner av disse parametrene i drikkevannet, anbefales det at det også foretas analyser av bakterieinnhold og ammonium i vannet.

Høye konsentrasjoner av nitrat kan forårsake sykdommen methemoglobinemi. Spedbarn er spesielt utsatt fordi nitrat kan danne et kjemisk stoff hos spedbarn som binder seg til hemoglobin og setter ned blodets evne til å transportere oksygen rundt i kroppen. Sykdommen er observert i forbindelse med drikkevann som inneholder nitrat i størrelsesorden 200 mg/l  $\text{NO}_3^-$ . Den norske grenseverdien er satt betydelig lavere (44 mg/l  $\text{NO}_3^-$ ). Man bør spesielt unngå å benytte vann med høyt nitratinnhold i morsmelkerstatning til spedbarn.

Det er videre mistanke om at nitrat i høye konsentrasjoner kan omdannes til kreftfremkallende nitroso-forbindelser i kroppen. Det er aldri blitt dokumentert noen overbevisende sammenheng mellom kreft og nitrat i drikkevann. Inntak av røkt fisk og spekemat medfører sannsynligvis en langt høyere dose med nitroso-dannende kjemikalier enn inntak av nitrat i drikkevann i Norge.

Nitrat i vann er et stort problem på det europeiske kontinentet, siden grunnvannsmagasiner ofte finnes i jordbruksområder. I Norge er ikke nitratforurensning i grunnvann så utbredt siden en mindre del av landarealet er oppdyrket, og borebrønner lettere kan legges utenfor jordbruksområder.

Fosfor og kalium har ingen kjente helsemessige ulemper i de beskjedne konsentrasjonene de forekommer i grunnvann.

#### **4.10 Andre metaller**

Det eksisterer en rekke metaller som potensielt kan ha negative helsevirkninger. De kan leilighetsvis forekomme i grunnvann i bergarter som er anrikt på metaller eller i surt grunnvann hvor metallene er mer løselige. Blant de mer problematiske metallene finner vi barium, beryllium, bly, kadmium, kobber, sink og thallium. Det analytiske utstyret (ICP-AES) som er brukt i forbindelse med dette prosjektet har ikke mulighet til å bestemme thallium, og deteksjonsgrensen for bly (50  $\mu\text{g/l}$ ) er høyere enn den norske drikkevannsgrensen (20  $\mu\text{g/l}$ ). Be, Ba, Cd, Cu og Zn er analysert.

#### 4.10.1 Barium (Ba)

Barium kan ha negative helseeffekter på hjerte, blodkar og nerver (SIFF 1987). Bariumsulfat har liten løselighet og barium forekommer derfor i grunnvann med lite sulfat (f.eks i reduserende grunnvann hvor sulfat er omdannet til sulfid). Sosial- og helsedepartementet (1995) har satt en veiledende grenseverdi på 100 µg/l for barium i drikkevann.

#### 4.10.2 Beryllium (Be)

Det finnes ingen drikkevannsgrense for beryllium i Norge. Det er imidlertid bevist at langvarig eksponering i drikkevann kan medføre skade på beinvevet og lungene. Det er også antydnet at beryllium kan være kreftfremkallende. Beryllium forekommer oftere i sure enn i basiske bergarter og gjerne i forbindelse med feltspatmineraler og pegmatittganger. Elementet er forholdsvis uløselig og forekommer sjelden over 1 µg/l. USEPA (miljøvernmyndighetene i USA) har innført en maksimumsgrense på 4 µg/l beryllium (Fetter, 1994).

#### 4.10.3 Bly (Pb)

Bly akkumuleres i kroppen og kan ha negative virkninger på nervesystemet, bloddannelse og nyrene, spesielt hos små barn (SIFF, 1987). Bly kan komme fra ledningsnett, men blyrør er lite utbredt i Norge. Bly kan i noen tilfeller komme fra blymineralisering i berggrunnen. Bly er spesielt løselig i bløtt, surt vann.

#### 4.10.4 Kadmium (Cd)

Kadmium akkumuleres i kroppen og har giftvirkning på en rekke organer. Det er mistanke om at elementet er kreftfremkallende (SIFF 1987). Kadmium kan komme fra gamle armaturer på ledningsnettet eller i noen tilfeller fra kadmiummineralisering i berggrunnen. Kadmium er spesielt løselig i bløtt, surt vann.

#### 4.10.5 Kobber (Cu)

Kroppen trenger beskjedne mengder kobber. Det er ingen undersøkelser som dokumenterer en klar negativ helsemessig virkning fra de kobberkonsentrasjoner som vanligvis finnes i drikkevann. Høye doser kan, ifølge USEPA (miljøvernmyndighetene i USA) skade flere organer i kroppen. Personer med Wilsons sykdom kan være spesielt utsatt for ugunstige virkninger fra kobber. Kobber i drikkevann kommer i hovedsak fra kobberrør i ledningsnettet. Mindre mengder kan komme fra berggrunnen.

#### 4.10.6 Sink (Zn)

Beskjedne mengder sink er nødvendig for kroppen. Det er ikke påvist negative helsemessige virkninger fra sink i drikkevann, ifølge SIFF (1987). Meget høye konsentrasjoner med sink kan forårsake en ubehagelig smak på vannet.

#### 4.10.7 Thallium (Tl)

Thallium er et metall som forekommer i malmer sammen med kobber, sink, kadmium og gull. Det finnes i mindre mengder i andre bergarter, spesielt i kalium- og rubidiumrike mineraler. Thallium i drikkevann kan forårsake ubehag i tarmkanalen og skade på nerver, blod, lever, nyrer og testikler, samt hårtap. USEPA har definert en veiledende verdi på 0,5 µg/l og en tillatt maksimums-konsentrasjon på 2 µg/l, i USA (USEPA, 1997).

## 5 METODER

### 5.1 Prøvetaking

Sommeren 1996 gikk Statens strålevern ut offentlig med et tilbud om radonanalyser av drikkevann. Tilbudet ble tatt opp av landets næringsmiddeltilsyn og enkelte kommuner og privatpersoner. På dette tidspunktet ble NGU koblet inn i prosjektet, og det ble samtidig sendt ut flasker til vannprøvetaking for fysikalsk-kjemisk analyse.

Et 20 ml glass (fylt på forhånd med 10 ml scintillasjonsvæske) for radonprøvetaking ble sendt ut til næringsmiddeltilsynene sammen med instruks for prøvetaking (vedlegg 1). For de øvrige vannanalyser ble det sendt ut en 500 ml polyeten plastflaske. Det ble anbefalt å la springen renne i minst 5 minutter før prøvetaking. Prøvene ble i de fleste tilfellene tatt av næringsmiddeltilsynene og sendt med post til Statens strålevern og NGU for henholdsvis radonanalyse og øvrige analyser. Vannprøvene ble ikke filtrert av to årsaker:

- (i) For å gjøre det enkelt for personer som var ukjent med denne type vannprøvetaking
- (ii) For å få et mål på totalinnhold av forskjellige elementer i drikkevann i oppløst, kolloidal og partikulær form.

Noen av næringsmiddeltilsynene misoppfattet prosjektets formål og tok prøver av overflatevann og grunnvann fra løsmasser i tillegg til grunnvann fra fast fjell. Denne rapporten omhandler prøvene fra løsmassebrønner.

Ved prøvetaking ble det fylt ut et skjema som ga opplysninger om brønnens lokalitet, bruk og evt. vannbehandling. På det første skjemaet (vedlegg 2) var det ikke anledning til å kommentere vannbehandling. Dette ble mulig på en senere versjon av skjemaet (vedlegg 3).

## 5.2 Analyser

### 5.2.1 Radon

Prøvene ble registrert ved ankomst på Statens strålevern. Analysene ble foretatt ved scintillasjonstelling. Så langt det var mulig ble alle prøver analysert innen 3 dager etter prøvetaking. Resultatene ble deretter korrigert for å gi radoninnholdet i vannet ved prøvetakingstidspunktet. Deteksjonsgrensen er oppgitt til 10 Bq/l.

Prøver med spesielt høye verdier ble kjørt om igjen og i noen tilfeller prøvetatt på nytt.

### 5.2.2 Øvrige parametre

Ved ankomst på NGU ble prøvene registrert og lagret i et mørkt kjølerom ved 4°C. Vannets farge ble vurdert (K = ingen farge, B = noe brunt, BB = ganske brunt vann). Dette gir et kvalitativt mål på humusstoffer og/eller utfelt jernhydroksid i vannet. Så snart som mulig etter ankomst ble prøven rystet forsiktig og ca. 100 ml vann ble dekantert til en ny polyetenflaske. De resterende 400 ml vann i den opprinnelige flasken ble tilsatt 4 ml 65% konsentrert Suprapur salpetersyre for å holde metaller i løsning (løse opp allerede adsorberte/utfelte metaller).

Vannprøven i 100 ml flasken ble ikke behandlet på noen måte og ble benyttet for bestemmelse av:

- (i) pH ved kalibrert pH-elektrode av type pHC 2701.
- (ii) alkalitet ved titrering mot saltsyre til pH 8,2 (p-alkalitet) og 4,3 (t-alkalitet)
- (iii) bestemmelse av 7 anioner ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{F}^-$  og  $\text{PO}_4^{3-}$ ) ved ionekromatografi (IC)

Resterende 400 ml surgjort prøve ble brukt til analyse av ca. 30 elementer med induktivt koblet plasma atomisk emisjonsspektroskopi (ICP-AES) (NGU-lab. 1997).

Metodene og kvalitetssikringsrutiner er gjengitt i laboratoriets kvalitetshåndbok (NGU-lab. 1997). Analyseusikkerhet og nedre deteksjonsgrense er gjengitt i vedlegg 5.

Duplikatanalyser av hver 20. prøve ble kjørt som kontroll.



ICP-AES analysene kunne i de fleste tilfeller kjøres noen få dager etter prøveankomst. IC, pH og alkalitetsmålinger tar lengre tid. I de travleste periodene kunne det gå et par måneder mellom prøvetaking og analyse. For enkelte parametre, slik som nitrat, pH og alkalitet, kan verdiene endre seg under lagring (p.g.a. nedbrytning av nitrat, avgassing av CO<sub>2</sub> osv.). NGU tar derfor forbehold om resultatene for disse parametrene.

### 5.3 Databearbeiding

En database ble opprettet hos NGU. Databasen inneholder opplysninger fra innsendte skjemaer om bl.a. gårds-/bruksnummer, prøvenummer, brønnndyp, grunnforhold samt analyseresultater. Kommunenummer og fylke ble identifisert og lagt inn. Noen data måtte forkastes p.g.a. mangelfullt utfylte skjema, eller uoverensstemmelser i prøvenummerering. Dette gjelder spesielt i Vest-Agder fylke.

27 prøver som ble tatt i Trøndelag sommeren 1996 av student Janice Doherty fra Universitetet i Sheffield, Storbritannia ble inkludert i datasettet (Doherty, 1997).

Etter at alle registreringer var lagt inn, hadde man opplysninger om 1924 vannprøver.

De fleste registreringsskjemaene inneholdt opplysninger om kommune, gårdsnummer og bruksnummer. En fil med disse dataene ble sendt til Statens Kartverk v/Jon Kaasa for konvertering til UTM-koordinater i sone 32. Basert på en feltkontroll i Egersundområdet, må nøyaktigheten sies å være bra. I noen tilfeller var ikke konverteringen vellykket, sannsynligvis på grunn av feil oppgitt gårds-/bruksnummer.

UTM-koordinatene ble koblet opp i Arcview-software mot NGUs digitale berggrunnskart over Norge i målestokk 1:3 000 000 (Sigmond m.fl. 1992). Den koblingen ga hvert prøvetakingspunkt en bergartskode som tilsvarete tegnforklaringen på kartet. Bergartskodene er gjengitt i vedlegg 4.

Brønnene ble tildelt ulike koder:

Kode 0: Brønn/kilde i løsmasse

Kode 1: Brønn/kilde i fjell

Kode 2: Overflatevann

Kode 3: Grunnforhold ikke oppgitt, men brønnndyp større enn 20 m er antatt å være i fjell

Kode 4: Oppgitt løsmasse, men brønnndyp større enn 20 m er antatt å være i fjell (med løsmassedekke)

Kode 5: Ikke oppgitt dyp eller fjell/løsmasse

Prøver fra overflatevann ble forkastet fra datasettet. Dette dreide seg om 7 prøver på landsbasis. Prøver der brønntype ikke lot seg identifisere fra registreringsskjemaet ble også skilt ut før den videre statistiske behandlingen. Det var da 1756 prøver fra borebrønner i fjell og 88 prøver fra brønner i løsmasser i datasettet. Videre ble prøver fra borebrønner med vannbehandling (Kode "VaBe" = 1) og prøver med signifikant partikkelinnhold (Kode "Partikler  $\geq 3$ ") merket og forkastet fra datasettet. Dette dreide seg om 152 prøver fra fjellbrønner og 16 prøver fra løsmassebrønner. Innhold av partikler kan forstyrre vannanalysen. Dersom ingen opplysninger om vannbehandling ble oppgitt (inkl. prøvene hvor skjemaet ikke ga mulighet for opplysninger), ble det antatt at ingen vannbehandling fant sted.

Etter dette, ble 1604 prøver igjen fra brønner i fjell (koder 1, 3 og 4), hvorav 1337 hadde UTM koordinat og 1334 kunne gis en bergartskode. Når det gjelder løsmassebrønner, ble det 72 brønner igjen, hvorav kun 43 hadde UTM-koordinat og 42 hadde bergartskode.

**Tabell 2: Gruppering av godkjente og ikke-godkjente data.**

Kriterium	Løsmasse	Fjell
Total datasett	1924	1924
Fjellborehull (kode 1, 3 og 4)	-1756	
Løsmassebrønner (kode 0)		-88
Overflatevann (kode 2)	-7	-7
Uten opplysninger (kode 5,-9999)	-73	-73
Fjellborehull (kode 1, 3 og 4)		1756
Løsmassebrønner (kode 0)	88	
Prøver av behandlet vann	-16	-141
Prøver med høyt partikkelinnhold	-0	-11
Korrigert datasett	72	1604
hvorav brønner med UTM koordinat	43	1337
hvorav brønner med bergartskode	42	1334

#### 5.4 Feilkilder

De viktigste feilkildene er som følger:

- (i) Kontaminering av prøver ved prøvetaking. Dette har vi ikke hatt oversikt over, men de fleste prøvetakerne har vært fagfolk fra næringsmiddeltilsynene som antas å ha vært forsiktige med prøvetakingen.

- (ii) Feilregistrering av prøver, spesielt feilnummerering. Hos noen næringsmiddeltilsyn har prøvetakeren ikke forstått at nummeret på radonflasken skal tilsvare nummeret på vannflasken. I de fleste tilfellene mener vi å ha oppdaget dette og foretatt en riktig kobling. En kan selvfølgelig ikke utelukke at noen tilfeller har gått uoppdaget.
- (iii) Uforsvarlig lang lagringstid. Dette gjelder i hovedsak parametrene alkalitet, pH og nitrat. Resultatene for disse parametrene oppgis her, men med et visst forbehold.
- (iv) Unøyaktigheter i forbindelse med konvertering av gårds-/bruksnummer til UTM. Feltkontroll i Egersundområdet viser god nøyaktighet. Statens Kartverks konverteringsprogram tar brukets sentrum som referansepunkt. Ved større eiendommer, vil brønnen ikke nødvendigvis ligge i sentrum, noe som gir en viss feil. Brønner nær kysten og på små øyer kan derfor bli plottet i havet.
- (v) Unøyaktigheter ved kobling til bergartskode. Det digitale kartets målestokk er grov og det kan ha oppstått feil i kartets digitalisering. For å kontrollere unøyaktigheter, ble NGUs 1:250.000 kartblad Oslo valgt ut som kontroll. Alle prøvetakingspunkt ble plottet manuelt på dette detaljerte kartet og berggrunnen registrert. En uoverensstemmelse på maksimum 7% ble registrert i bergartskode mellom digital kobling og manual plotting. Ved fornuftig bruk av statistiske teknikker er dette til å leve med.

## 5.5 Ionebalansefeil

Hovedionene bestemmes ved 3 metoder

ICP-AES for  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{K}^+$

Ionekromatografi (IC) for  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{=}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{F}^-$

Titring for alkalitet ( $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{=}$ )

En vannprøve er elektrisk nøytral. Derfor skal summen av hovedkationene (i mekv/L) være lik summen av hovedanionene (mekv/L). Feil i ionebalanse regnes som:

$$\text{Ionebalansefeil} = \frac{\text{Sum kationer} - \text{Sum anioner}}{\text{Sum kationer} + \text{Sum anioner}} * 100 \%$$

For de fleste vannprøvene bør feilen være innen +/- 5 %. Dersom en større ionebalansefeil oppstår, skyldes det enten:

- (i) Feilanalyse eller
- (ii) Betydelig innhold av andre ioner enn de som er tatt med i ionebalansebergningen (f.eks.  $\text{H}^+$ , Al, Fe, organiske anioner), eller
- (iii) Partikulært stoff og/eller utfelling/kolloider i vannet

Resultatet av ionebalanseberegningene for datasettet Losm\_korr vises i Tabell 3. Høyeste ionebalansefeil er +24 %, laveste er -17 %, mens medianfeilen er 0,6 %.

**Tabell 3. Fordeling av ionebalansefeil i datasettet Losm\_korr (n = 72)**

Feil	$\leq \pm 1 \%$	$\leq \pm 2,5 \%$	$\leq \pm 5\%$	$\leq \pm 10\%$	$> \pm 10 \%$
Antall prøver (fra 72)	22	48	63	69	3
Andel (%)	31	67	88	96	4

## 5.5 Datafremstilling

Resultatene er fremstilt på 3 ulike måter for å få frem ulike aspekter ved dataene.

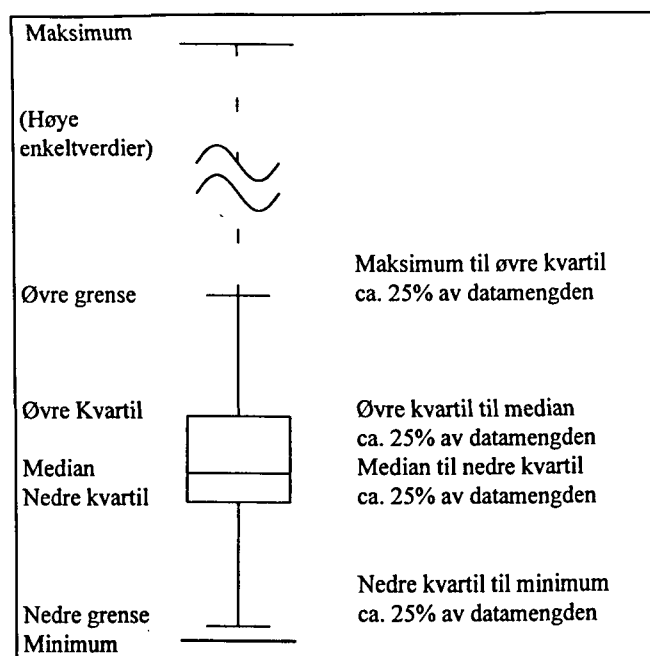
- (i) I figurene 4 og 5 er boksploTT benyttet for å vise statistisk fordeling etter parameter og fylke.
- (ii) I figurene 6a, b og c er kumulative sannsynlighetsfordelinger benyttet for å sammenligne konsentrasjoner av ulike parametre i grunnvann i løsmasse med grunnvann i fjell.
- (iii) I figurene 12 - 42 er dataene presentert som kart der symbolene er relatert til fem grupper som inneholder resultatene fra henholdsvis 0-20% prosentil, 20-40%, 40-60%, 60-80% og 80-100%. Prosentil-inndelingen er basert på hele datasettet (n=72, Losm\_korr), selv om kun 43 punkt har UTM koordinater og kan plottes på kartet. Det førte blant annet til at ingen av de innsendte prøvene fra Nord-Norge kom med på kartet.

Resultatene er basert på det korrigerede datasettet for løsmassebrønner (Losm\_korr, n = 72). I figur 6 sammenlignes disse med det korrigerede datasettet for fjellbrønner (Fjell\_korr, n = 1604; n = 1601 for radon).

Alle analyseresultater lavere enn den analytiske deteksjonsgrensen er plottet som en verdi lik halve deteksjonsgrensen på alle kart og boksploTT (dvs. <10 Bq/l er plottet som 5 Bq/l).

### 5.5.1 BoksploTT

BoksploTT er en fremstillingsmåte som gir en rask oversikt over dataenes fordeling og sentrale statistiske parametre. Det egner seg derfor meget godt der en ønsker å sammenligne to eller flere datasett. For at et boksploTT skal kunne lages og gi noen mening, kreves minst 5 verdier i datasettet. For enkelte grupperinger er ikke dette kravet oppfylt, og dataene er da presentert som enkeltpunkter. I figur 3 på neste side vises de viktigste parametrene som kan leses ut av et boksploTT.



Figur 3: Grafisk forklaring av boksplott

**Medianen** er den midterste verdien i tallsettet, dvs at halvparten av verdiene er høyere og halvparten er lavere. Medianen angis ved en strek som deler selve boksen i to. Ved sammenlikning av data fra ulike datagrupper, er medianen et bedre sammenlikningsgrunnlag enn f.eks høyeste enkeltmåling eller et gjennomsnitt av datasettet. De horisontale "parentesene" på hver side av medianverdien på slike boksplott, er medianverdiens pålitelighetsinterval på et 95% signifikansenivået. Dersom parentesene på to forskjellige boksplott ikke "overlapper" hverandre, kan det sies at de to medianverdiene er statistisk signifikant forskjellige på et 95% nivå.

**Øvre kvartil** representerer den verdien i datasettet der 75 % av verdiene er lavere og 25% er høyere. Tilsvarende er 75 % av verdiene høyere og 25% av verdiene lavere enn **nedre kvartil**. Øvre og nedre kvartil fremstilles som henholdsvis toppen og bunnen av selve boksen. Boksen inneholder dermed de midtre 50% av datasettets verdier og størrelsen på boksen gir et bilde av spredningen i disse verdiene.

Strekene (kalt «whiskers» dvs. værhaar) viser spredningen av dataene utenfor boksen. I geokjemiske data er det vanlig at noen få verdier er mye høyere (eller eventuelt mye lavere) enn de midterste 50%. I boksplott settes det en **øvre grense** for streken når verdien plottes lengre fra øvre kvartil enn 1,5 ganger boksens lengde. Høyere verdier plottes som enkle punkt og utelukkes av og til fra grafiske fremstillinger fordi de trekker ut skalaen og reduserer oppløsningen. Tilsvarende er **nedre grense** for streken satt 1,5 ganger boksens lengde fra nedre kvartil, og lavere verdier enn dette vil bli plottet som enkle punkt. Boksplott er nyttig til å avsløre asymmetri i datasettet og tilstedeværelsen av verdier som ligger mye høyere eller mye lavere enn medianen.

## 6 RESULTATER

### 6.1 Fordeling av parametrene

Figur 4 oppsummerer fordelingene av alle analyserte parametre i synkende rekkefølge mht. mediankonsentrasjon i grunnvann fra løsmasser. Legg merke til log-skalaene, og at pH er omregnet til hydrogenionaktivitet. Alkalitet er også omregnet til bikarbonatkonsentrasjoner. Diagrammet, sammenholdt med tabell 4, er hovedsakelig selvforklarende, men forfatterne vil gjerne poengtere følgende:

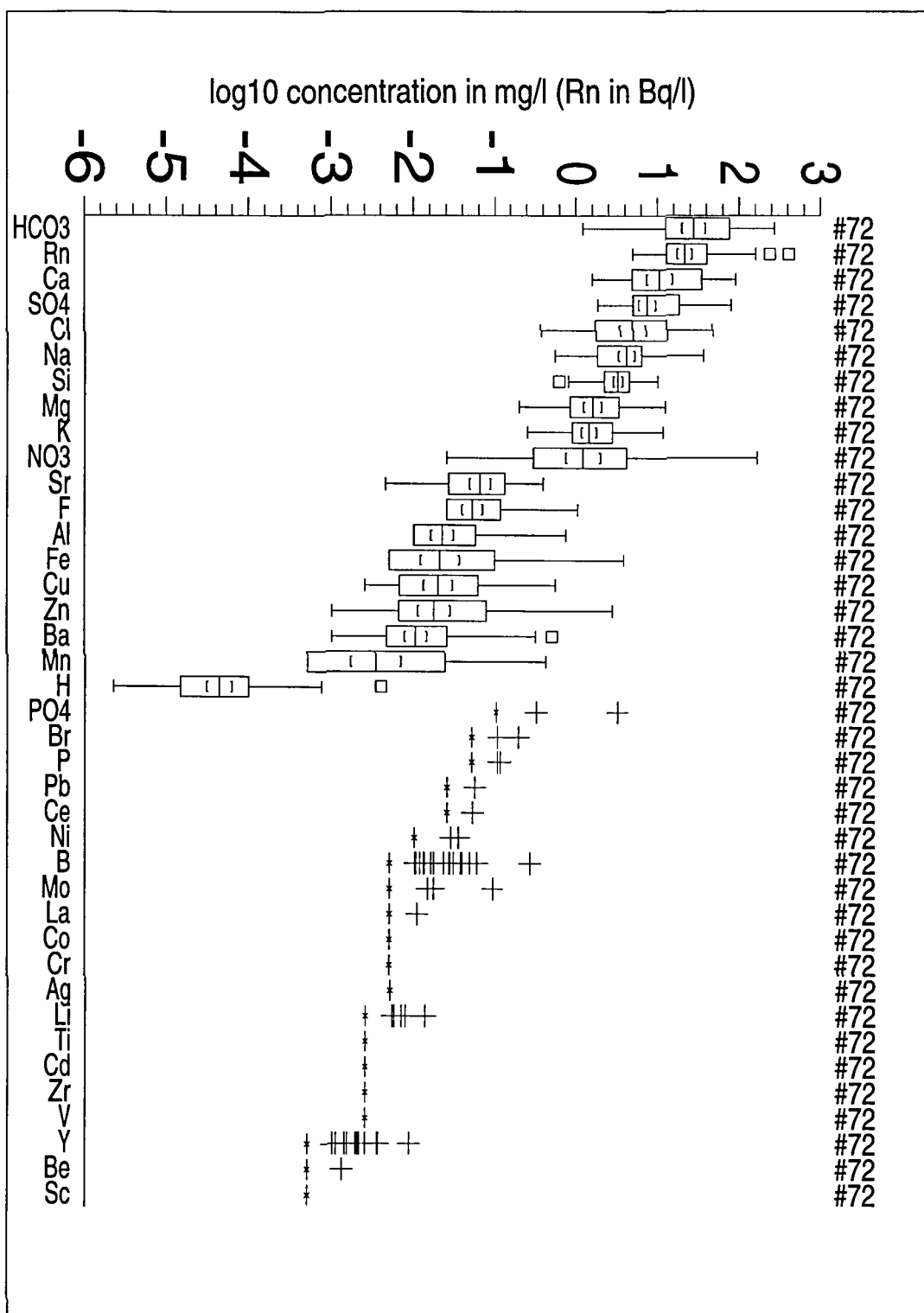
- (i) pH i grunnvann fra løsmasser har en medianverdi på 7,37, sammenlignet med 8,07 for grunnvann i fast fjell (Banks et al. 1998).
- (ii) Nitrat-konsentrasjonene er generelt beskjedne (median 1,2 mg/l), men meget høye konsentrasjoner kan leilighetsvis forekomme (opp til 161 mg/l i en brønn i Hedmark).
- (iii) Kalsium og bikarbonat er vanligvis de dominerende kation og anion (uttrykt som konsentrasjoner i mg/l).
- (iv) Et betydelig antall parametre har en medianverdi som ligger under den analytiske deteksjonsgrensen. Disse parametrene er plottet nederst på diagrammet.

Figur 5 viser en fylkesvis inndeling av fire parametre i grunnvann fra løsmasser. For både radon og fluor er datasettet for lite til å kunne påvise statistisk signifikante forskjeller mellom fylkene, men Telemark fylke synes å ha generelt høye konsentrasjoner av fluor og radon i løsmassegrunnvannet. Hordaland fylke har pH-verdier i løsmassegrunnvann hvis medianverdi er signifikant lavere enn medianverdien i flere andre fylker.

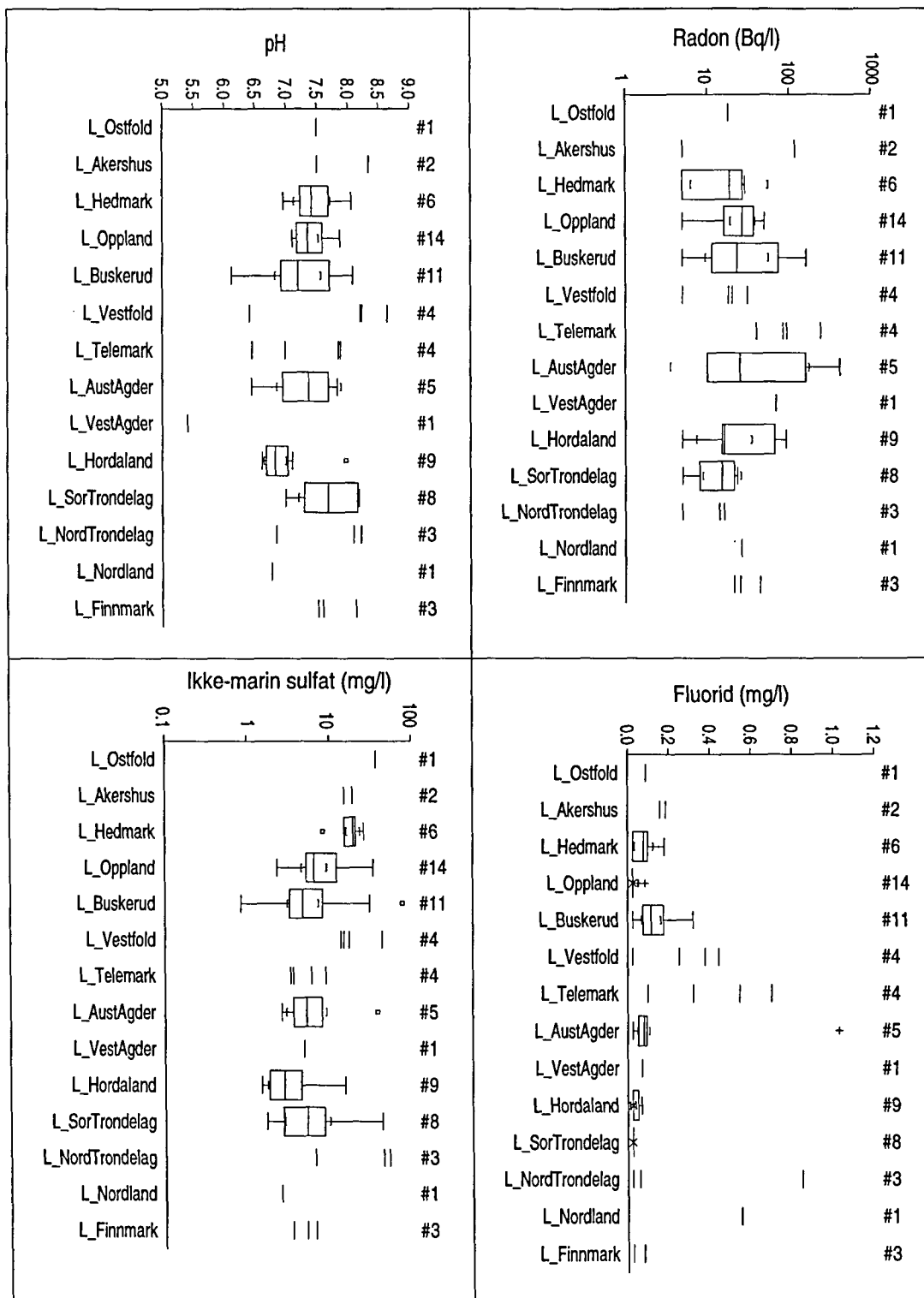
På Fig. 5 er "ikke-marint sulfat" beregnet som sulfatet som ikke kan skyldes sjøsalter (dvs. korrigert på grunnlag av klorid-innholdet):

$$\text{SO}_4^- (\text{ikke marint}) = \text{SO}_4^- - (\text{Cl} * 2700/19000)$$

Konsentrasjonen av klorid i havet er ca. 19000 mg/l og konsentrasjonen av sulfat er ca. 2700 mg/l.



Figur 4. Boksploott som viser konsentrasjoner for alle analyserte parametre i grunnvann i løsmasser (Losm\_korr, n=72), sortert i synkende rekkefølge mht. mediankonsentrasjonen. Alle konsentrasjoner er i mg/l, unntatt Rn i Bq/l. pH er omregnet til  $H^+$ -ioneaktivitet, og alkalitet er omregnet til bikarbonatkonsentrasjoner.



Figur 5. Boksplott som viser en fylkesvis fordeling av konsentrasjoner av radon, fluorid, ikke-marint sulfat samt pH i grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr). For fylker med < 5 prøver er boksplott ikke konstruert (kun enkeltverdier vises). Fylkene Oslo, Rogaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal og Troms har ingen prøver av grunnvann fra løsmasser.

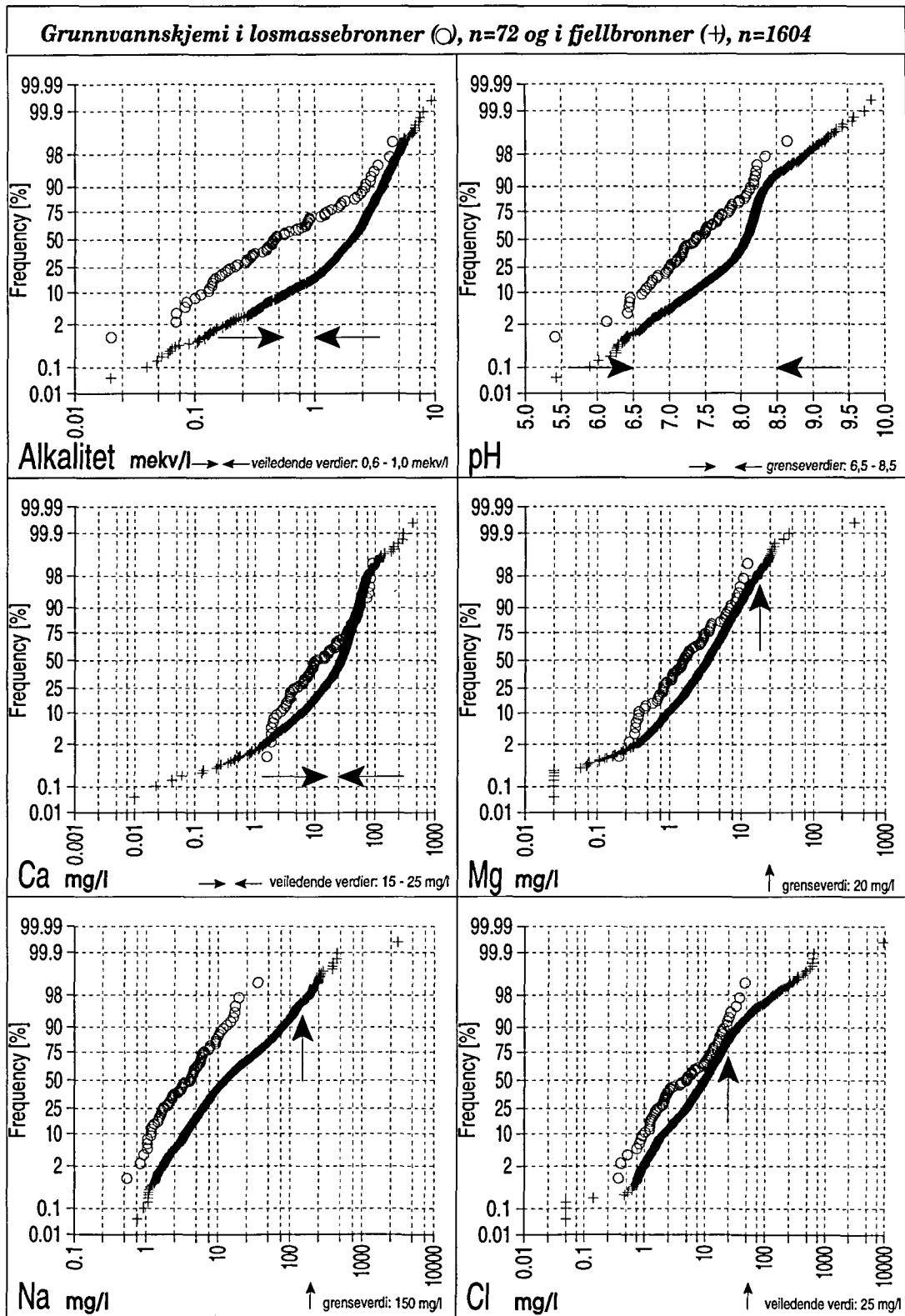


Figurene 6 a-c sammenligner kumulative fordelinger av parametre i grunnvann i fjell med grunnvann i løsmasse. Fra disse diagrammene kan man lese følgende:

- (i) Lineært forløp av kurven betyr at fordelingen av data er tilnærmet log-normal.
- (ii) Antall log-syklus på x-aksen gir uttrykk for hvor stor spredning som finnes i konsentrasjonene for parameteren.
- (iii) Ved å sammenligne fordelingene i grunnvann fra løsmasser med fordelingene i grunnvann fra fjell, finner man fort ut hvilke parametre som er anriket i grunnvann i fjell.
- (iv) Ved å sammenligne fordelingene med pilene som viser drikkevannsnormer kan man se i hvilken grad grunnvannsprøvene overskrider normen.

