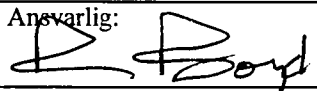


NGU Rapport 97.162

Kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell i
Agderfylkene

Rapport nr.: 97.162		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen	
Tittel: Kjemisk kvalitet av grunnvann i fast fjell i Agderfylkene				
Forfatter: Banks, D. Frengstad, B., Krog, J.R., Midtgård, Aa.K., Strand, T., Lind, B.		Oppdragsgiver: NGU og Statens strålevern i samarbeid med næringsmiddeltilsynene		
Fylke: Aust Agder, Vest Agder		Kommune: Arendal, Tvedestrand, Froland, Lillesand, Åmli, Iveland, Kristiansand, Mandal, Farsund, Vennessla, Marnardal, Lindesnes, Lyngdal, Hægebostad, Kvinesdal.		
Kartblad (M=1:250.000) Mandal, Arendal		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)		
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall: 117	Pris: 135,-	
Feltarbeid utført: 1996-97		Rapportdato: 31.12.97	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 prøvetakingsskjema. Der skjemaet har inneholdt tilstrekkelige opplysninger, er de prøvetatte brønnene stedfestet med koordinater i datasettet og deretter koplet til et digitalt berggrunnskart i målestokk 1:3 millioner.</p> <p>Rapporten gir en innføring i variasjon i konsentrasjon av utvalgte grunnstoff i grunnvann i fjell og hvilken helsemessig betydning stoffene kan ha ved inntak. Resultatene av vannanalysene fra Agderfylkene er presentert grafisk etter inndeling i henholdsvis kommune og bergart, og hovedtrekkene er beskrevet i tekst. I tillegg er det vist kart med geografisk fordeling av analyseresultatene.</p> <p>Kun 7 % av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene har et radoninnhold som overskrider anbefalt tiltaksgrense for radon på 500 Bq/l, mens 32 % har et fluoridinnhold som overskrider drikkevannsgrensen for fluorid på 1,5 mg/l.</p>				
Emneord: Geokjemi		Hydrogeologi		Borebrønn
Berggrunn		Radonmåling		Grunnvann
Grunnvannskvalitet		Helse		Kartlegging

INNHold

1. INNLEDNING	6
1.1 Prosjektgruppen.....	7
2. BAKGRUNN FOR UNDERSØKELSEN	7
2.1 Tidligere undersøkelser fra Agderfylkene.....	8
3. HVORFOR FÅR VI OPPLØSTE STOFFER I GRUNNVANN.....	10
3.1 Nedbør	10
3.2 Prosesser i jordsmonnet.....	10
3.3 Forurensning.....	11
3.4 Marine salter.....	11
3.5 Reaksjoner med mineraler i berggrunnen	12
3.6 Reaksjoner i brønn og ledningsnett.....	14
4. GRUNNVANN OG HELSE.....	14
4.1 Radon (Rn)	14
4.2 Andre radioelementer; uran (U), thorium (Th)	16
4.3 Fluorid (F)	16
4.4 Natrium (Na) og klorid (Cl)	17
4.5 pH.....	17
4.6 Kalsium (Ca), magnesium (Mg), sulfat (SO_4^{2-}) og alkalitet.....	18
4.7 Jern (Fe) og mangan (Mn).....	18
4.8 Aluminium (Al).....	19
4.9 Nitrat (NO_3^-), fosfat (PO_4^{3-}) og kalium (K).....	19
4.10 Andre metaller.....	20
5 METODER.....	22
5.1 Prøvetaking.....	22
5.2 Analyser	23
5.3 Databearbeiding	24
5.4 Feilkilder	25
5.5 Datafremstilling.....	26
6 RESULTATER	28
6.1 Radon	28
6.2 Fluorid	31
6.3 Natrium.....	34
6.4 Klorid	37
6.5 pH	40
6.6 Kalsium	43
6.7 Magnesium.....	46
6.8 Sulfat	49
6.9 Alkalitet.....	52
6.9 Jern	55

6.10 Mangan.....	58
6.11 Aluminium	61
6.12 Nitrat.....	64
6.13 Kalium.....	67
6.14 Barium.....	70
6.15 Beryllium.....	73
6.16 Sink	76
7. KONKLUSJONER	79
8. REFERANSER	82

FIGURER

Figur 1	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 a, b	Presentasjon av resultat for radon i boksplokk og i kart
Figur 5 a, b	Presentasjon av resultat for fluorid i boksplokk og i kart
Figur 6 a, b	Presentasjon av resultat for natrium i boksplokk og i kart
Figur 7 a, b	Presentasjon av resultat for klorid i boksplokk og i kart
Figur 8 a, b	Presentasjon av resultat for pH i boksplokk og i kart
Figur 9 a, b	Presentasjon av resultat for kalsium i boksplokk og i kart
Figur 10 a, b	Presentasjon av resultat for magnesium i boksplokk og i kart
Figur 11 a, b	Presentasjon av resultat for sulfat i boksplokk og i kart
Figur 12 a, b	Presentasjon av resultat for alkalitet i boksplokk og i kart
Figur 13 a, b	Presentasjon av resultat for jern i boksplokk og i kart
Figur 14 a, b	Presentasjon av resultat for mangan i boksplokk og i kart
Figur 15 a, b	Presentasjon av resultat for aluminium i boksplokk og i kart
Figur 16 a, b	Presentasjon av resultat for nitrat i boksplokk og i kart
Figur 17 a, b	Presentasjon av resultat for kalium i boksplokk og i kart
Figur 18 a, b	Presentasjon av resultat for barium i boksplokk og i kart
Figur 19 a, b	Presentasjon av resultat for beryllium i boksplokk og i kart
Figur 20 a, b	Presentasjon av resultat for sink i boksplokk og i kart

TABELLER

- Tabell 1: Effektiv dose fra radon i husholdningsvann
- Tabell 2: Gruppering av godkjente og ikke-godkjente data.
- Tabell 3: Oppsummering av andel fjellborebrønner med drikkevann utenfor 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. Figur 4c-20c. Geokjemiske kart for utvalgte elementer
- Vedlegg 7. Behandlingsmetoder for radon og fluorid

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 anvendte resultatene som representative for andre landsdeler.

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.

Denne rapporten dokumenterer resultatene fra prosjektet for vannprøvene som er sendt inn fra Agderfylkene. Rapporten presenterer kun en statistisk oversikt, 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 strålevern regi.

Et utvalg av prøvene (500) er sendt til den tyske geologiske undersøkelsen (BGR) sitt laboratorium i Hannover for analyse av sporstoffer som vanligvis forekommer i meget små mengder, men som kan ha helsemessige virkninger (f.eks. uran, thallium, beryllium). Resultatene fra disse 500 prøvene gjengis i en egen landsomfattende rapport.

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 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. Denne rapporten forsøker å kartlegge omfanget av dette problemet i Agderfylkene.

Før man leser videre, er det viktig å understreke tre ting:

- (i) *Problemene som diskuteres her, skyldes som regel ikke menneskeskapt forurensning. De skyldes vannets naturlige sammensetning.*
- (ii) *De fleste av disse problemene (bl.a. radon, fluor, uran osv.) forekommer vanligvis ikke i brønner i løsmasser. De forekommer i et mindretall brønner i fast fjell.*
- (iii) *De fleste av disse problemene (og spesielt radon) kan også behandles !*

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), og i tidsskriftet «Science of the Total Environment» (Reimann m.fl. 1996).

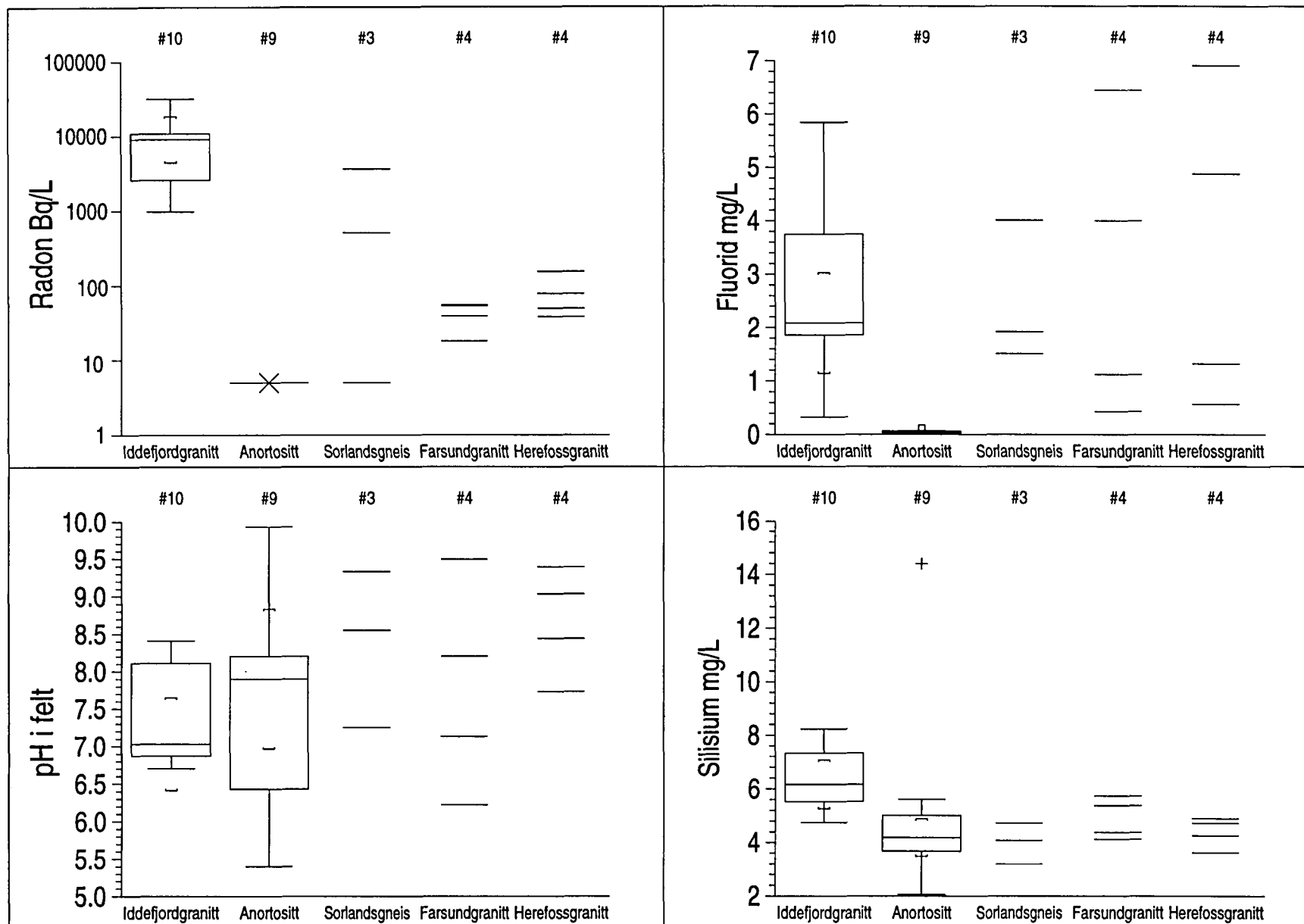
1996 - en prøvetaking av samtlige grunnvannsverk som forsyner mer enn 1000 personer. Disse baseres (med et par unntak) på grunnvann i løsmasser. Ingen av vannprøvene ga en radonkonsentrasjon som oversteg 100 Bq/l (sammenlignet med Statens stråleverns anbefalte tiltaksgrense på 500 Bq/l). Dette bekrefter at problemer med radon og fluor 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. in press).

2.1 Tidligere undersøkelser fra Agderfylkene

NGU har ikke tidligere utført noen omfattende undersøkelser av grunnvannskjemi i fjell i Agderfylkene. NGU har identifisert høye konsentrasjoner av parametre slik som radon, fluor, uran osv. i grunnvann i Iddefjord-granitten i Østfold (Hvaler). Siden lignende granitter av prekambrisk alder (Herefoss-granitt, Grimstad-granitt) også forekommer i Agderfylkene, er det ikke urimelig å vente at slike konsentrasjoner også kan finnes i grunnvann her.

Professor Kjell Bjorvatn fra Universitetet i Bergen (Inst. for Odontologi) har utført noen målinger av fluorid i grunnvann fra fjellbrønner i Agder. Han har funnet overraskende høye konsentrasjoner av fluorid, spesielt i tre områder (Farsund-[eller Lyngdal-] granitten, Herefoss-granitten og gneisbergartene rundt Herefoss-granitten). I Farsund- [Lyngdal] granitten har han målt fluoridkonsentrasjoner i overkant av 10 mg/l. Dessverre er disse bergarter lite representert i nåværende kartlegging.

Parallelt med denne kartleggingen har NGU utført et eget studium av fjellbrønnene i disse gneis/granitt-bergartene for å finne årsakene til de ekstremt høye fluorid-konsentrasjonene. NGU fokuserte i hovedsak på brønnene som Bjorvatn tidligere hadde identifisert som fluoridrike. Resultatene fra undersøkelsen er ikke tatt med i denne kartleggingen, fordi vi ikke ønsket å legge for stor vekt på kjente "problembørner". Med dette forbeholdet, gjengir vi resultatene fra NGUs studium av brønnvannskjemi i "problem-bergartene" i Agder i figur 1.



Figur 1. Boksplot som viser fordelingen av Rn, F, pH og Si i 30 prøver som ble innsamlet av NGU i 1997 i (i) Iddefjordgranitten (Østfold), (ii) anortositten ved Egersund (Rogaland), (iii), gneisbergartene ved Farsund og Birkenes (Agder), (iv) Farsundgranitten [også kjent som Lyngdalgranitten], (v) Herefossgranitten. OBS! Prøvene er ikke nødvendigvis representative - de ble valgt utfra forhåndskjennskap til høye F- eller Rn-innhold (gneis og granitt) eller pH (anortositt).

3. HVORFOR FÅR VI OPPLØSTE STOFFER I GRUNNVANN

Grunnvann er ikke bare vann. Det inneholder små konsentrasjoner oppløste stoffer med ulik 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_2) og forurensning fra industri (sur nedbør). I tillegg kan nedbøren inneholde oppløste stoffer fra vindblåst støv og sjøsalter (natriumklorid - Na^+Cl^-). 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. Sulfatinnholdet i grunnvann i Sør-Norge er ofte litt høyere enn i Nord-Norge, grunnet 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).

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. Saltene 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 CO₂ som løses opp i porevannet og gir en syrlig løsning (kullsyre). Det er CO₂-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. Borebrønnene i fast fjell 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 dekker berggrunnen i kystnære strøk. Avsetninger har blitt hevet opp over nåværende havnivå som følge av landhevningen ved slutten av siste istid.

3.5 Reaksjoner med mineraler i berggrunnen

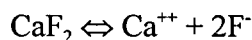
Nydannet grunnvann er surt (inneholder CO₂) og oksiderende (inneholder O₂). De fleste bergartene består av mineraler som er basiske og reduserende. Det er derfor ikke overraskende at nydannet grunnvann reagerer aktivt med berggrunnen og frigjør en del oppløste stoffer.

Løsmasser består av bergartspartikler som allerede er sterkt forvitret. Løsmasseavsetninger består ofte nesten utelukkende av kvarts, som er meget motstandsdyktig mot forvitring. Mineralkorn i løsmasser reagerer derfor mindre 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 bergart er av fem hovedtyper:

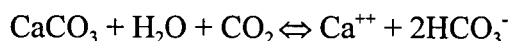
3.5.1 Rene oppløsningsreaksjoner.

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 (CaF₂) i oppløsning og frigjør kalsiumioner og fluoridioner:



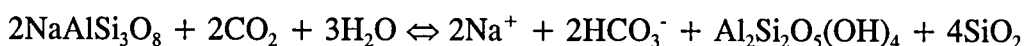
3.5.2 Syre-base reaksjoner

Noen reaksjoner går langt forttere hvis vannet er surt (dvs. inneholder CO₂). For eksempel: kalsitt (kalk CaCO₃) løses opp i surt vann (H₂O + CO₂):



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.

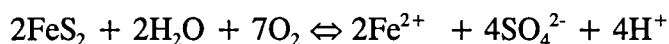
I bergarter som ikke inneholder mye kalk, kan silikatmineraler, slik som feltspat, angripes på lignende måte:



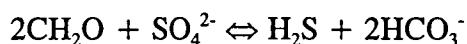
Den reaksjonen frigjør natriumioner, alkalitet og silisium, og produserer kaolinit (leire) som fast forvittringsprodukt. Grunnvann med natriumbikarbonat-preg er typisk i granitt som inneholder mye natriumfeltspat.

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:

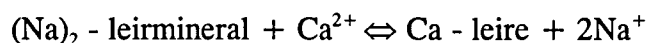


Motsatt reaksjon kan selvfølgelig også forekomme i meget oksygenfattig vann, hvor sulfat blir redusert av organisk stoff (CH_2O) til hydrogensulfid (H_2S). Denne oppløste gassen gir den karakteristiske lukten av «råtne egg» som finnes i enkelte borebrønner:

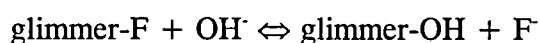


3.5.4 Ionebytte-reaksjoner

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.



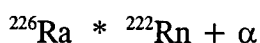
Man finner også mineraler som fungerer som ionebyttere for negativt-ladete ioner (anioner), slik som fluorid. Glimmer, apatitt og amfiboler opptrer trolig på den måten:



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 stabil 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

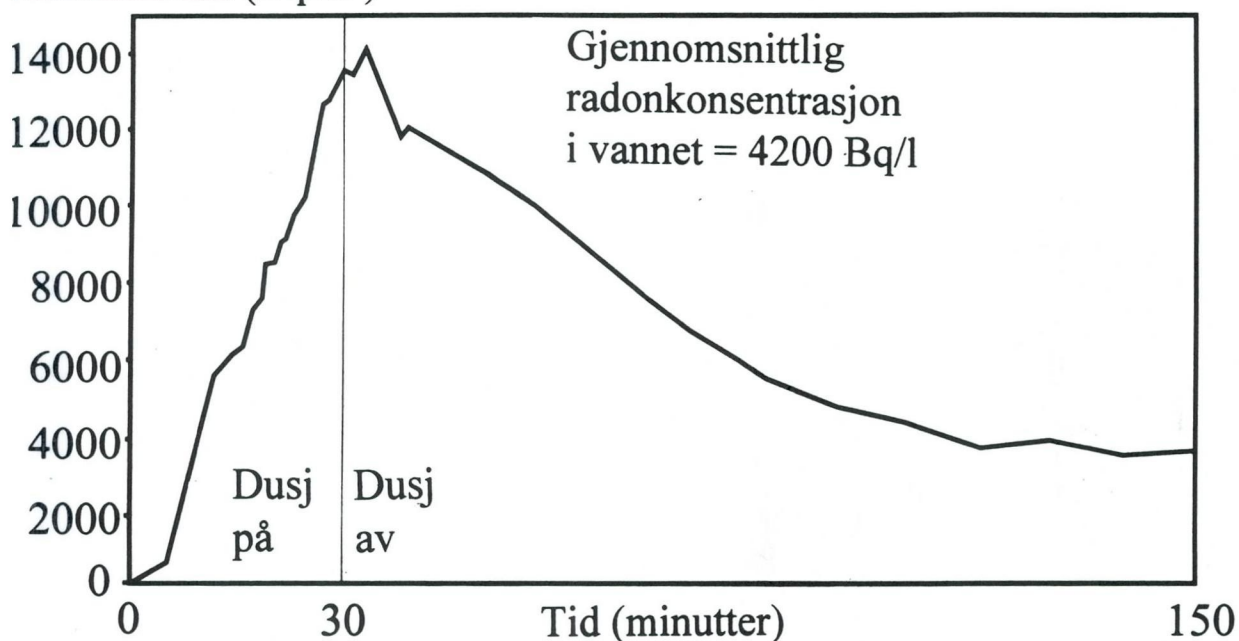
I dette kapittelet gis en kort oppsummering av beviste og antatte sammenhenger mellom helse og drikkevannets kjemiske innhold, basert på ulike veiledningshefter og uttalelser fra fagpersoner (SIF 1987, Statens strålevern 1995, 1996, USEPA 1997, Bjorvatn, Univ. I Bergen). For ytterligere spørsmål av helsemessig 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).

Radonkonsentrasjon i baderomsluft (Bq/m³)



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 strålskyddsinstytut (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 beskjeden 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.

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 dannelse. 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 (SIF 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 i grunnvann sammenliknet med klorid.

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 (SIF, 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.

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 ledningsnett.

4.6 Kalsium (Ca), magnesium (Mg), sulfat (SO₄²⁻) 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 (HCO₃⁻). 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 (MgSO₄), tilsvarende ca. 50 mg/l magnesium (Mg²⁺) eller 250 mg/l sulfat (SO₄²⁻). 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 (NO_3^-), fosfat (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 naturgjødsel såvel som fra kunstgjødsel.

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 NO_3^- . Den norske grenseverdien er satt betydelig lavere (44 mg/l 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 nitratholdig 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.

4.10.1 Barium (Ba)

Barium kan ha negative helseeffekter på hjerte, blodkar og nerver (SIF 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 $\mu\text{g/l}$ 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 maksimumskonsentrasjon 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. Dette ble registrert og håndtert under databearbeiding.

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 (Cl^- , Br^- , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , F^- og 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-SD 3.1, 1997).

Metodene og kvalitetssikringsrutiner er gjengitt i laboratoriets kvalitetshåndbok (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_2 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, brønnedyp, 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 tilsvarer 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 brønnedyp større enn 20 m er antatt å være i fjell

Kode 4: oppgitt løsmasse, men brønnedyp 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 fra løsmassebrønner og 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 i datasettet. Videre ble prøver fra borebrønner med vannbehandling eller utjevningssasseng og prøver med partikkelinnhold merket og forkastet fra datasettet. Dette dreide seg om 152 prøver. 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 1338 hadde UTM koordinat og 1335 kunne gis en bergartskode.

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

Kriterium	Landsomfattende datasett	Datasett for Agderfylkene
Total datasett	1924	56
Løsmassebrønner (kode 0)	-88	-6
Overflatevann (kode 2)	-7	-3
Uten opplysninger (kode 5,-9999)	-73	-3
Fjellborehull (kode 1, 3 og 4)	1756	44
Prøver av behandlet vann	-141	-0
Prøver med høyt partikkellinnhold	-11	-0
Fjellborehull, korrigert datasett	1604	44
hvorav brønner med UTM koordinat	1338	39
hvorav brønner med bergartskode	1335	39
Løsmassebrønner, korrigert datasett	72	6

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.

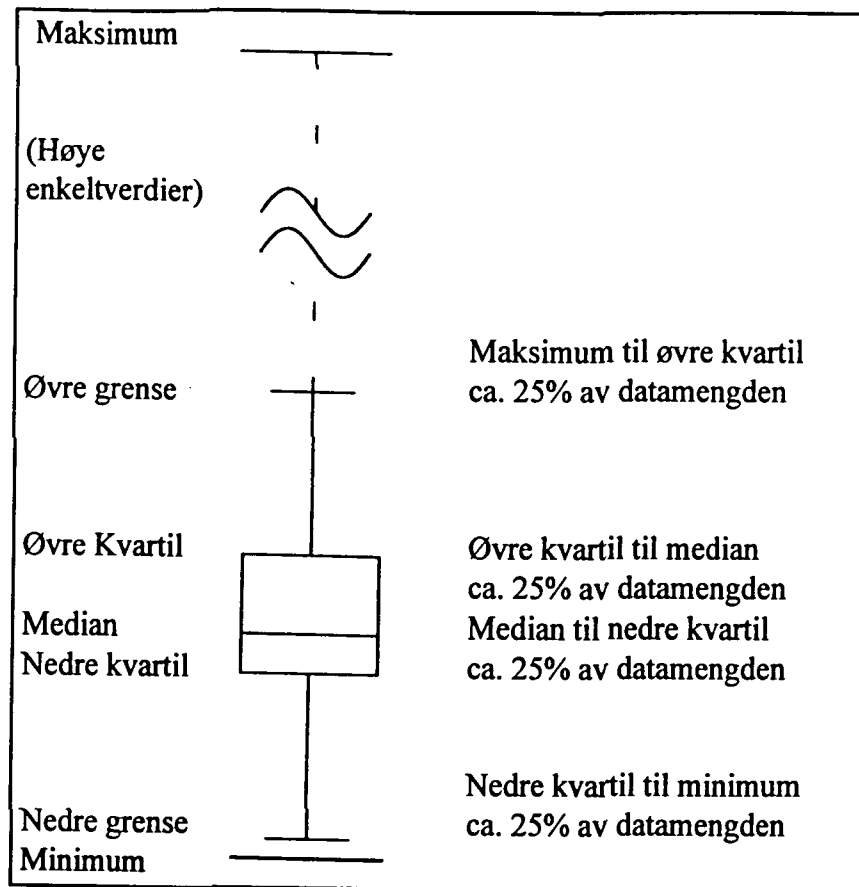
5.5 Datafremstilling

Resultatene er fremstilt på 3 ulike måter for å få frem ulike aspekter ved dataene. I figur 4a til 20a er boksploTT benyttet for å vise statistisk fordeling etter kommune og bergart. I figur 4b til 20b er dataene presentert i kart der symbolene er relatert til Forskrift for vannforsyning og drikkevann m.m. (Sosial- og helsedepartementet, 1995) som gjelder for vann til drikkevann- og næringsmiddelformål. De samme resultatene er presentert i vedlegg 6 (figur 4c til 20c) med en geokjemisk statistisk vinkling. Resultatene er i hovedsak basert på det korrigerte datasettet for fjellbrønner (Fjell_korr, n = 44). Datasettene for kommunene og bergartsgruppene er undersøkt av Fjell_korr. Det totale datasettet for fjellbrønner (Fjell_tot, n = 44: i Agderfylkene er dette identisk med Fjell_korr) og det korrigerte datasettet for løsmassebrønner (Losm_korr, n = 6) er tatt med på boksploTTene for sammenlikning. 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).