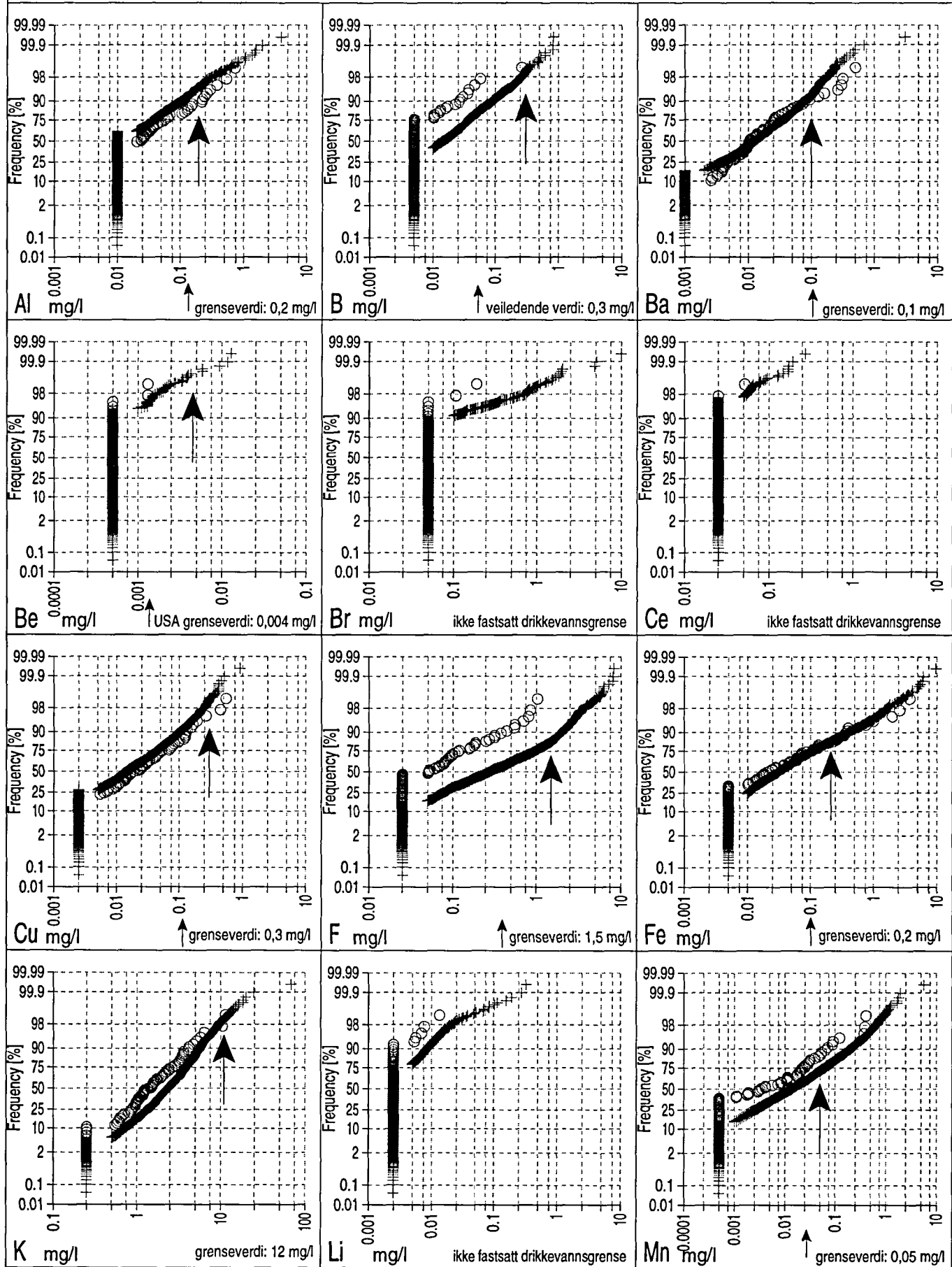
**Tabell 4. Oppsummering av statistiske egenskaper for de viktigste hydrokjemiske parametrene for datasettet Losm\_korr (n=72).**

	Minimum	25%-il	Median	75%-il	Maksimum
pH	5,41	7,01	7,37	7,84	8,65
Alkalitet (mekv/l)	<0,04	0,21	0,46	1,25	4,45
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	0,37	1,72	4,92	12,9	46,5
SO <sub>4</sub> <sup>=</sup> (mg/l)	1,85	5,02	7,48	18,5	79,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	<0,05	0,30	1,19	4,10	161
Ca (mg/l)	1,58	4,90	10,6	34,8	90,5
Na (mg/l)	0,54	1,77	4,06	6,24	35,5
Mg (mg/l)	0,20	0,83	1,56	3,27	12,1
K (mg/l)	<0,5	0,88	1,40	2,72	11,4
Si (mg/l)	0,61	2,15	3,16	4,38	9,81
F <sup>-</sup> (mg/l)	<0,05	<0,05	0,051	0,12	1,03
Rn (Bq/l)	<10	13	22	40	410

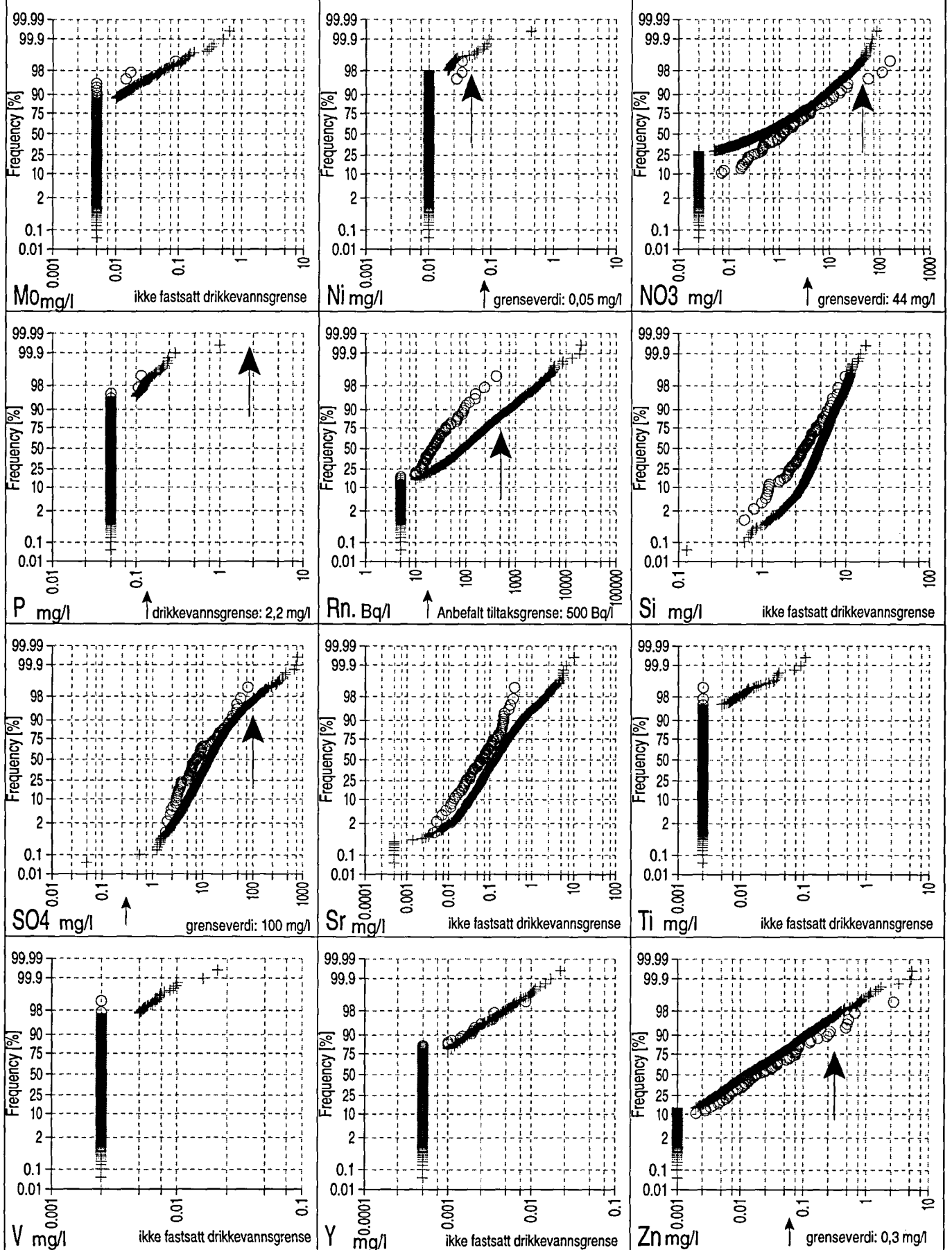


Figur 6a. Kumulative sannsynlighetsfordelinger for konsentrasjoner av parametrene pH, alkalitet, natrium, klorid, kalsium og magnesium i grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr, n=72) og grunnvann fra fast fjell (Fjell\_korr, n=1604). Lignende digrammer vises på følgende sider (Fig. 6b, 6c) for andre analyserte parametre. Pilene viser analytiske deteksjonsgrenser og drikkevannsnormer.

Grunnvannskjemi i losmassebrønner (○), n=72 og i fjellbrønner (+), n=1604



**Grunnvannskjemi i losmassebronner (○), n=72 og i fjellbronner (+), n=1604**



De viktigste resultatene, som kan leses fra figurene 6a-c er:

- (i) De aller fleste parametrene er anriktet i grunnvann i fast fjell i forhold til grunnvann i løsmasser. Spesielt de høyere alkalitetene samt strontium-, litium- og silisiumkonsentrasjonene antyder mer modent grunnvann i fast fjell.
- (ii) Fordelingene av parametrene Ca, Fe, P, Ba og Y er tilnærmet like i de grunnvannstypene .
- (iii) Forholdsvis få parametre har høyere konsentrasjoner i grunnvann i løsmasser enn i grunnvann i fast fjell. Disse inkluderer  $H^+$ -aktivitet, metallene Al, Cu, Zn, og Ni (som alle har en sterkt pH-avhengig løslighet) og nitrat. Metallenes høyere konsentrasjoner i grunnvann fra løsmasser skyldes antakeligvis løsmassegrunnvannets generelt surere pH. Metallene Cu og Zn kan komme fra geologiske kilder, men de kan også komme fra ledningsnettet. Forskjellene i nitrat-konsentrasjonene kan enten skyldes at løsmasse-akviferer er mer sårbare mht. f.eks. jordbruksforurensning eller at denitrifisering (reduksjon av nitrat) i større grad finner sted i de mer modne grunnvannstypene fra fast fjell.
- (iv) I motsetning til forventningene har ikke metallene Mn og Fe høyere konsentrasjoner i grunnvann fra løsmasser enn i grunnvann fra fjell. Dette er overraskende fordi metallene betraktes som mer løselige ved lave pH-verdier. Men de er også redoks-følsomme, og det kan hende at grunnvann i fjell generelt er mer reduserende enn grunnvann i løsmasser, noe som medfører mobilisering av mangan i Mn (II) form.

## 6.2 Utvikling av grunnvannskjemien i løsmasse-akviferer

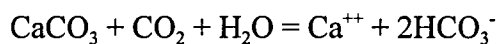
Durov-diagrammet i figur 7a (plottet som mekv/l) antyder at de fleste vannprøver av grunnvann fra løsmasser kan inndeles i to typer (vi ser bort fra nitrat som antas å ha antropogen opprinnelse):

- (i) Na-Cl grunnvann (8 prøver: pH-median 6,79). Disse synes å være nokså umodne grunnvannstyper hvor natriumklorid fra sjøsalter i nedbør fortsatt dominerer over parametre som har geologisk opprinnelse. I disse 8 prøvene er maksimum Na-konsentrasjon 19,4 mg/l og maksimum Cl-konsentrasjon 27,2 mg/l.
- (ii) Ca-HCO<sub>3</sub> grunnvann (57 prøver: pH-median 7,52). Dette er i hovedsak mer modent grunnvann som har fått et "kjemisk fingeravtrykk" fra geologien, sannsynligvis fra oppløsning av kalkspat.

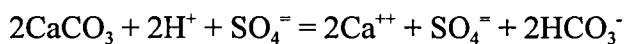
Av de 7 andre prøvene er 4 av typen Ca-Cl og 3 av typen Ca-SO<sub>4</sub>. Ingen av prøvene er av typen Na-HCO<sub>3</sub> (tabell 5). Det synes altså å være en klar utvikling av grunnvann fra umodne (lav pH) natriumklorid-vannstyper til modne (høyere pH) kalsiumbikarbonat-vannstyper. Dette framgår klart av fig. 7b og av den negative korrelasjonen mellom forholdet Na/Ca og pH i figur 8d. Dette er motsatt av situasjonen i grunnvann fra fast fjell hvor det ble funnet en generelt positiv korrelasjon mellom de to variablene (Banks et al. 1998). Forholdet Na/Cl

(som ekvivalenter) er omkring 1 (fig. 8c) i de fleste prøvene fra grunnvann i løsmasser. Dette antyder kun et begrenset bidrag til vannkjemien fra f.eks. feltspat-forvitring eller ionebytting, selv om man kan tyde en svak tendens til høyere Na/Cl forhold ved høye pH-verdier. Et fåtall meget lave Na/Cl forhold finnes også; noe som kan skyldes enten (i) ionebytting, (ii) en ikke-natrium-balansert, muligens antropogen kilde for Cl<sup>-</sup> eller (iii) analytiske feil.

Figur 9 viser den forholdsvis ukompliserte utviklingen av de fleste grunnvannsprøvene fra løsmasseavsetninger. Ved å plote kalsium mot alkalitet (begge som mekv/l), får vi en tilnærmet rett linje med gradient 1:1 (se også Fig. 9e). Det antyder en oppløsning av kalsiumkarbonat (kalkspat) av naturlig karbondioksid i vannet:



Det har vært hevdet at hvis forvitringen av kalkspat skyldtes sur nedbør (dvs. fortennet svovel-/saltpetersyre) heller enn karbondioksid, ville man finne et 2:1 forhold (som ekvivalenter) mellom kalsium og alkalitet i vannet.



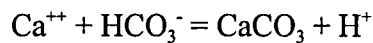
Derfor kan 1:1 forholdet i figur 9b & f tolkes som en bekreftelse på at grunnvann fra løsmasser kun i mindre grad er påvirket av sur nedbør (en del prøver viser et Ca/alkalitet forhold mellom 1 og 1,6 - figur 9f).

Et lignende plott av natrium mot alkalitet viser bare en meget svak korrelasjon (fig. 9d) som antyder en svært beskjeden geologisk kilde for natrium i grunnvann, f.eks. gjennom ionebytting eller forvitring av feltspat-mineraler.

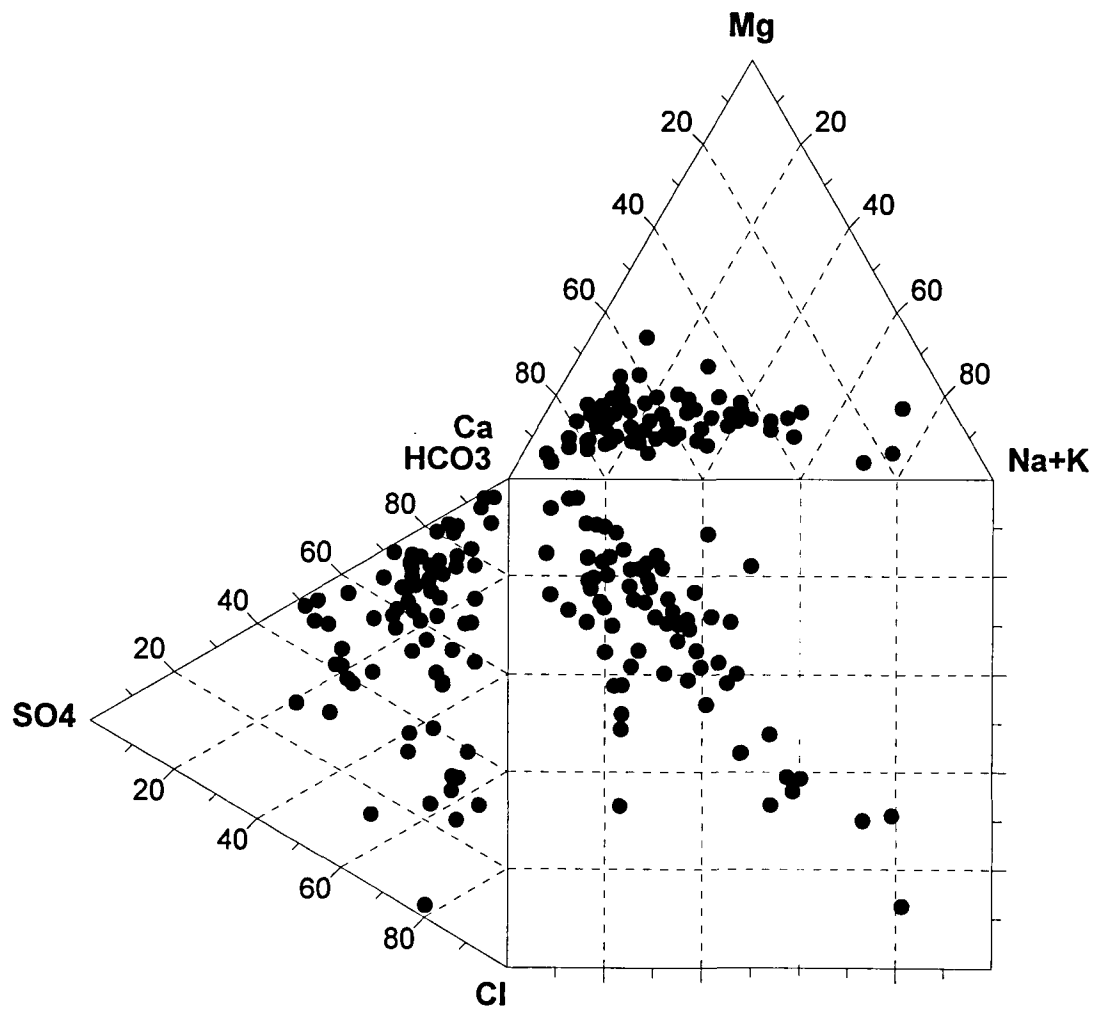
Lignende plott (fig. 9a,c) for Ca og Na mot alkalitet i de 1604 grunnvannsprøvene fra fast fjell (Fjell\_korr) antyder en langt mer komplisert kjemisk utvikling. De mindre modne vannprøvene med lav alkalitet viser et tilnærmet lineært forhold mellom Ca og alkalitet. Dette antyder kalkspatoppløsning, akkurat som i grunnvann fra løsmasser. Men de mest modne (høy-alkalitets) vannprøvene viser nedsatte kalsium-konsentrasjoner. Det skyldes trolig fjerning av kalsium gjennom utfelling av kalkspat eller muligens ionebytting (fig. 9a). Natrium-konsentrasjonene øker ved høye alkaliteter (fig. 9c). I slike grunnvannstyper fortsetter natrium å akkumuleres gjennom feltspat-forvitring eller ionebytting, mens kalsium er forhindret fra å akkumuleres gjennom kalkspat-metning (fig. 9a).

Figur 7b (og tabell 5) bekrefter dette ved at medianverdien for pH i de 402 Na-HCO<sub>3</sub> vannprøvene fra fjell er 8,26. Dette er signifikant høyere enn pH-medianen for de 1039 Ca-HCO<sub>3</sub> prøvene; nemlig 8,03. pH-medianen for de 62 Na-Cl prøvene fra fjell var til sammenligning også 8,03, og i de 12 Mg-HCO<sub>3</sub> prøvene 8,17.

I grunnvann fra fast fjell kan man se denne overgangen fra et  $\text{Ca-HCO}_3$  til et  $\text{Na-HCO}_3$  - "fingeravtrykk" ved pH 8,1 - 8,2. Vi har tolket dette som kalkspat-utfelling som fjerner kalsium fra løsningen ved denne pH-verdien. Denne tolkningen støttes av den kumulative fordelingskurven for pH i fig. 6a, hvor en sterk "bøyning" sees ved pH 8,0 - 8,2. Dette antyder en pH-buffringsmekanisme. Kalkspatutfelling ved denne pH-verdien frigjør protoner og gir akkurat en slik mekanisme:

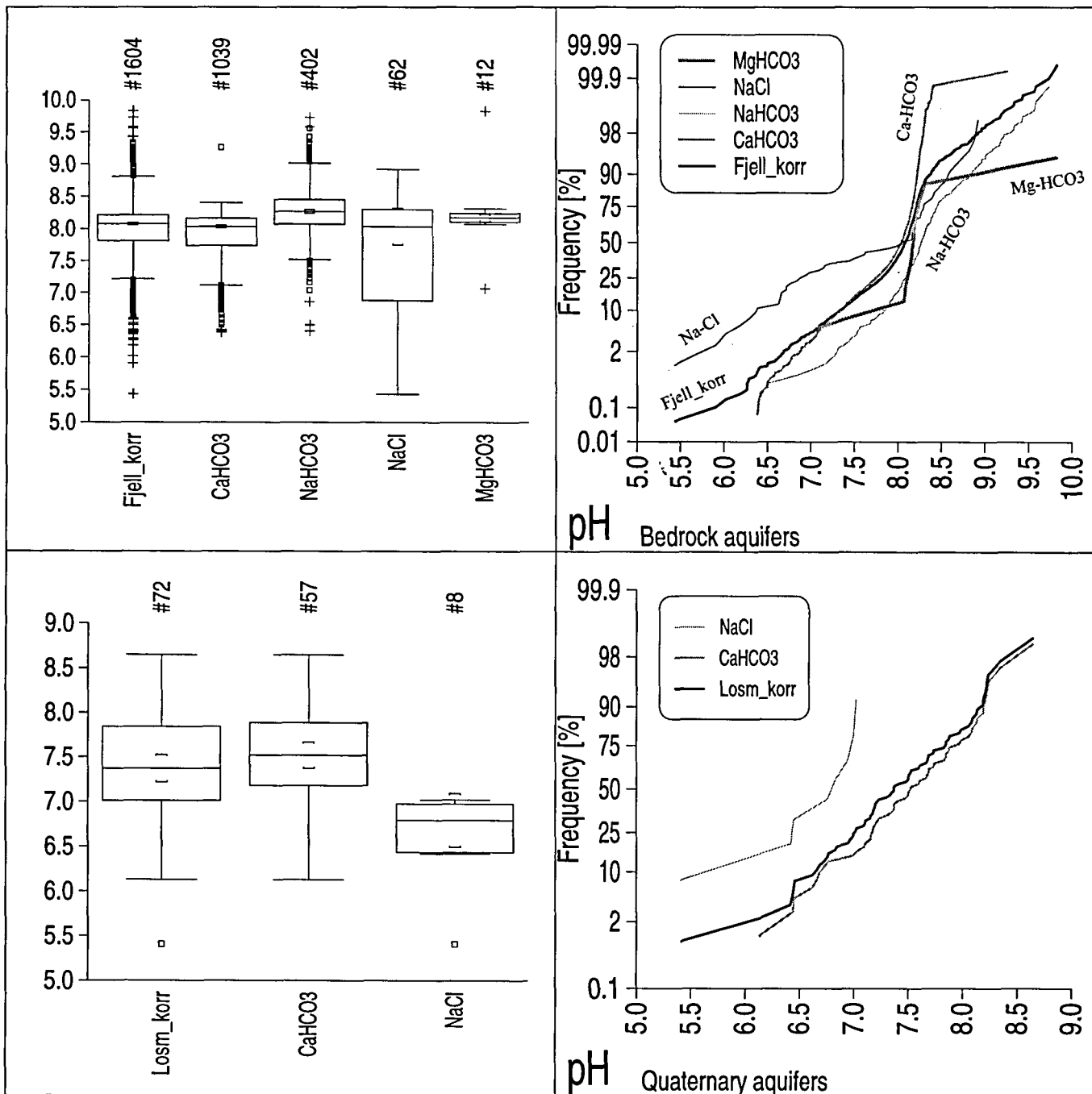


Mens en stor andel av grunnvannsprøvene fra fast fjell befinner seg "over" bøyningen på pH-kurven (fig. 6a - dvs. kalsiumet er fjernet fra vannet og buffermekanismen er brukt opp) og kjemisk sett har en litt eksotisk  $\text{Na-HCO}_3$  sammensetning, er det forholdsvis få prøver fra løsmasser som befinner seg over bøyningen (selv om bøyningen også finnes hos grunnvann fra løsmasser - fig. 6a). Grunnvann fra løsmasser synes derfor å følge en forholdsvis enkel utvikling gjennom oppløsning av kalkspat, hvor mange prøver ikke oppnår metning. Fremtidig forskning ved bruk av numeriske kjemiske modelleringsteknikker planlegges for å teste denne hypotesen.



Figur 7a. Durov-diagram som viser den relative kjemiske sammensetningen (mht hovedionene) for de 72 prøvene av løsmassegrunnvann (Losm\_korr). Diagrammet er basert på konsentrasjoner i mekv/l.





Figur 7b. Boksplott og kumulative fordelingskurver som viser fordeling av pH for de vanligste hydrokjemiske vanntypene i grunnvann fra fast fjell (Fjell\_korr: øverst) og fra løsmasser (Losm\_korr: nederst).

**Tabell 5. Hovedvanntypene i datasettene Fjell\_korr (n=1604: øverste 3 radene) og Losm\_korr (n=72: nederste 3 radene) basert kun på hovedparametrene Na, Ca, Mg, alkalitet, SO<sub>4</sub><sup>-</sup> og Cl<sup>-</sup>. Begrepet "dominerende Cl<sup>-</sup>" betyr at Cl<sup>-</sup> (som mekv/l) er større enn både alkalitet og sulfat i vannet. Begrepet "absolutt dominerende Cl<sup>-</sup>" betyr at Cl<sup>-</sup> (som mekv/l) er større enn summen alkalitet pluss SO<sub>4</sub><sup>-</sup>. I tabellen har man ikke tatt hensyn til NO<sub>3</sub><sup>-</sup> eller K.**

Kation	Dominerende	Absolutt dominerende	Anion	Dominerende	Absolutt dominerende
Magnesium	12 <i>hvorav</i> <i>12 med dom. alkalitet</i>	6	Sulfat	65	47
Kalsium	1118 <i>hvorav</i> <i>1039 med dom. alkalitet</i>	1002	Alkalitet	1453	1385
Natrium	474 <i>hvorav</i> <i>402 med dom. alkalitet</i> <i>62 med dominerende Cl<sup>-</sup></i>	402	Klorid	86	62
Magnesium	0	0	Sulfat	3	1
Kalsium	64 <i>hvorav</i> <i>57 med dom. alkalitet</i>	59	Alkalitet	57 <i>hvorav</i> <i>57 med dominerende Ca</i>	48
Natrium	8 <i>hvorav</i> <i>8 med dominerende Cl<sup>-</sup></i>	5	Klorid	12 <i>hvorav</i> <i>8 med dominerende Na</i>	9

*Oppsummering:*

*I Fjell\_korr:*

*Nitrat dominerer i 12/1604 prøver*

*Kalium dominerer i ingen av de 1604 prøvene.*

*Ser man kun på Na, Ca, Mg, alkalitet, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, og ser bort fra NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og K (som i tabellen) har vi*

*1039 prøver av Ca-HCO<sub>3</sub> type (pH-median 8,03)*

*402 prøver av Na-HCO<sub>3</sub> type (pH-median 8,26)*

*62 prøver av Na-Cl type (pH-median 8,03)*

*12 prøver av Mg-HCO<sub>3</sub> type (pH-median 8,17)*

*I Losm\_korr:*

*Nitrat dominerer i 2/72 prøver*

*Kalium dominerer i ingen av de 72 prøvene.*

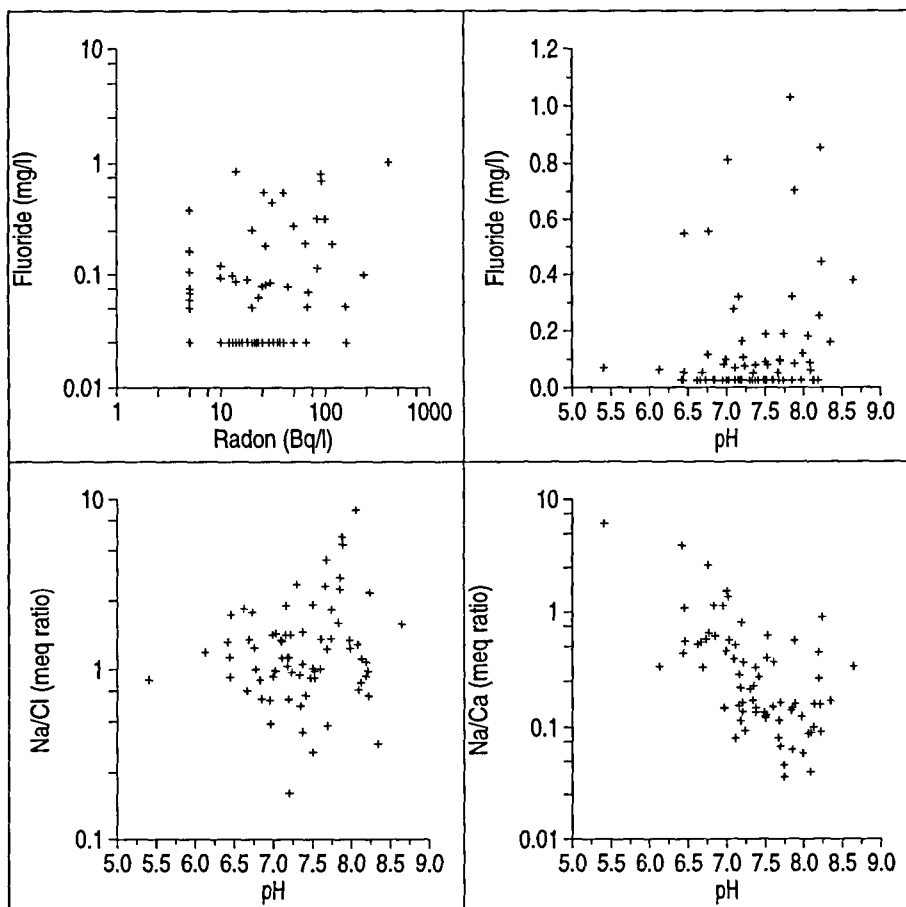
*Ser man kun på Na, Ca, Mg, alkalitet, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, og ser bort fra NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og K (som i tabellen) har vi*

*57 prøver av Ca-HCO<sub>3</sub> type (pH-median 7.52)*

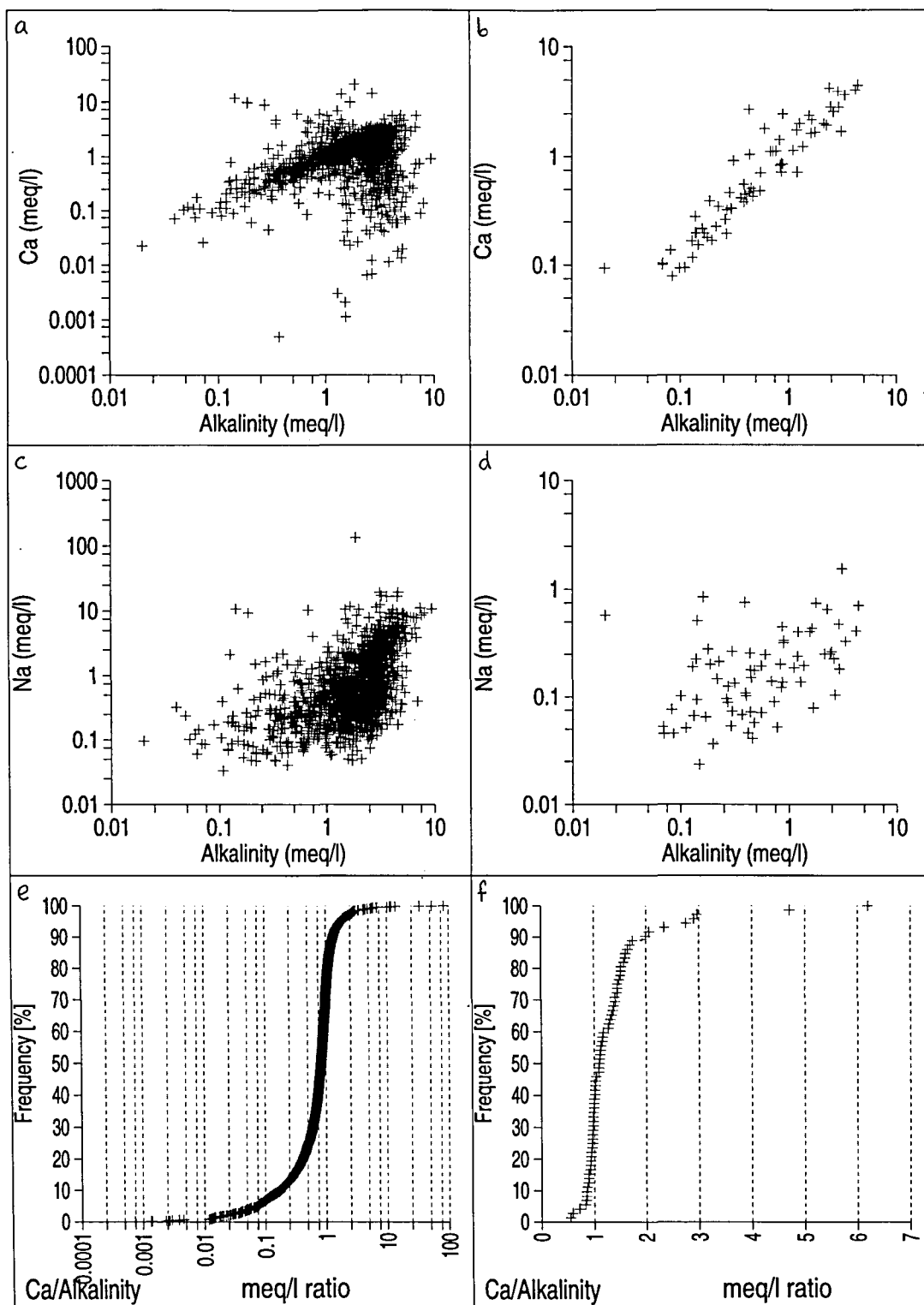
*0 prøver av Na-HCO<sub>3</sub> type*

*8 prøver av Na-Cl type (pH-median 6.79)*

*0 prøver med dominerende magnesium*



Figur 8. x-y plott som belyser forbindelsen mellom (a)  $F^-$  og Rn, (b)  $F^-$  og pH, (c) forholdet Na/Cl og pH og (d) forholdet Na/Ca og pH i grunnvann fra løsmasseavsetninger (Losm\_korr,  $n=72$ ). Forholdene Na/Cl og Na/Ca er beregnet som mekv/l.



Figur 9. x-y plott som viser kalsium mot alkalitet i (a) grunnvann fra fjell (Fjell\_korr, n=1604 - se Banks et al.1998) og (b) grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr, n=72), sammen med natrium mot alkalitet i (c) grunnvann fra fjell og (d) grunnvann fra løsmasser. (e) og (f) viser Ca/alkalitet-forholdet i henholdsvis Fjell\_korr og Losm\_korr. Alle konsentrasjoner er i mekv/l.

### 6.3 Geografiske fordelinger

Forfatterne har ikke tenkt å gi en omfattende beskrivelse av kartene i fig. 12 - 42. Dette fordi kartene er basert på kun 43 koordinatfestede datapunkt (hvorav ingen kommer fra de tre nordligste fylkene). Dette betraktes som et meget spinkelt grunnlag for å kunne trekke generelle konklusjoner om geografiske fordelinger. Maksimums-, median- og minimumskonsentrasjonene (samt 25% og 75%-il konsentrasjoner) kan leses fra boksplokkene for hvert kart. Husk at konsentrasjoner mindre enn den analytiske deteksjonsgrensen er satt til en verdi lik halvparten av deteksjonsgrensen. Boksplokkene (og dermed tegneforklaringen til kartene) er basert på alle 72 prøver i Løsm\_korr. De viktigste statistiske parametrene gjengis også i tabell 4. Enkelte utvalgte parametre kommenteres i følgende tekst:

#### Radon

I de 72 undersøkte løsmassebrønnene er radon-innholdet (fig. 37) generelt lavere enn i fjellbrønnene med en medianverdi på 22 Bq/l (maksimum 410 Bq/l). Ingen av prøvene overskrider Statens stråleverns anbefalte tiltaksgrense på 500 Bq/l. Kartet viser en tendens til høyere radon-konsentrasjoner i de sentrale/sørlige delene av Sør-Norge. I motsetning til grunnvann fra fjell (Banks et al. 1998) finnes det ingen korrelasjon mellom  $F^-$  og  $Rn$  i grunnvann fra løsmasser (fig. 8a).

#### Fluorid

I de 72 undersøkte løsmassebrønnene er fluorid-innholdet (fig. 22) generelt lavere enn i fjellbrønnene med en medianverdi på 0,05 mg/l (maksimum 1,03 mg/l). Ingen av prøvene overskrider drikkevannsnormen på 1,5 mg/l. Kartet viser en tendens til høyere fluorid-konsentrasjoner i den sørlige delen av Sør-Norge. Tendensen til høyere fluorkonsentrasjoner ved høyere pH-verdier er ikke så klar som med grunnvann fra fjell (Banks et al. 1998). Imidlertid er det generelt høyere fluoridkonsentrasjoner i grunnvannsprøver fra løsmasser når pH er høyere enn medianverdien (medianverdien for pH = 7,37; fig. 8b).

#### Klorid

Klorid viser den forventede tendensen til noe høyere konsentrasjoner i brønner som befinner seg ved kysten (fig. 20).

#### Andre parametre som viser en klar geografisk fordeling

Flere metaller viser en tendens til høyere konsentrasjoner i den sørlige delen av Sør-Norge. Blant disse kan nevnes Cu, Zn, Y, Mn og Al. (fig. 21, 42, 41, 28 og 12). Det kan ha en forbindelse med de generelt lavere pH-verdiene som man finner i dette området (fig. 34).