Leseren bør bruke disse resultatene forsiktig. Resultatene for mange kommuner/bergarter bygger på et noe spinkelt statistisk grunnlag, og bør derfor ikke brukes til å trekke generelle konklusjoner. Konsentrasjoner har ofte stor spredning: i de fleste bergarter vil det være mulig å bore både brønner som overskrider drikkevannsgrensene og brønner som tilfredsstiller dem.

5.5.1 BoksploTT

BoksploTT er en fremstillingsmåte som gir en rask oversikt over dataenes fordeling og sentrale statistiske parametre. Den egner seg derfor meget godt der en ønsker å sammenligne to eller flere datasett. For at et boksploTT skal kunne lages og for at betydningsfulle medianverdier kan sammenlignes, kreves det minst 5 verdier i datasettet. For enkelte kommuner og bergarter er ikke dette kravet oppfylt, og dataene er da presentert som enkeltpunkter. I figur 3 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 kommuner, er medianen et bedre sammenlikningsgrunnlag enn f.eks høyeste enkeltmåling eller et gjennomsnitt av datasettet.

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. værhår) 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 Radon

Utfra de innsamlede vannprøvene i Agderfylkene har brønner i bergartsgruppe 92 (prekambrisk granitt) de generelt høyeste konsentrasjoner. Figur 1 indikerer imidlertid at radon-konsentrasjonene i Agder-granittene er atskillig lavere enn radonkonsentrasjonene i Iddefjordgranitten i Østfold (som er av lignende alder og type). Den ene prøven fra bergartsgruppe 93 (charnockitt-anortositt) har ikke noe påviselig radoninnhold. Dette er i samsvar med resultatene fra kartlegging av samme bergartsgruppe i Rogaland fylke.

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 74 Bq/l. Høyeste registrerte radoninnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Lillesand kommune (1500 Bq/l). Det er ingen signifikant forskjell mellom medianverdiene for radonkonsentrasjoner i Aust Agder, sammenlignet med Vest Agder.

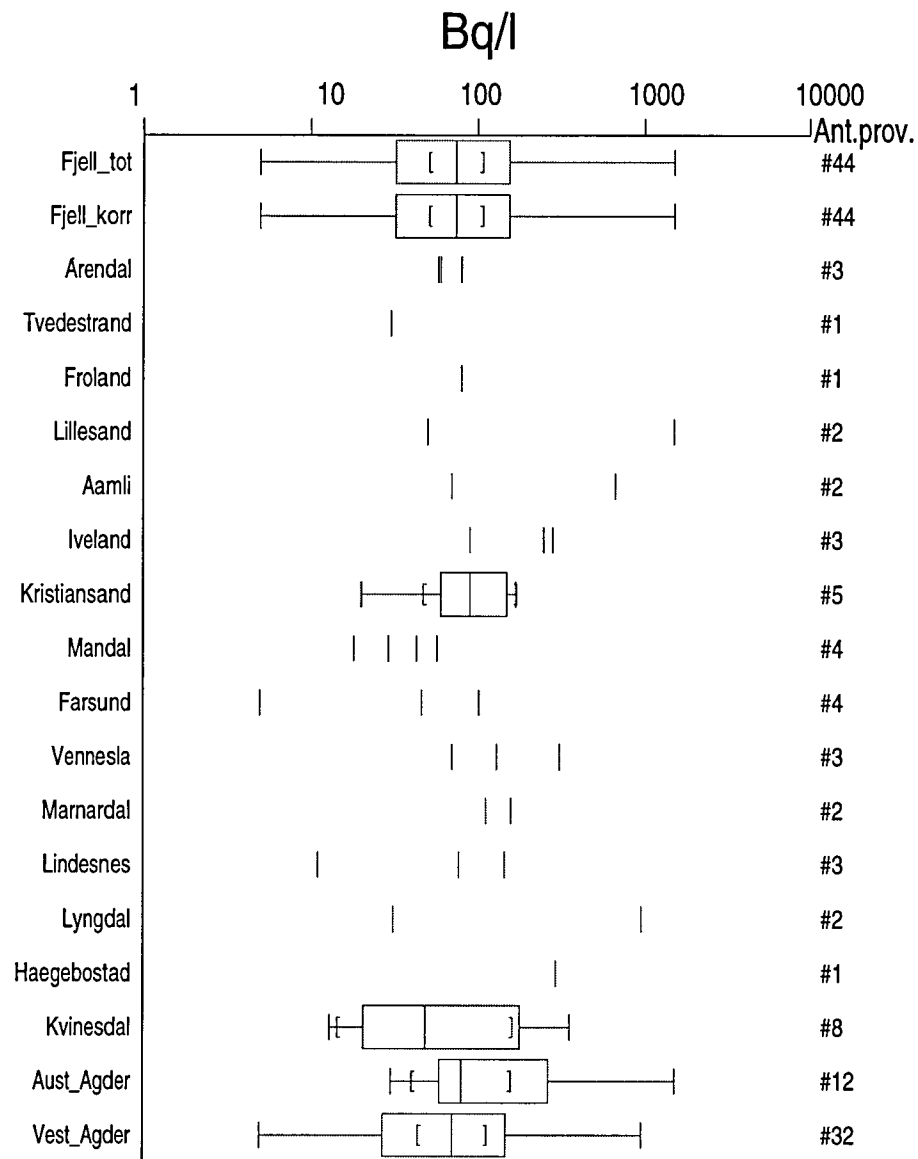
Kun 7 % (3 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider anbefalt tiltaksgrense på 500 Bq/l for radon.

I de seks undersøkte løsmassebrønnene er radoninnholdet generelt lavere enn i fjellbrønnene, selv om to av brønnene gir vann med en radonkonsentrasjoner høyere enn 100 Bq/l. Ingen av løsmassebrønnene gir vann som overskrider den anbefalte tiltaksgrensen på 500 Bq/l.

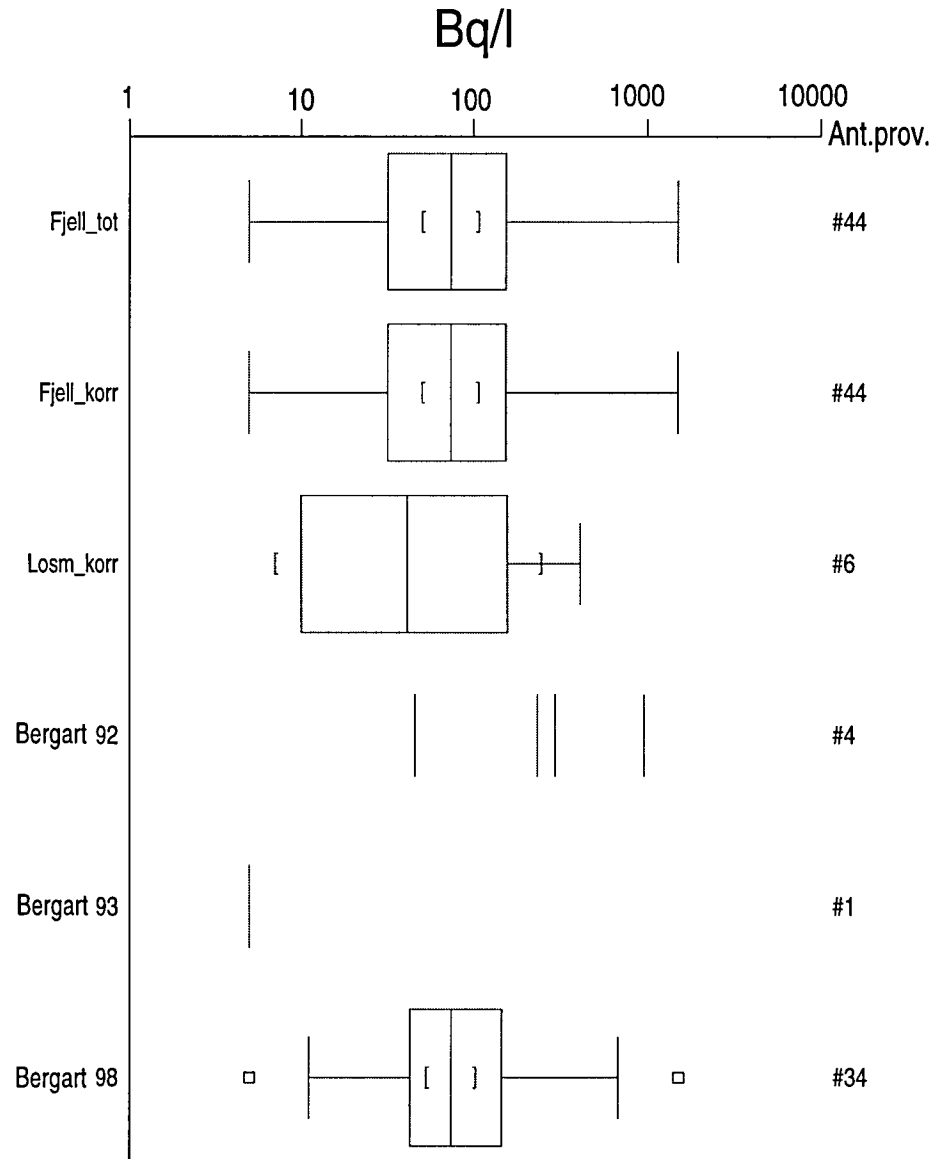
Figur 4a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploTT-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 4b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes anbefalte tiltaksgrense for radon på 500 Bq/l (Statens strålevern, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



Fordeling i bergart og bronntype



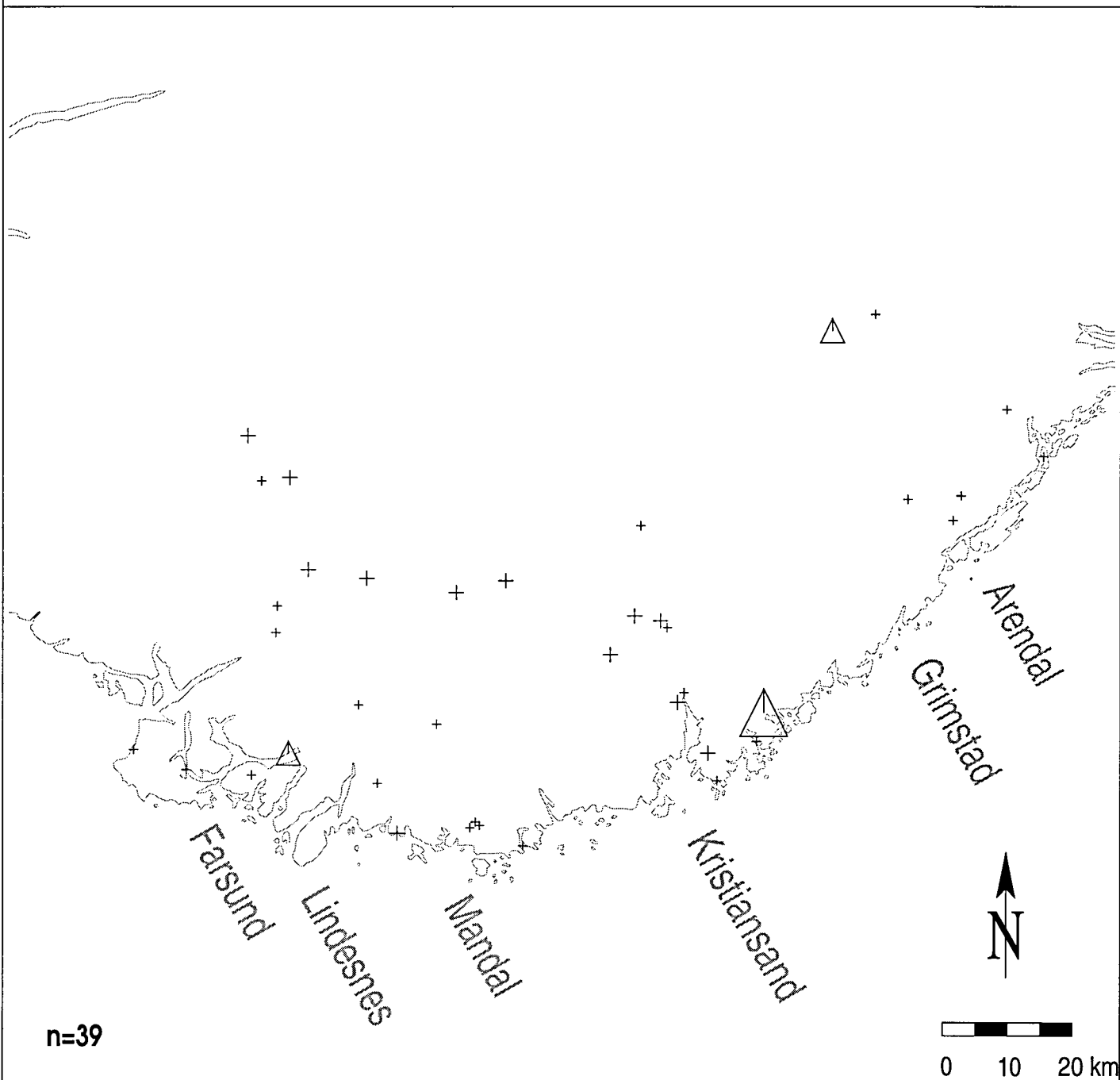
AGDER
 Grunnvannskjemi i fjellbrønner

RADON

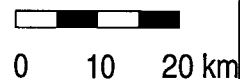
AGDERFYLKENE

Grunnvannskjemi i fjellbronner

RADON

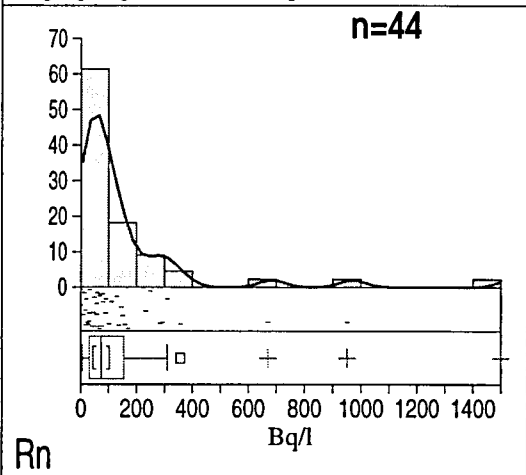






n=39






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

11/1997



-  1500 - 20000
-  500 - 1500
-  100 - 500
-  5 - 100

Kartsymbolene er relatert til Statens straleverns anbefalte tiltaksgrense

-  over 3 ganger tiltaksgrensen
-  overskrider tiltaksgrensen
-  under tiltaksgrensen

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

Rn

Rn

Bq/l

6.2 Fluorid

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 0,79 mg/l. Høyeste registrerte fluoridinnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Lindesnes kommune (8,11 mg/l). Det er en signifikant forskjell mellom medianverdiene for fluoridkonsentrasjoner i Aust Agder, sammenlignet med Vest Agder, hvor Vest Agder har en betydelig høyere medianverdi.

Det bemerkes også at Kvinesdal kommune synes å ha gjennomgående høye konsentrasjoner fluorid i grunnvann (6 av 8 prøver overskrider drikkevannsgrensen på 1,5 mg/l). Bergartsgruppe 92 (prekambrisk granitt) har også gjennomgående høye konsentrasjoner. Selv om gneisen (bergartsgruppe 98) har de aller høyeste konsentrasjonene, ligger alle fire målinger fra bergartsgruppe 92 høyere enn mediankonsentrasjonen for bergartsgruppe 98.

Bergartsgruppe 92 (prekambrisk granitt) er forholdsvis dårlig representert i datasettet, men supplerende undersøkelser (Figur 1) viser at meget høye fluorkonsentrasjoner også kan forekomme i Herefoss- og Farsund- (Lyngdal-)granittene.

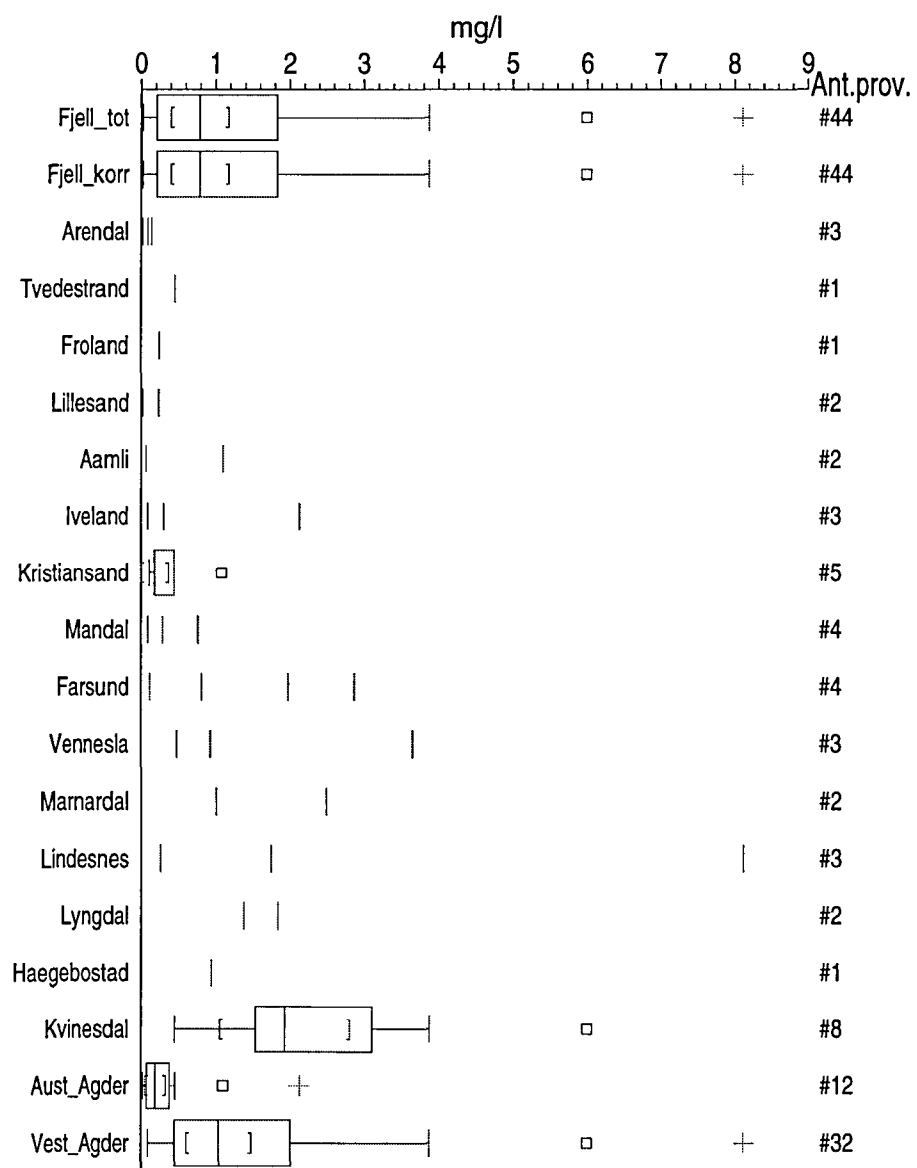
32 % (14 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider den største tillatte konsentrasjonen på 1,5 mg/l for fluorid i drikkevann.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger fluorkonsentrasjonen i grunnvann (med ett unntak) på et lavt nivå. Ingen av løsmassebrønnene gir vann som overskrider drikkevannsgrensen på 1,5 mg/l.

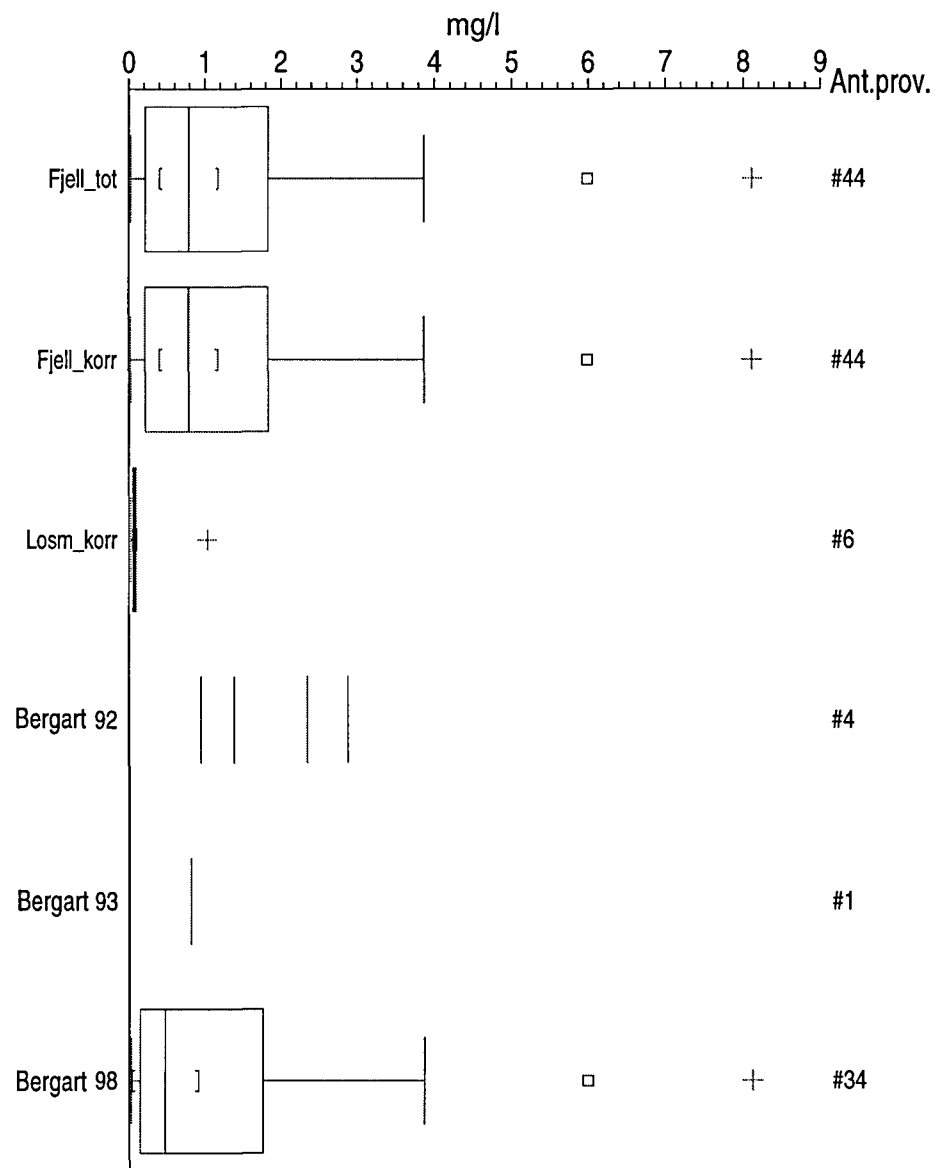
Figur 5a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 5b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



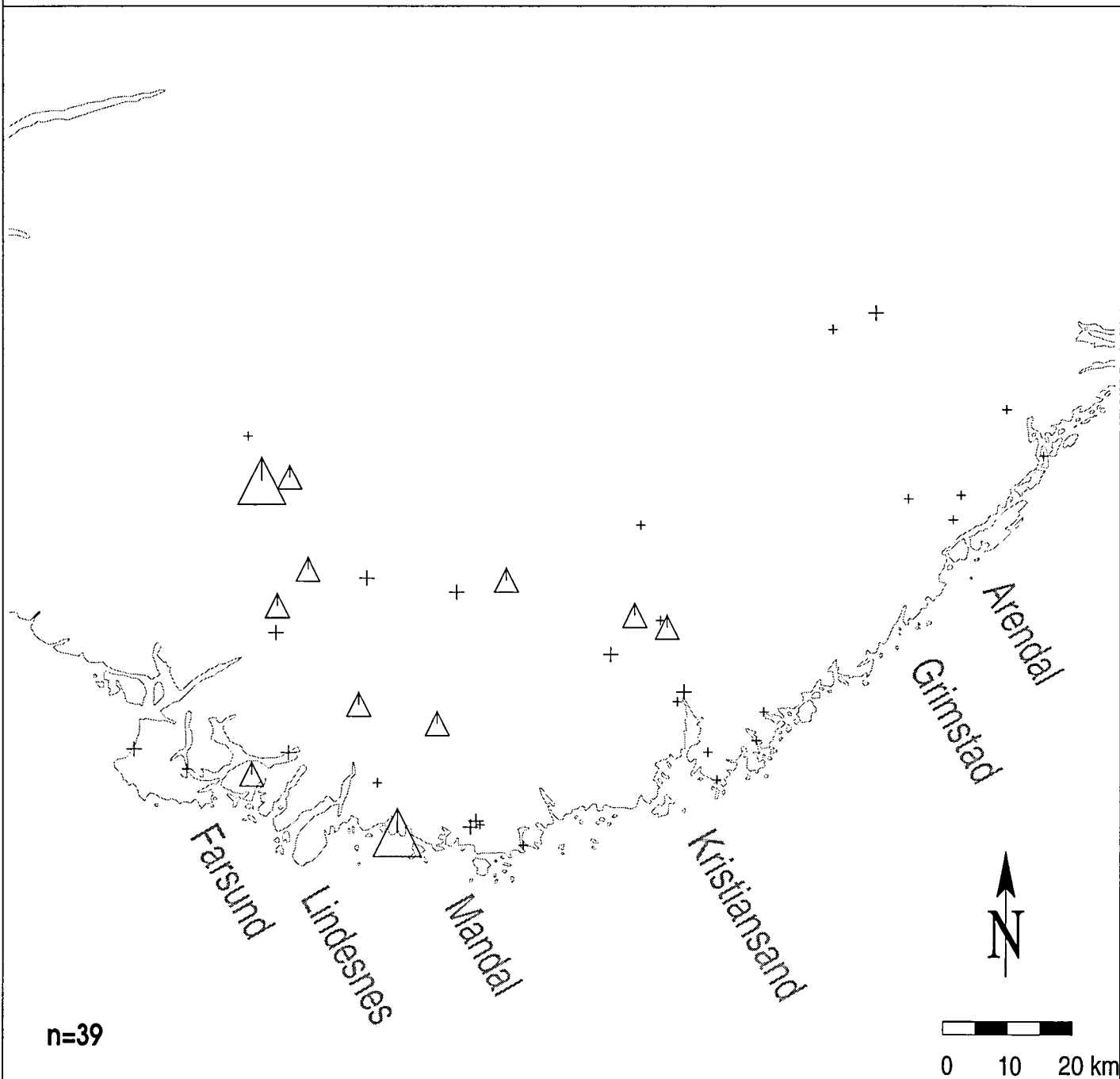
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