## Sur nedbør

Skyldes de lave pH-verdiene og lave alkalitetene som man finner i prøvene fra Sørlandet og Vestlandet (fig. 34, fig. 13) sur nedbør? Sannsynligvis ikke. Siden sur nedbør kan betraktes som en svak løsning av svovel- (og salpeter-) syre, ville man vente å finne høyere konsentrasjoner av sulfat i forsuret grunnvann. Sulfatkartet (fig. 39) viser ikke en slik tendens (tvert imot). Vi kan korrigere sulfat-konsentrasjoner for bidrag fra sjøsalter for å få et riktigere bilde av mulig antropogen sulfat. Ikke-marin sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) beregnes som:

$$\text{SO}_4^{2-} = \text{SO}_4^{2-} - (\text{Cl}^- \times M_{\text{SO}_4} / M_{\text{Cl}}) = \text{SO}_4^{2-} - (\text{Cl}^- \times 2700 / 19000)$$

hvor  $M_{\text{SO}_4}$  = sulfat-konsentrasjon i havet = 2700 mg/l

$M_{\text{Cl}}$  = klorid-konsentrasjon i havet = 19000 mg/l.

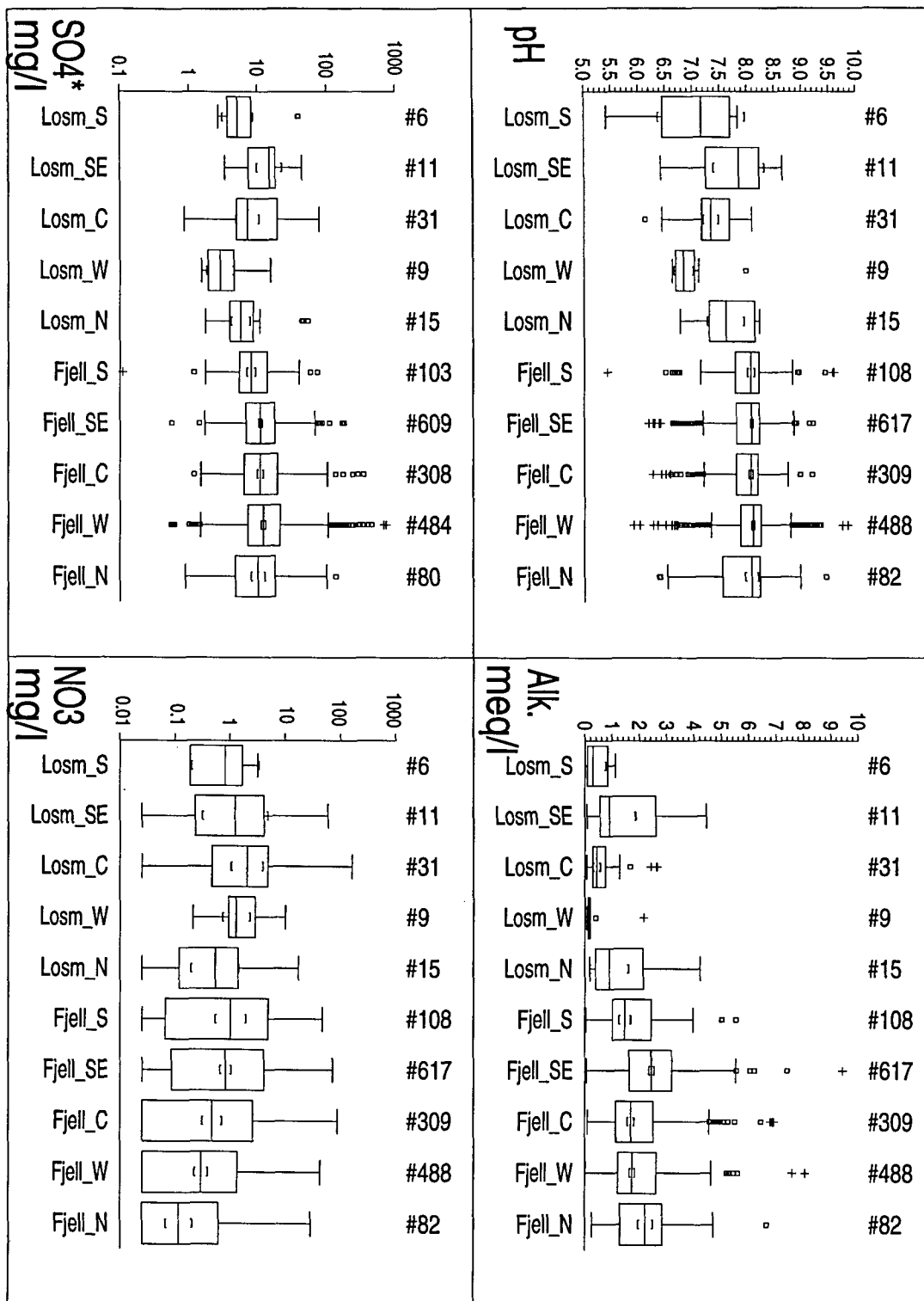
Sør- og Vest-Norge er vanligvis antatt å være de regionene med størst belastning fra sur nedbør. Figurene 5 og 10 viser at man finner lave konsentrasjoner ikke-marin sulfat i akkurat de fylkene med lavest pH i grunnvann fra løsmasser. Fig. 11 viser at det ikke finnes en sammenheng mellom høy ikke-marin sulfat og lav pH/alkalitet. Tvert imot finnes det for løsmassebrønnene en korrelasjon mellom høy ikke-marin sulfat og høy pH. Lave pH-verdier i grunnvannsprøvene i dette datasettet kan derfor vanskelig tilskrives sur nedbør. Man bør heller se på geologien for en forklaring. Dessuten kan det også hende at det ikke-marine sulfatet i grunnvann heller ikke kommer fra sur nedbør, men fra geologiske kilder (bl.a. kisleforvitring).

Det hevdes ikke at forsuring av grunnvann i Sør Norge ikke finner sted. Men ut i fra vår kartleggings (spinkle) datagrunnlag har vi ikke kunnet finne noe klart bevis for en slik prosess.

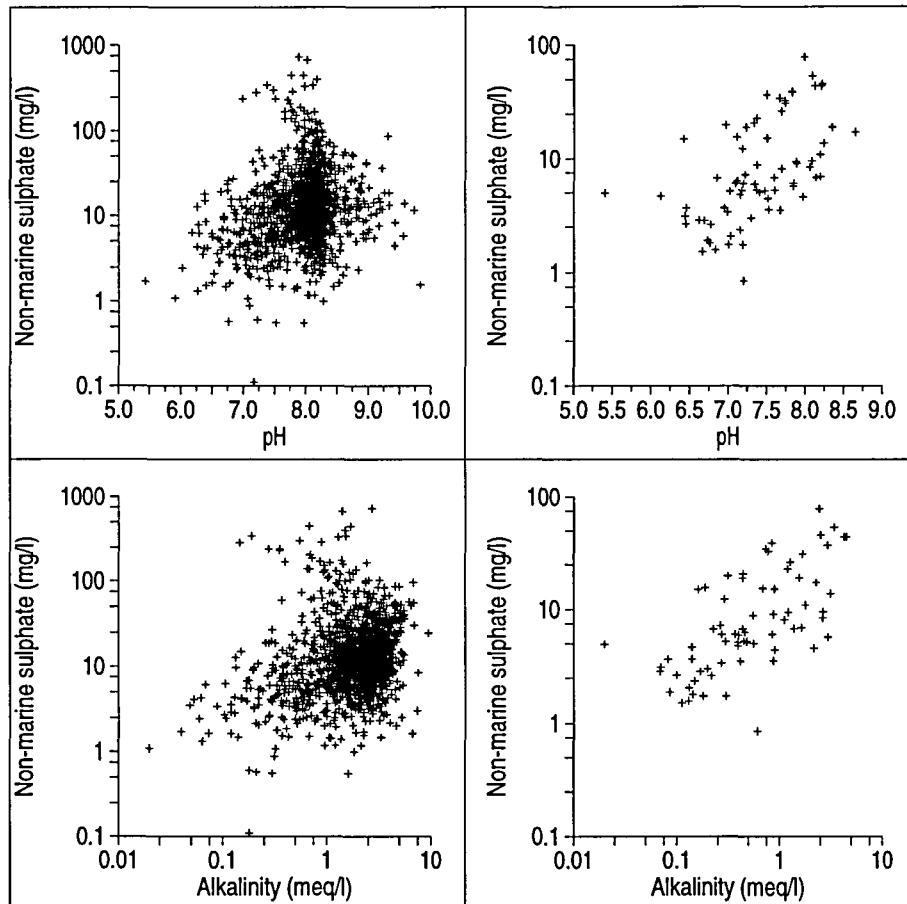
## Konsentrasjoner under deteksjonsgrensen

De 72 prøvene av grunnvann fra løsmasser i denne undersøkelsen inneholder konsentrasjoner som er mindre enn den analytiske deteksjonsgrensen for følgende grunnstoffer (deteksjonsgrensen i  $\mu\text{g/l}$  i parentes): Ag (10), Cd (5), Co (10), Cr (10), Sc (1), Ti (5), V (5) og Zr (5). Det gjengis derfor ikke kart for disse parametrene.

For parametrene Ce og Pb er det kun en prøve som gir en detekterbar (dvs.  $> 50 \mu\text{g/l}$ ) konsentrasjon (henholdsvis 51 og 55  $\mu\text{g/l}$ ). Disse to prøvene har ingen koordinater og vises derfor ikke på kartet.



Figur 10. Boksploott som belyser fordelingen av pH, alkalitet, ikke-marint-sulfat (SO<sub>4</sub><sup>\*</sup>) og nitrat i 1604 grunnvannsprøver fra fast fjell (Fjell\_korr) og 72 grunnvannsprøver fra løsmasser (Losm\_korr) fordelt på region (Sør (S) - Rogaland og Agder-fylkene: Vest (W) - Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal: Sørøstre (SE) - Telemark, Oslo, Akershus, Østfold, Vestfold: Sentrale (C) - Buskerud, Hedmark, Oppland: Nord (N) - Trøndelagsfylkene, Nordland, Troms og Finnmark).



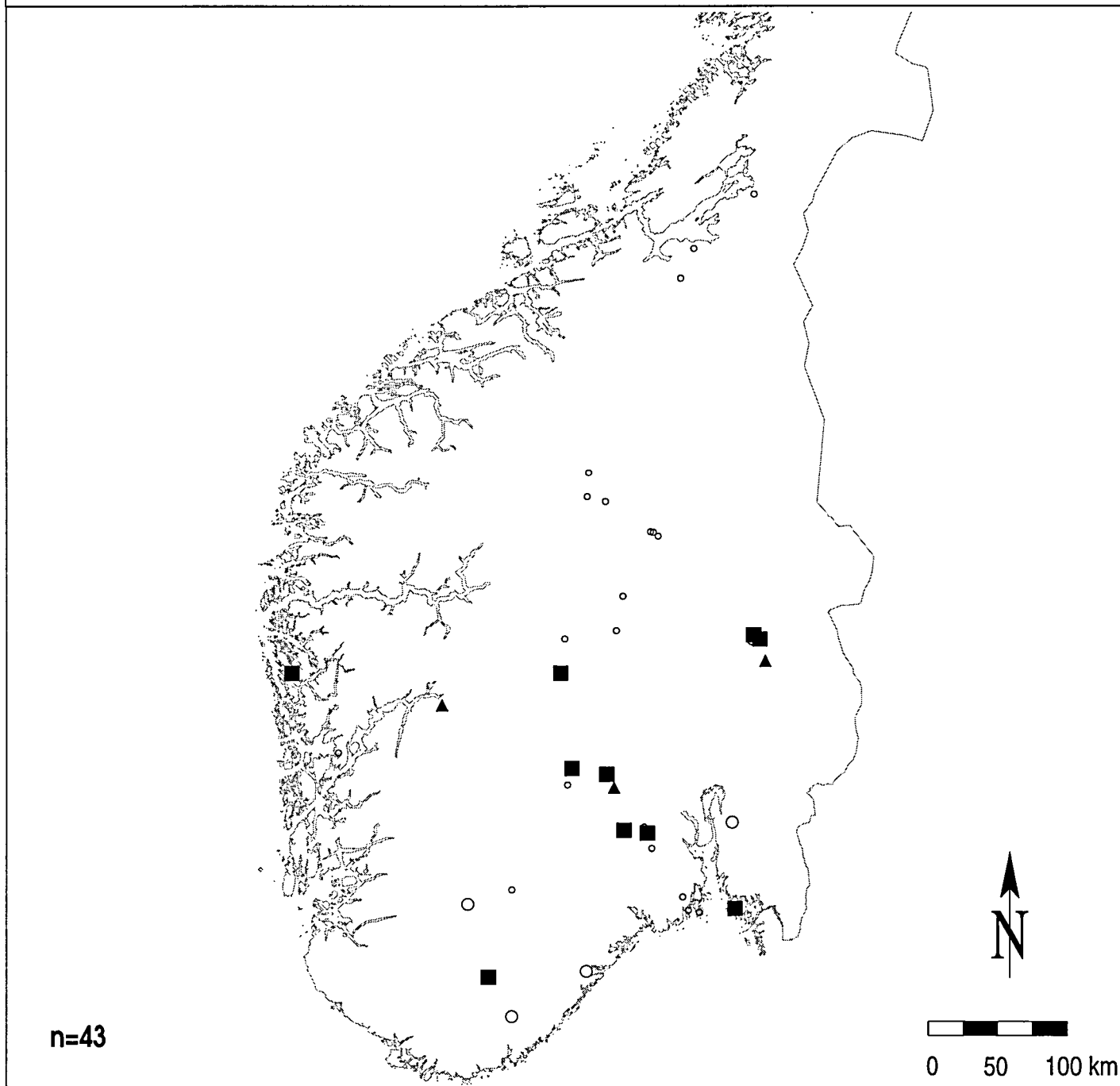
Figur 11. X-y plott som viser ikke-marin sulfat mot pH for (a) grunnvann i fast fjell (Fjell\_korr, n=1604) og (b) grunnvann fra løsmasser (Losm\_korr, n=72), sammen med ikke-marin sulfat mot alkalitet for (c) grunnvann fra fjell og (d) grunnvann fra løsmasser. For grunnvann i fjell er negative verdier av ikke-marin sulfat utelatt fra fremstillingen (grunnet log-skalaen). For grunnvann i løsmasser, forekommer ikke negative verdier.



# SOR-NORGE

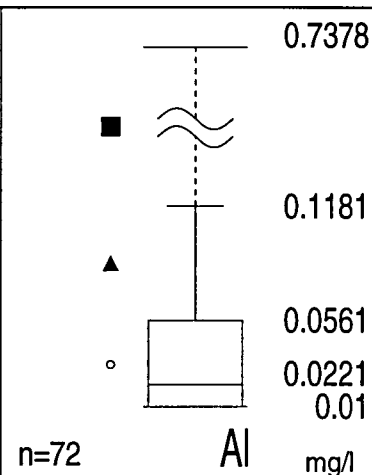
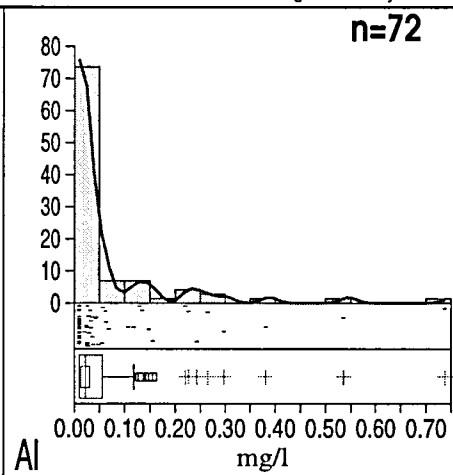
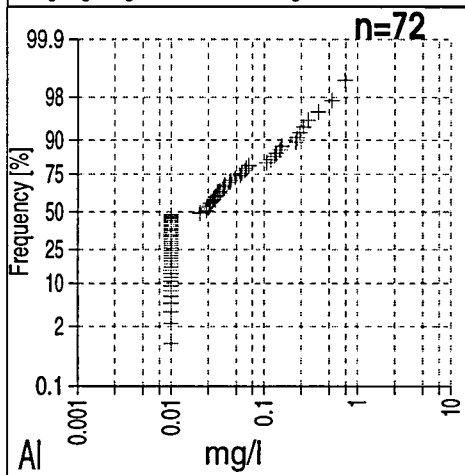
## Grunnvannskjemi i losmasser

# ALUMINIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

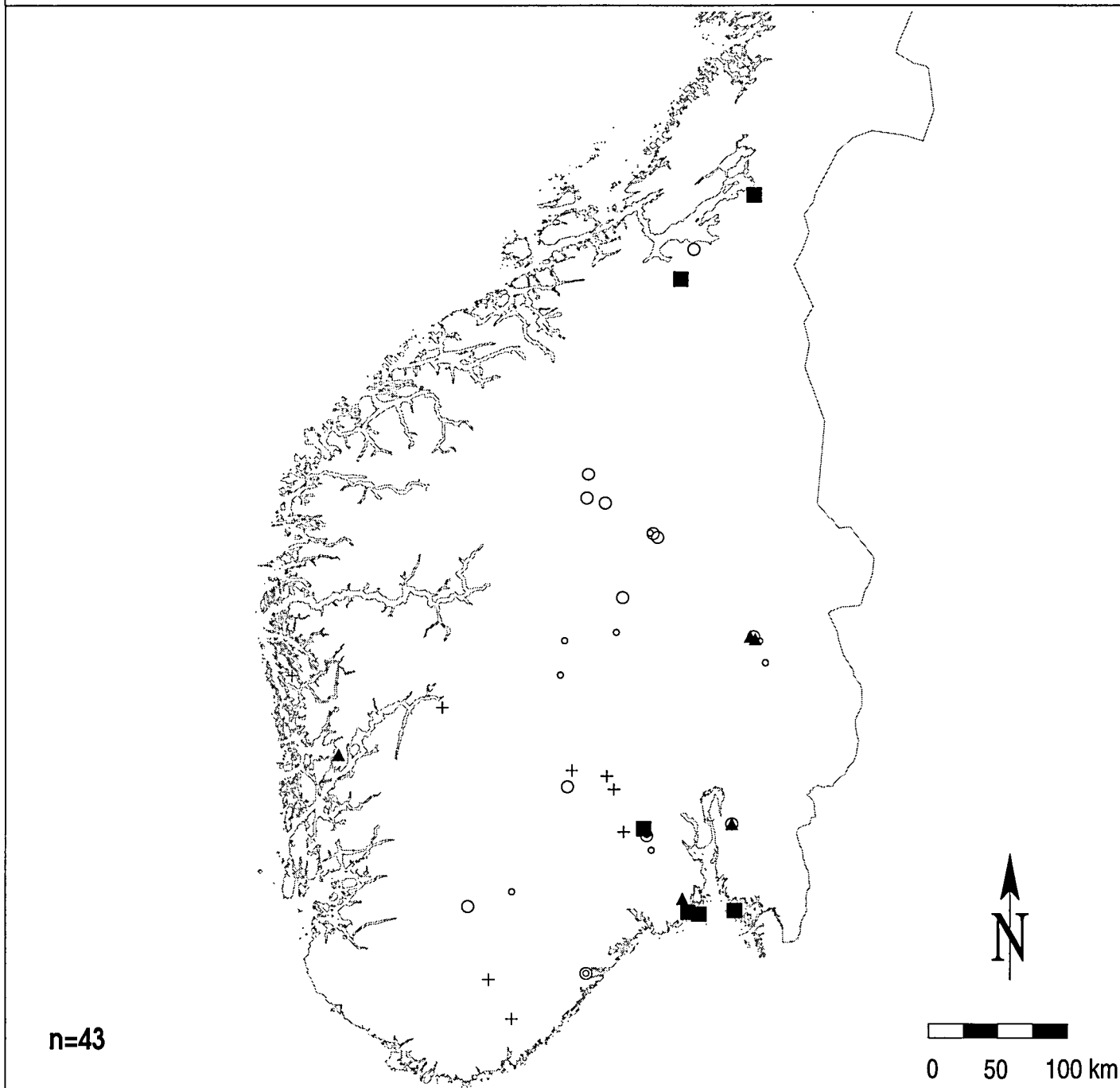
05/1998



# SOR-NORGE

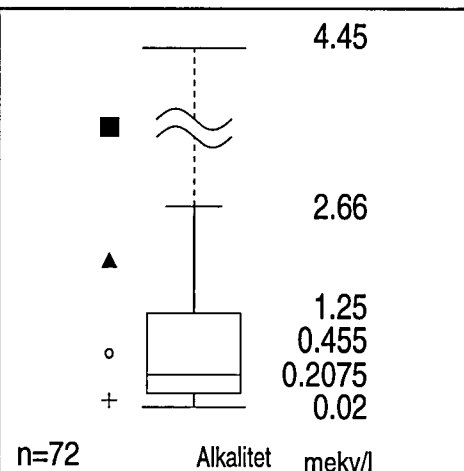
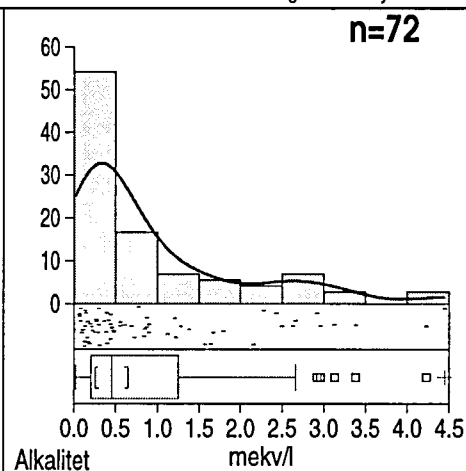
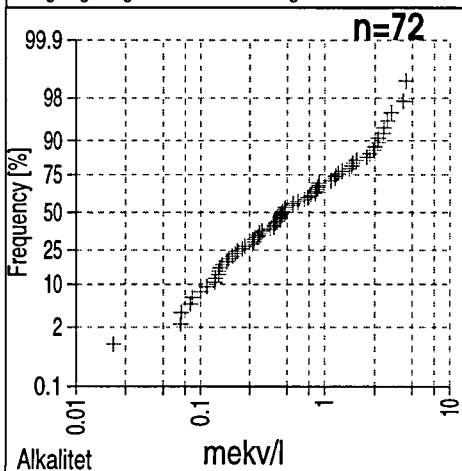
## Grunnvannskjemi i losmasser

# ALKALITET



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

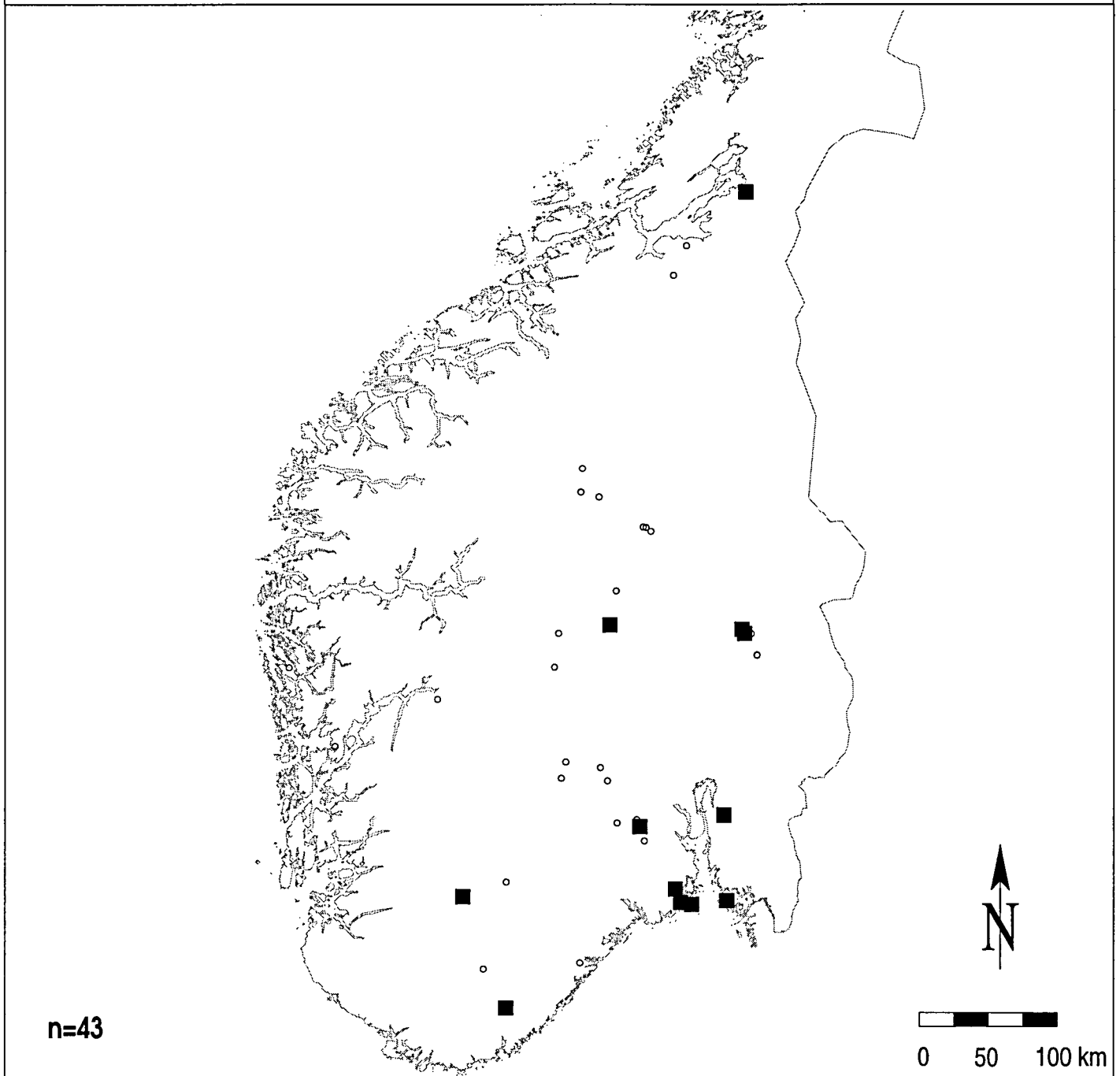
05/1998



# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

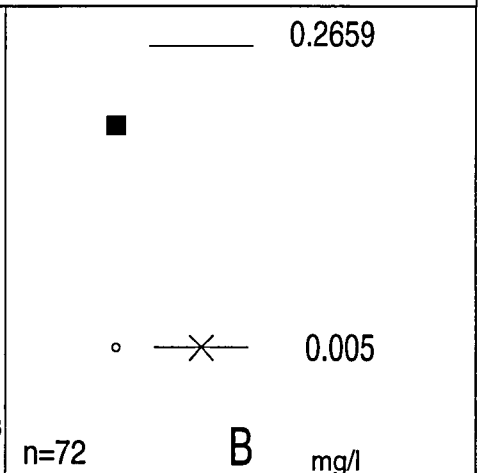
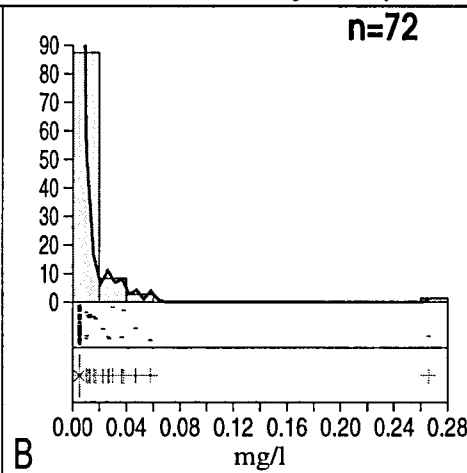
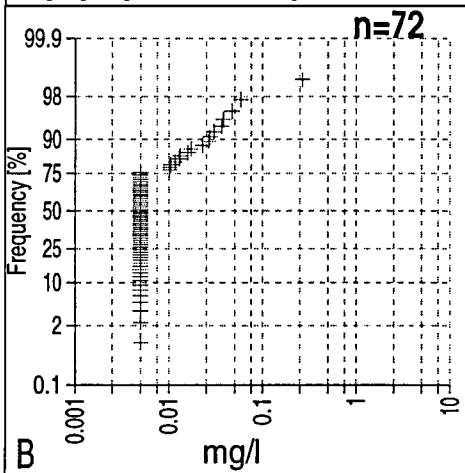
# BOR



n=43

Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

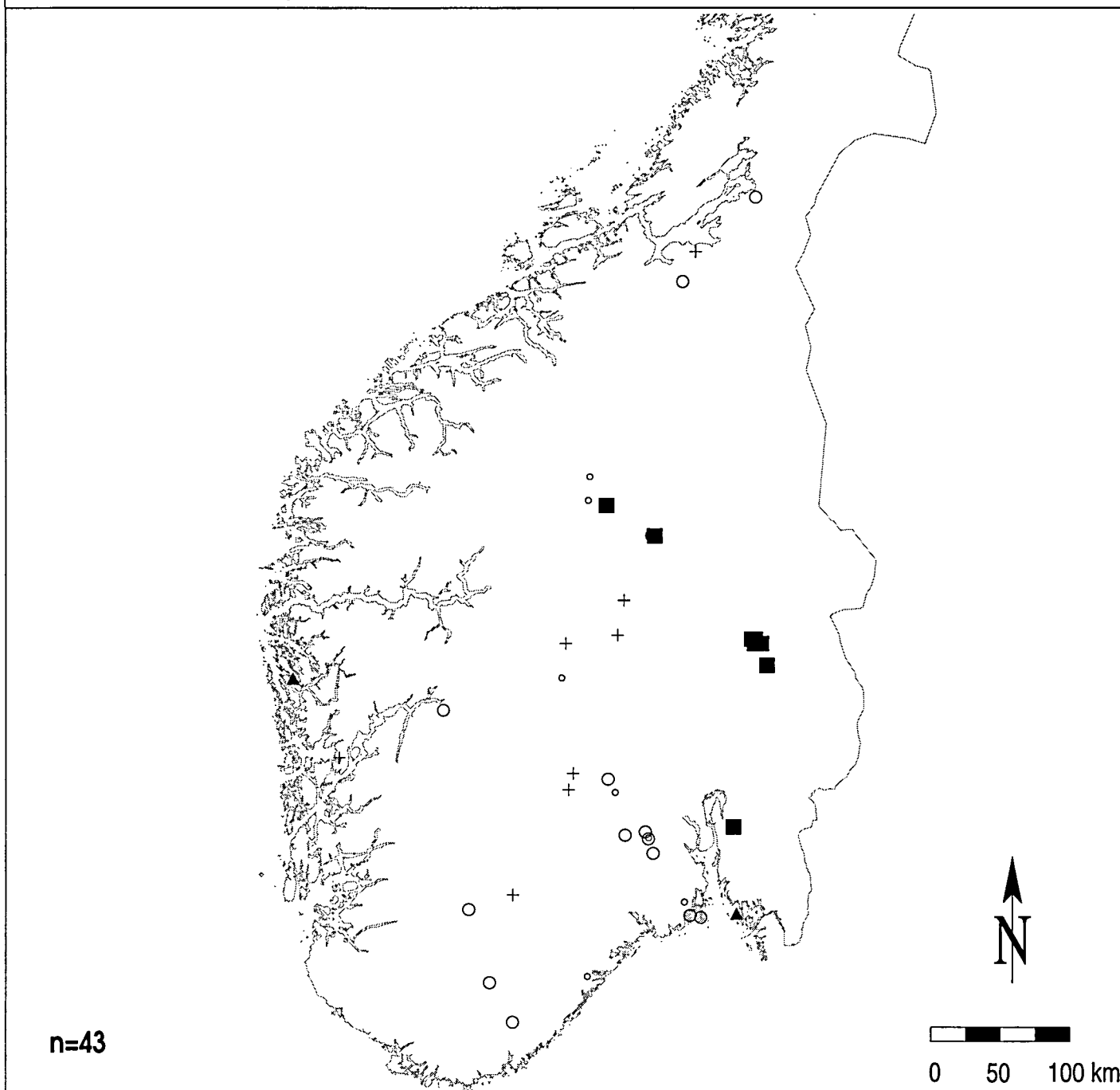
05/1998



# SOR-NORGE

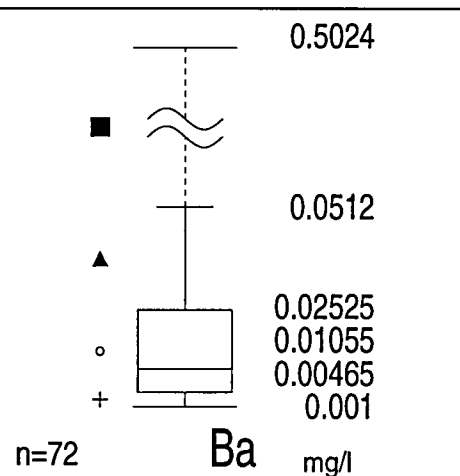
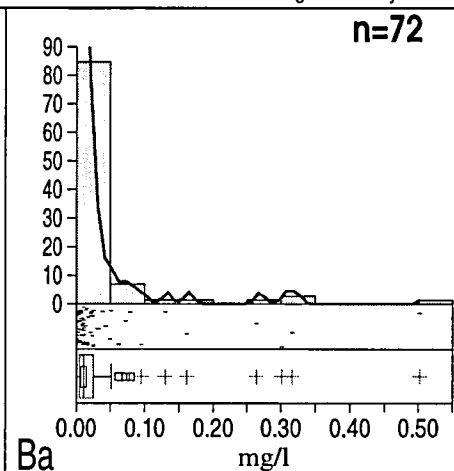
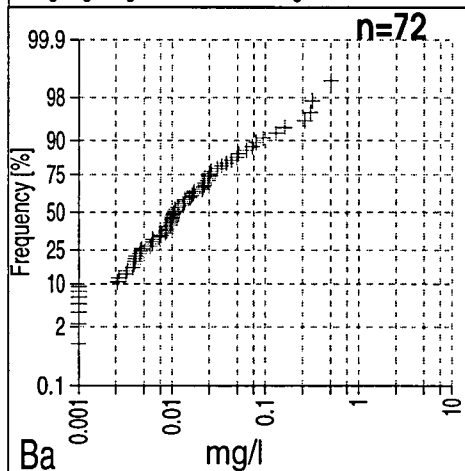
## Grunnvannskjemi i losmasser

# BARIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

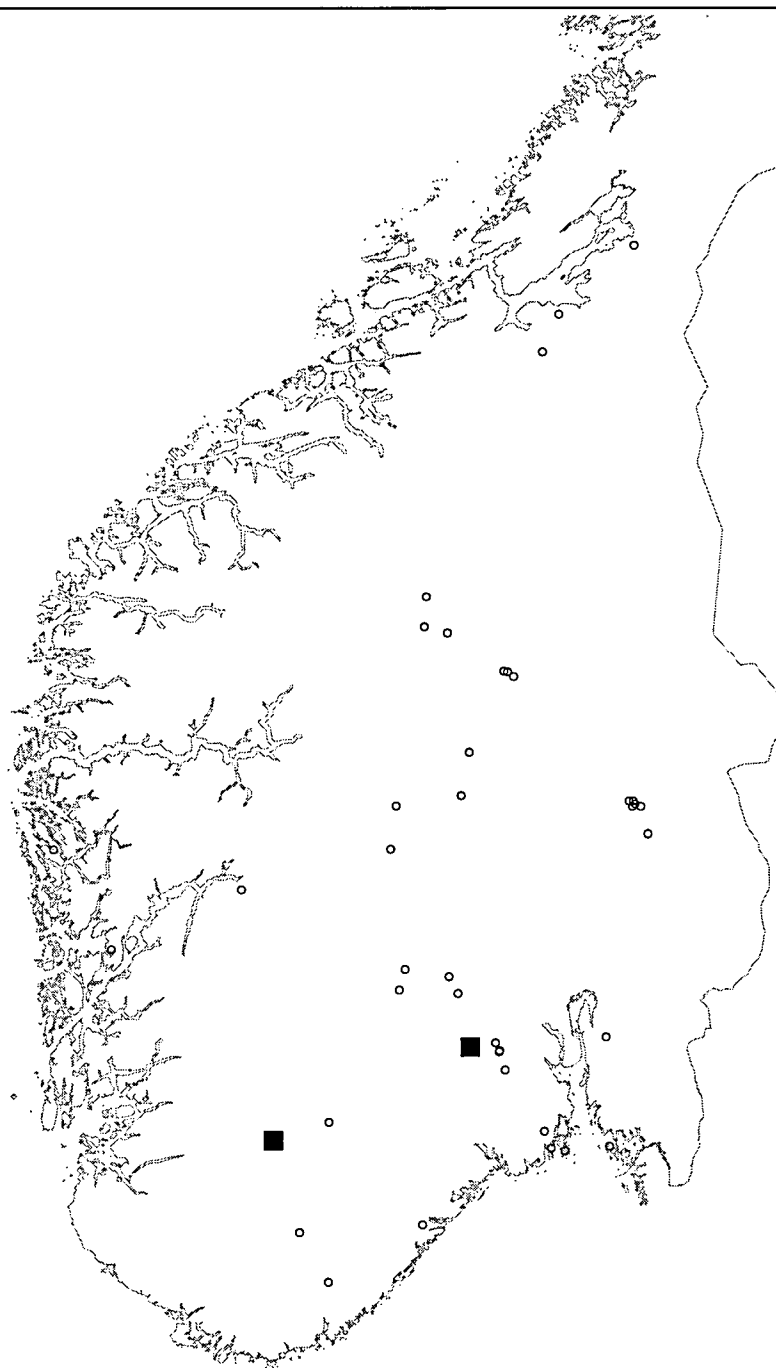
05/1998



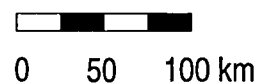
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# BERYLLIUM