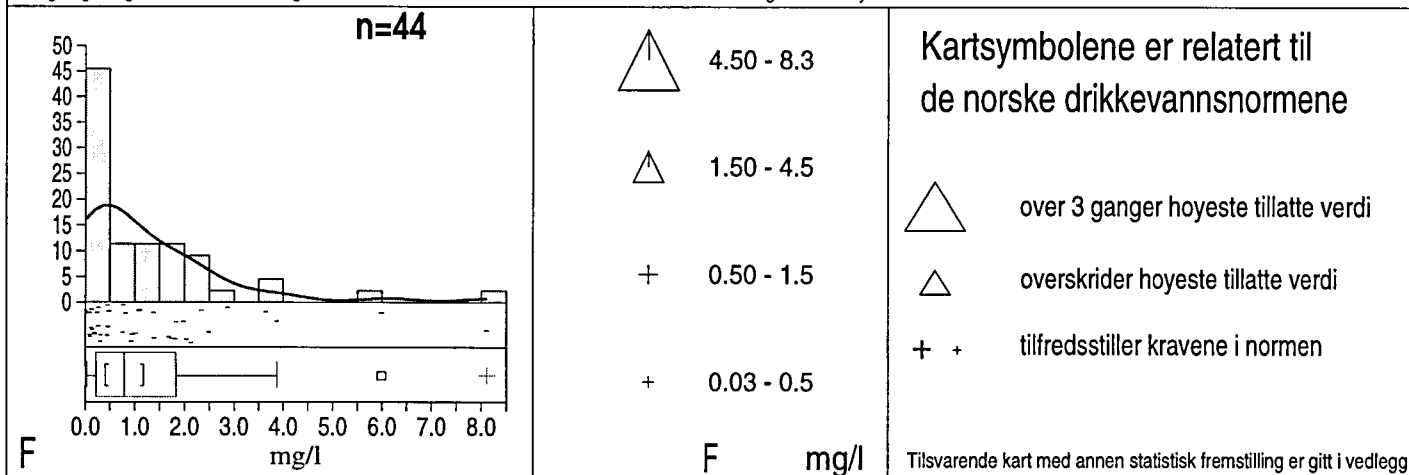
FLUORID

Grunnvannskjemi i fjellbronner



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

11/1997



6.3 Natrium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 15,8 mg/l. Høyeste registrerte natriuminnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Lillesand kommune (163 mg/l). Laveste verdi er 3,58 mg/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

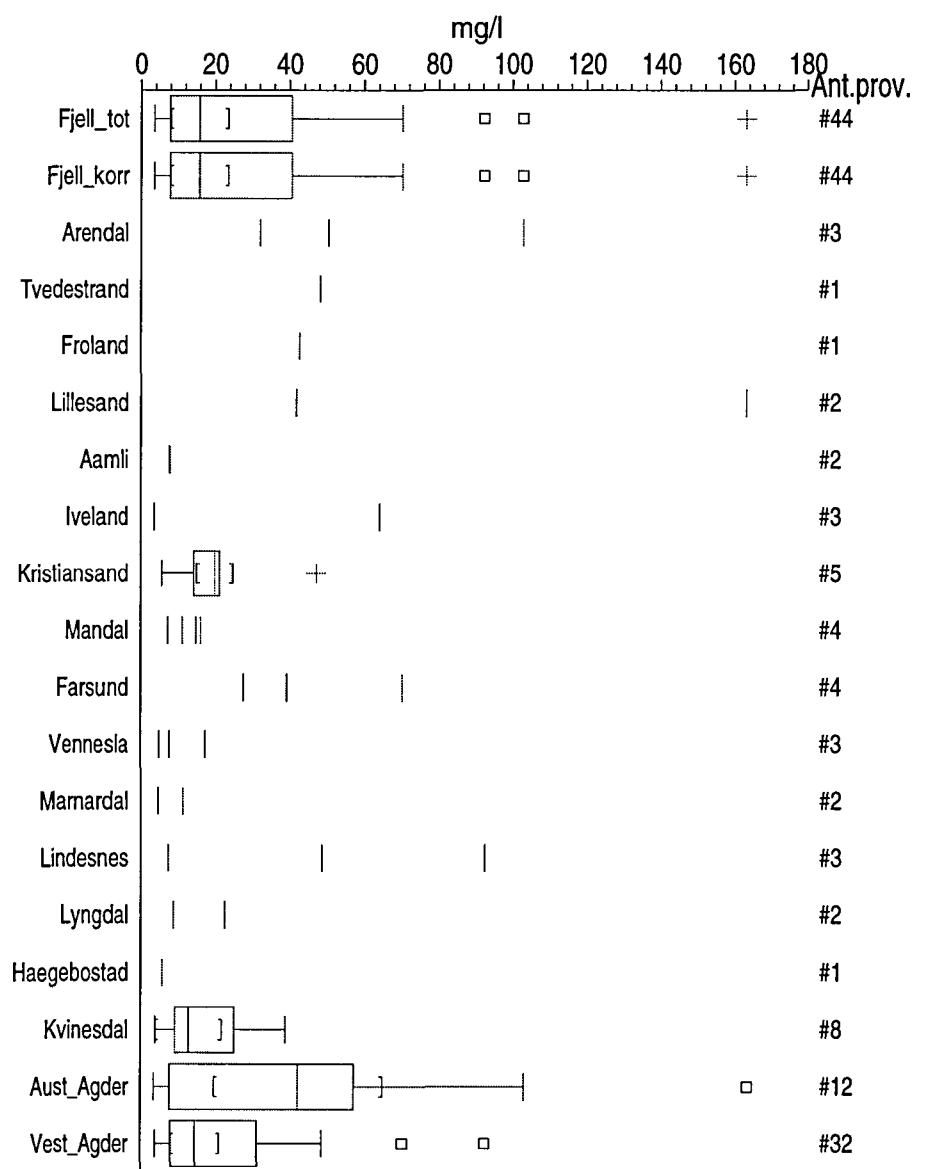
43 % (19 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider veiledende verdi på 20 mg/l for natrium i drikkevann. Kun en brønn overskrider den største tillatte konsentrasjonen på 150 mg/l.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger natriumkonsentrasjonen i grunnvann på et lavt nivå (alle < 20 mg/l). Den store forskjellen mellom grunnvann i løsmasse og grunnvann i fjell antyder at natriuminholdet i sistnevnte kommer i hovedsak fra forvitring av mineraler (feltspatforvitring eller ionebytting) heller enn fra sjøsalter i nedbør eller inntrenging av sjøvann. Fig. 6c antyder imidlertid at de aller høyeste natrium-konsentrasjonene ligger langs kysten, slik at de høyeste natriumkonsentrasjonene i noen brønner kan komme fra inntrenging av sjøvann.

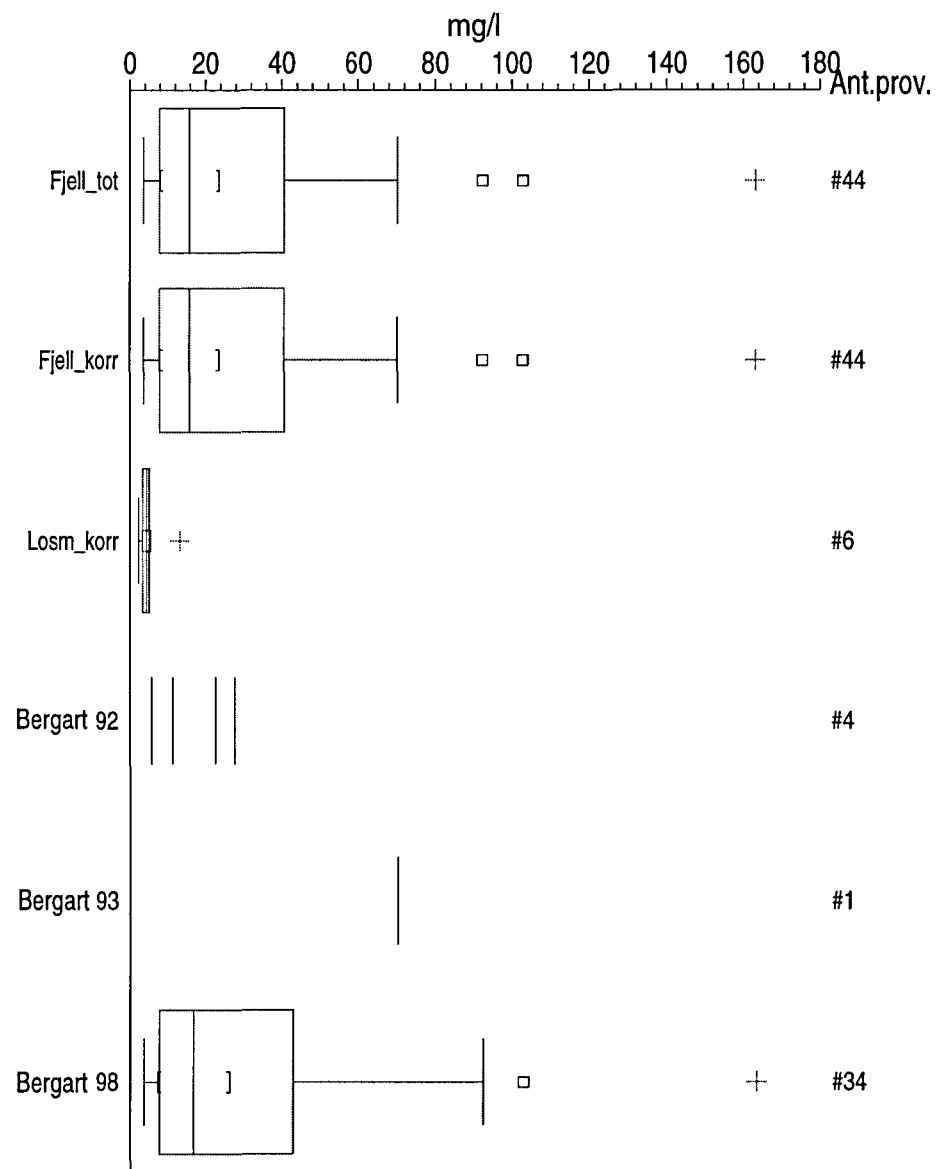
Figur 6a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploTT-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 6b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



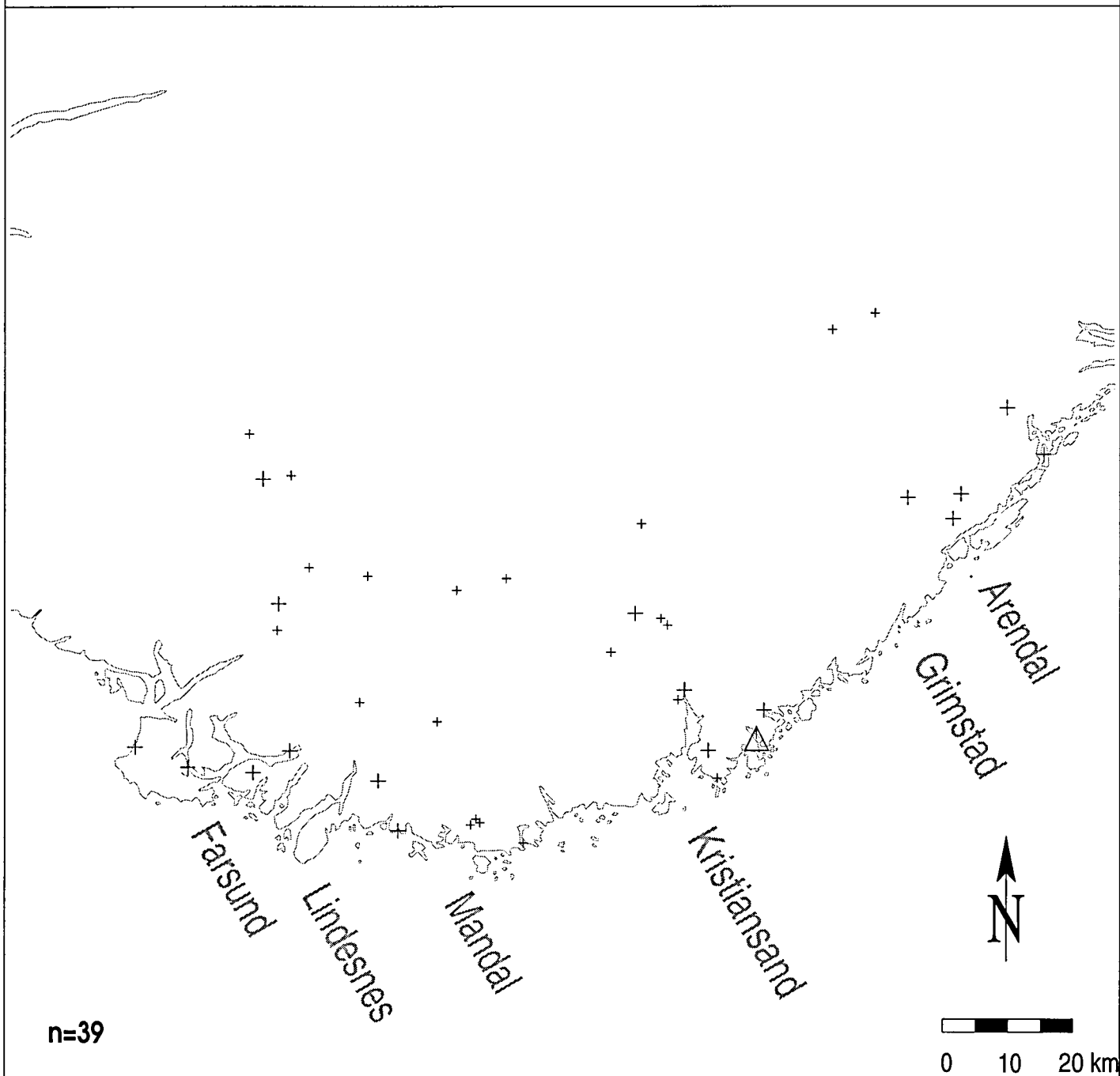
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

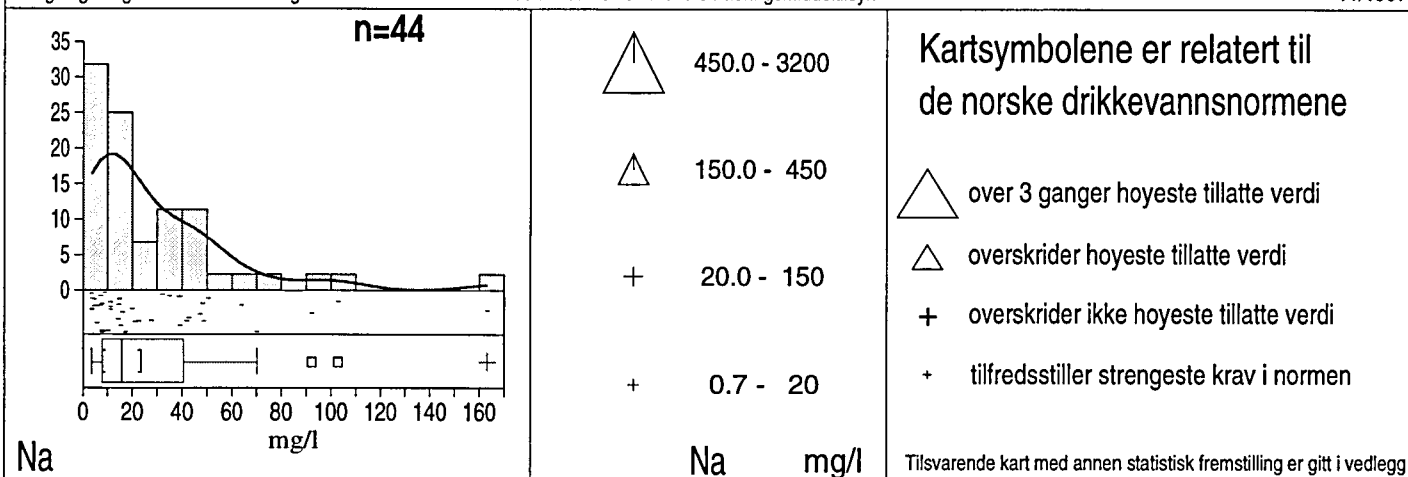
Grunnvannskjemi i fjellbronner

NATRIUM



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

11/1997



6.4 Klorid

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 11,6 mg/l. Høyeste registrerte kloridinnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Iveland kommune (244 mg/l). Laveste verdi er 3,21 mg/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

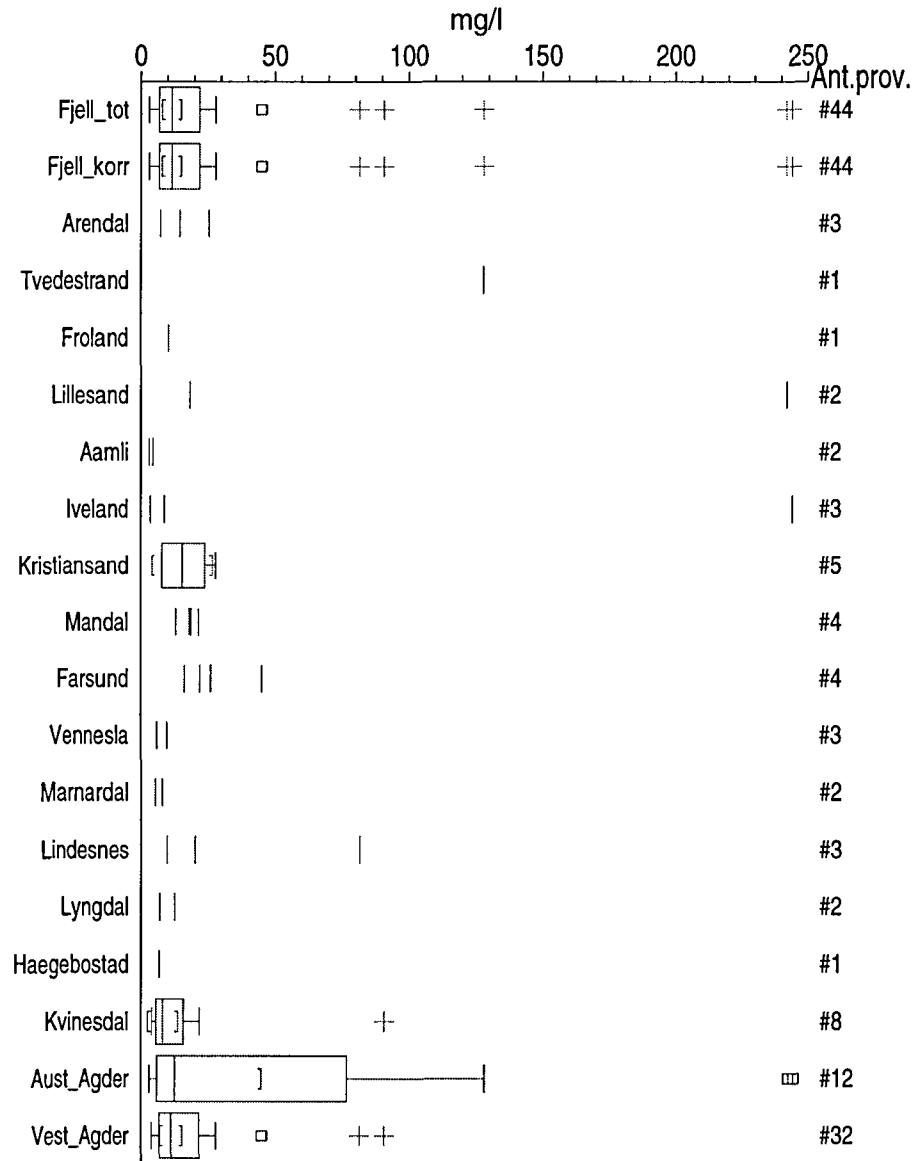
20 % (9 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider veiledende verdi på 25 mg/l for klorid i drikkevann. Det er ikke fastsatt noen største tillatte konsentrasjon, men drikkevannsnormen antyder at konsentrasjoner > 200 mg/l kan være uheldige (Sosial- og helsedepartementet, 1995).

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger kloridkonsentrasjonene (alle prøver < 25 mg/l) kun litt lavere enn i fjellbrønnene. I motsetning til natrium (se avsnitt 6.3) antyder dette at hovedkilden til klorid i grunnvann er enten sjøsalter i nedbør, inntrenging av sjøvann, blanding med fossilt sjøvann eller utvasking av sjøsalter fra marine løsmasser. Fig. 7c indikerer at de fleste forhøyede kloridkonsentrasjoner finnes i kystnære strøk, mens lavere konsentrasjoner finnes i større avstand fra kysten.

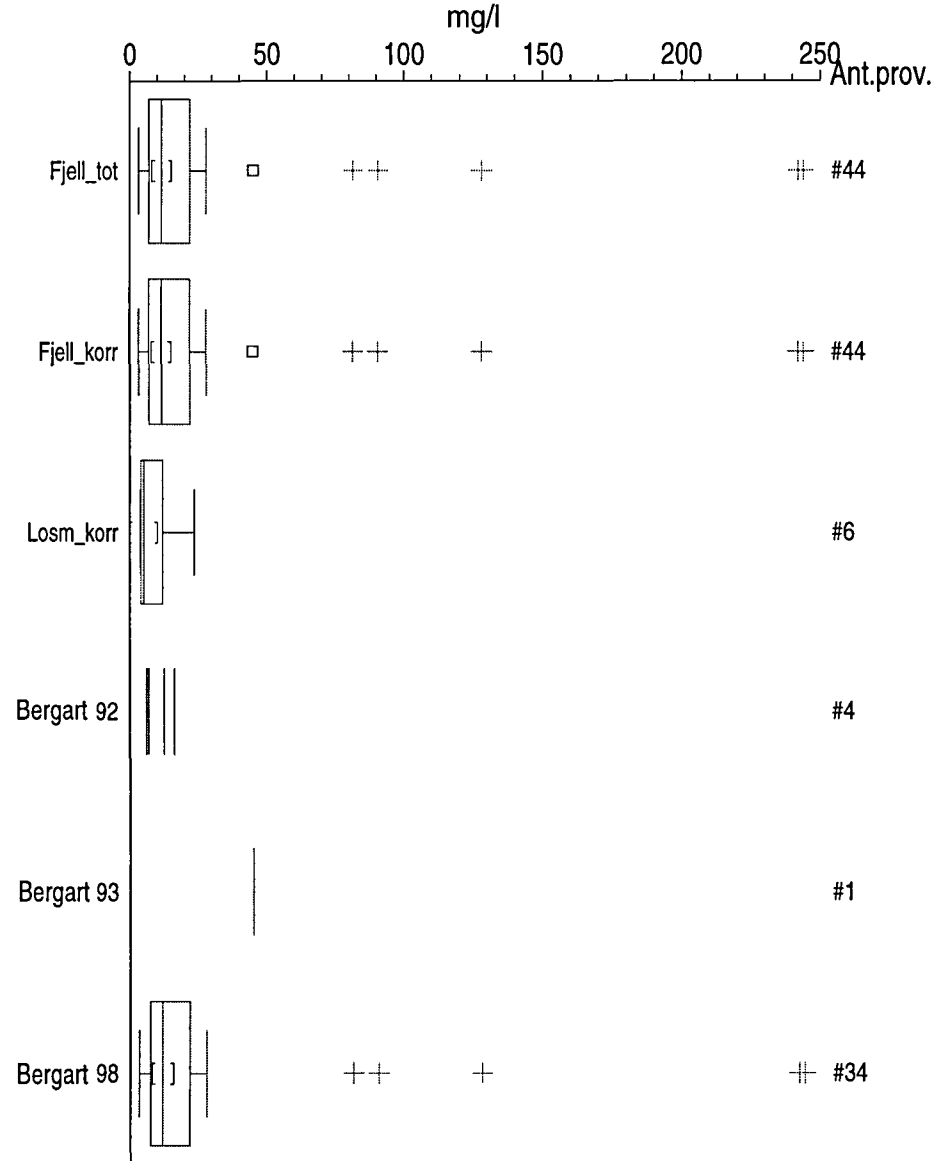
Figur 7a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 7b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