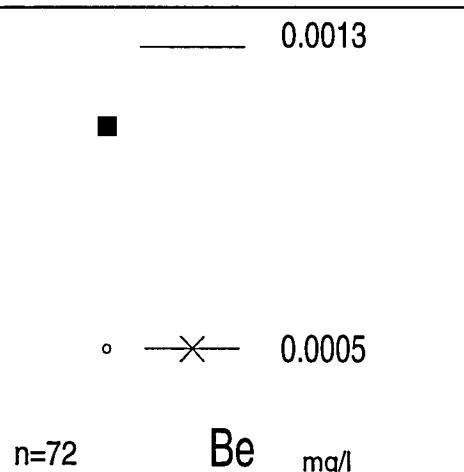
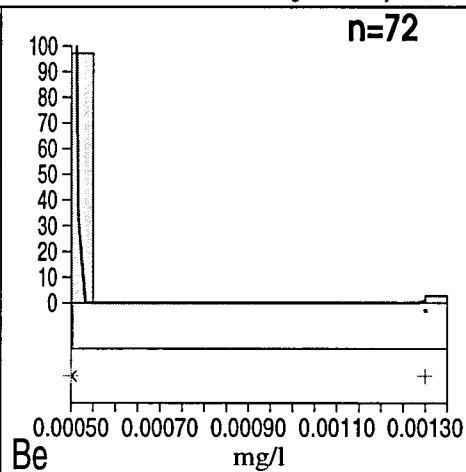
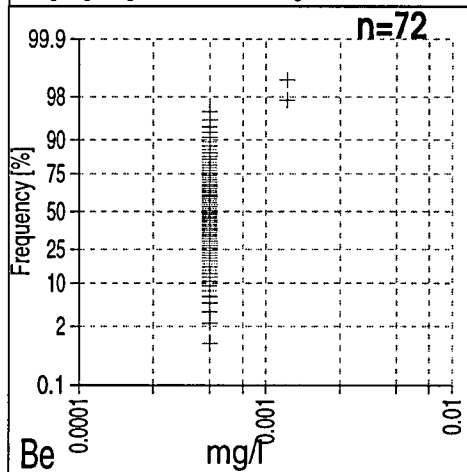


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

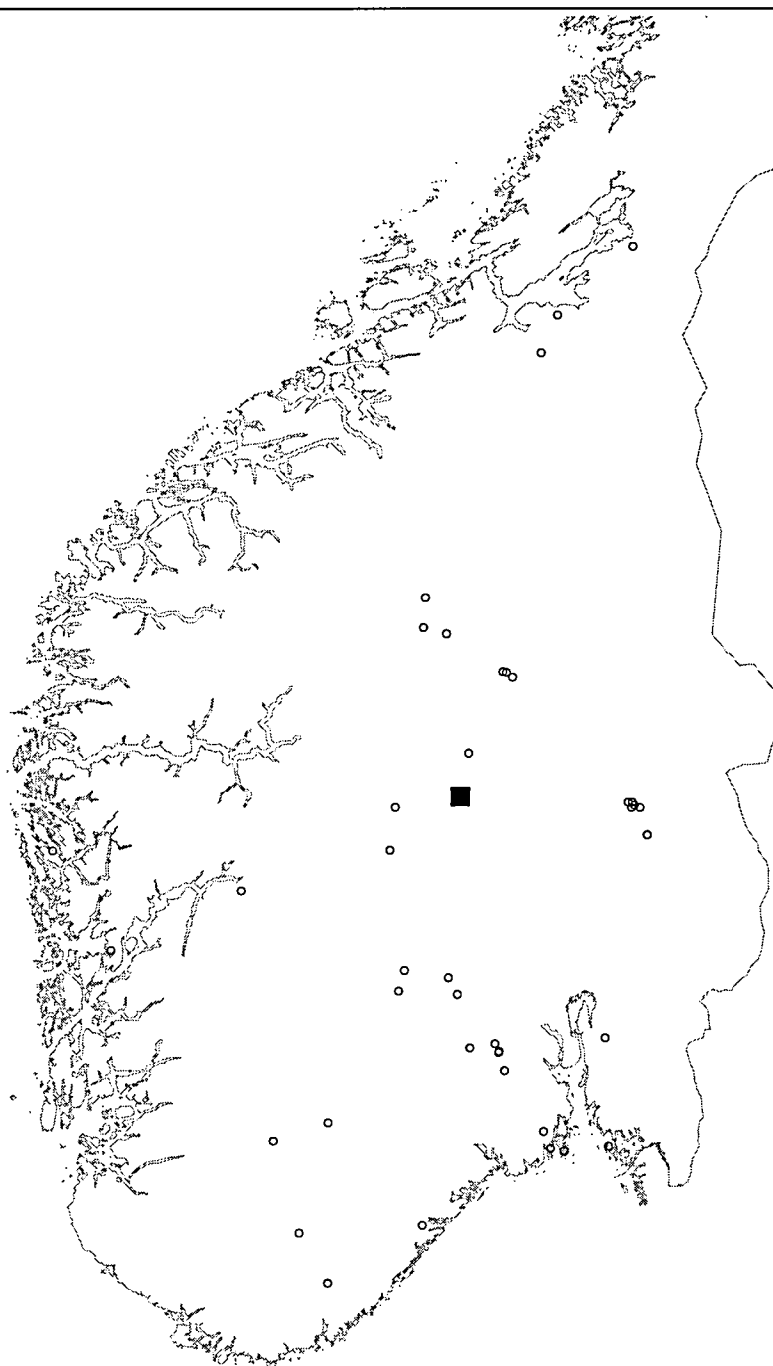
05/1998



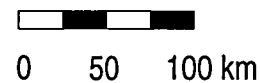
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# BROMID

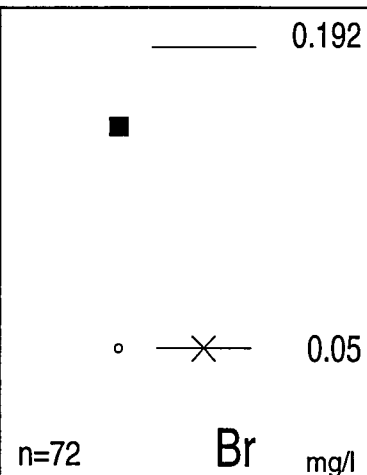
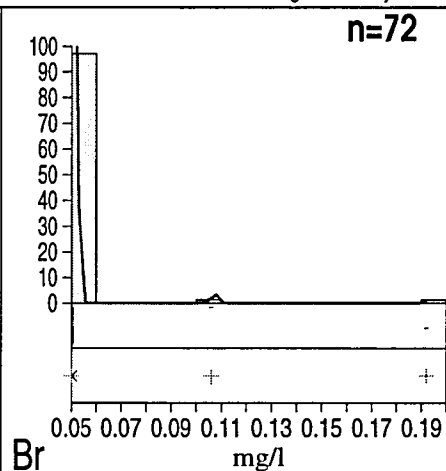
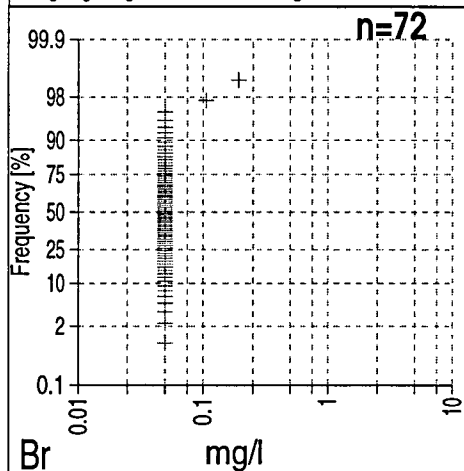


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

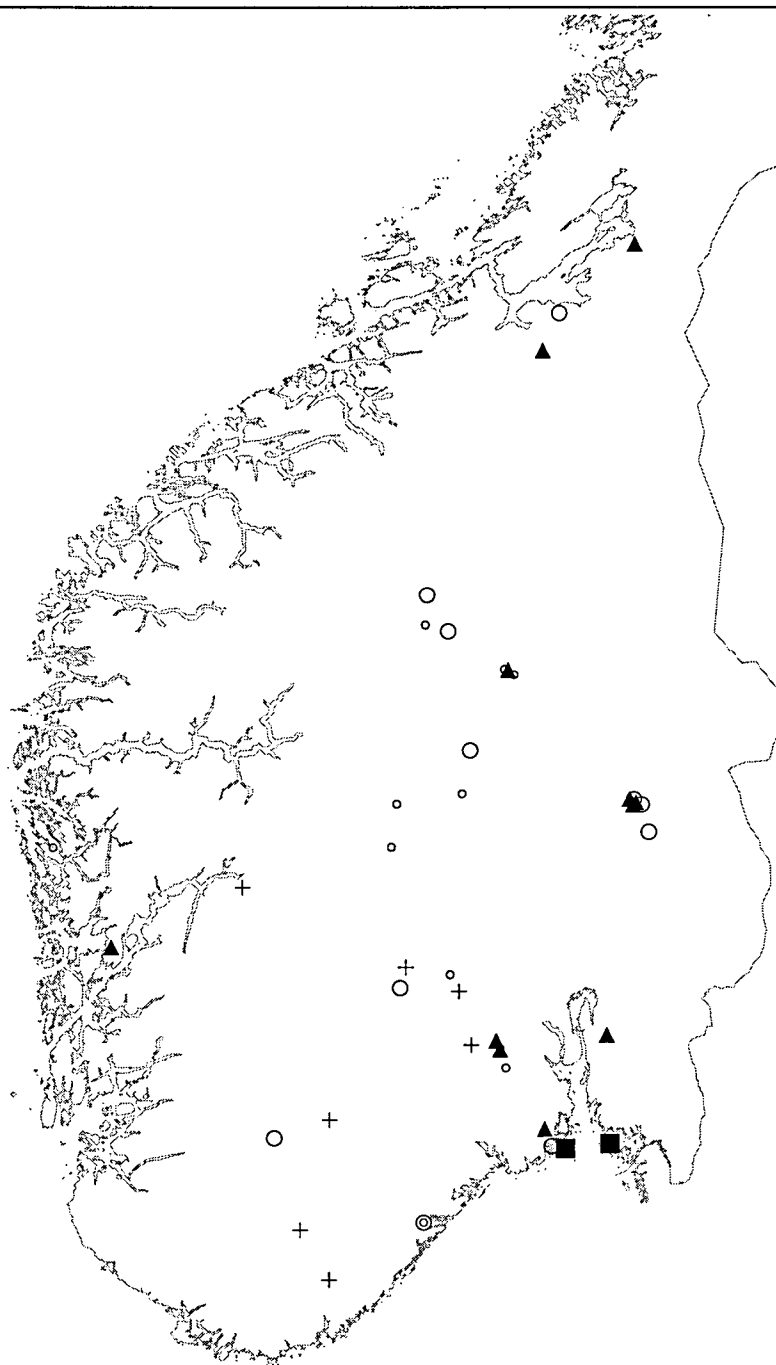
05/1998



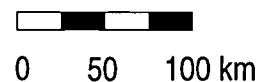
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# KALSIIUM

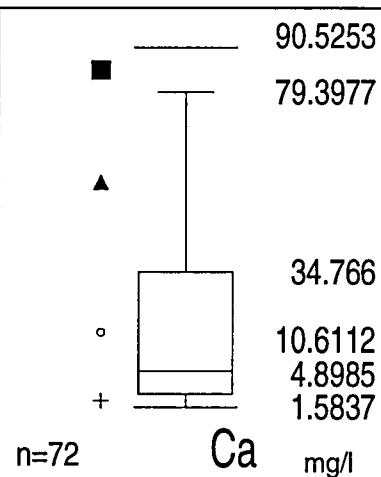
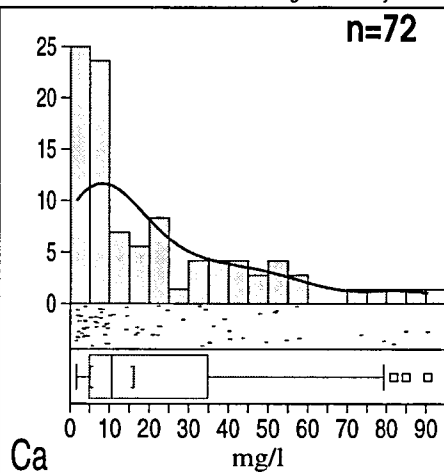
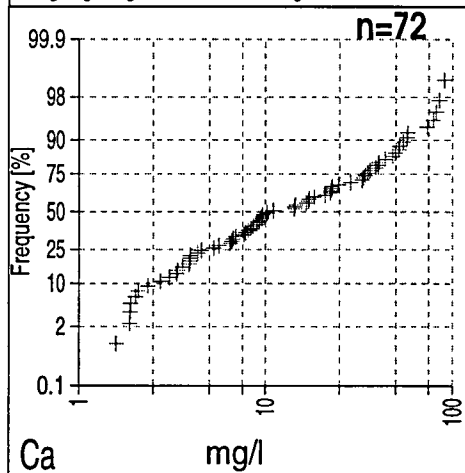


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

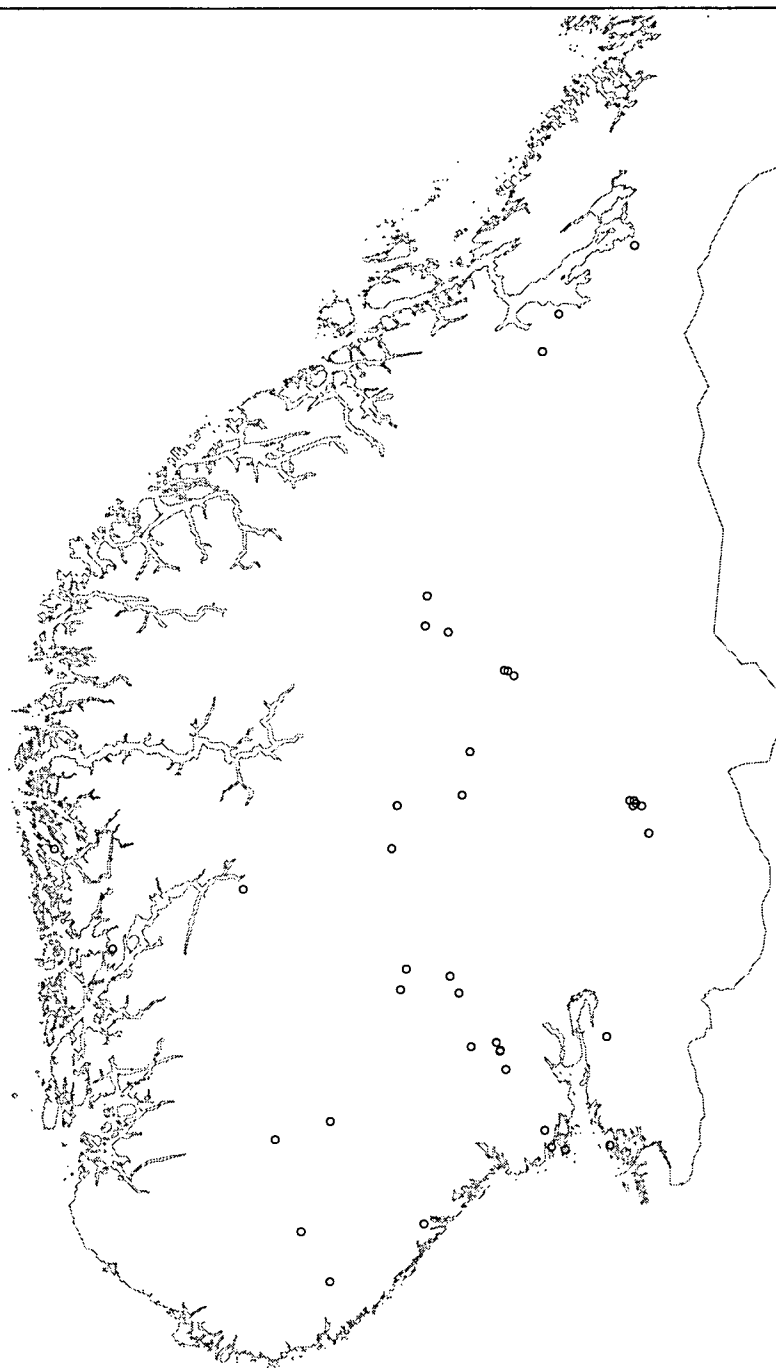
05/1998



# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

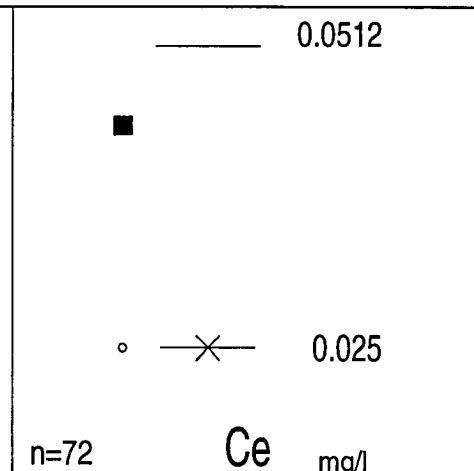
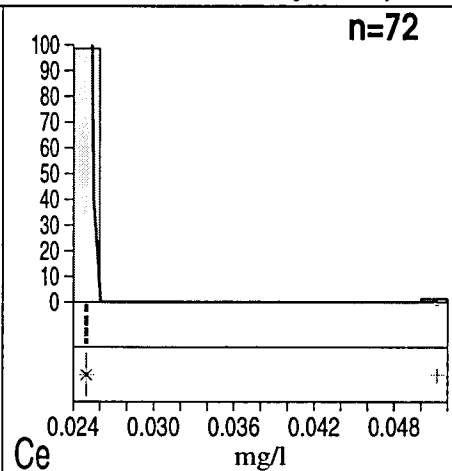
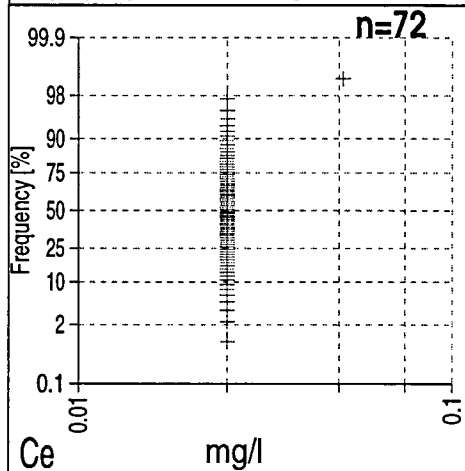
# CERIUM



n=43

Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

05/1998

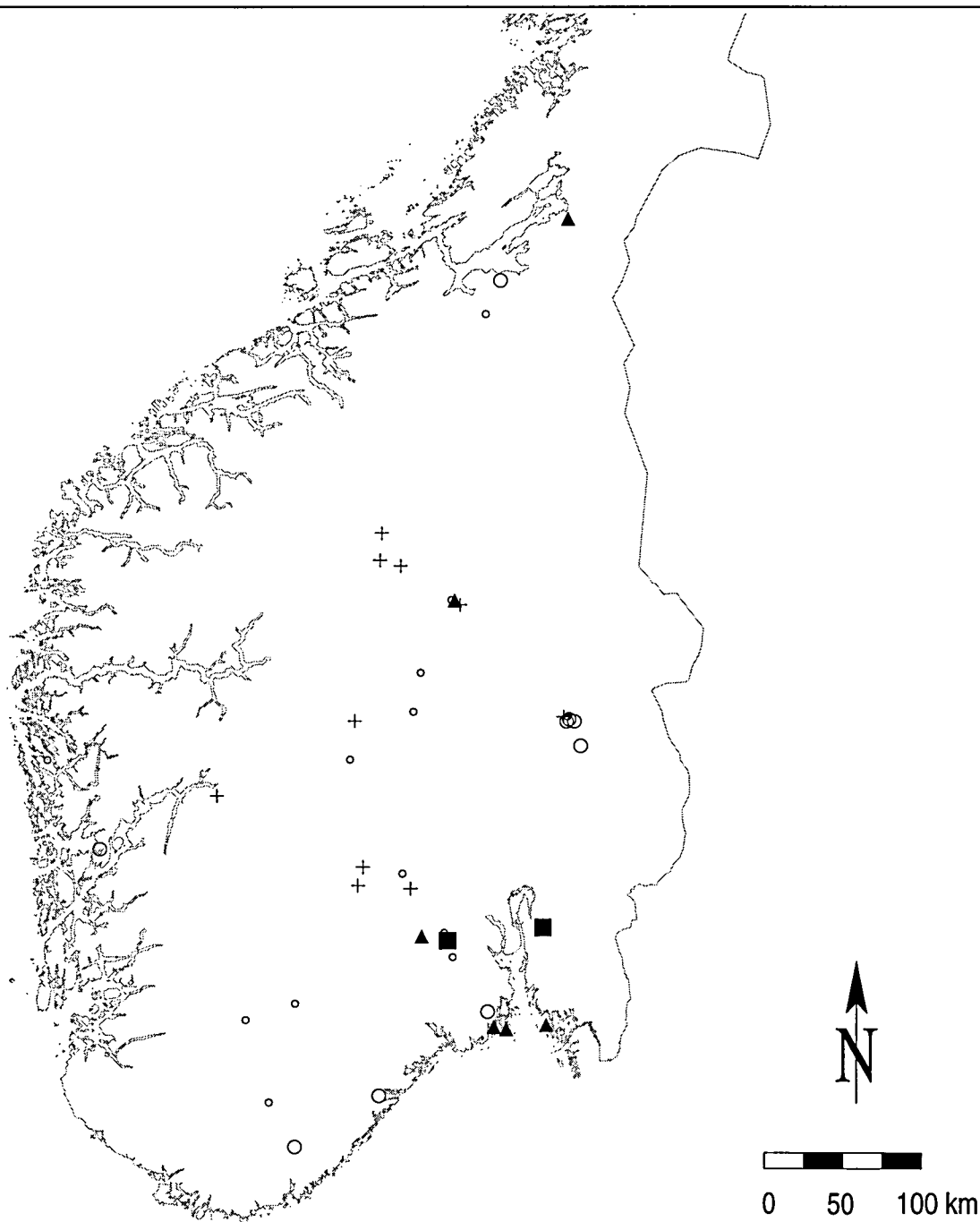




# SOR-NORGE

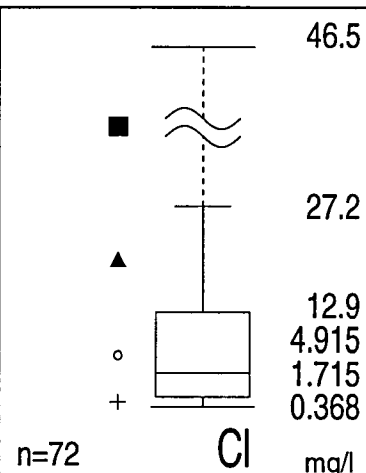
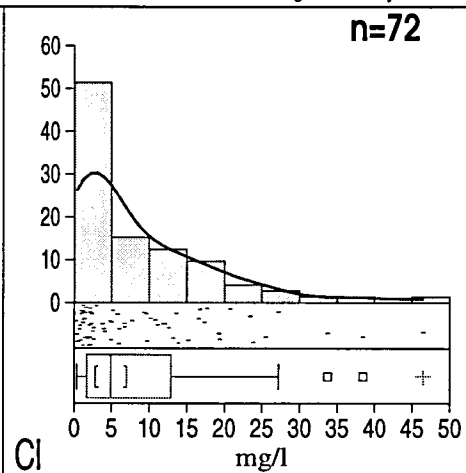
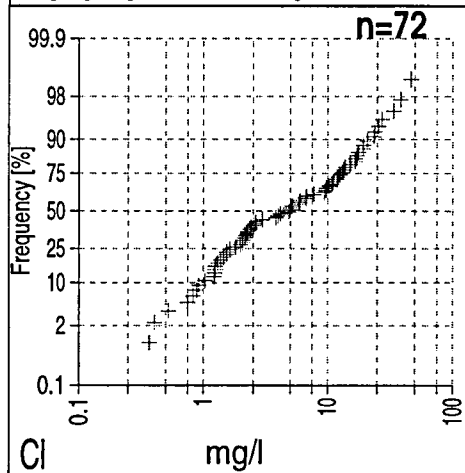
## Grunnvannskjemi i losmasser

# KLORID



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

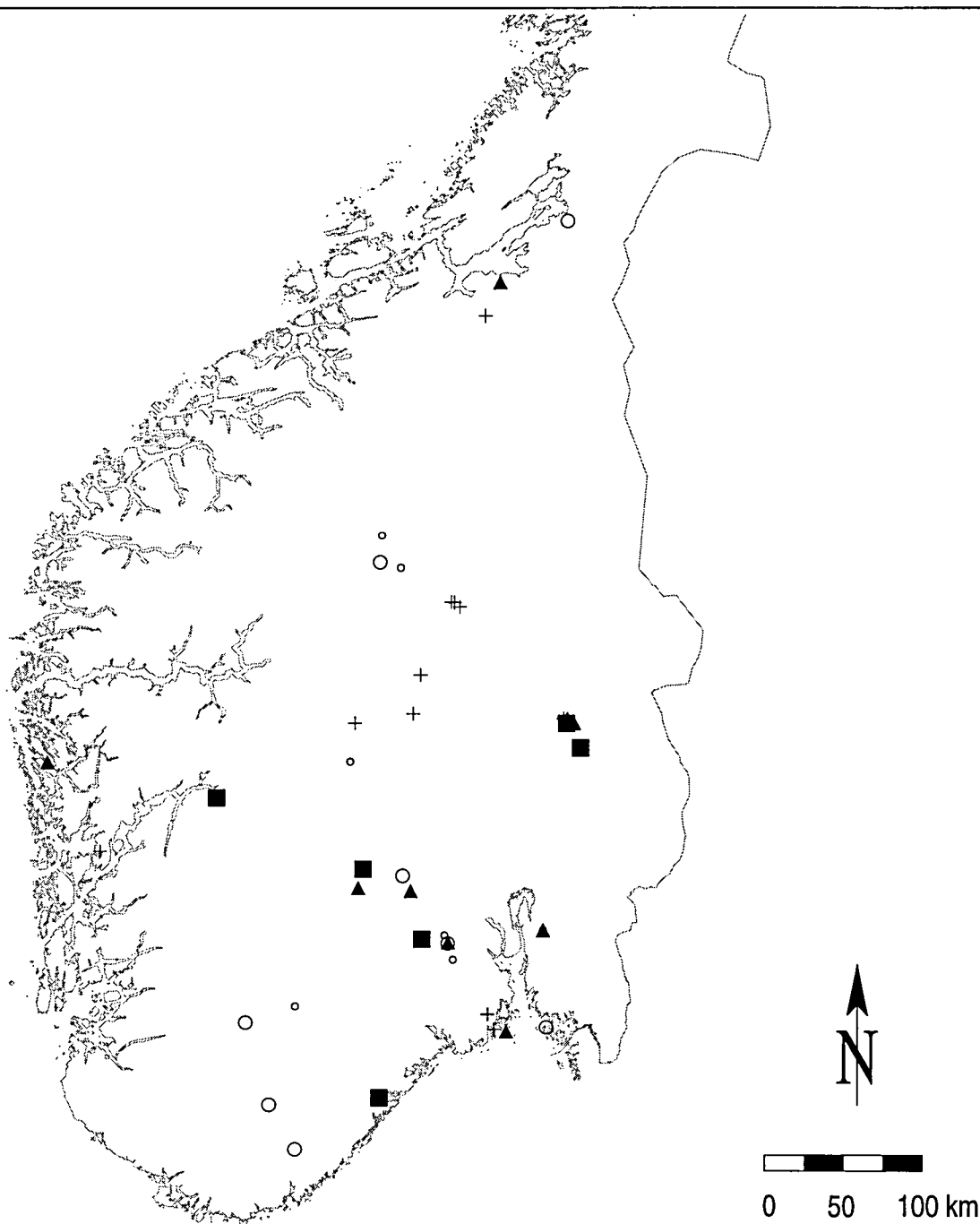
05/1998



# SOR-NORGE

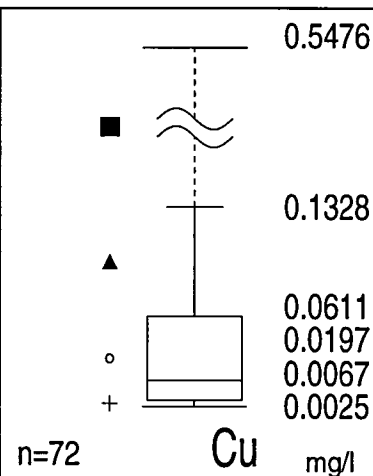
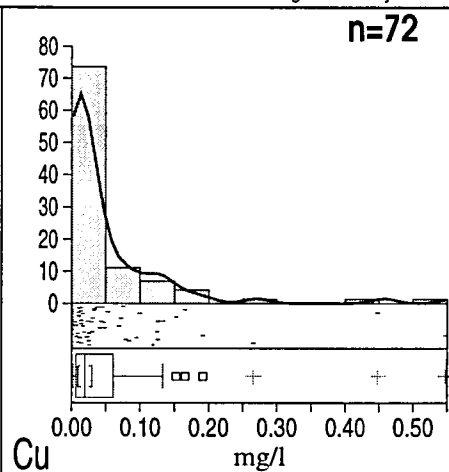
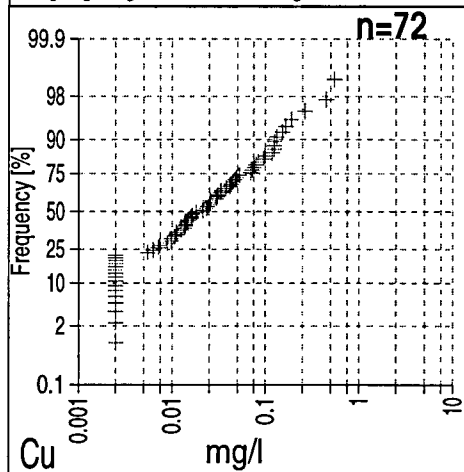
## Grunnvannskjemi i losmasser

# KOBBER



Norges geologiske undersøkelse og Statens strålevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

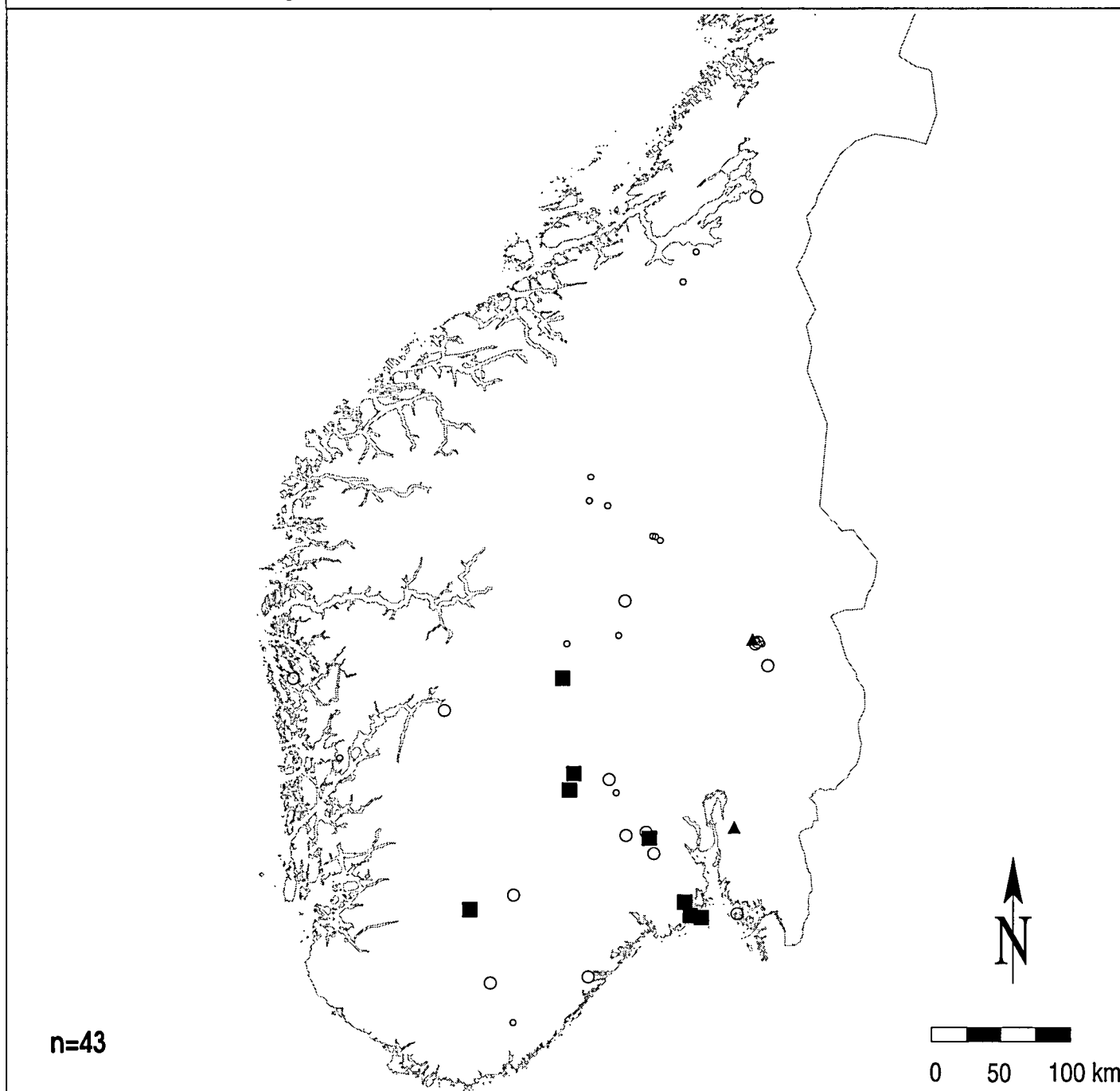
05/1998



# SOR-NORGE

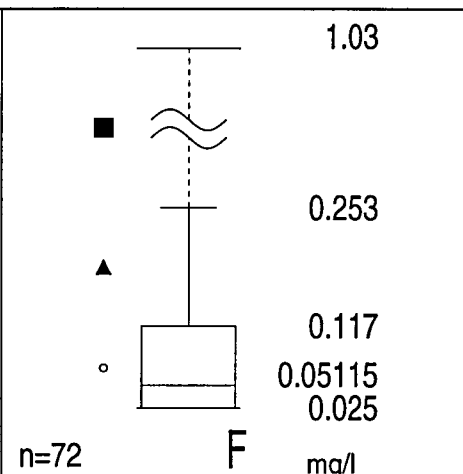
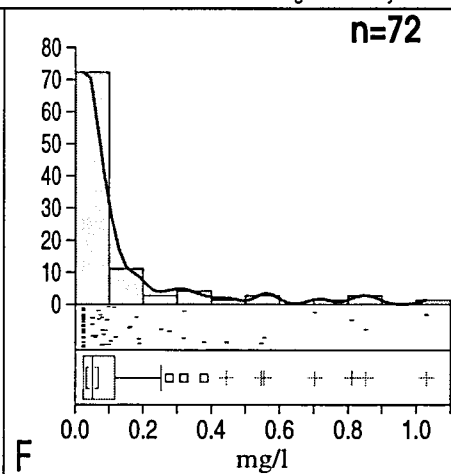
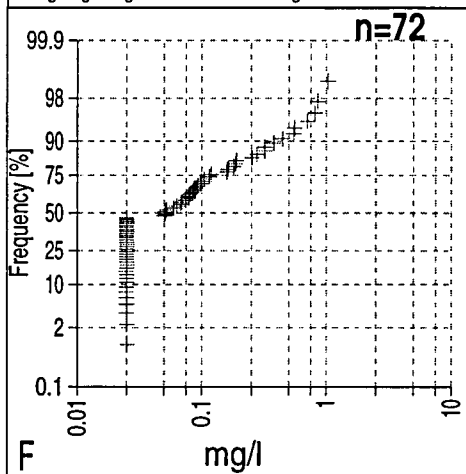
## Grunnvannskjemi i losmasser