Fordeling i bergart og bronntype



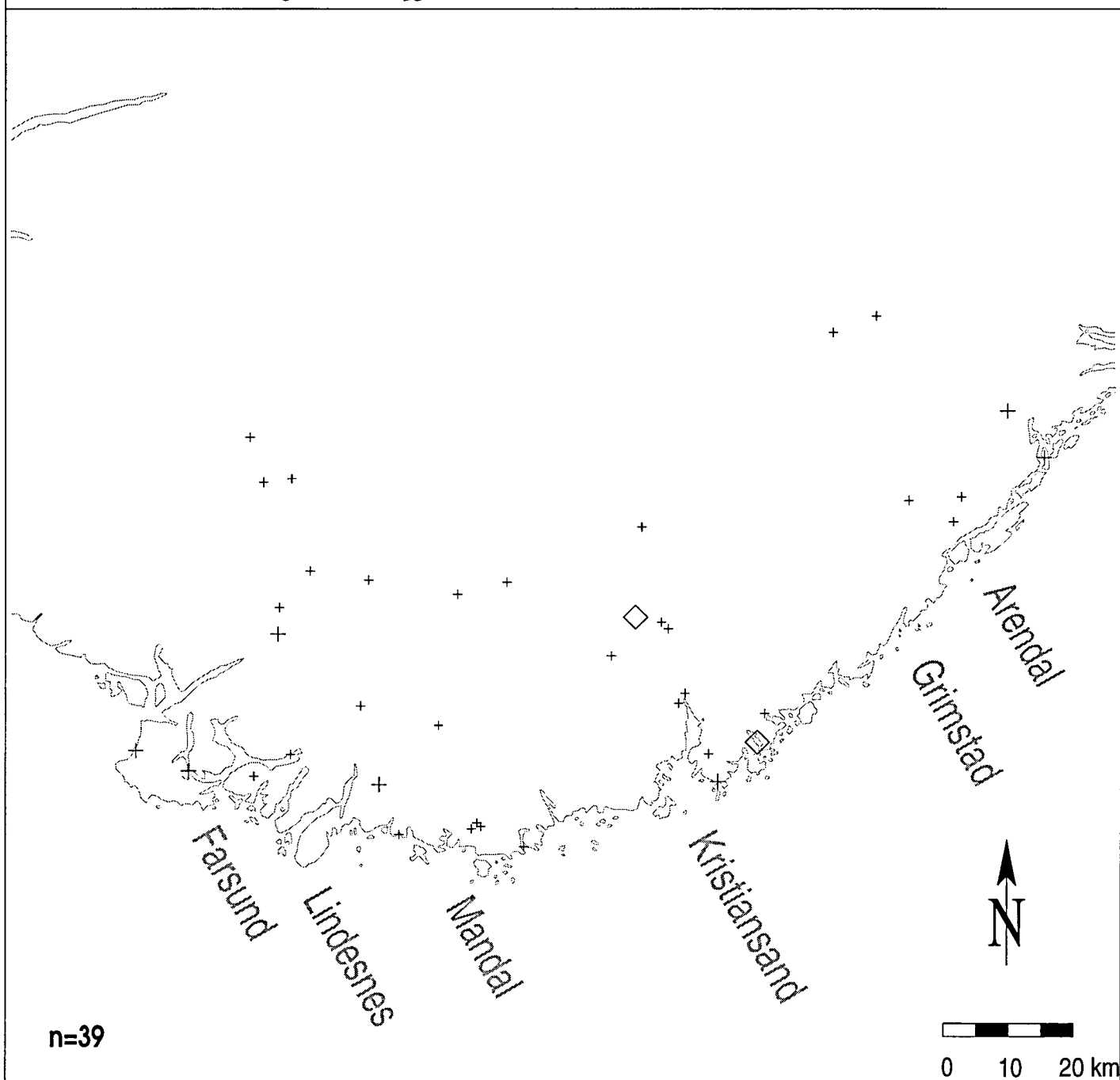
AGDER
 Grunnvannskjemi i fjellbrønner

KLORID

AGDERFYLKENE

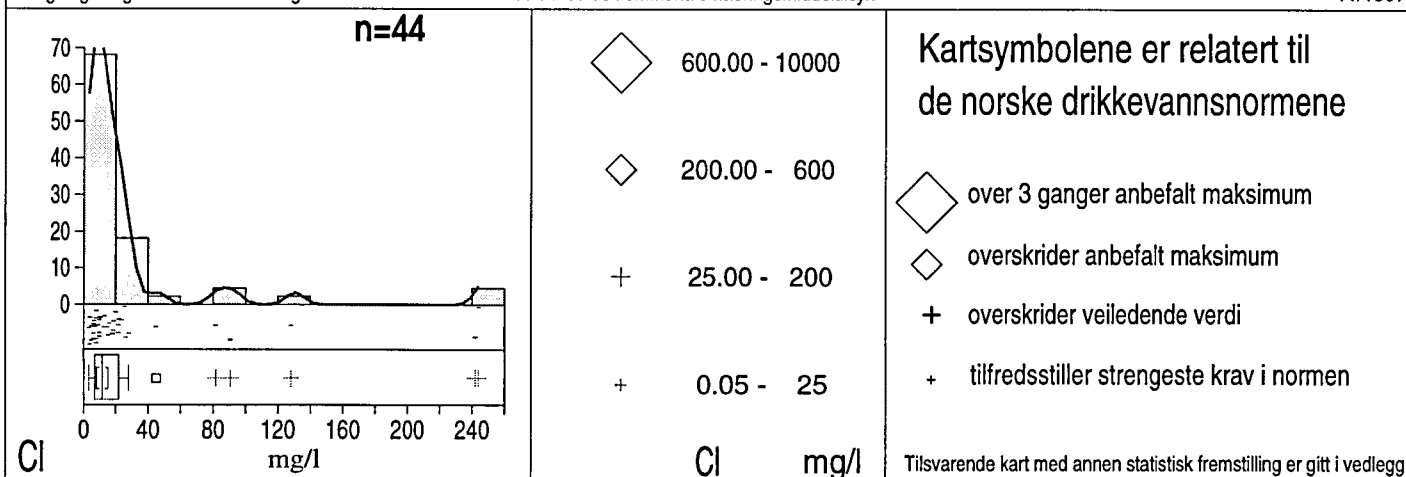
Grunnvannskjemi i fjellbronner

KLORID



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

11/1997



6.5 pH

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 8,13. Høyeste registrerte pH i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Arendal kommune (pH = 8,94). Laveste verdi er også i gneis (bergartsgruppe 98), men fra Lindesnes kommune (pH = 6,71). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

Fig. 8c antyder at de høyeste pH-verdiene finnes i kystnære strøk. Forfatterne har hittil ingen særlig god forklaring på dette fenomenet. En mulig forklaring kan være at kystområdene har flatere topografi enn områder lengre inn i landet. Dette kan medføre lavere gradienter, mindre grunnvannsstrømning, lengere oppholdstid og mer modent grunnvann med høyere pH. En annen forklaring kan være at kystområdene har nylig blitt hevet over havnivå etter den siste istiden, slik at de i mindre grad har blitt eksponert for forvitring og fjerning av basiske mineraler.

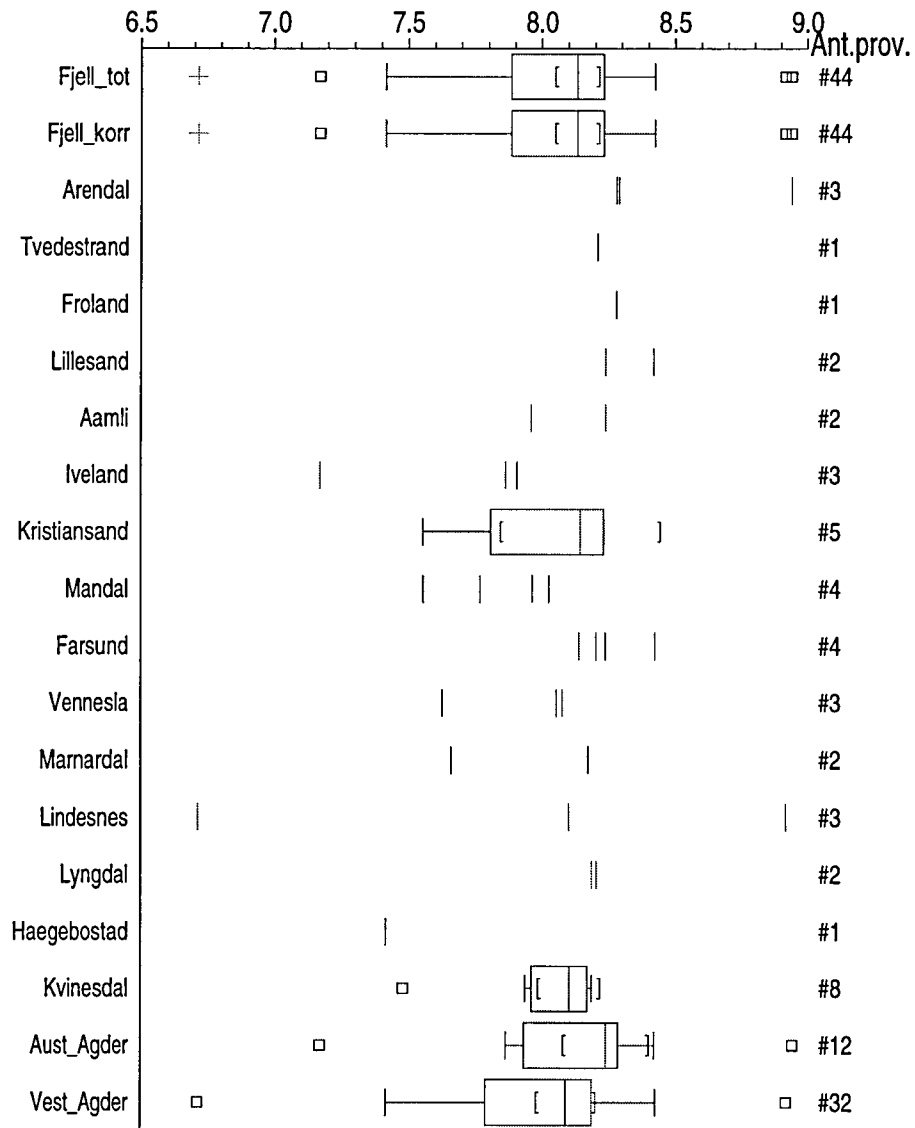
5 % (2 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider største tillatte pH på 8,5 for drikkevann. Ingen prøver fra fjellbrønner har pH mindre enn laveste tillatte pH på 6,5.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger median pH-verdi i grunnvann betydelig lavere enn i fjellbrønnene. Man bør ikke umiddelbart anta at dette skyldes «sur nedbør» eller lignende. Grunnvann i løsmasser er vanligvis mer gruntliggende, mindre modent og har kortere oppholdstid enn grunnvann i fjell. pH-forskjellen kan altså være naturlig.

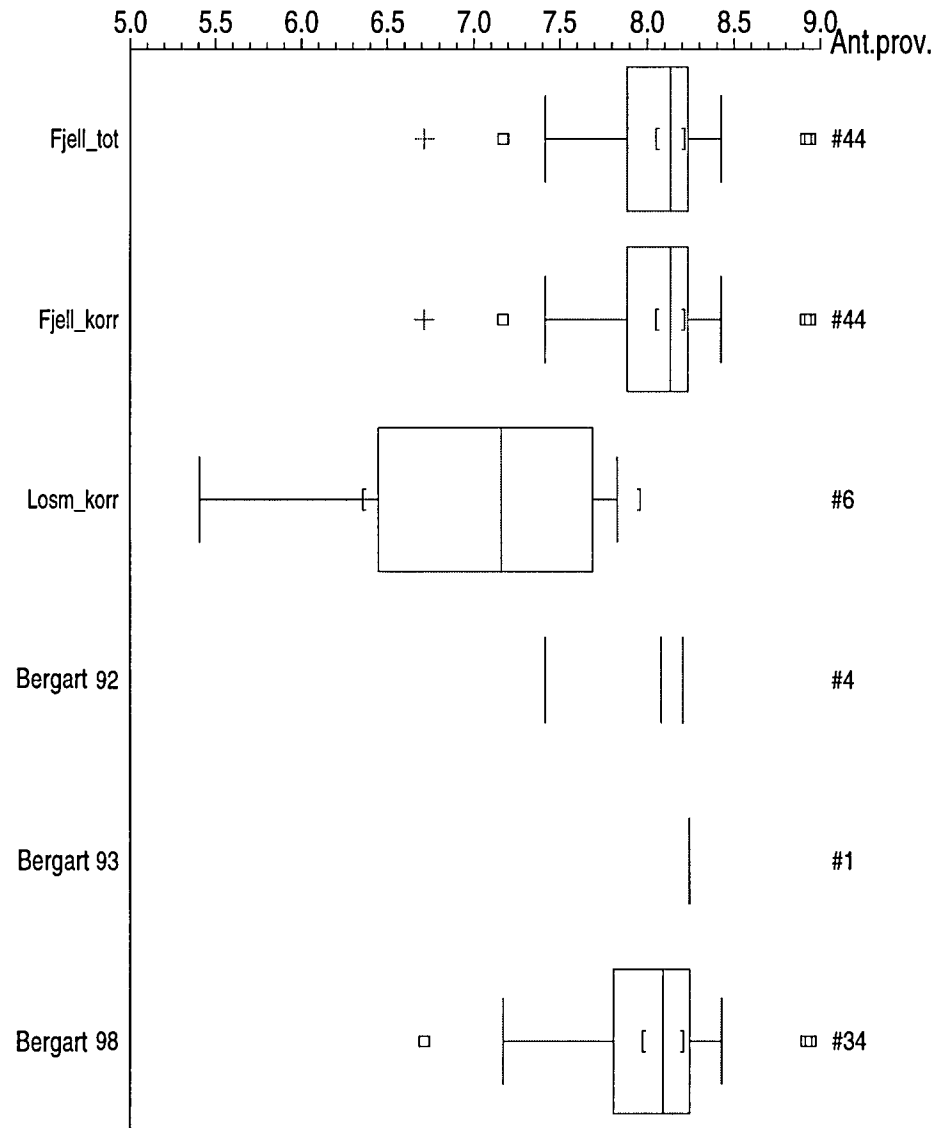
Figur 8a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 8b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike pH-nivåene.