# FLUORID



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

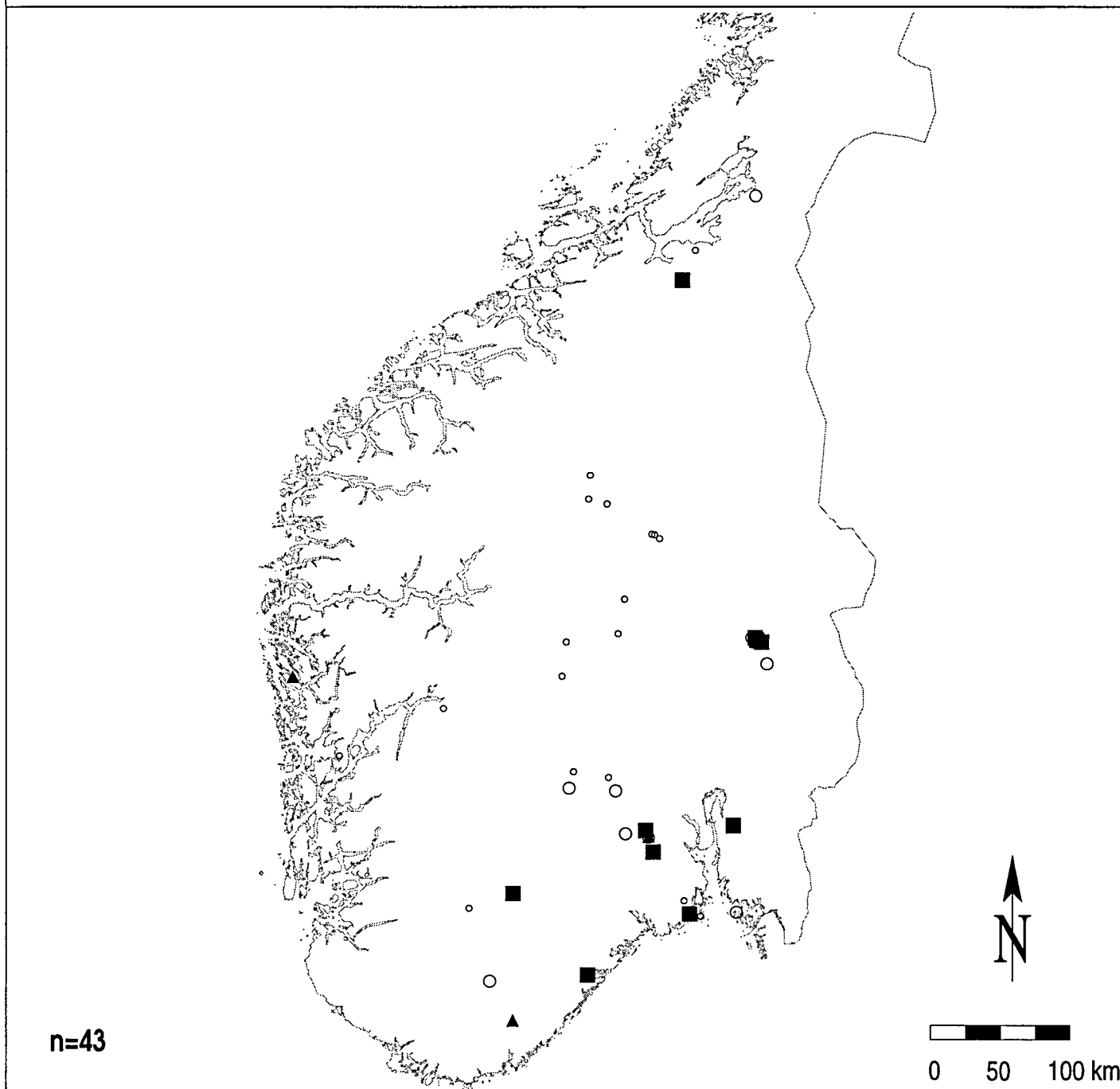
05/1998



# SOR-NORGE

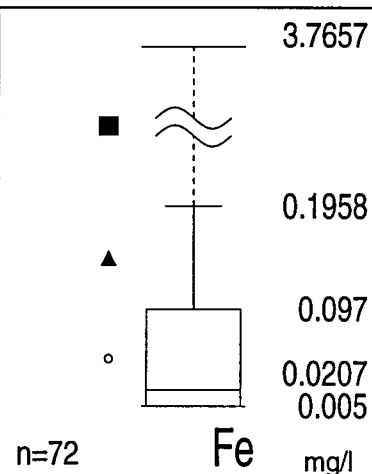
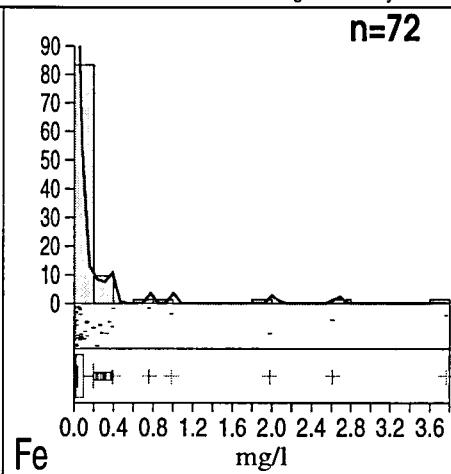
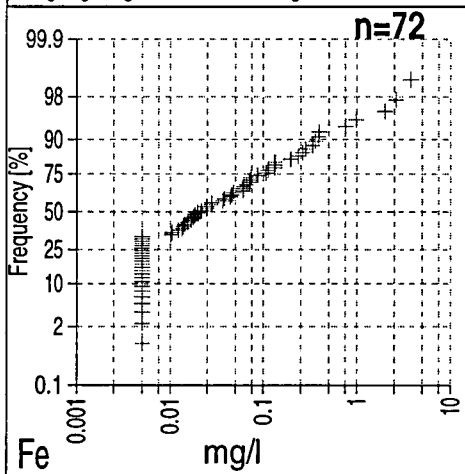
## Grunnvannskjemi i losmasser

# JERN



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

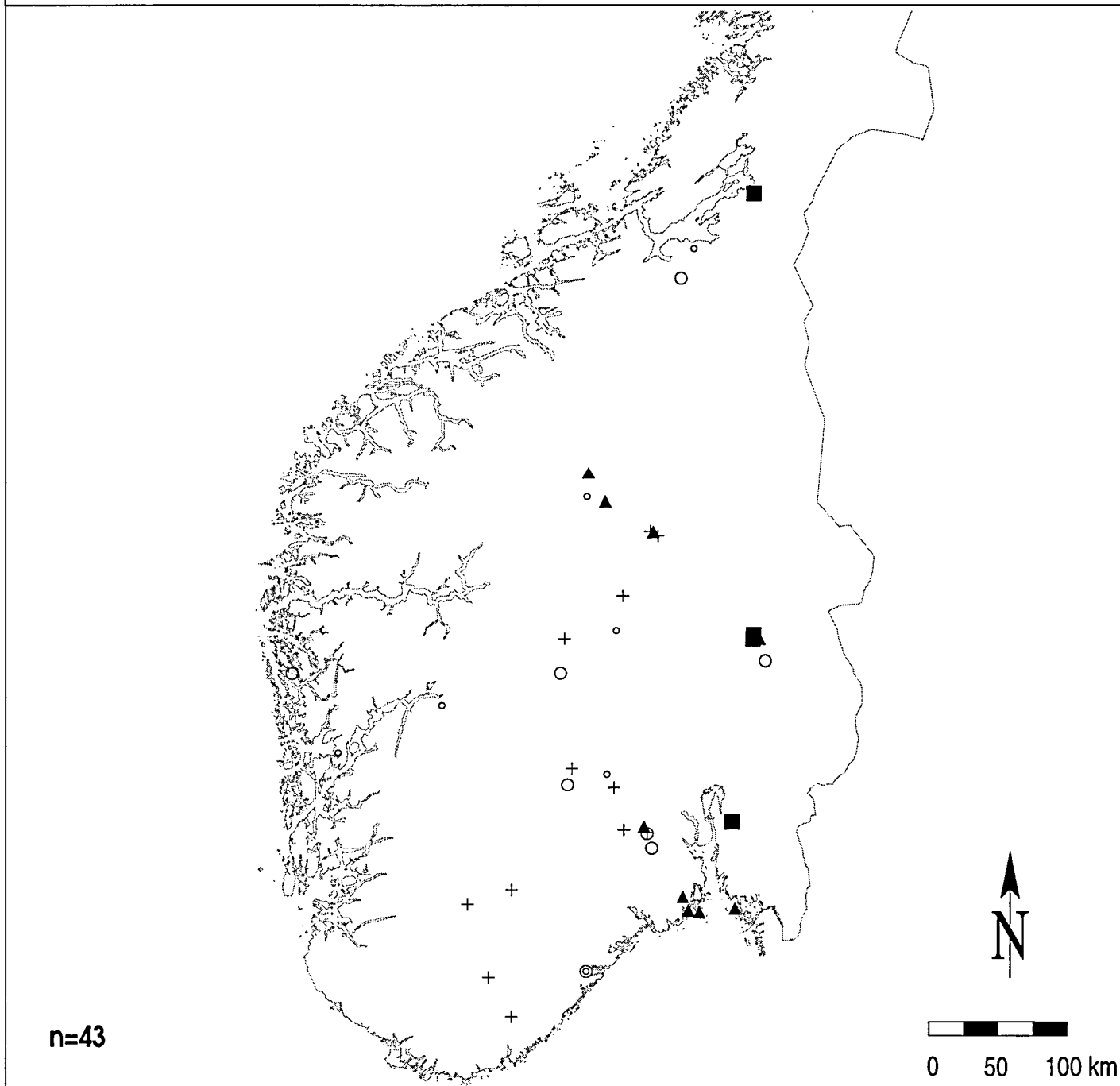
05/1998



# SOR-NORGE

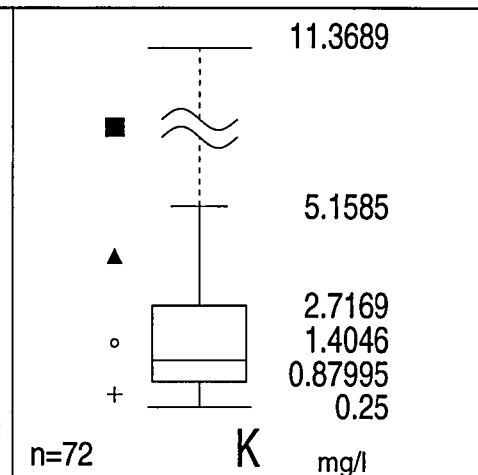
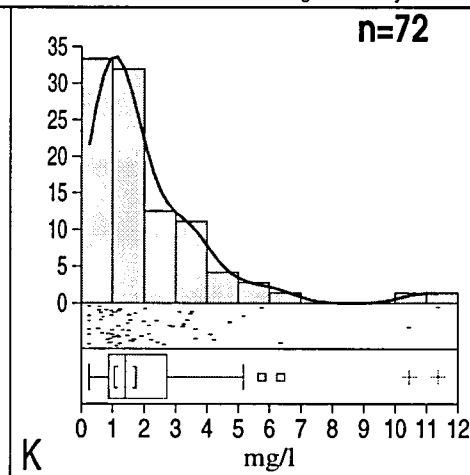
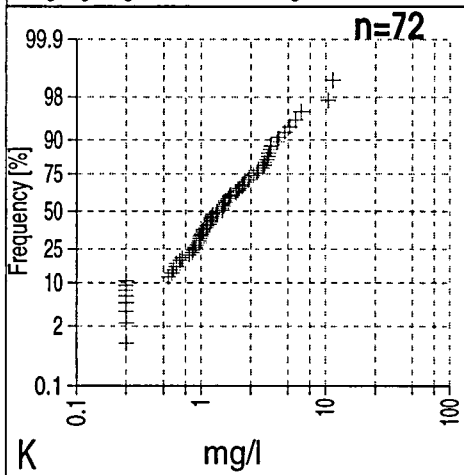
## Grunnvannskjemi i losmasser

# KALIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

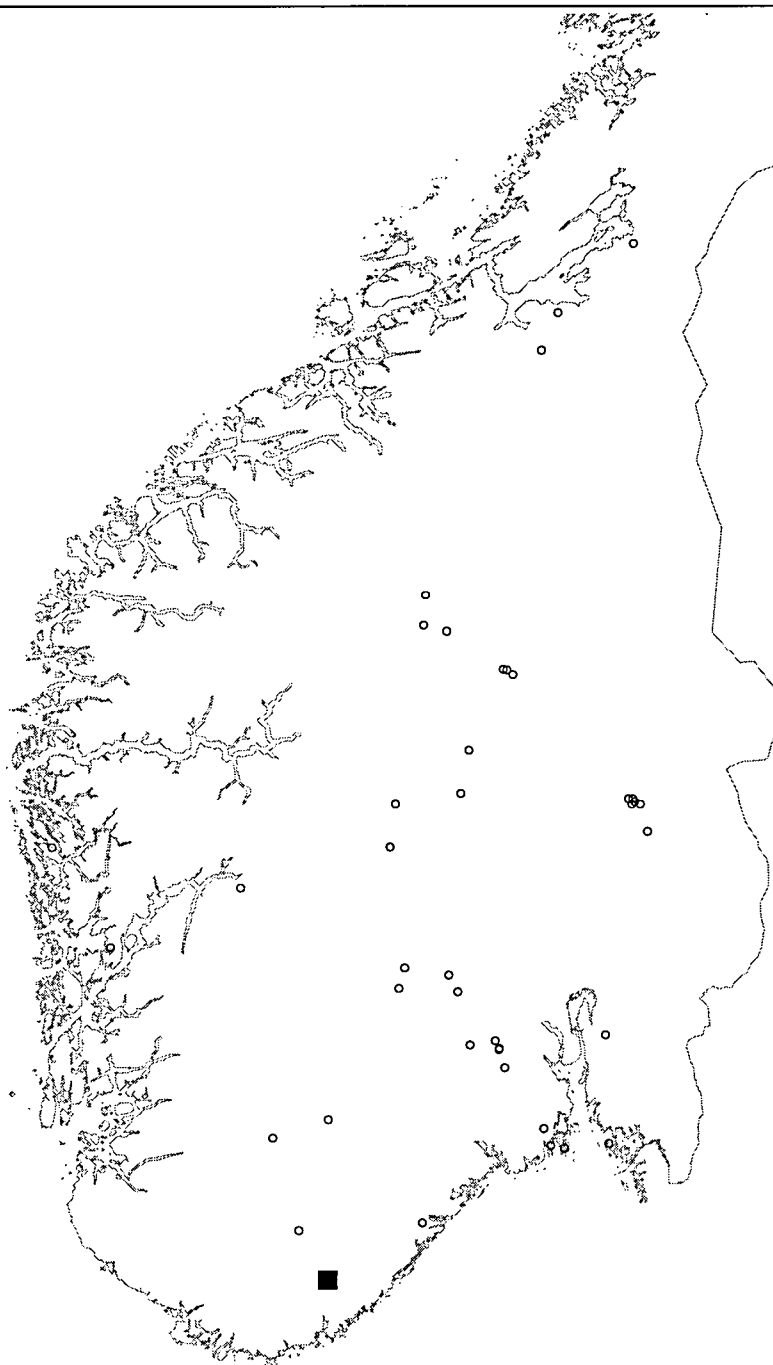
05/1998



# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

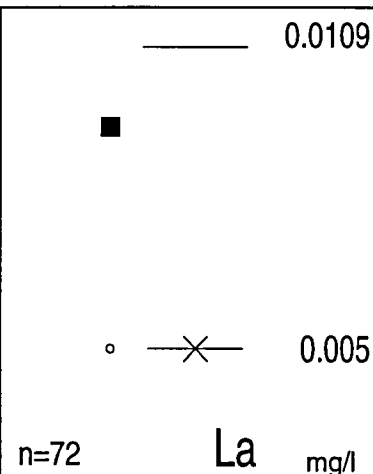
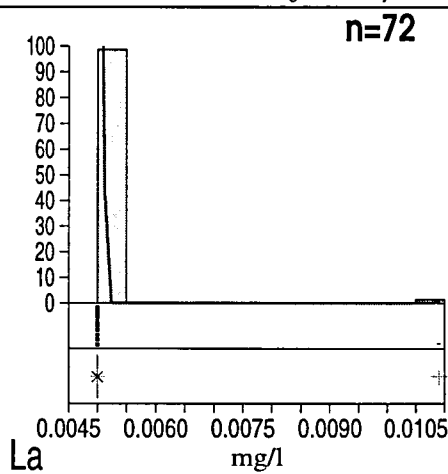
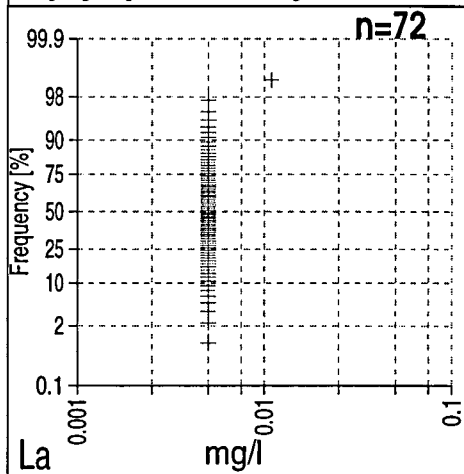
# LANTAN



n=43

Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

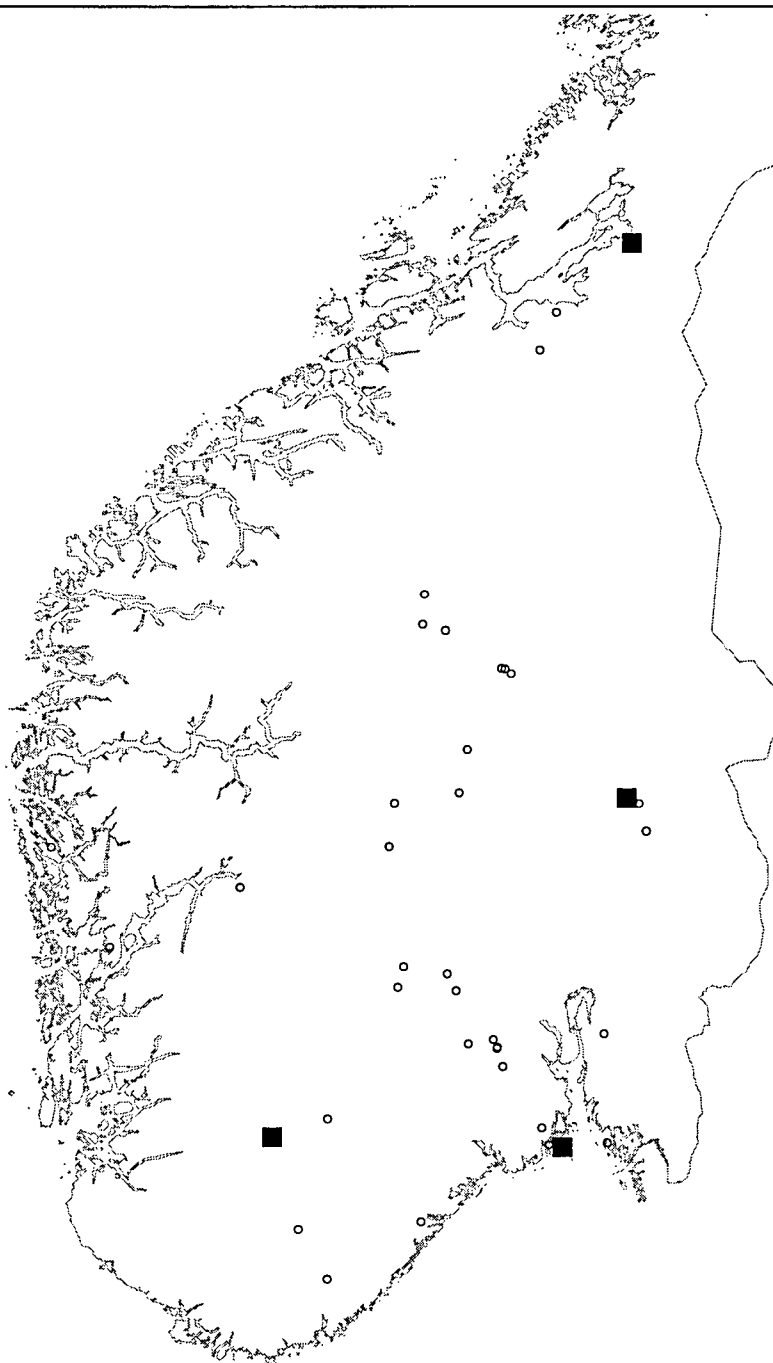
05/1998



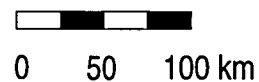
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# LITIUM

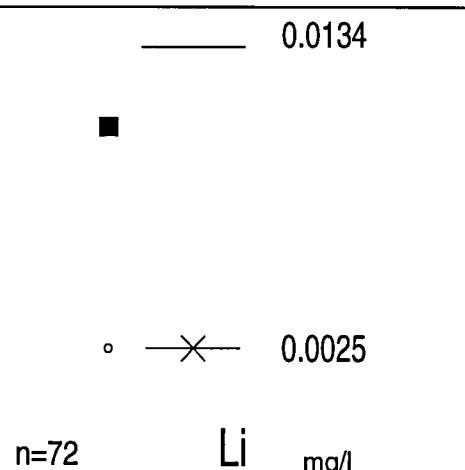
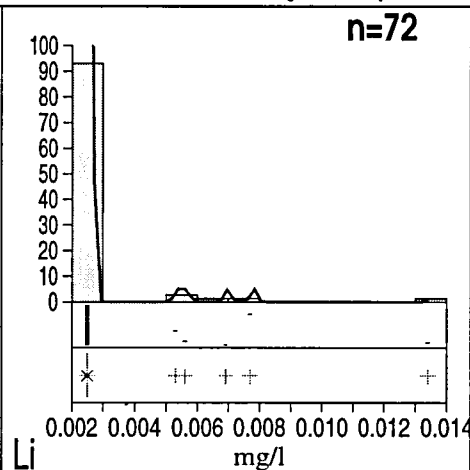
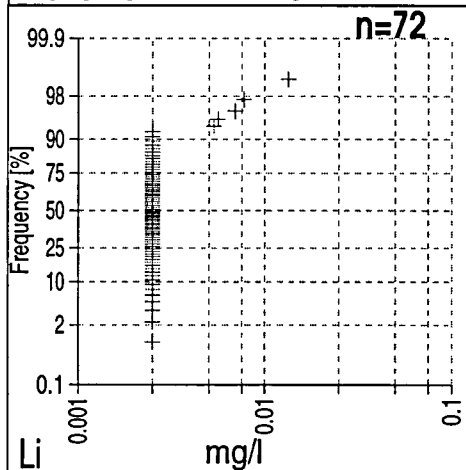


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

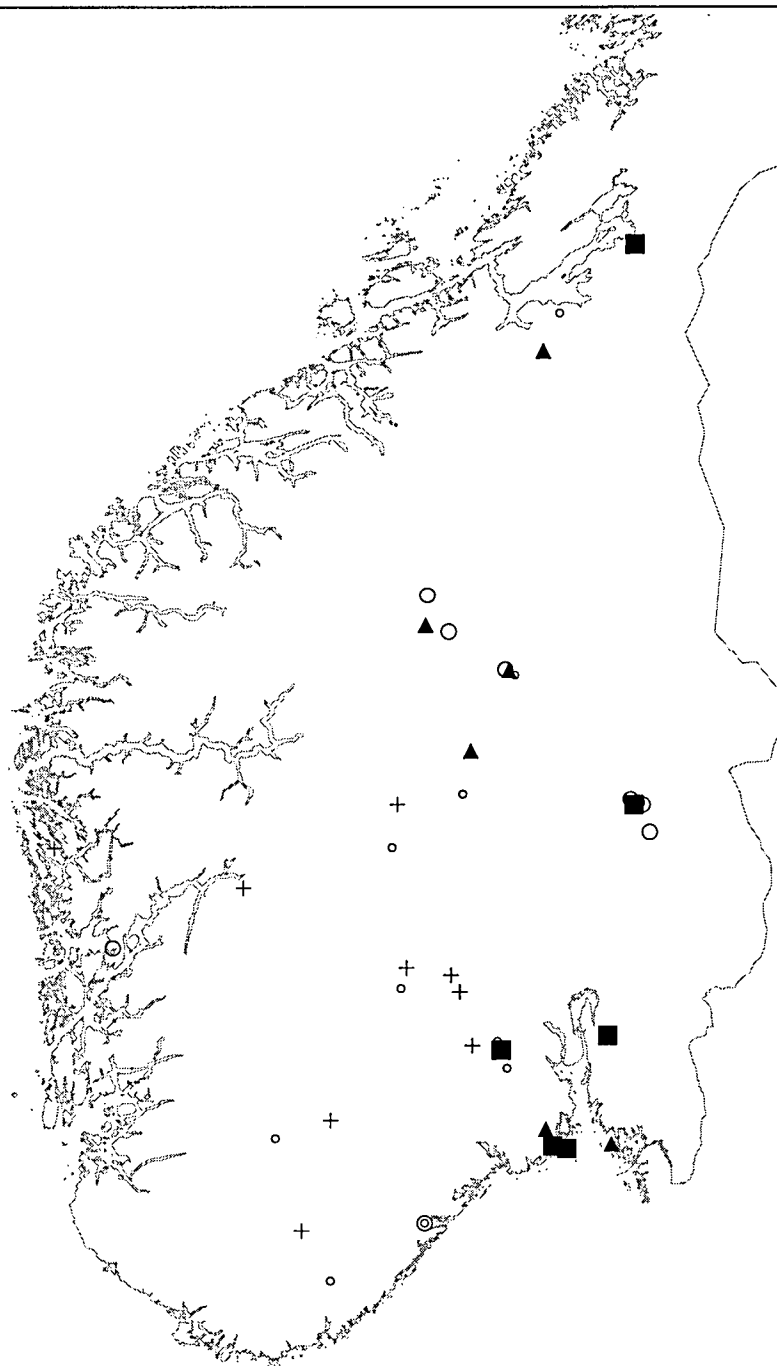
05/1998



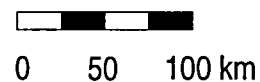
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# MAGNESIUM

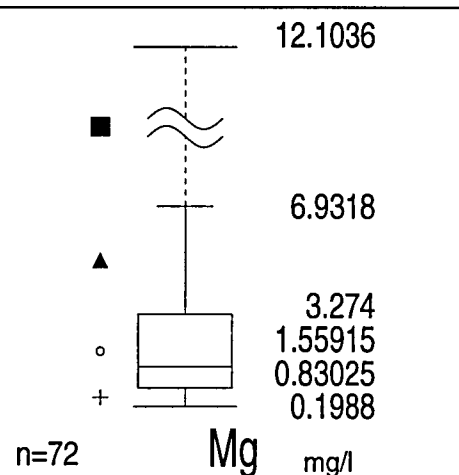
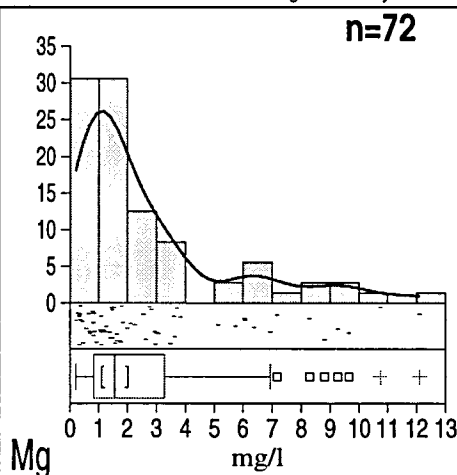
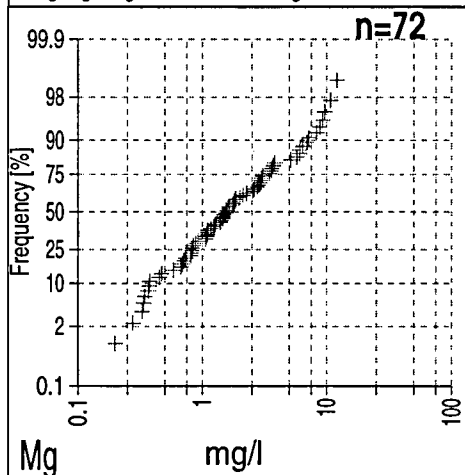


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

05/1998

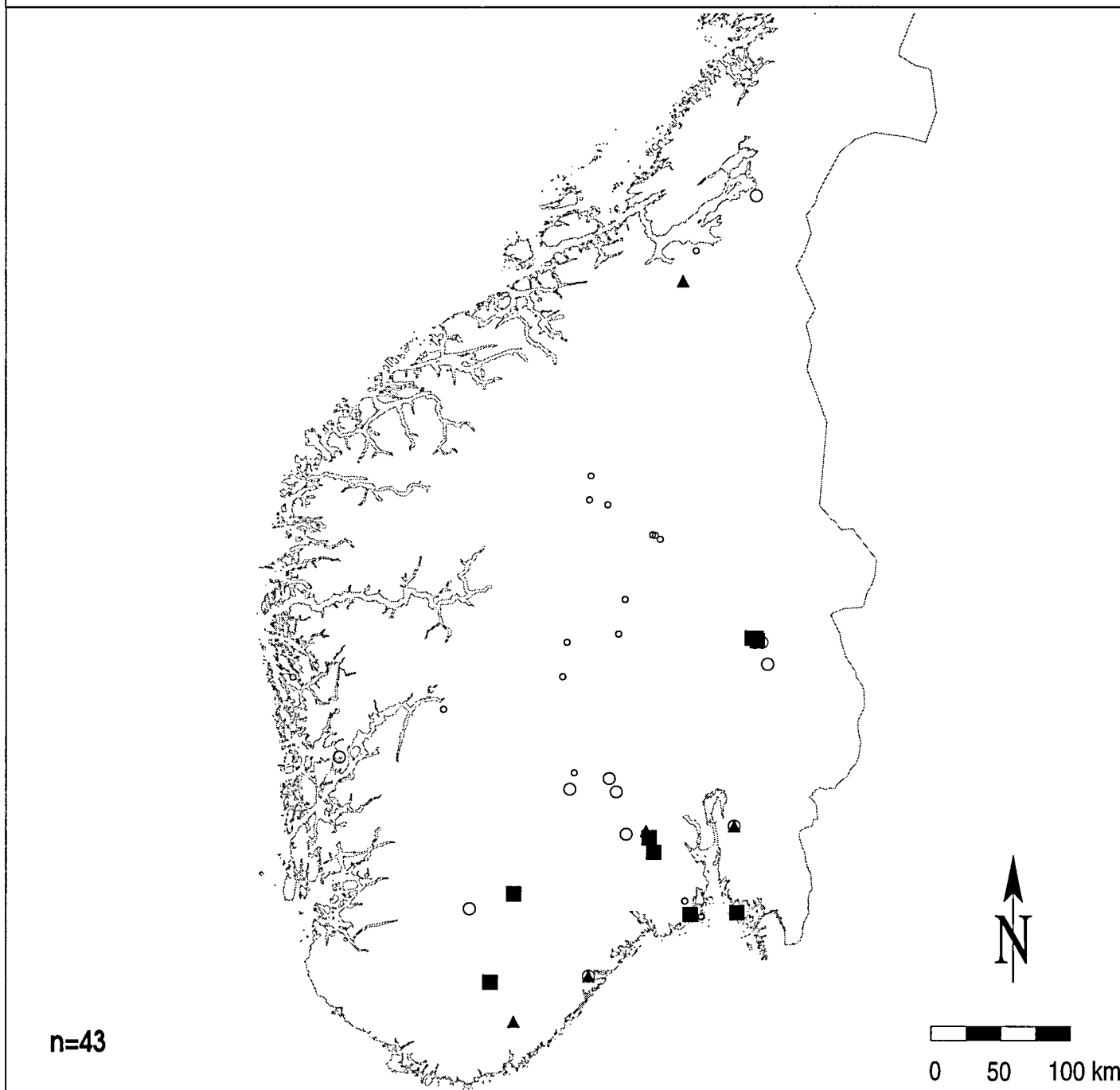




# SOR-NORGE

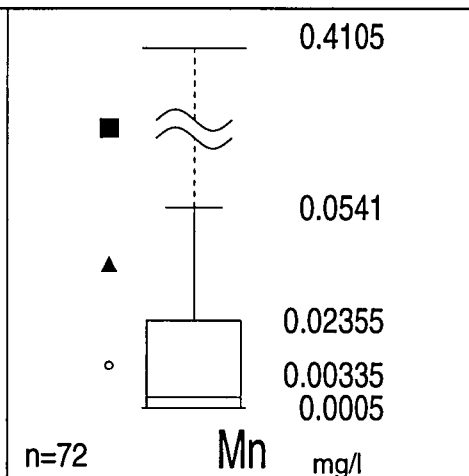
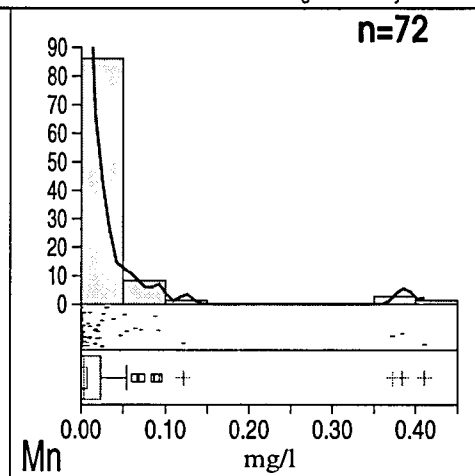
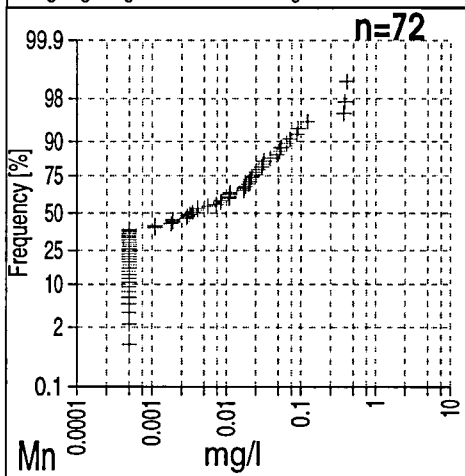
## Grunnvannskjemi i losmasser

# MANGAN



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

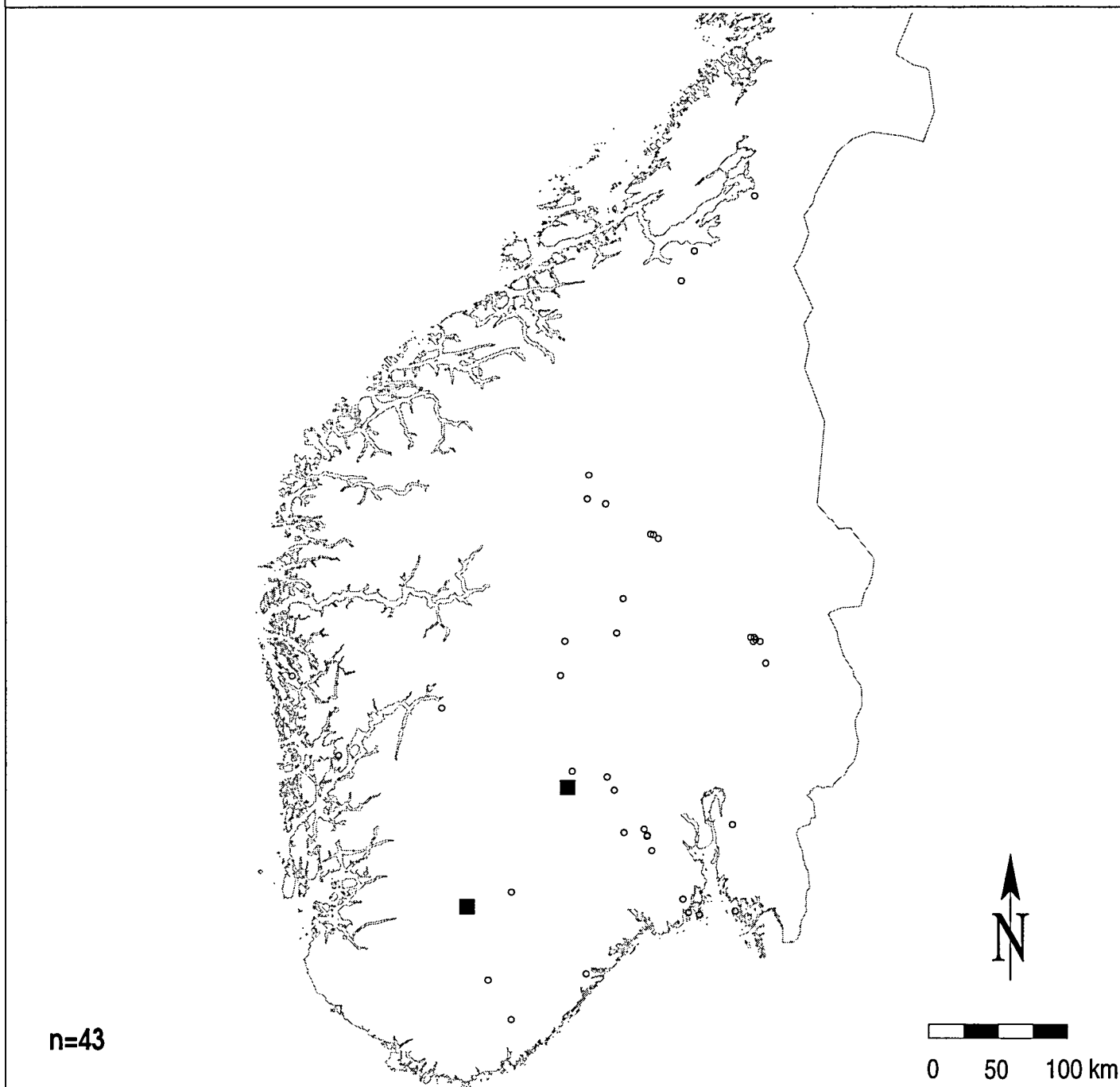
05/1998



# SOR-NORGE

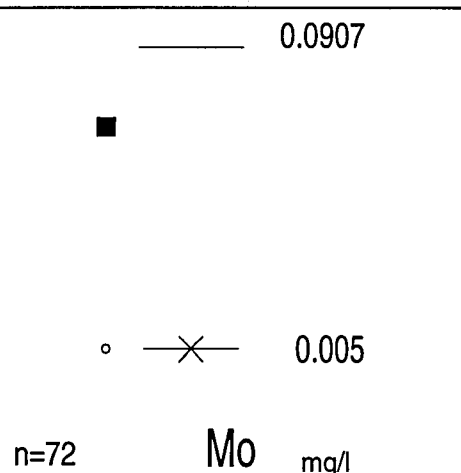
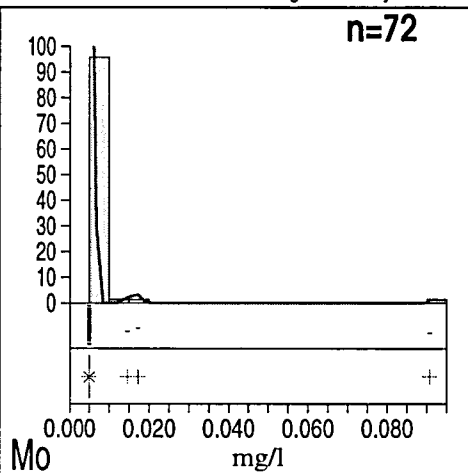
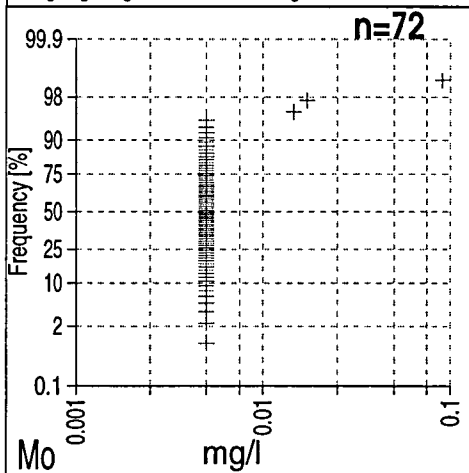
## Grunnvannskjemi i losmasser

# MOLYBDEN



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

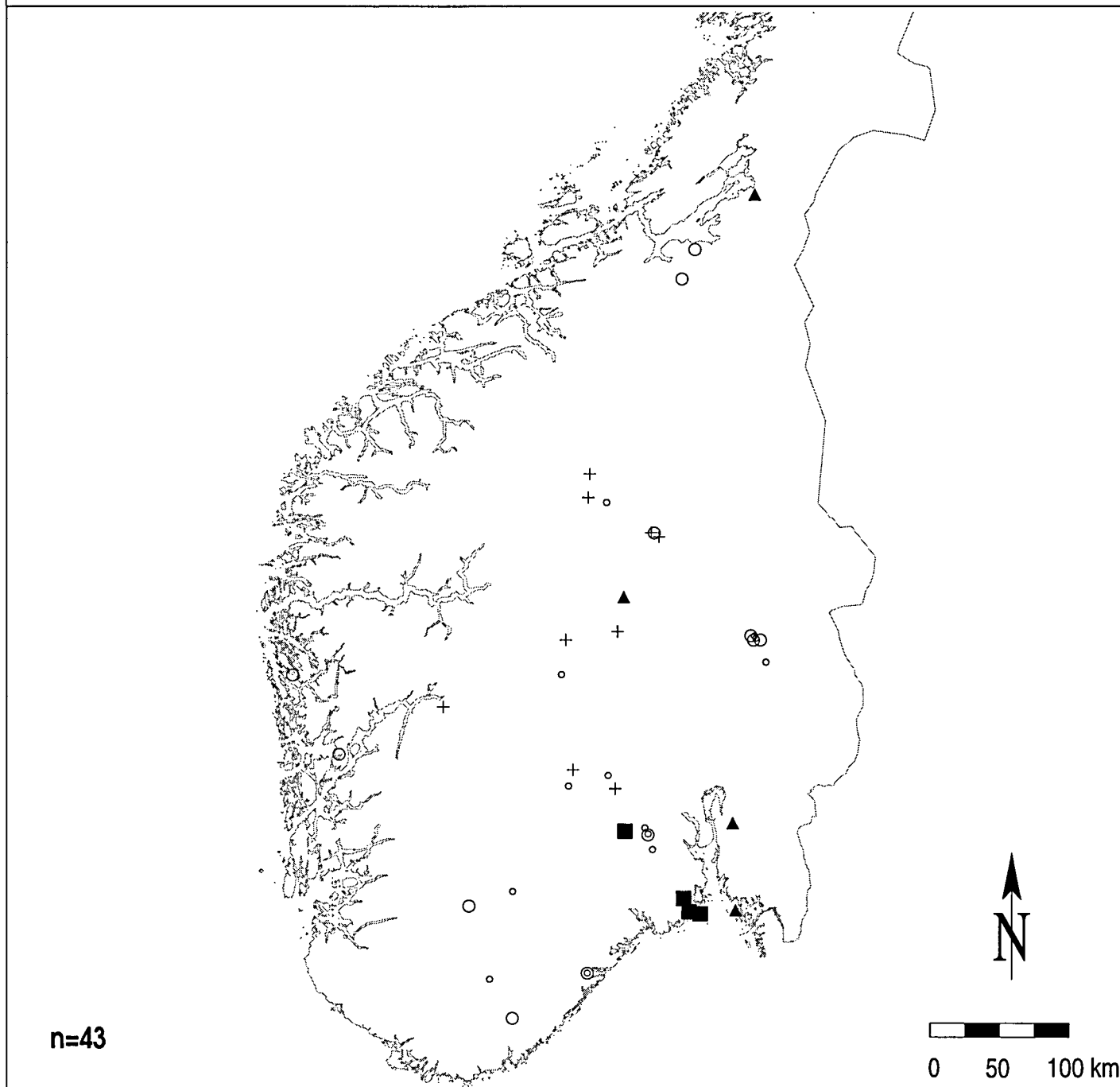
05/1998



# SOR-NORGE

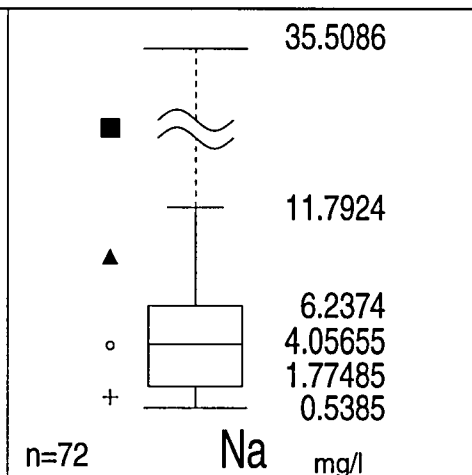
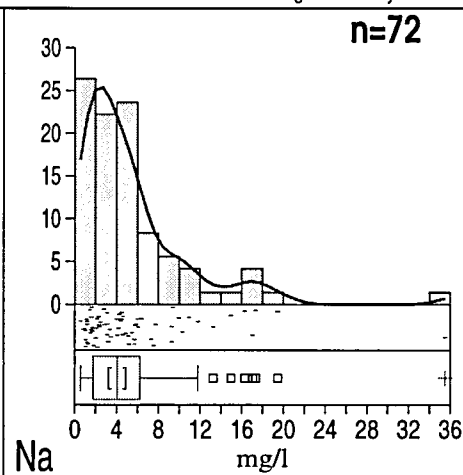
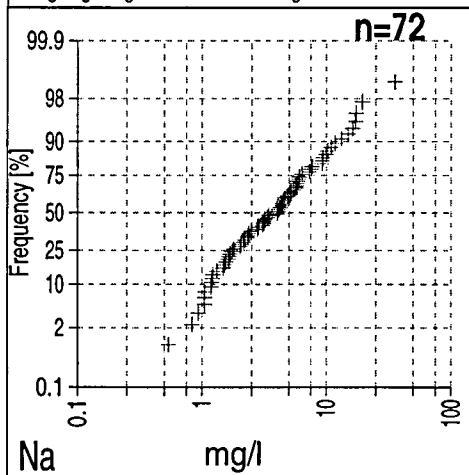
## Grunnvannskjemi i losmasser

# NATRIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

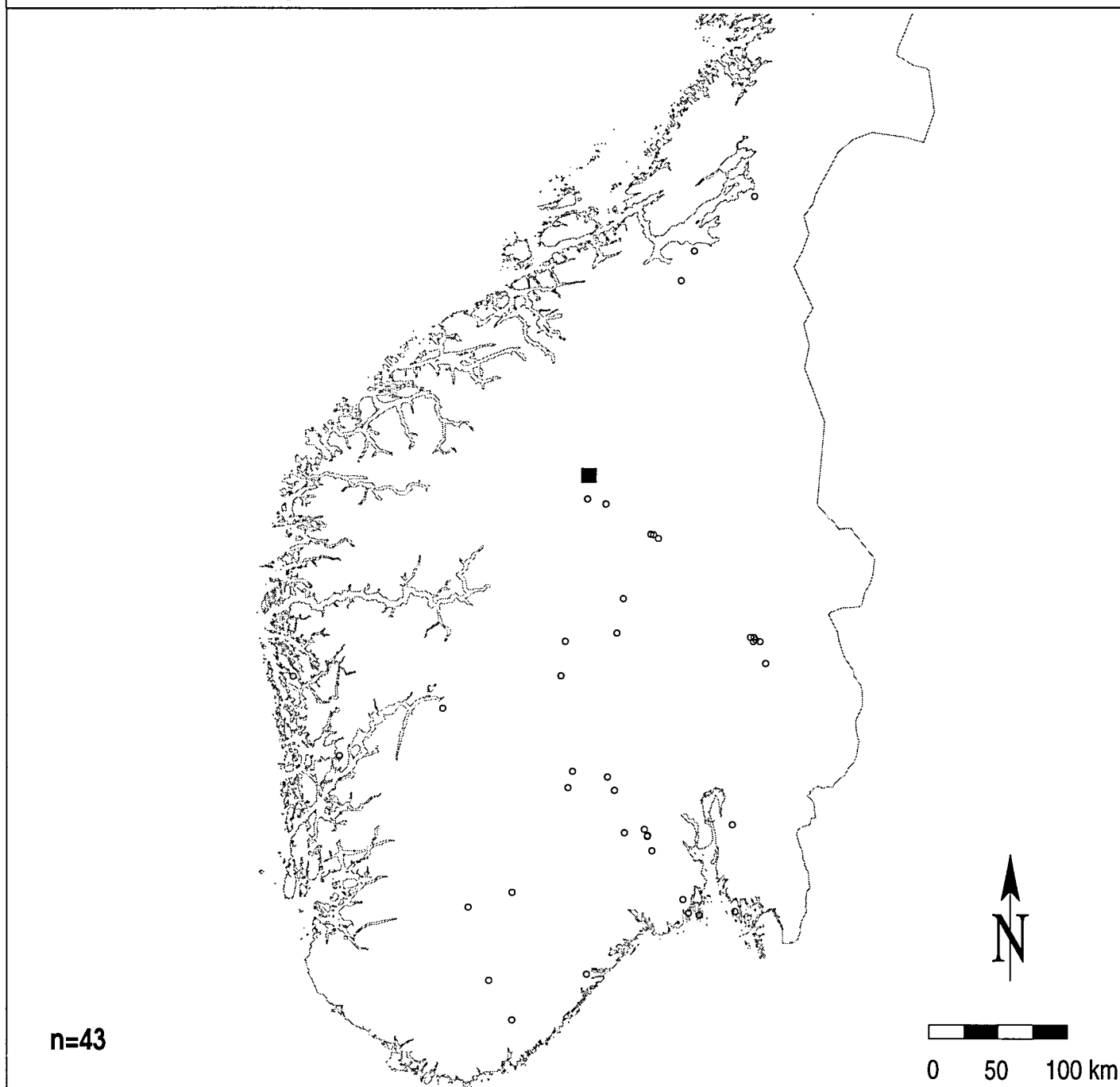
05/1998



# SOR-NORGE

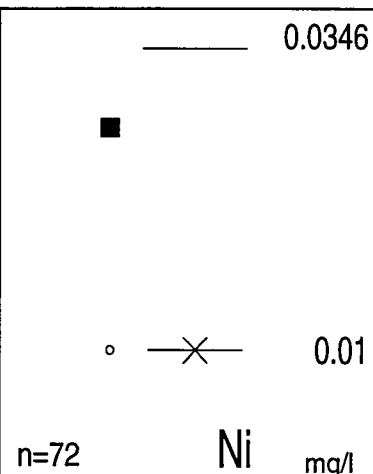
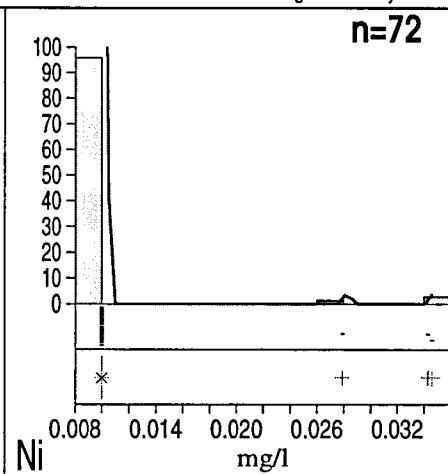
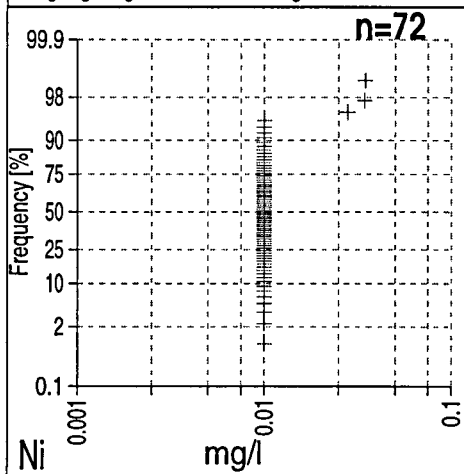
## Grunnvannskjemi i losmasser

# NIKKEL



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

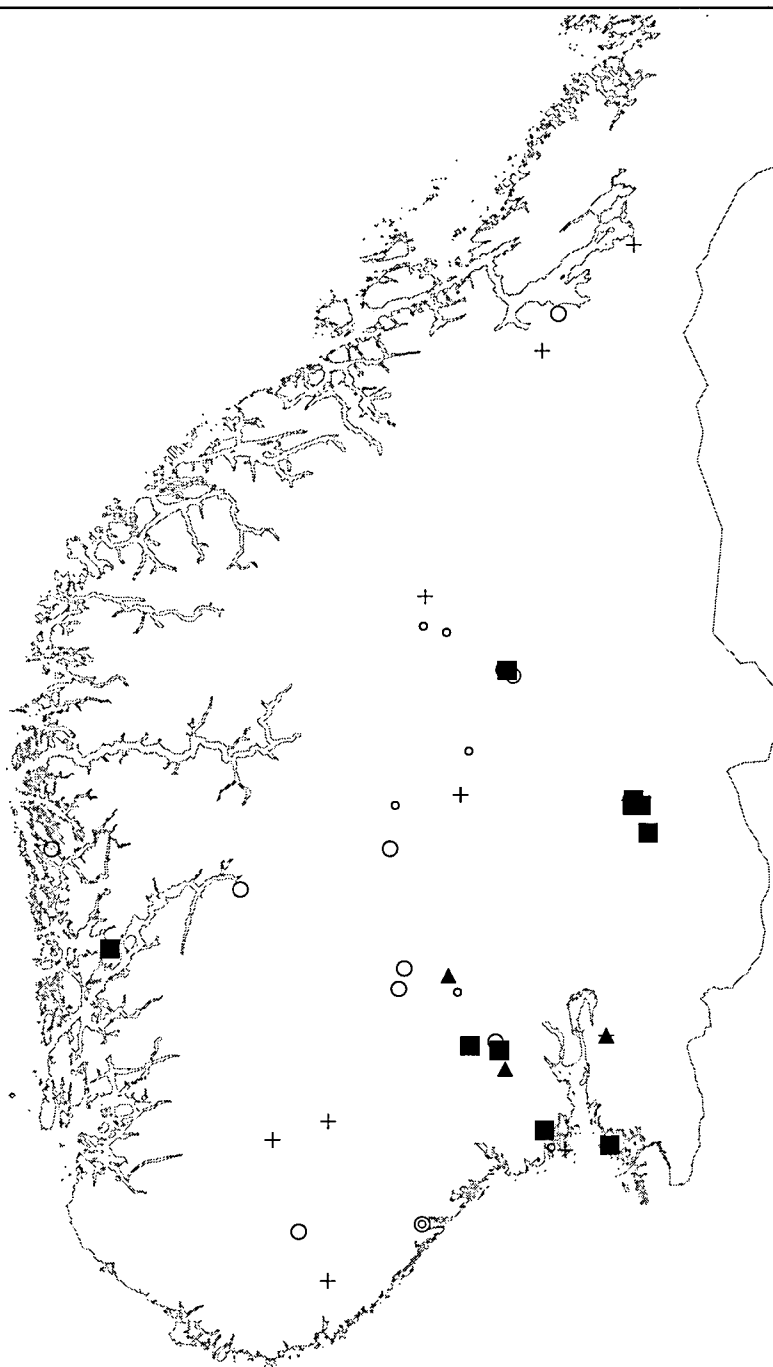
05/1998



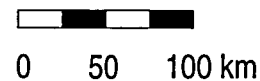
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# NITRAT

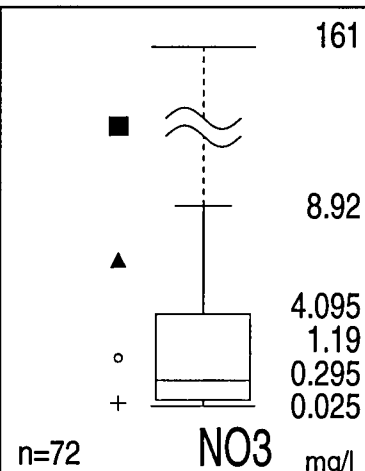
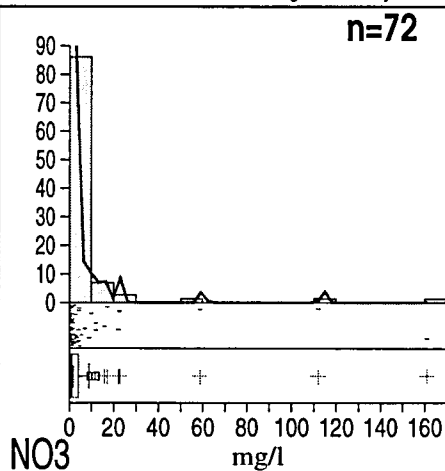
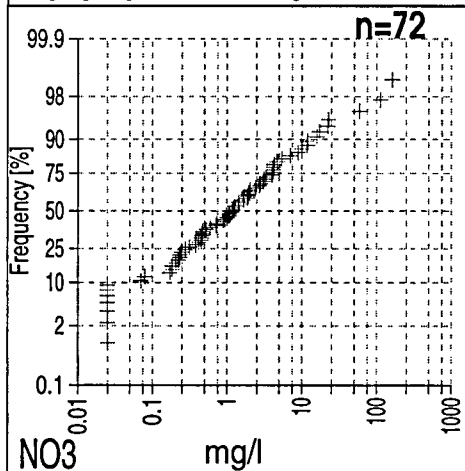


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

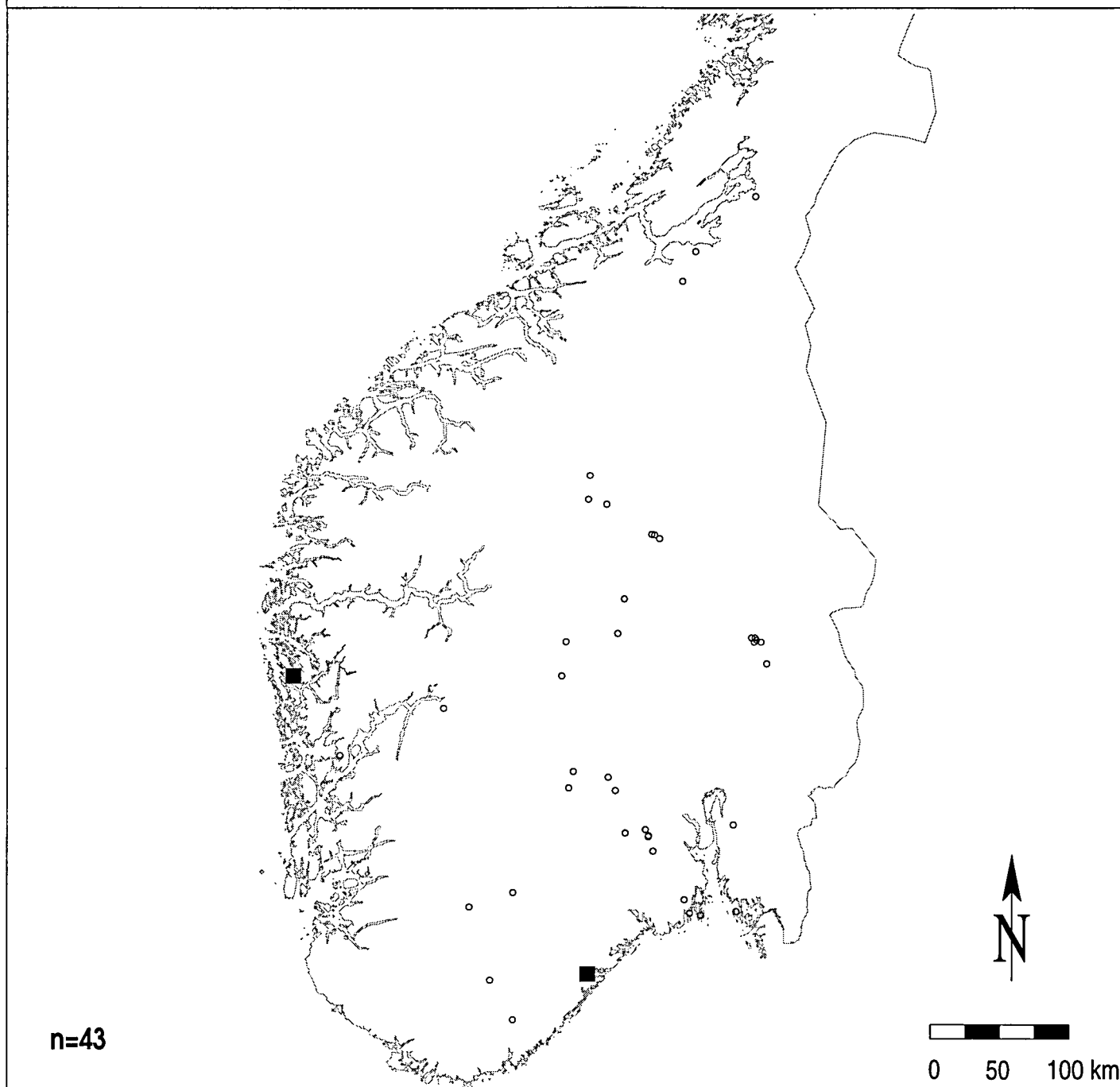
05/1998



# SOR-NORGE

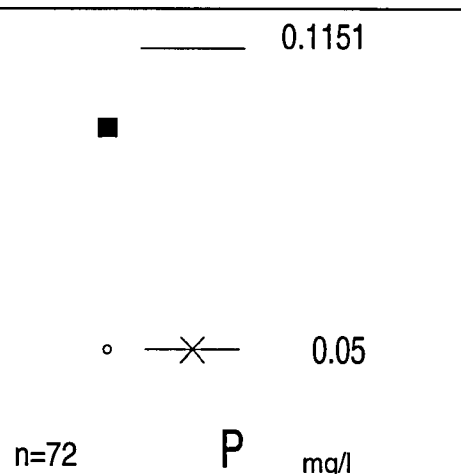
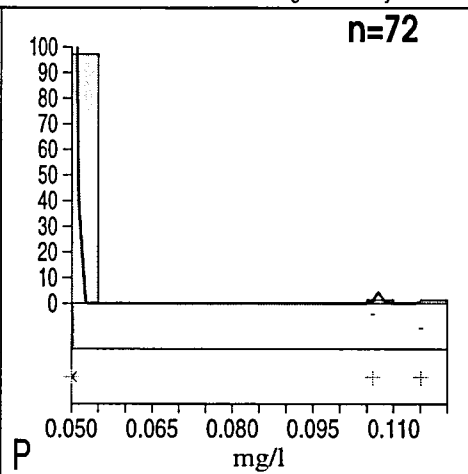
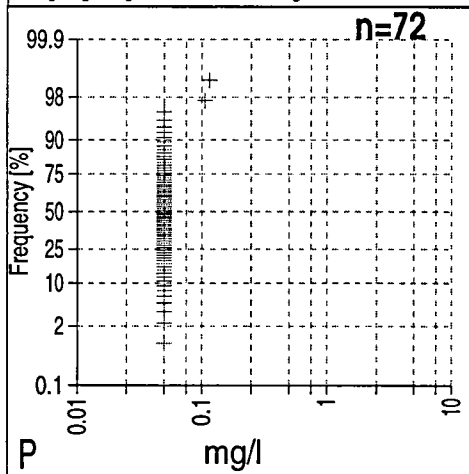
## Grunnvannskjemi i losmasser

# FOSFOR (tot)



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

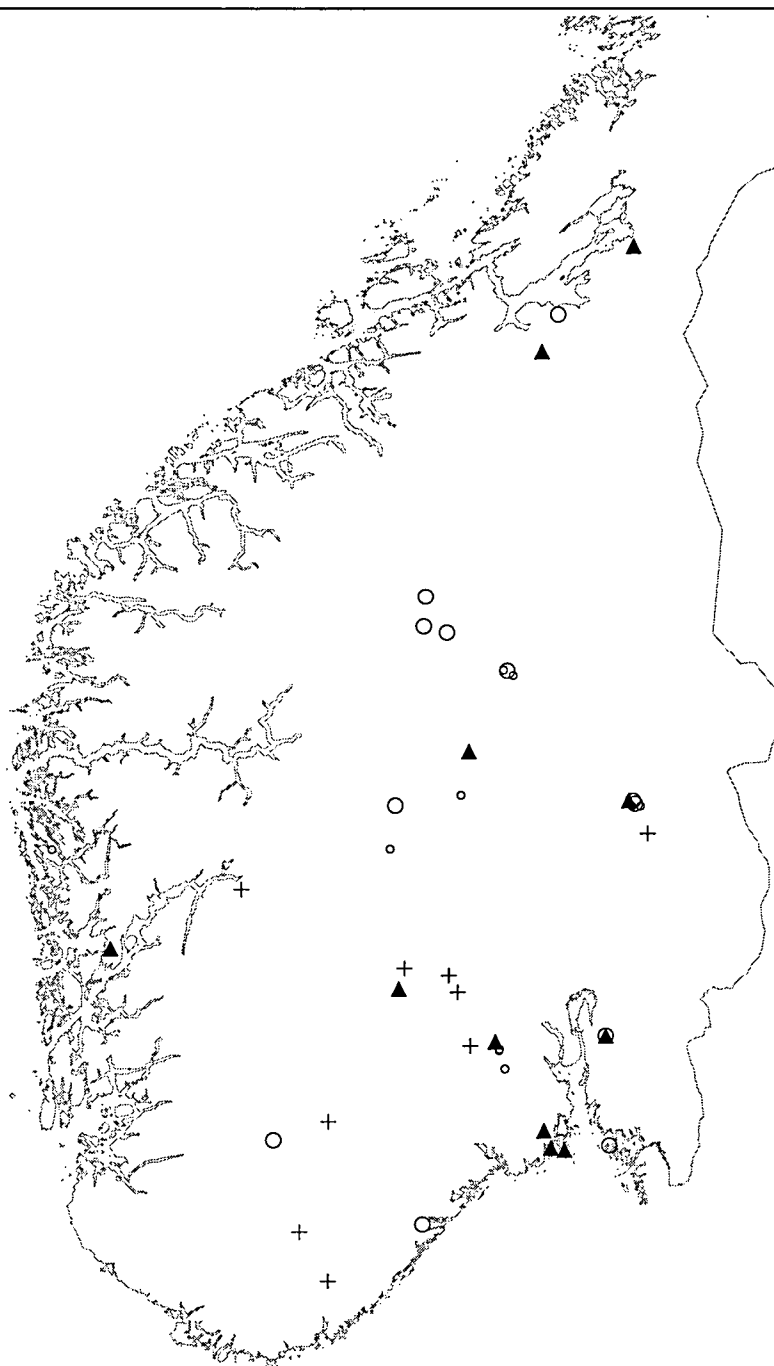
05/1998



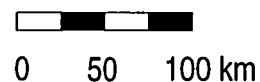
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# pH

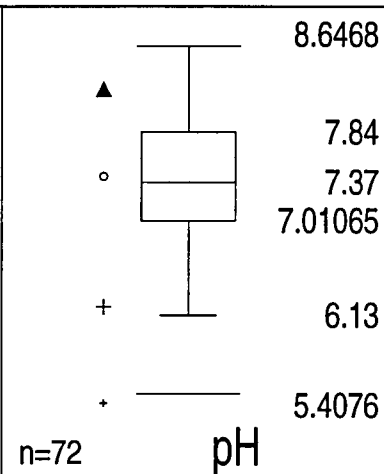
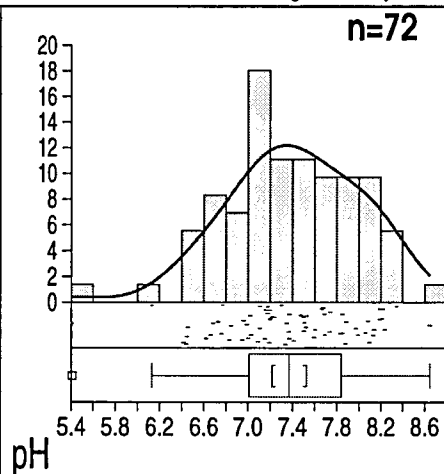
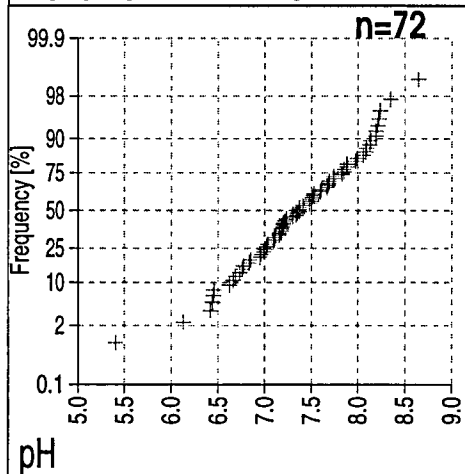


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

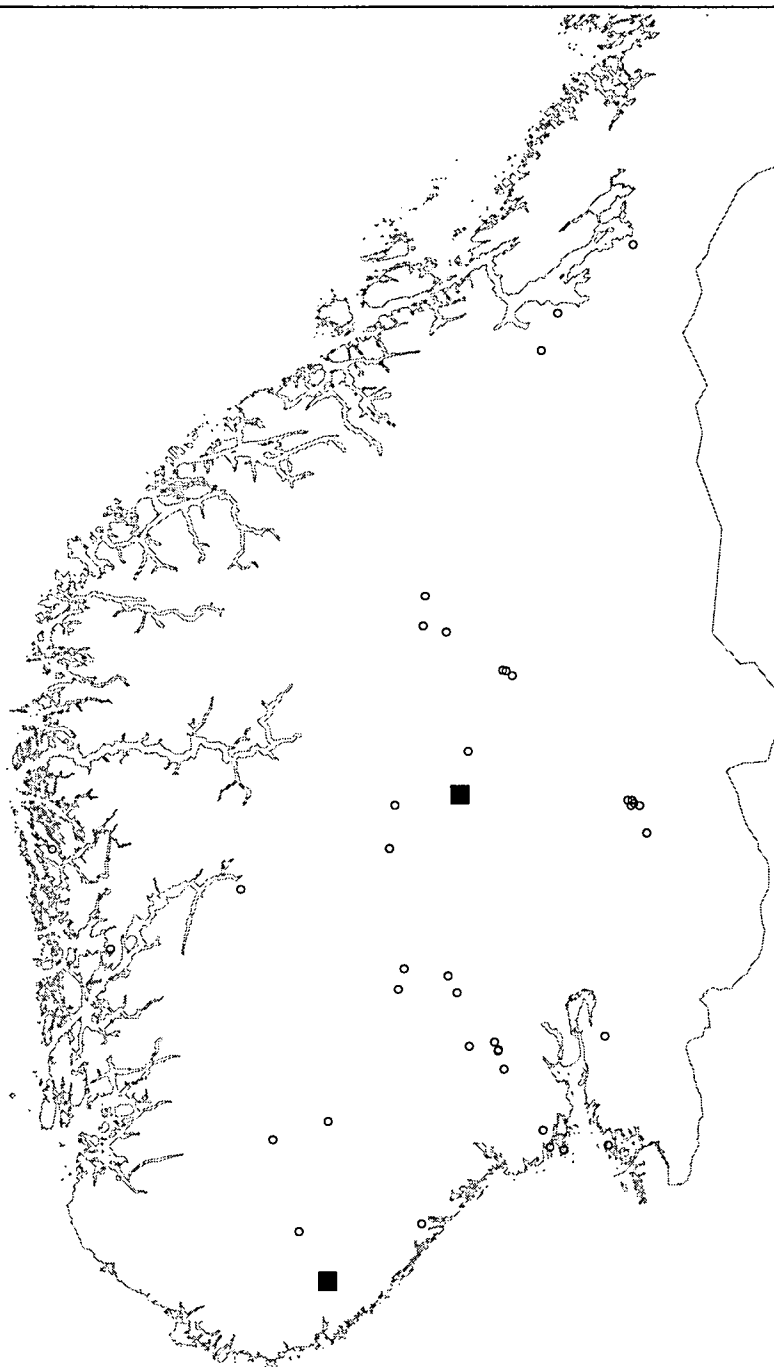
05/1998



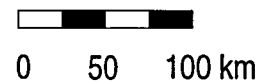
# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

# FOSFAT

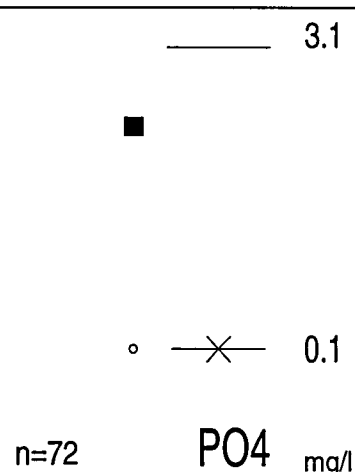
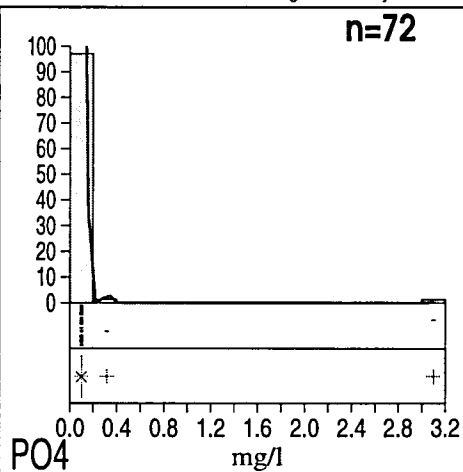
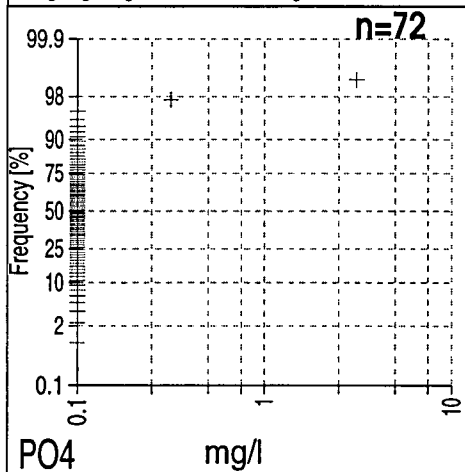


n=43



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

05/1998

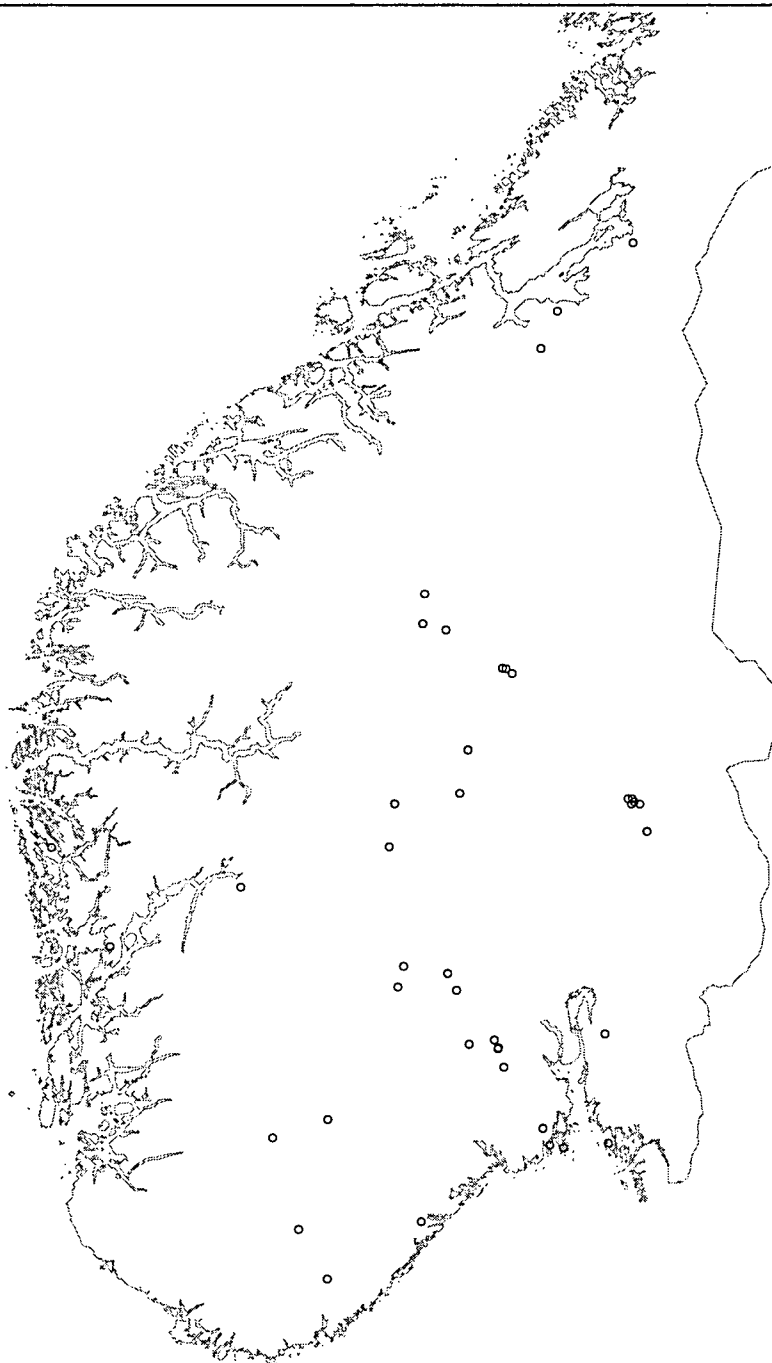




# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

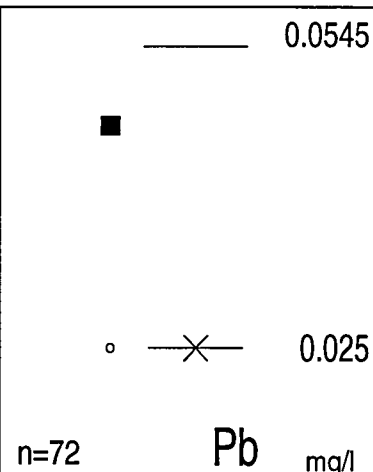
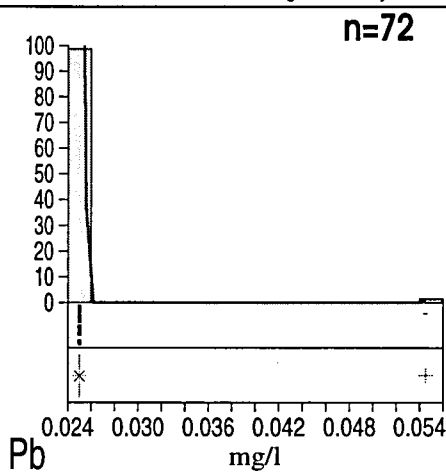
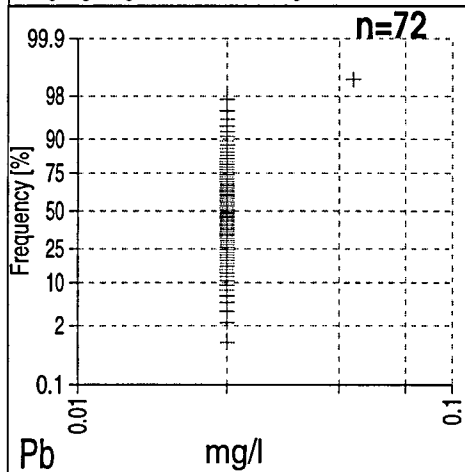
# BLY



n=43

Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

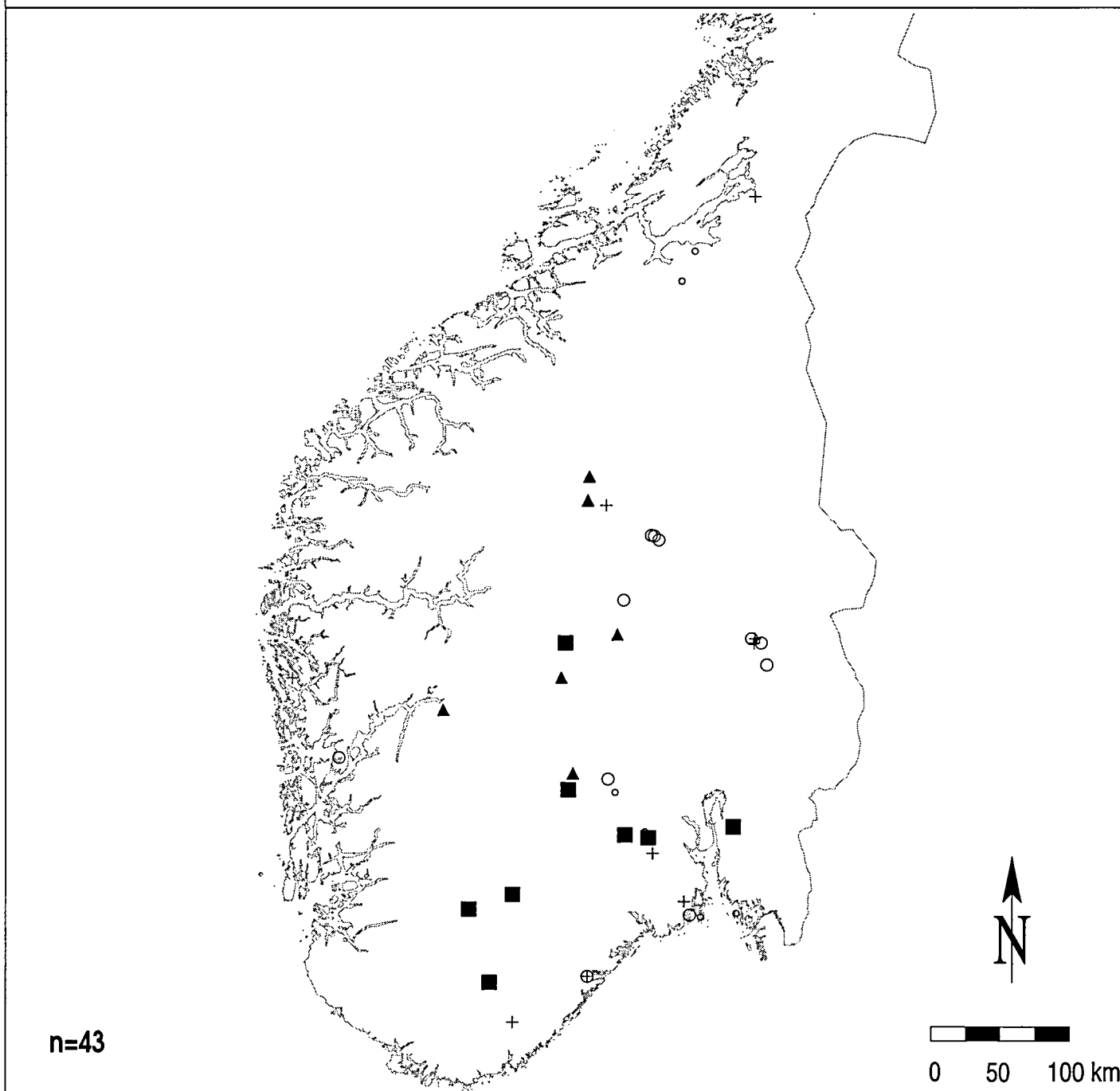
05/1998



# SOR-NORGE

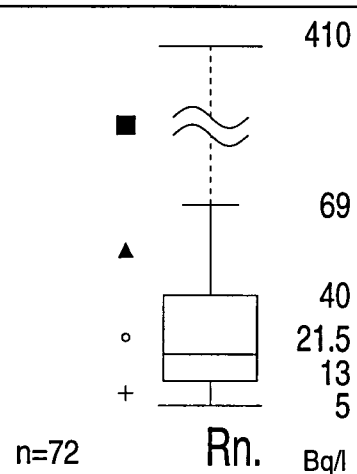
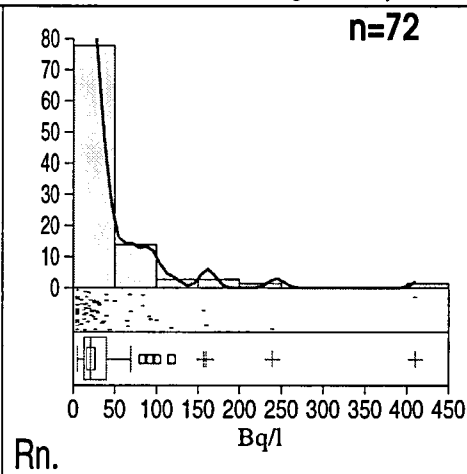
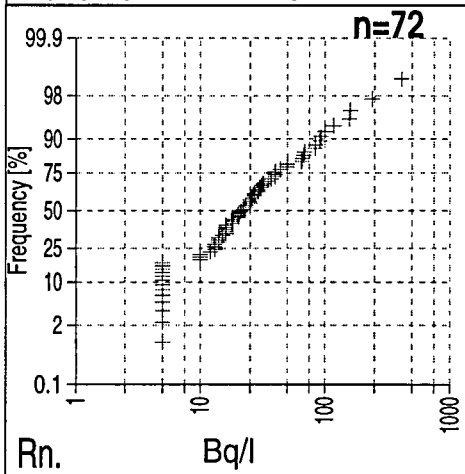
## Grunnvannskjemi i losmasser

# RADON



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

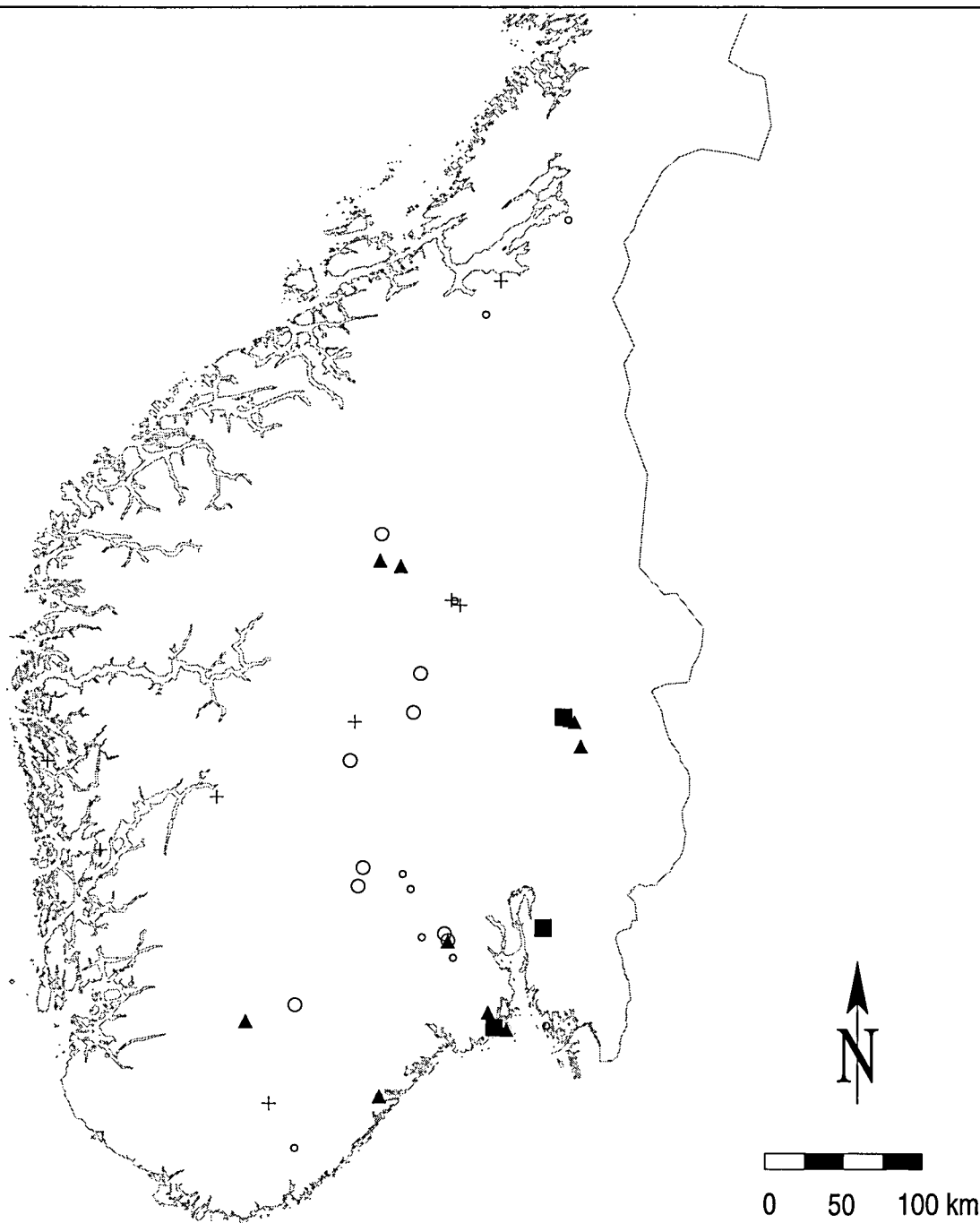
05/1998



# SOR-NORGE

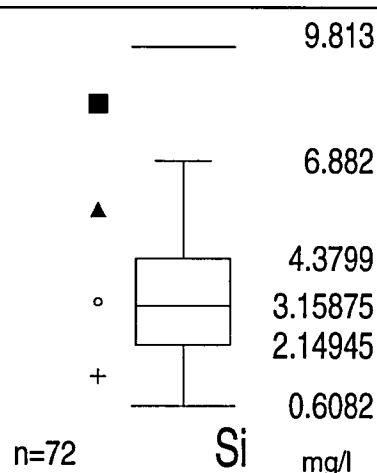
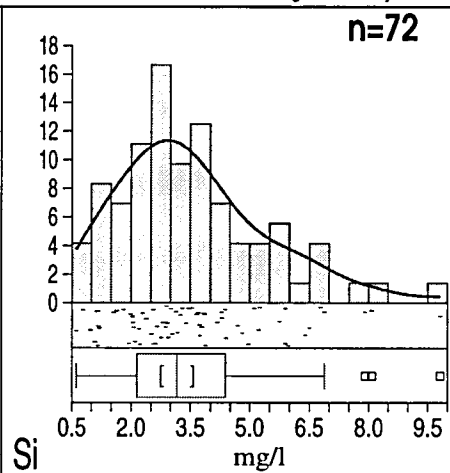
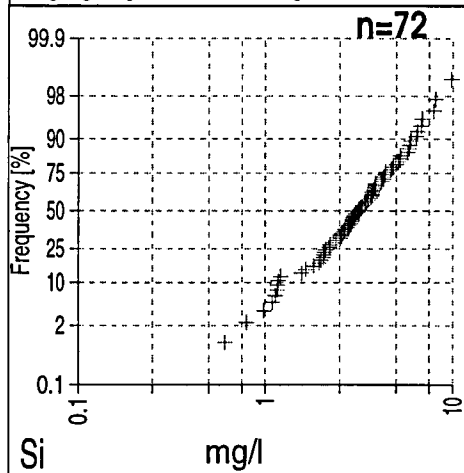
## Grunnvannskjemi i losmasser

# SILISIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

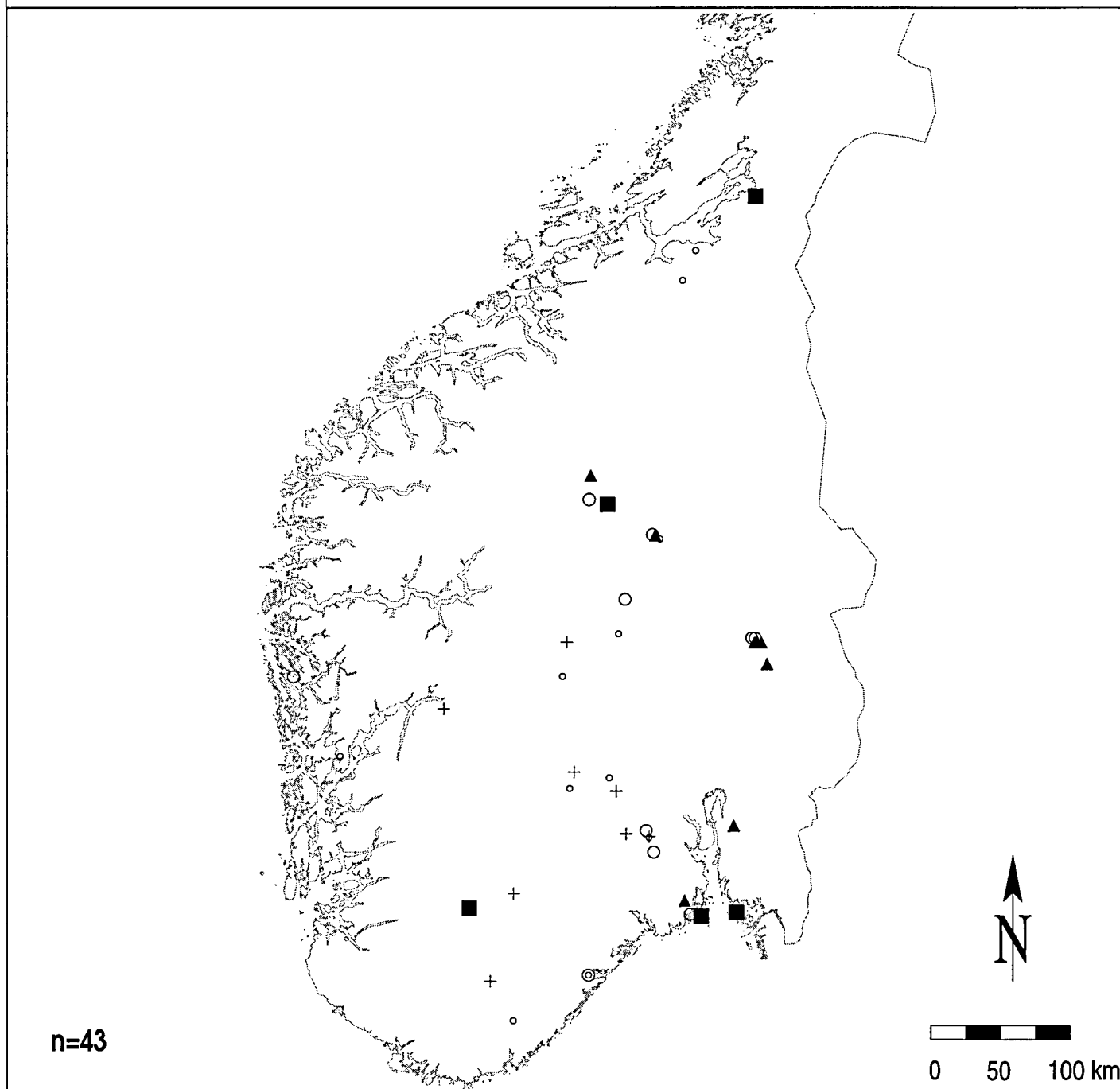
05/1998



# SOR-NORGE

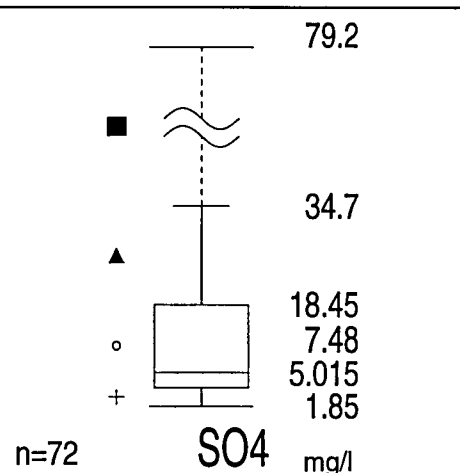
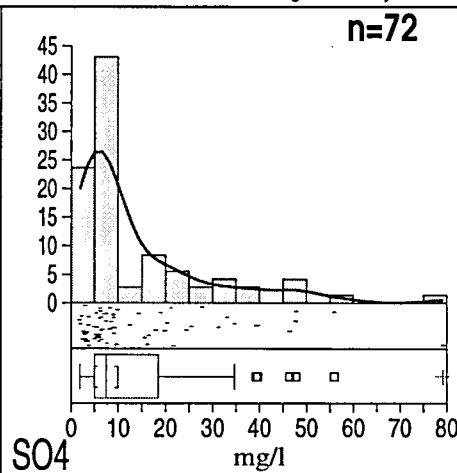
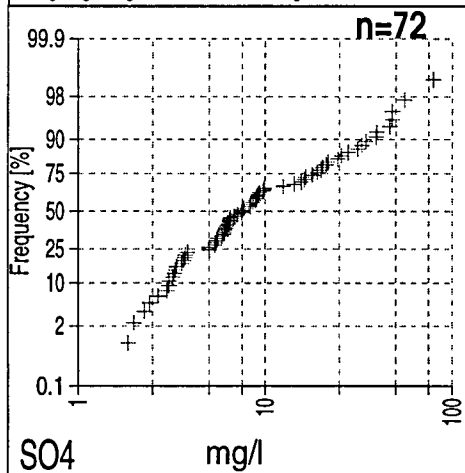
## Grunnvannskjemi i losmasser

# SULFAT



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

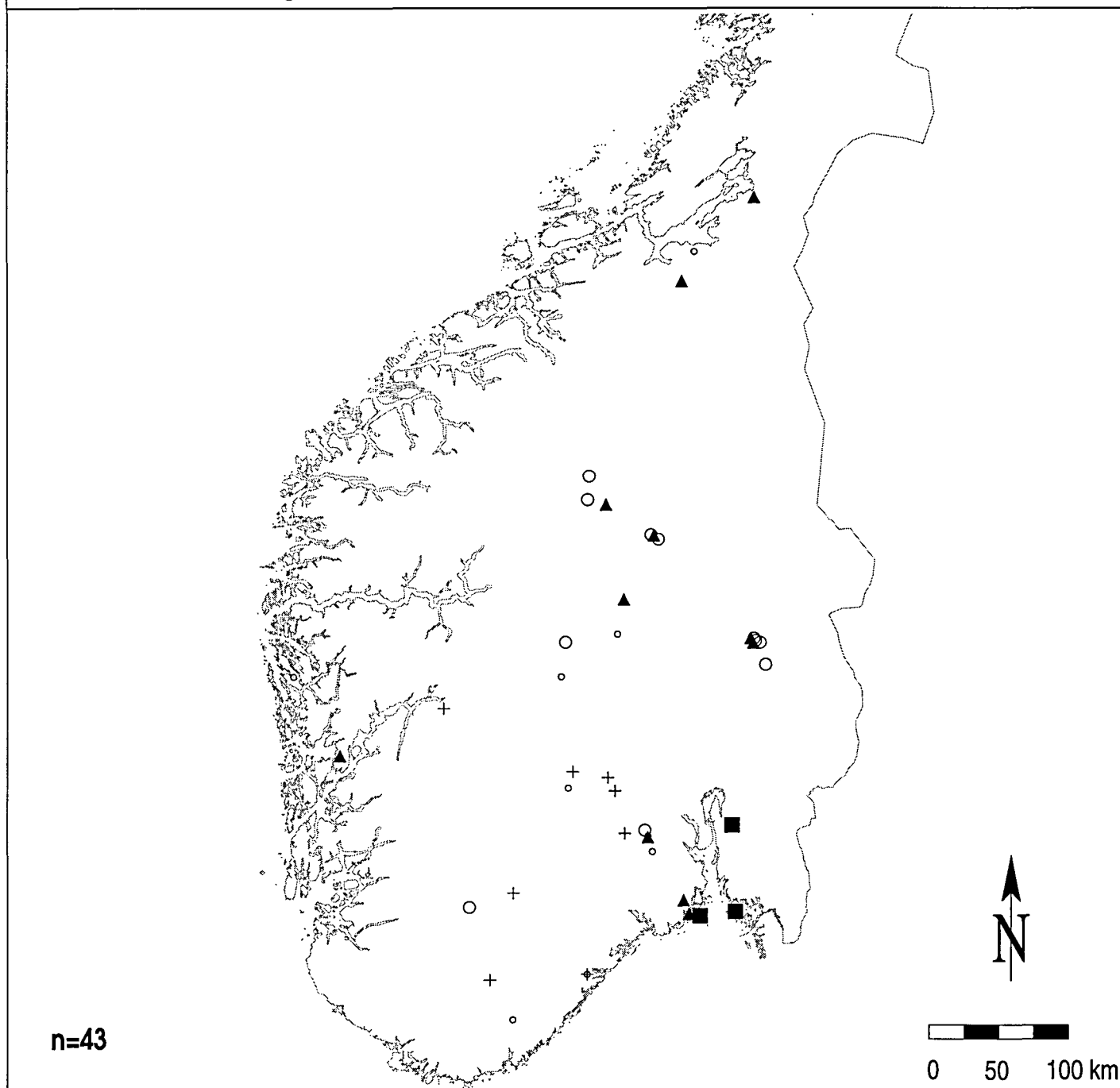
05/1998



# SOR-NORGE

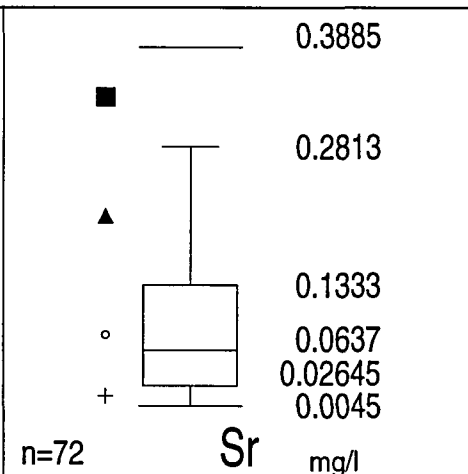
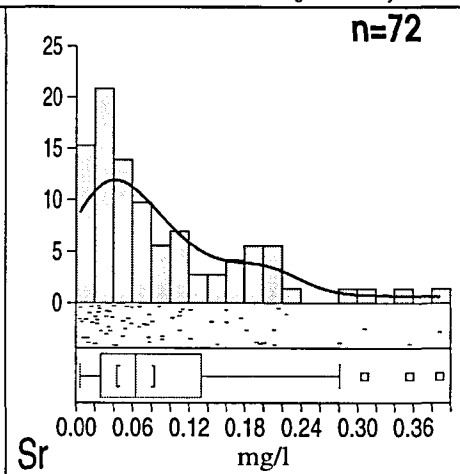
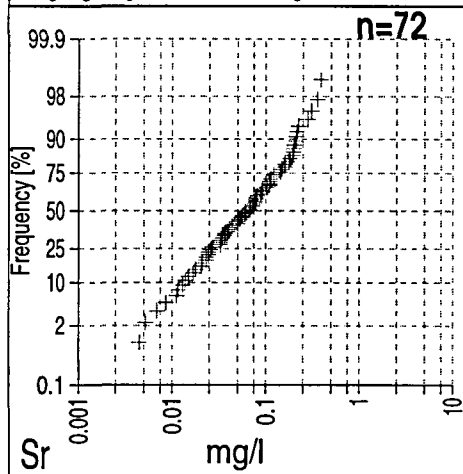
## Grunnvannskjemi i losmasser

# STRONTIUM



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

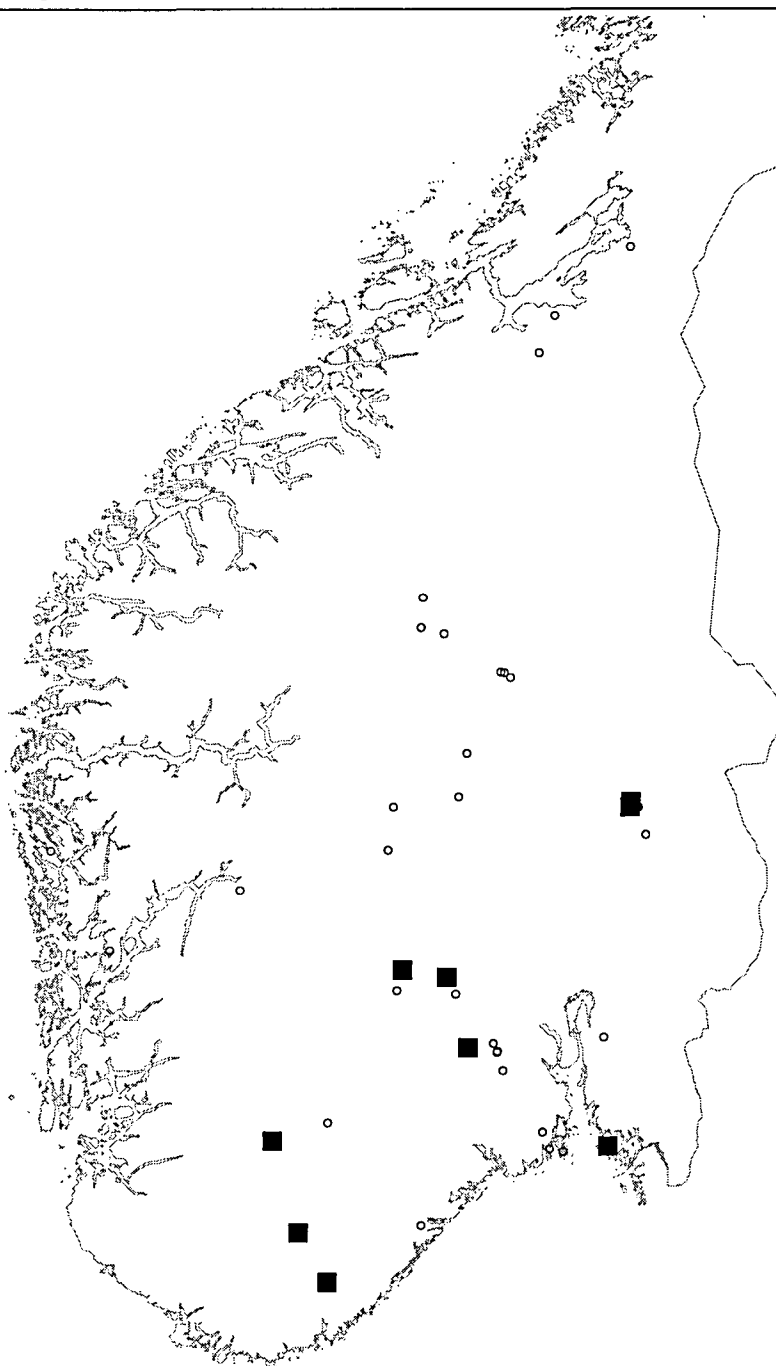
05/1998



# SOR-NORGE

## Grunnvannskjemi i losmasser

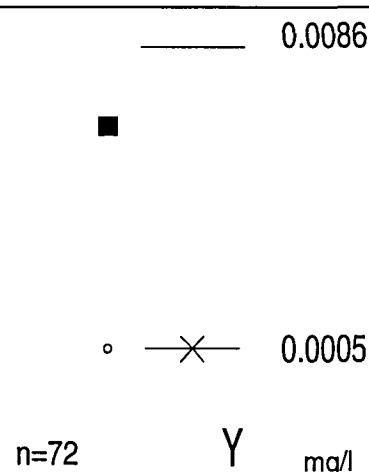
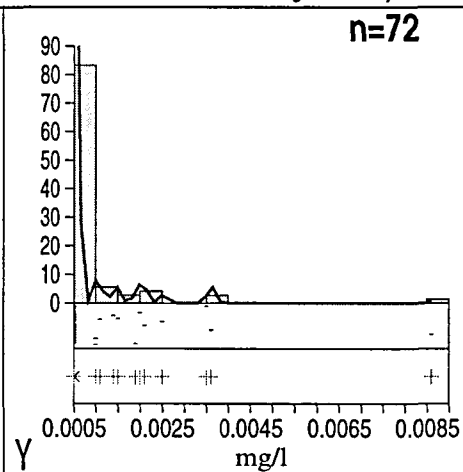
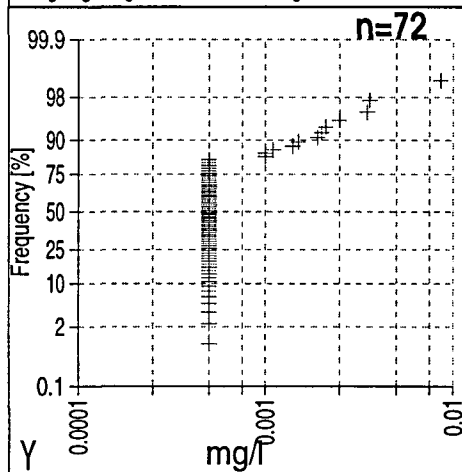
# YTTRIUM



n=43

Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

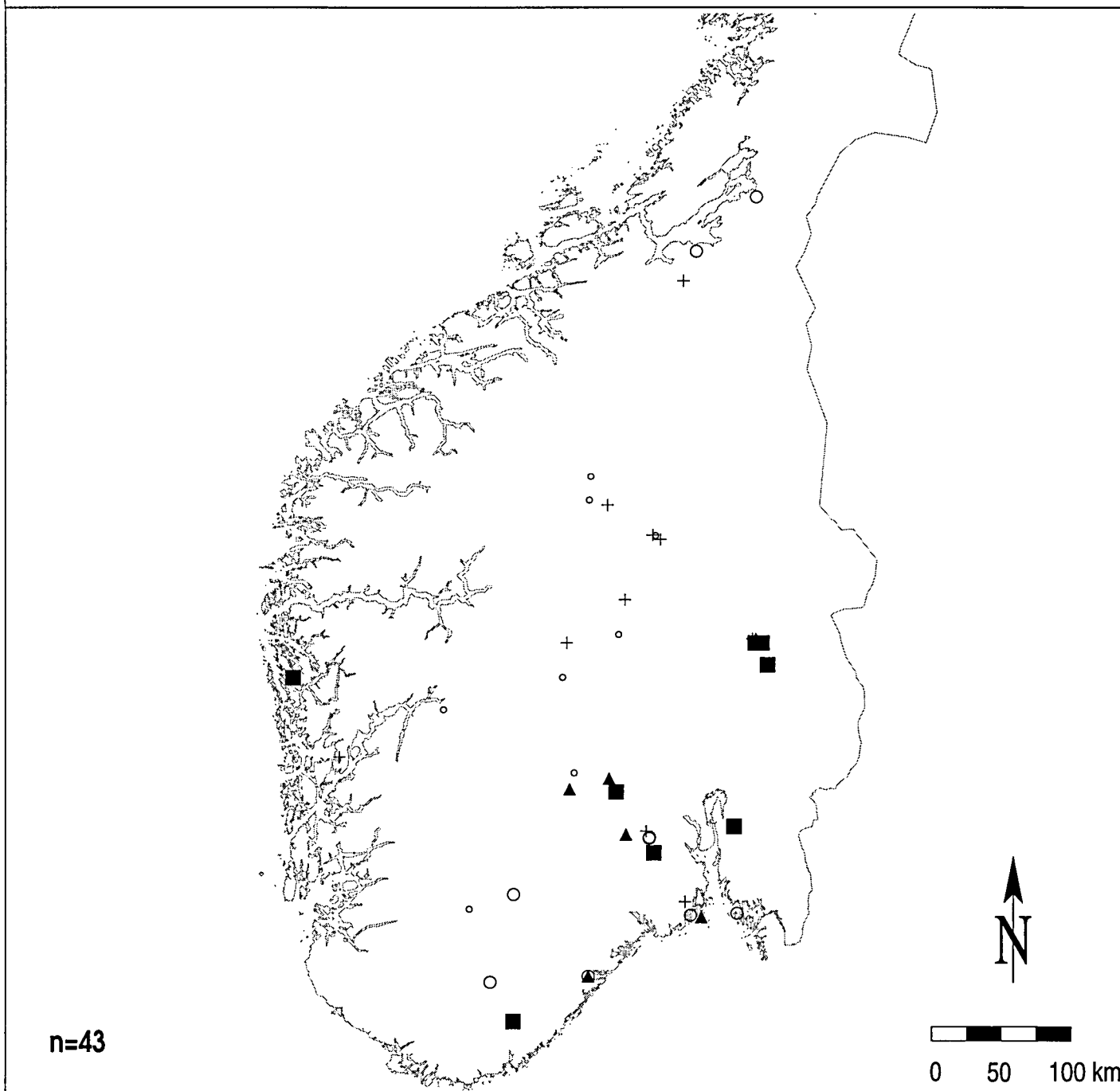
05/1998



# SOR-NORGE

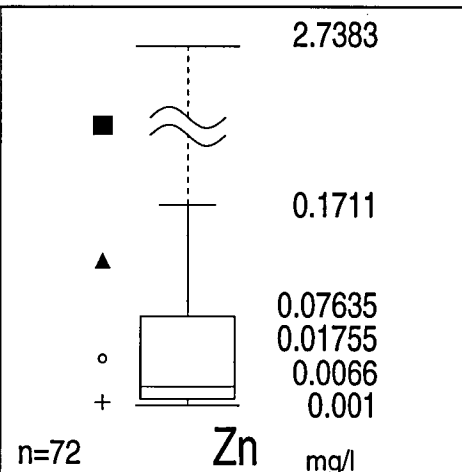
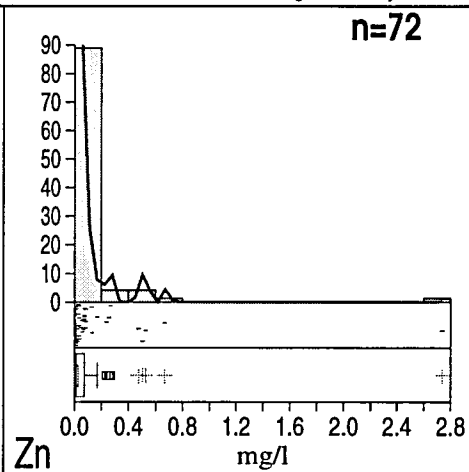
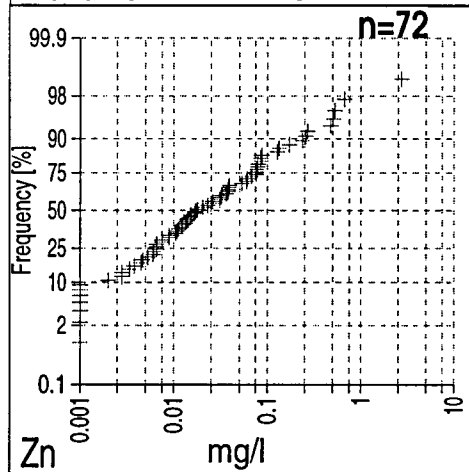
## Grunnvannskjemi i losmasser

# SINK



Norges geologiske undersøkelse og Statens stralevern i samarbeid med de kommunale næringsmiddeltilsyn.

05/1998



## 6.4 Korrelasjon med underliggende geologi

Morland m.fl. (1998) kunne påvise en forbindelse mellom radonkonsentrasjon i grunnvann i løsmasser og type underliggende berggrunn. Også ved dette studiet er det mulig å undersøke denne koblingen fordi alle prøver er tildelt en bergartskode (vedlegg 4) ved å koble deres UTM-koordinater opp mot NGUs digitale berggrunnskart (M. 1:3.000.000; Sigmond 1992). Denne koblingen er beskrevet nærmere i avsnitt 5.3. Vi har tatt de 42 prøvene fra Losm\_korr med gyldige bergartskoder og laget fire nye geologiske klassifiseringer (tabell 6):

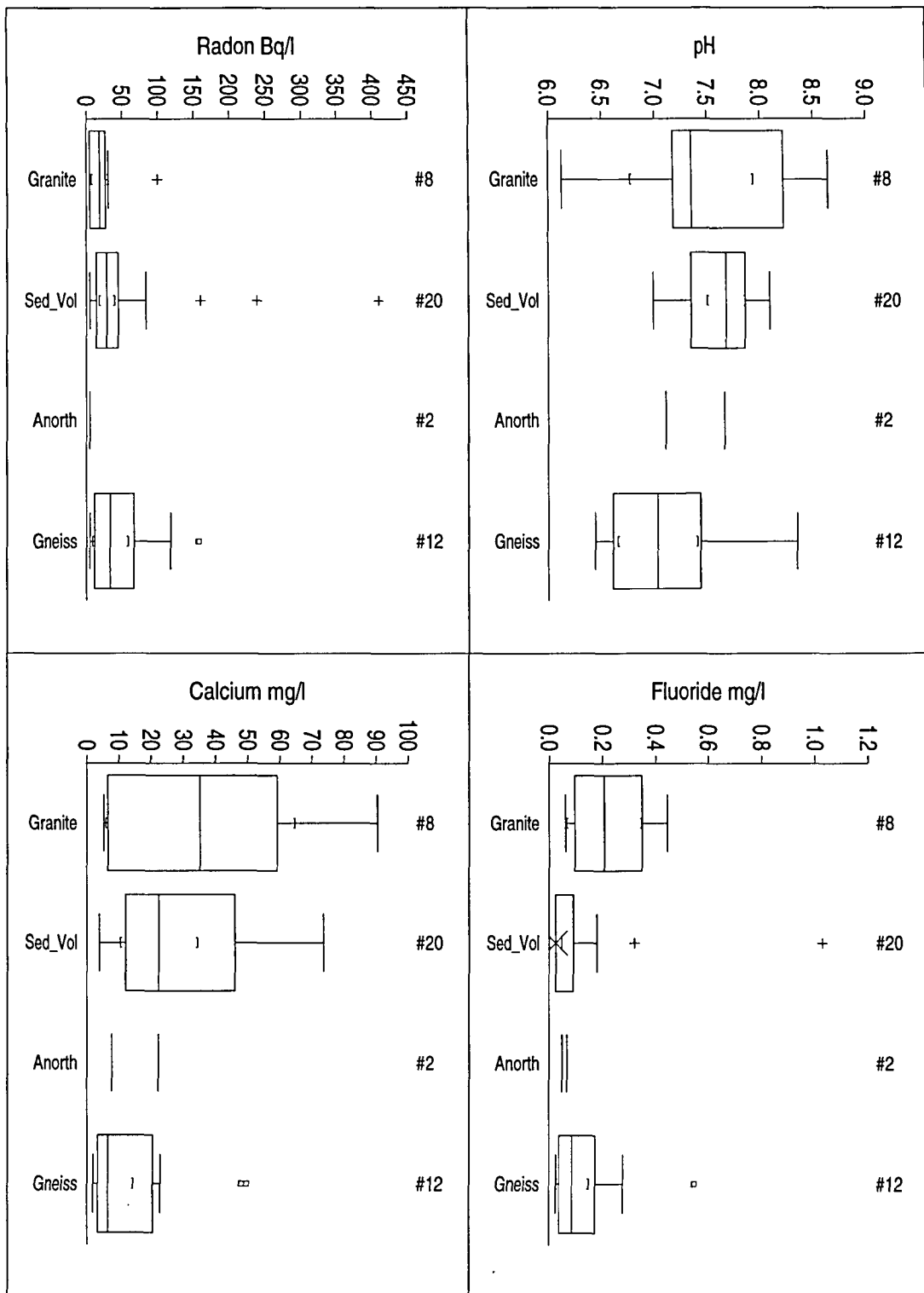
**Tabell 6. Geologiske klassifiseringer for underliggende berggrunn, basert på de 42 prøvene fra datasettet Losm\_korr hvor underliggende berggrunnsgeologi er kjent. Bergartskodene er tatt fra tegnforklaringen til Sigmonds (1992) kart og er gjengitt i vedlegg 4. Se også figur 43.**

Underliggende geologi	Navn på deldatasettet	Antall prøver	Deldatasettet består av følgende bergartskoder (se Vedlegg 4).
Granittiske bergarter	Granite	8	54, 92
Metasedimenter, metavulkanitter, amfibolitt (73)	Sed_Vol	20	73, 74, 75, 76, 80, 82, 95, 97
Anortositt, charnockitt	Anorth.	2	86
Gneis	Gneiss	12	98

Figur 43 viser boksplokk med fordelinger av radon, fluorid, pH og kalsium i grunnvann fra kvartæravsetninger, avhengig av underliggende geologi. For pH i grunnvann fra løsmasser som ligger over metasedimenter og metavulkanitter er medianverdien signifikant høyere enn i grunnvann som ligger over gneisbergarter. Over granitt er ikke medianverdien signifikant forskjellig fra de to nevnte grupperingene. For fluorid er mediankonsentrasjonen i løsmassegrunnvann over granitt signifikant høyere enn i grunnvann over metasedimenter og metavulkanitter. For radon og kalsium er forskjellene i mediankonsentrasjon mellom de tre hovedgrupperingene ikke statistisk signifikante på 95%-nivået. Imidlertid er konsentrasjonene av både radon og fluorid nokså lave i grunnvann i løsmasser over anortosittiske bergarter. Det tilsvarer situasjonen i grunnvann i fast fjell (Banks m.fl. 1998).

Oppsummering: I den grad statistisk signifikante forskjeller kan påvises i et så lite datasett, støtter resultatene hypotesen om at den kjemiske sammensetningen av grunnvann fra løsmasseavsetninger gjenspeiler den underliggende berggrunnsgeologien. For pH finnes den høyeste medianverdien over metasedimenter og metavulkanitter, for fluor finnes den høyeste medianverdien over granitt, og lave fluorid- og radonkonsentrasjoner finnes over anortosittiske bergarter.





Figur 43. Boksplott som viser konsentrasjoner av fluorid, pH, radon og kalsium i grunnvann fra løsmasser, i forhold til underliggende berggrunnsgeologi. For en forklaring av datasettene, se tabell 6 og vedlegg 4.

## 7. KONKLUSJONER

Nedenfor er vist en tabell som sammenfatter andelen brønner i løsmasser som ikke tilfredsstiller drikkevannsnormen for en eller flere parametre. Disse sammenlignes med tilsvarende andel brønner i fast fjell.

**Tabell 7: Oppsummering av antall og andel løsmassebrønner (Losm\_korr) med drikkevann utenfor normene, sammenlignet med andel prøver grunnvann i fjell (Fjell\_korr) som ikke tilfredsstiller normene.**

Parameter	Norm	Fotnot	Løsmasse Utenfor norm (n = 72)		Fast Fjell Utenfor norm % (n = 1604)
pH	< 8,5	1	1	1%	6,0%
	> 6,5	1	6	8%	1,1%
Radon	< 500 Bq/l	3	0	0%	13,9%
Fluorid	< 1,5 mg/l	1	0	0%	16,1%
Natrium	< 20 mg/l	2	1	1%	36,1%
	< 150 mg/l	1	0	0%	2,9%
Alle de forannevnte: pH, Rn (500 Bq/l), F og Na (150 mg/l)	I samsvar		65	90%	70,1%
	Utenfor normene		7	10%	29,9%
Kalsium	< 25 mg/l	2	22	31%	55,3%
	> 15 mg/l	2	40	56%	26,3%
Kalium	< 12 mg/l	1	0	0%	1,0%
Magnesium	< 20 mg/l	1	0	0%	1,1%
Klorid	< 25 mg/l	2	5	7%	16,5%
Beryllium	< 4 µg/l	4	0	0%	0,4%
Jern	< 200 µg/l	1	12	17%	17,1%
Mangan	< 50 µg/l	1	10	14%	27,7%
Aluminium	< 200 µg/l	1	8	11%	4,4%
Kobber	< 300 µg/l	1	2	3%	0,9%
Sink	< 300 µg/l	1	5	7%	3,1%
Kadmium	< 5 µg/l	1	0	0%	0,6%
Nikkel	< 50 µg/l	1	0	0%	0,5%
Barium	< 100 µg/l	2	6	8%	7,6%
Nitrat	< 44 mg/l	1	3	4%	0,8%

1 = Høyeste (eller laveste) tillatte konsentrasjon

2 = Veiledende verdier

3 = Anbefalt tiltaksgrense

4 = Amerikansk høyeste tillatte konsentrasjon (Fetter 1994, USEPA 1997)

Ingen av de undersøkte løsmassebrønnene har høyere radon-konsentrasjoner enn anbefalt tiltaksgrense. Det heller ikke finnes løsmassebrønner som overskrider maksimum tillatte konsentrasjoner fluorid eller natrium. Dette er i sterk motsetning til fjellbrønnene (Banks et al. 1998). I 10% av løsmassebrønnene er pH-verdien uakseptabel; i hovedsak på grunn av lav pH.

To typer tiltak kan gjennomføres dersom man oppdager problem-parametre i vannet:

- Behandle vannet. Noen parametre kan behandles effektivt ved hjelp av enkle metoder. For eksempel kan radon meget enkelt fjernes ved lufting. Råd om tiltaksmetoder for radon fås hos Statens strålevern. Andre parametre er vanskeligere å behandle (f.eks. fluorid og natrium), men teknikker som ionebytting og/eller ultrafiltrering kan anvendes. Råd om behandling fås hos Folkehelse eller VVS-konsulenter.
- Minimalisere eksponering. For eksempel: I områder med fluorrikt vann, bør man vurdere å kutte ned andre fluorkilder (tabletter, tannkrem). Dette kan diskuteres med kommunelegen eller tannlegen.

Når man installerer et vannbehandlingssystem, er det viktig å huske (minst) fire ting:

- (i) Du er kunden. Stol ikke på salgsbrosjyrer. Krev at leverandøren beviser at utstyret fungerer tilfredsstillende ved å få vannet analysert før og etter behandling.
- (ii) De aller fleste vannbehandlingsutstyr trenger vedlikehold. Dette kan være rengjøring, utskifting av filtre, regenerering av ionebyttere osv. Særlig kan gamle filtre (aktivt kull osv.) fungere som yngleplass for bakterier!
- (iii) Du trenger ikke å behandle alt vann - det er vanligvis en sammenheng mellom mengde vann som behandles og pris. Har man problem med høyt fluor-innhold, kan det være nok å behandle vannet ved kranen som brukes til drikkevann. Man trenger ikke å behandle badevannet! Har man et problem med hardhet, derimot, er det spesielt vann som brukes i varmtvannsbeholder, vaskemaskin osv. som trenger avherding. Noen undersøkelser tyder derimot på at litt hardhet i selve drikkevannet kan være gunstig for helsen!
- (iv) Noen behandlingsmetoder kan ha negative virkninger i tillegg til de positive. Noen avherdingsanlegg bytter ut kalsium i vannet med natrium. Dette kan være ugunstig for personer som trenger et natrium-fattig kosthold.

Videre råd om behandlingsmuligheter for radon og fluor finnes i Banks et al. (1998). For brukervennlig informasjon om behandling av andre parametre slik som hardhet, saltinnhold, jern osv. henvises det til Grundfos (1988).

På Internett kan det finnes råd om behandling av ulike parametre i vann hos flere offentlige amerikanske servere (engelskspråklige), samt (forhåpentligvis) oppdaterte priser, bl.a. i:

- (i) Mississippi State University på <http://aac.msstate.edu/pubs/pub1702.htm>  
(ii) Sioux Lands Information Service på <http://www.siouxlan.com/water/faq.html>

## 8. REFERANSER

- Asikainen M & Kahlos H (1979) Anomalously high concentrations of uranium, radium and radon in water from drilled wells in the Helsinki region. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 43, 1681-1686.
- Banks, D., Rohr-Torp, E. & Skarphagen, H. (1992) An integrated study of a Precambrian granite aquifer, Hvaler, Southeastern Norway. *NGU Bulletin 422*, 47-67.
- Banks, D., Røyset, O., Strand, T. & Skarphagen, H. (1993a) Radioelement & trace element concentrations in some Norwegian bedrock groundwaters - Appendix. *NGU Report 93.124*.
- Banks, D., Reimann, C., Røyset, O. & Skarphagen, H. (1993b) Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwaters. *NGU Report 93.126*.
- Banks, D., Reimann, C., Røyset, O., Skarphagen, H. and Sæther, O.M. (1995a) Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwaters. *Applied Geochemistry 10*, 1994, p. 1-16.
- Banks, D., Røyset, O., Strand, T. & Skarphagen, H. (1995b) Radioelement (U, Th, Rn) concentrations in Norwegian bedrock groundwaters. *Environmental Geology*, 25, 165-180.
- Banks, D., Reimann, C., Skarphagen, H. & Watkins, D. (1997) The comparative hydrogeochemistry of two granitic island aquifers: the Isles of Scilly, UK and the Hvaler Islands, Norway. *NGU report 97.070*.
- Banks, D., Frengstad, B., Krog, J.R., Midtgård, Aa.K., Strand, T. & Lind, B. (1998) Kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell i Norge [*The chemical quality of groundwater in bedrock in Norway: in Norwegian*]. *Nor. geol. unders. report 98.058*.
- Barnes, A.J. (1986) Water pollution control; national primary drinking water regulations; radionuclides. *U.S. Federal Register*, 51 / 189, 30/9/86, 34836-34862.
- Books C. (1995) Orienterande undersökning av effekten av vattenbehandlingsutrustning på radon-halten i vatten från borrade brunnar. SSI-rapport 95-14. Statens strålskyddsinst., Stockholm.
- Doherty, J. (1996) *An analysis of the chemical composition of bedrock groundwaters in Trøndelag, Norway, with special consideration of Rn and U and Norwegian drinking water limits*. Thesis for the degree of B.Sc.(Hons.) in Environmental Geology, University of Sheffield, U.K., 110 pp. + appendices.
- Edmunds, W.M. (1981). Hydrogeochemical investigations. In "Case Studies in Groundwater Resources Evaluation" (red. J.W. Lloyd), Oxford Science Publications. 87-112.
- Fetter, C.W. (1994): *Applied Hydrogeology, 3rd edition*. Macmillan, 691 pp.

- Fox, K.R. & Sorg, T.J. (1987) Controlling arsenic, fluoride and uranium by point-of-use treatment. *J. American Water Works Association* 79, nr. 10, 81-84.
- Grundfos (1988) Vandforsyning. Grundfos International Education Centre, DK-8850 Bjerringbro, Denmark, 170 pp.
- Grønlie A. & Staw, J. (1987) Oppfølging av naturlige strålingsanomalier i Nord-Trøndelag med Fosen. *Norges geologiske undersøkelse rapport* 87.053.
- ICRP (1993) *Protection against radon-222 at home and at work: a report of a task group of the International Commission on Radiological Protection / adopted by the commission in September 1993*. International Commission on Radiological Protection Publication 65, Pergamon Press, Oxford, 45 pp.
- Kirjuhin, V.A., Korotkov, A.N. & Shvartsev, C.L. (1993) *Gidrogeohimija [Hydrogeochemistry - in Russian]*, Nedra, Moscow, 383 pp.
- Lidén E., Lindén A., Andersson L., Åkerblom G., Åkesson T. (1995) Radon i vatten från bergborrhade brunnar. Resultat från en undersökning i Örebro kommun. SSI-rapport 95-18. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.
- Lubin, J.Y., Boice, J.D., Edling, C., Hornung, R.W., Hoew, G., Kunz, E., Kusiak, R.A., Morrison, I., Radford, E.P., Samet, J.M., Tirmarche, M., Woodward, A., Xiang, Y.S. & Pierce, D.A. (1994) Radon and lung cancer - a joint analysis of 11 underground miners' studies. *National Institute of Health Publication* 94-3644, US Department of Health and Social Services, 136 pp.
- Lubin, J.H. & Boice, J.D. (1997) Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *Journal of the National Cancer Institute (USA)*, 89(1).
- Milvy, P. & Cothorn, C.R. (1990) Scientific background for the development of regulations for radionuclides in drinking water. In Cothorn C.R. & Rebers, P. (eds.) *Radon, Radium and Uranium in Drinking Water*. Chelsea, Michigan; Lewis Publishes, 1-16.
- Morland, G., Reimann, C., Skarphagen, H., Bjorvatn, K., Hall, G.E.M., Siewers, U. & Strand, T. (1995) Grunnvannskvalitet i borebrønner i fjell fra områder nær Oslo og Bergen. *NGU rapport* 95.161, 165 pp.
- Morland, G., Strand, T., Furuhaug, L. og Skarphagen, H. (1996) Måling av radon i råvann ved større grunnvannsverk i Norge. *NGU rapport* 96.080.
- Morland, G., Reimann, C., Strand, T., Skarphagen, H., Banks, D., Bjorvatn, K., Hall, G.E.M. & Siewers, U. (1997) The hydrogeochemistry of Norwegian bedrock groundwater - selected parameters (pH, F<sup>-</sup>, Rn, U,Th, B, Na, Ca) in samples from Vestfold and Hordaland, Norway. *Nor. geol. unders. Bulletin* 432, 103-117.
- Morland, G., Strand, T., Furuhaug, L., Skarphagen, H. & Banks, D. (1998) Radon in Quaternary aquifers related to underlying bedrock geology. *Ground Water* 36/1, 143-146.
- Mose, D.G., Mushrush, G.W. & Chrosniak, C. (1990) Radioactive hazard of potable water in Virginia and Maryland. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 508-513.

- NGU-Lab. (1997) *NGU-SD 3.1:ICP-AES analyse (32 kationer), 2. utg.* In: *NGU-Labs Kvalitetssystem, Gruppe 3: Vannanalyse*. Faggruppe for laboratorier, Norges geologiske undersøkelse.
- Reimann, C. et. al. (1995) Trace element content of 150 hardrock groundwater samples from the surroundings of Bergen and Oslo. Foredrag på The 5<sup>th</sup> seminar on hydrogeology and environmental geochemistry, nov. 1995, NGU.
- Reimann, C., Hall, G.E.M., Siewers, U., Bjorvatn, K., Morland, G., Skarphagen, H. & Strand, T. (1996) Radon, fluoride and 62 elements as determined by ICP-MS in 145 Norwegian hard rock groundwater samples. *Science of the Total Environment* 192, 1-19.
- Salonen, L. (1994) 238U series radionuclides as a source of increased radioactivity in groundwater originating from Finnish bedrock. Proc. IAHS Helsinki Conference «Future Groundwater Resources at Risk», *Int. Assoc. Hydrolog. Sci. Publ.* No. 222, 71-84.
- Sigmond, E.M.O. (1992) *Berggrunnskart, Norge med havområder*. Målestokk 1:3 millioner, Norges geologiske undersøkelse.
- Sosial- og helsedepartementet (1995) Forskrifter om vannforsyning og drikkevann m.m.Nr. 68. I-9/95.
- Souveri, J. (1982) Acid groundwater in the Nordic countries. *Nordic Hydrological Programme, NHP Report No. 3*, 29 pp. The Coordinating Committee for Hydrogeology i Norden / Nordic Association for Hydrology.
- Statens institutt for Folkehelse (1987) Kvalitetsnormer for drikkevann. Veiledningshefte G2.
- Statens strålevern (1995) Anbefalte tiltaksnivåer for radon i bo- og arbeidsmiljø, *Strålevernhefte nr. 5*.
- Statens strålevern (1996) Radon i inne-luft. Helseisiko, målinger og mot-tiltak. *Strålevernhefte nr. 9*.
- Statens strålskyddsinstitut (1996) Radon i vatten. *Swedish Radiation Protection Institute report 96-03*, 12 pp.
- Swedjemark, G.A. (1993) Radon och radium i vatten. Underlag för bestämmelser. *Statens Strålskyddsinstitut report 93-34*, Stockholm, 10 pp.
- Sæther, O.M., Reimann, C., Hilmo, B.O. & Taushani, E. (1995) Chemical composition of hard- and soft-rock groundwaters from central Norway with special consideration of fluoride and Norwegian drinking water limits. *Environmental Geology*, nr. 26, 147-156.
- UNSCEAR (1994) Sources and effects of ionizing radiation. *1994 report to the General Assembly, with scientific annexes. Annex A - epidemiological studies of radiation carcinogenesis*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 11-184.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1997) National Primary Drinking Water Regulations. <http://www.epa.gov/OGWDW/hfacts.html>
- WHO (1996) Indoor air quality: a risk-based approach to health criteria to radon indoors. *World Health Organisation, Regional Office for Europe, Report EUR/ICP/CEH 108(A)*.

Åkerblom, G. & Lindgren, J. (1996) Mapping of ground water radon potential. *Proc. IAEA Tech. Committee Meeting «The advantages and pitfalls of using uranium exploration data and techniques as well as other methods for the preparation of radioelement and radon maps for baseline information in environmental studies and monitoring»*. Vienna, May 1996.

## PRØVETAKINGSPROSEDYRE FOR MÅLING AV RADON I VANN



**NB! TIDEN FRA PRØVETAKING TIL ANALYSE VED STATENS STRÅLEVERN MÅ VÆRE KORTEST MULIG (MAKS. 2-3 DAGER). TA DERFOR PRØVEN SLIK AT DEN KAN FORSENDES MED POST SAMME DAG OG PÅSE AT DET IKKE BLIR UNØDVENDIG FORSINKELSE I FORBINDELSE MED HELG OG HELLIGDAGER.**

1. Skru på springen og la vannet renne i ca. 5 minutter. Dersom det skal måles på andre parametre enn radon, fylles en 500 ml plastflaske helt full med vann, forsegles og merkes godt.
2. Før trakten opp under springen mens vannet renner. Denne vil fylle seg med vann slik at utløpet på springen kommer inn i det vannvolumet som dannes innvendig i trakten (dersom det er problemer med å få trakten til å fylle seg helt, kan en redusere traktens åpning i bunnen ved å dekke denne delvis til med en finger). I denne situasjonen vil det renne vann ut av trakten i bunnen samtidig som vannet renner ut over kanten på toppen av trakten. Springens utløp er hele tiden under vannflaten innvendig i trakten.
3. Klargjør prøveglasset ved å skru korken av dette. Klargjør også pipetten ved å påse at den er innstilt på riktig volum (10 ml) samt at den er påmontert ny ren spiss.
4. Påse at det ikke er luftbobler i vannvolumet i trakten. Ta sprøyten og trykk stampelet inn til «første stoppunkt». Med stampelet i denne posisjonen føres spissen ned i senter av vannvolumet, stampelet slippes sakte ut slik at 10 ml vann suges inn i sprøytespissen.
5. Før sprøytespissen umiddelbart ned i bunnen på prøveglasset (inn under den væsken som er der) og sprøyt ut prøven ved å trykke stampelet forsiktig inn til «første stoppunkt» samtidig som man trekker spissen av pipetten oppover i glasset etterhvert som det fylles. Påse at utløpet av spissen hele tiden er nede i væsken når den tømmes. Trykk så videre stampelet helt inn til «andre stoppunkt» slik at sprøyten tømmes helt før den trekkes ut av glasset.
6. Skru umiddelbart lokket godt på glasset og rist dette i noen sekunder. NB ! Noter tidspunktet (dato og klokkeslett) på vedlagte registreringsskjema.
7. Prøveglasset må kun merkes på korken. Det må ikke benyttes tusj eller klistrelapper på glassets vegger. Prøvene emballeres godt og sendes snarest sammen med registreringsskjema til Statens Strålevern.



**REGISTRERINGSSKJEMA FOR  
MÅLING AV RADON I VANN**


Vennligst skriv med blokkbokstaver.

**Vannforsyning**

- Kommunalt vannverk     Privat vannverk  
 Overflatevann         Privat boret brønn

**Brønneiers**

navn: \_\_\_\_\_

Navn på vannverk : \_\_\_\_\_

Gårdsnr. : \_\_\_\_\_ Bruksnr. : \_\_\_\_\_

Koordinater : \_\_\_\_\_ ØV \_\_\_\_\_

Adresse: \_\_\_\_\_

Postnummer: \_\_\_\_\_ Sted: \_\_\_\_\_

Telefonpriv. \_\_\_\_\_ Arb. \_\_\_\_\_

Kommune: \_\_\_\_\_

**Er brønnen i :**

- Fast fjell                 Løsmasser

Dybde (m) : \_\_\_\_\_

Antall personer i husstanden : \_\_\_\_\_

Derav personer under 18 år : \_\_\_\_\_

Antall husstader som betjenes : \_\_\_\_\_

**Brønnens bruk :**

- Næringsmiddelproduksjon  
 Turistnæring  
 Vannverk  
 Husholdning  
 Gårdsbruk  
 Hytte  
 Annen industri  
 Energi  
 Ikke i bruk

Er det tidligere gjennomført radonmålinger i inneluft eller i vann i Deres bolig?

- Nei  
 Ja, i inneluft

År: \_\_\_\_\_ Måleperiode, \_\_\_\_\_

Resultat: \_\_\_\_\_ Bq/m<sup>3</sup>

- Ja, i vann

År : \_\_\_\_\_ Resultat : \_\_\_\_\_ kBq/m<sup>3</sup>

Befinner brønnen seg i områder med forekomster av granitt?

- Ja         Nei         Vet ikke

Andre opplysninger om geologi :

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

**PRØVEREGISTRERING :**

Dersom det er tatt en ekstra 500 ml vannprøve :

Noter prøvenr. : \_\_\_\_\_

Skyggelagte felt fylles ut av Statens Strålevern

Prøve nr : \_\_\_\_\_

Prøvetakingspunkt: \_\_\_\_\_

Prøve tatt : \_\_\_\_\_ dato \_\_\_\_\_ kl.

Prøve avlest : \_\_\_\_\_ dato \_\_\_\_\_ kl

Radonkonsentrasjon : \_\_\_\_\_ kBq/m<sup>3</sup>

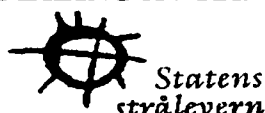
Prøve nr : \_\_\_\_\_

Prøvetakingspunkt: \_\_\_\_\_

Prøve tatt : \_\_\_\_\_ dato \_\_\_\_\_ kl

Prøve avlest : \_\_\_\_\_ dato \_\_\_\_\_ kl

Radonkonsentrasjon : \_\_\_\_\_ kBq/m<sup>3</sup>

**REGISTRERINGSSKJEMA FOR  
MÅLING AV RADON I VANN**

**Vannforsyning**

- Kommunalt vannverk     Privat vannverk  
 Overflatevann         Privat boret brønn

**Brønneiers**

navn: \_\_\_\_\_

Navn på vannverk : \_\_\_\_\_

Gårdsnr. : \_\_\_\_\_ Bruksnr. : \_\_\_\_\_

Koordinater : \_\_\_\_\_ ØV \_\_\_\_\_ NS

Adresse: \_\_\_\_\_

Postnummer: \_\_\_\_\_ Sted: \_\_\_\_\_

Telefonpriv. \_\_\_\_\_ Arb. \_\_\_\_\_

Kommune: \_\_\_\_\_

- Er prøven levert :**     Pga. generelt dårlig vannkvalitet  
                                    Annet

**Er brønnen i :**

- Fast fjell                     Løsmasser

Dybde (m) : \_\_\_\_\_

Antall personer i husstanden : \_\_\_\_\_

Derav personer under 18 år : \_\_\_\_\_

Antall husstander som betjenes : \_\_\_\_\_

**Brønnens bruk :**

- Næringsmiddelproduksjon     Gårdsbruk  
 Hytte                                 Turistnæring  
 Annen industri                     Energi  
 Ikke i bruk                         Husholdning  
    Løsmasser

**Er det installert vannbehandlingsanlegg i forbindelse med brønnen :**  ja     nei

**Passerer vannet et utjevningssjø eller reservoar :**  ja     nei

**Er det tidligere gjennomført radonmålinger i inneluft eller i vann i Deres bolig?**

 Nei

 Ja, i inneluft

År: \_\_\_\_\_ Måleperiode, \_\_\_\_\_

 Resultat: \_\_\_\_\_ Bq/m<sup>3</sup>
 Ja, i vann

 År : \_\_\_\_\_ Resultat : \_\_\_\_\_ kBq/m<sup>3</sup>

**Befinner brønnen seg i områder med forekomster av granitt?**

 Ja     Nei     Vet ikke

**Andre opplysninger om geologi :**

 \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_

**PRØVEREGISTRERING :**

Dersom det er tatt en ekstra 500 ml vannprøve :

Noter prøvenr. : \_\_\_\_\_

Skyggelagte felt fylles ut av Statens Strålevern

Prøve nr :	
Prøve tatt :	_____ dato _____ l.
Prøve avlest :	_____ dato _____ kl
Radonkonsentrasjon :	_____ kBq/m <sup>3</sup>

Prøve nr :	
Prøve tatt :	_____ l.
Prøve avlest :	_____ dato _____ kl
Radonkonsentrasjon :	_____ kBq/m <sup>3</sup>

Datainformasjon som er gitt i dette skjemaet vil bli registrert i en database ved Statens strålevern. Dataene vil bli håndtert konfidensielt i henhold til de konsesjonsbetingelsene som ble gitt av Datatilsynet til Statens strålevern i 1989. Det er kun Strålevernet som har tilgang til databasen og opplysninger om navn og adresse vil ikke bli frigitt.

## KODER FOR BERGARTSGRUPPER

- 54 Dyp- og gangbergarter av permisk alder (Oslofeltet).
- 57 Vulkanske og stedvis sedimentære bergarter av karbon/permisk alder (Oslofeltet).
- 64 Sedimentære bergarter, overveiende sandstein og konglomerat av devonsk alder.
- 67 Sandstein av oversilurisk alder.
- 71 Granitt til tonalitt i den kaledonske fjellkjede.
- 72 Gabbro, dioritt og ultramafiske bergarter i den kaledonske fjellkjede.
- 73 Amfibolitt: seneste proterozikum - silur
- 74 Omdannede sedimentære bergarter av kambro-silurisk alder (Kaledonske fjellkjede og Oslofeltet).
- 75 Kalkstein og marmor av kambro-silurisk alder.
- 76 Grønnstein, grønnskifer, amfibolitt og meta-andesitt av kambro-silurisk alder.
- 77 Metaryolitt, metaryodacitt av kambro-silurisk (delvis senprekambrisk) alder
- 79 Kvarts-sandstein av senprekambrisk alder.
- 80 Sandstein, skifer og konglomerat av senprekambrisk alder.
- 81 Kalkstein og skifer av senprekambrisk alder.
- 82 Omdannet sandstein, hovedsakelig meta-arkose og kvartsskifer av senprekambrisk alder.
- 85 Prekambriske bergarter av forskjellig opprinnelse i de kaledonske dekkene.
- 86 Charnockittiske til anortosittiske bergarter i den kaledonske fjellkjede.
- 87 Granitt til tonalitt av prekambrisk alder.
- 88 Amfibolitt og gneis av prekambrisk alder.
- 90 Omdannede sedimentære og vulkanske bergarter samt gneis av prekambrisk alder.
- 91 Gneis, migmatitt, foliert granitt og amfibolitt av prekambrisk alder (Nordvestre gneisregion).
- 92 Stedegen granitt til tonalitt av prekambrisk alder.
- 93 Stedegen charnockitt til anortositt av prekambrisk alder.
- 94 Stedegen gabbro, amfibolitt og ultramafiske bergarter av prekambrisk alder.
- 95 Metasandstein, glimmerskifer, konglomerat og gneis av prekambrisk alder.
- 96 Metabasalt, meta-andesitt og amfibolitt av prekambrisk alder.
- 97 Metaryolitt og metaryodacitt av prekambrisk alder.
- 98 Gneis, migmatitt, foliert granitt og amfibolitt av prekambrisk alder.

**pH: UTFØRES ETTER NORSK STANDARD -NS 4720**

**ALKALITET: UTFØRES ETTER NGU-SD 3.7B (følger tidligere NS 4754)**

**INSTRUMENT TYPE : Radiometer Titralab 94 / Glasselektrode pHc 2701**

ANALYSE	NEDRE BESTEMMELSESGRENSE	ANALYSEUSIKKERHET		
		Måleområde	Usikkerhet	
pH	-	-	± 0.05 pH units	
Alkalitet	0.04 mmol l <sup>-1</sup>	0.04 - 0.2 mmol l <sup>-1</sup>	<b>p-alkalitet</b> ± 0.02 mmol l <sup>-1</sup>	<b>t-alkalitet</b> ± 0.04 mmol l <sup>-1</sup>
		0.2 - 2.0 mmol l <sup>-1</sup>	± 5.0 % rel.	± 4.0 % rel.
		> 2.0 mmol l <sup>-1</sup>	± 4.3 % rel.	± 1.0 % rel.

**PRESISJON :** Det kjøres rutinemessig kontrollprøver, som føres i kontrolldiagram (X-diagram). Disse kan forevises om ønskelig.

**ANTALL PRØVER:**

**ANMERKNINGER:** p-alkalitet gjelder kun for prøver med pH > 8.3

**Rapporten må ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra NGU-Lab.**

Ferdig analysert	24. november 1997	
	Dato	OPERATØR

7 ANIONER : F<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Br<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

INSTRUMENT TYPE : DIONEX IONEKROMATOGRAF 2120i

**NEDRE BESTEMMELSESGRENSER**

ION	F <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-*</sup>	Br <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
Nedre bestemmelsesgrense - mg/l	0.05	0.1	0.05	0.1	0.05	0.2	0.1

ANALYSEUSIKKERHET : 10 % rel. for alle ionene

PRESISJON : Det kjøres rutinemessig kontrollprøver, som føres i kontrolldiagram (X-diagram). Disse kan forevises om ønskelig.

ANTALL PRØVER:

ANMERKNINGER:

\* NGU-LAB er ikke akkreditert for NO<sub>2</sub><sup>-</sup> \*

Rapporten må ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra NGU-Lab.

Ferdig analysert	24. november 1997	
------------------	-------------------	--

Dato

OPERATØR

**INSTRUMENT TYPE :** Thermo Jarrell Ash ICP 61

**NEDRE BESTEMMELSESGRENSER VANNANALYSER**

(For vannprøver som tynnes, blir deteksjonsgrensene automatisk omregnet).

Si ppb	Al ppb	Fe ppb	Ti ppb	Mg ppb	Ca ppb	Na ppb	K ppb	Mn ppb	P ppb
20.-	20.-	10.-	5.-	50.-	20.-	50.-	500.-	1.-	100.-
Cu ppb	Zn ppb	Pb ppb	Ni ppb	Co ppb	V ppb	Mo ppb	Cd ppb	Cr ppb	Ba ppb
5.-	2.-	50.-	20.-	10.-	5.-	10.-	5.-	10.-	2.-
Sr ppb	Zr ppb	Ag ppb	B ppb	Be ppb	Li ppb	Sc ppb	Ce ppb	La ppb	Y ppb
1.-	5.-	10.-	20.-	1.-	5.0	1.-	50.-	10.-	1.-

**ANALYSEUSIKKERHET:** ± 20 rel. % for K, Pb, Cd, Li, Ce.  
± 10 rel. % for Si, Al, Na, Mo, Cr, Zr, Ag, B og La.  
± 5 rel. % for Fe, Ti, Mg, Ca, Mn, P, Cu, Zn, Ni, Co, V, Ba, Sr, Be, Sc, Y.

**PREISJON :** Det kjøres rutinemessig kontrollprøver, som føres i kontrolldiagram (X-diagram). Disse kan forevises om ønskelig.

**ANTALL PRØVER:** xx

**ANMERKNINGER:**

Rapporten må ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra NGU-Lab.

Ferdig analysert		
	Dato	OPERATØR

## Vedlegg 6

### Koder som ble brukt i datasettet for vannbehandling, utjevningsbasseng og partikler

#### Vannbehandling

Iflg. informasjon fra spørreskjemaet, ble hver prøve tildelt en kode ("VaBe") som beskriver om prøven er blitt utsatt for noen form for behandling:

		Fjell_tot n=1756	Losm_tot n=88
Kode 0	Ingen vannbehandling	1102	41
Kode 1	En eller annen form for vannbehandling	136	16
Kode 3	Gammelt skjema uten spørsmål om vannebehandling	416	25
Kode 4	Spørsmål ikke besvart	97	6
Uten kode		5	0

Under kvalitetssikring av dataene, ble alle prøver med kode 1 forkastet. I tillegg ble noen få prøver uten kode forkastet. Datasettene Fjell\_korr, Losm\_korr, osv. inneholder derfor kun prøver med koder 0, 3 eller 4 for vannbehandling.

#### Utjevningsbasseng

På grunnlag av informasjon på spørreskjemaene, ble hver prøve tildelt en kode ("UtBa"), avhengig av om den hadde blitt tatt etter at vannet hadde passert et utjevningsbasseng.

		Fjell_tot n=1756	Losm_tot n=88
Kode 0	Ikke noe utjevningsbasseng	1140	44
Kode 1	Utjevningsbasseng	110	13
Kode 3	Gammelt skjema uten spørsmål om utjevningsbasseng	414	27
Kode 4	Spørsmål ikke besvart	87	4
Uten kode		5	0

Det kan hende at prøver med kode 1 omfatter også enkelte brønner med kun trykkbeholdere og ikke utjevningsbasseng. Dette skyldes prøvetakernes misforståelse av begrepet "utjevningsbasseng". I utgangspunkt har vi ikke betraktet en slik trykkbeholder som utjevningsbasseng.

Under kvalitetssikring av dataene, har vi ikke forkastet noen prøver pga. tilstedeværelsen av et utjevningsbasseng. Datasettene Fjell\_korr og Losm\_korr (osv.) inneholder derfor prøver med alle koder 0, 1, 3 og 4 for utjevningsbasseng.

### Partikler

Ved ankomst på NGUs laboratorium ble alle prøver visuelt vurdert for partikkelinnhold. Prøvene ble tildelt en ( gjerne noe subjektiv) kode mellom 0 og 5 for synlig partikkelinnhold:

		Fjell_tot n=1756	Losm_tot n=88
Kode 0	Ingen synlig partikler	1692	85
Kode 1		4	0
Kode 2		49	3
Kode 3	<i>Økende partikkelinnhold</i>	4	0
Kode 4		5	0
Kode 5	Høyt partikkelinnhold, isoporbiter mm.	2	0

Under kvalitetssikring av dataene, ble alle prøver med kode 3, 4 eller 5 forkastet. Datasettene Fjell\_korr, Losm\_korr, osv. inneholder derfor kun prøver med koder 0, 1 eller 2 for partikler.