Fordeling innen hver kommune



Fordeling i bergart og bronntype

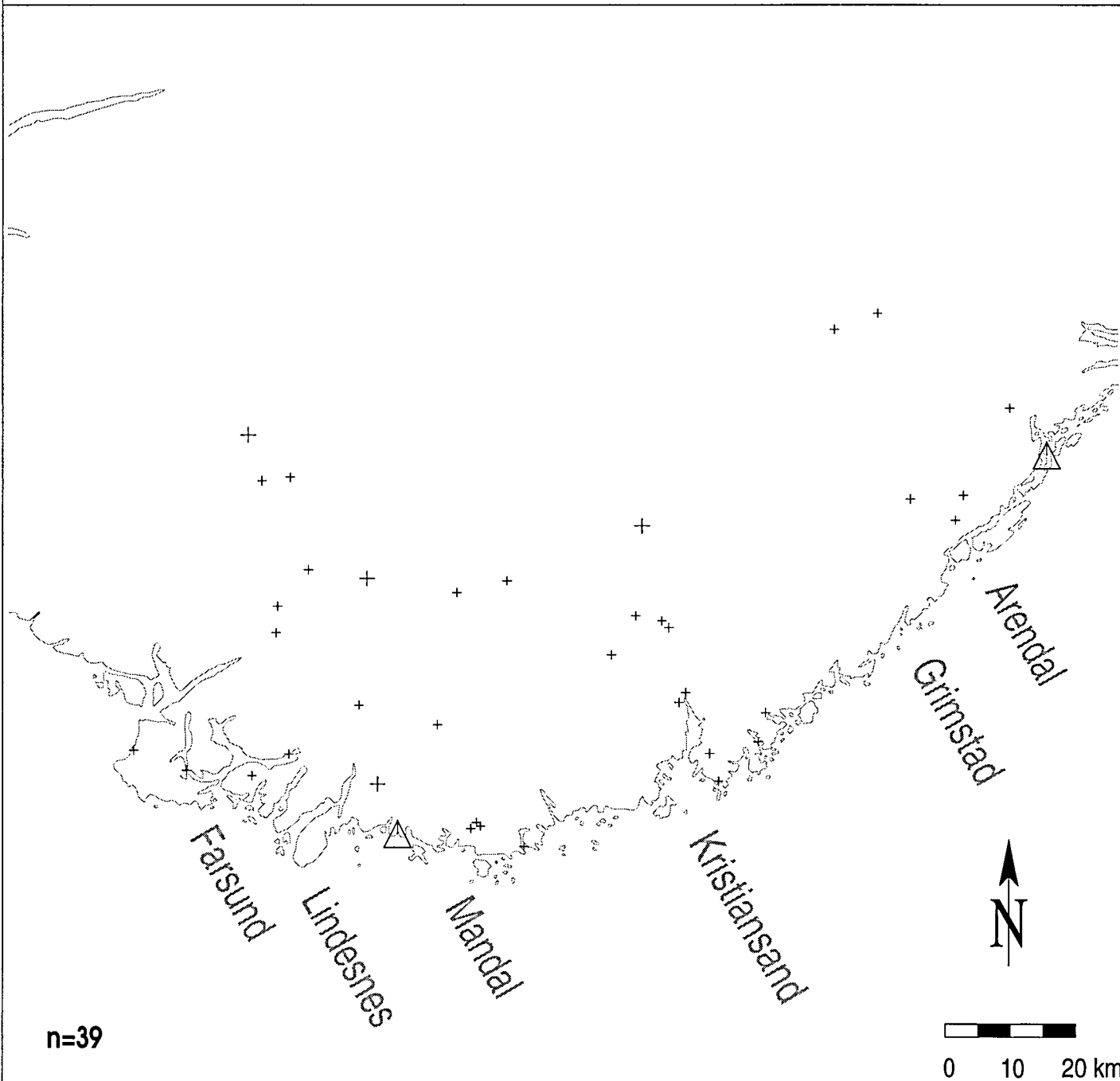


AGDER
 Grunnvannskjemi i fjellbrønner
pH

AGDERFYLKENE

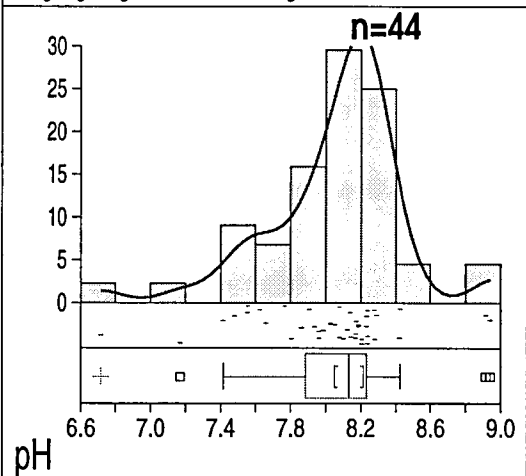
Grunnvannskjemi i fjellbronner

pH



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

11/1997



- △ 8.5 - 10
- + 7.5 - 8.5
- + 6.5 - 7.5
- 5.4 - 6.5

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

- △ mer basisk enn høyeste tillatte verdi
- + innenfor veiledende verdier
- + innenfor største tillatte verdier
- surere enn laveste tillatte verdi

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.6 Kalsium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 26,2 mg/l. Høyeste registrerte kalsiuminnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Iveland kommune (115 mg/l). Laveste verdi er 3,32 mg/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

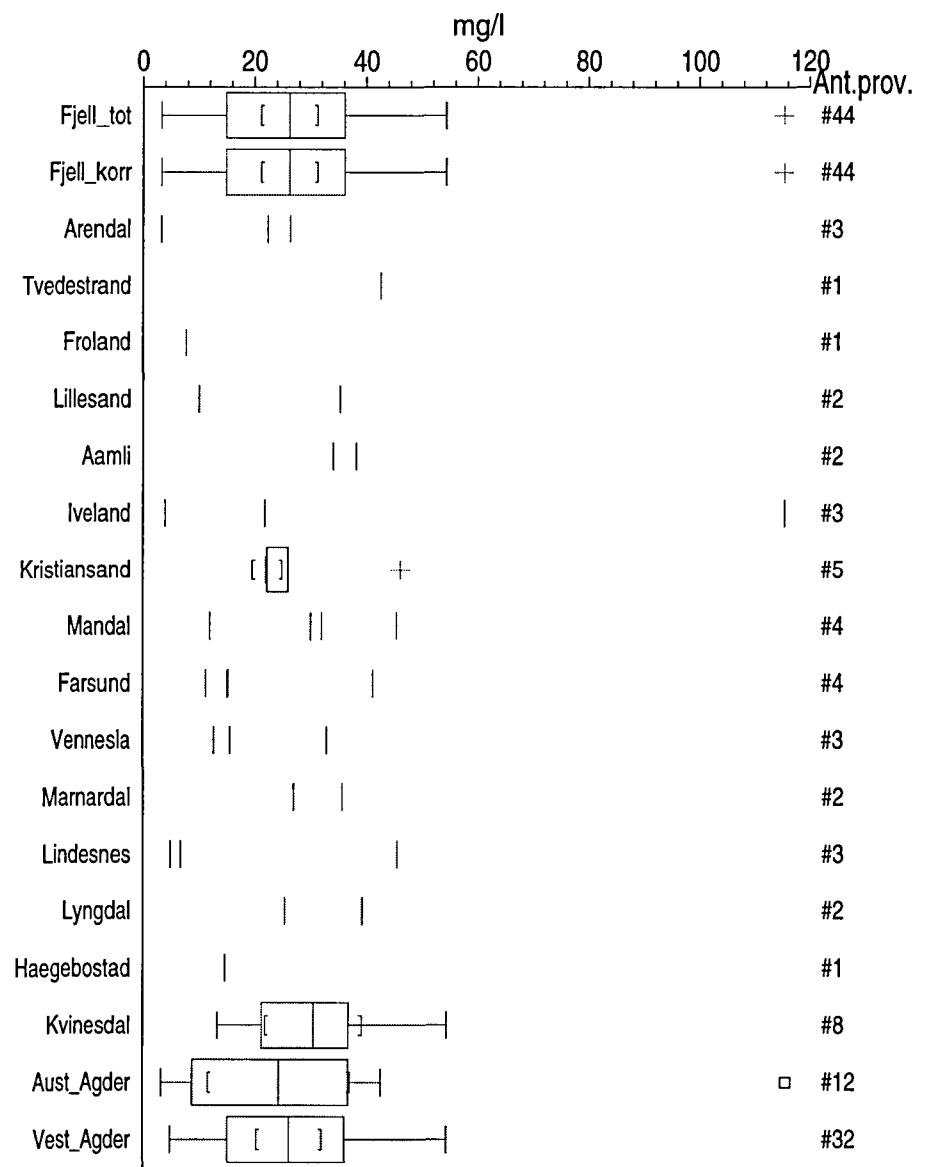
80 % (35 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene er utenfor veiledende drikkevannsnorm for kalsium, som anbefaler at konsentrasjonen skal være mellom 15 og 25 mg/l. Av disse 35 prøvene har 11 en konsentrasjon < 15 mg/l og 24 en konsentrasjon > 25 mg/l.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mediankonsentrasjonen for kalsium i grunnvann på et signifikant lavere nivå enn i fjellbrønnene.

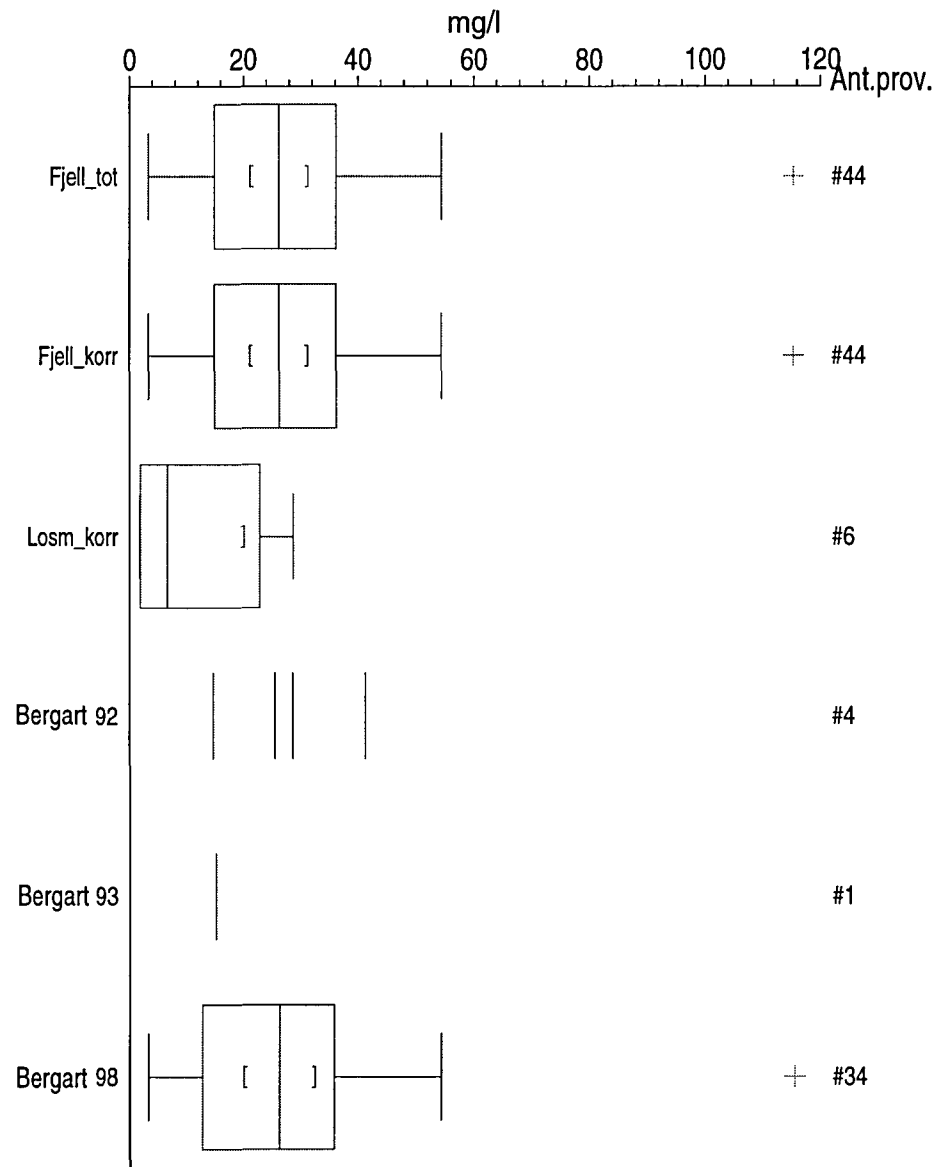
Figur 9a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 9b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



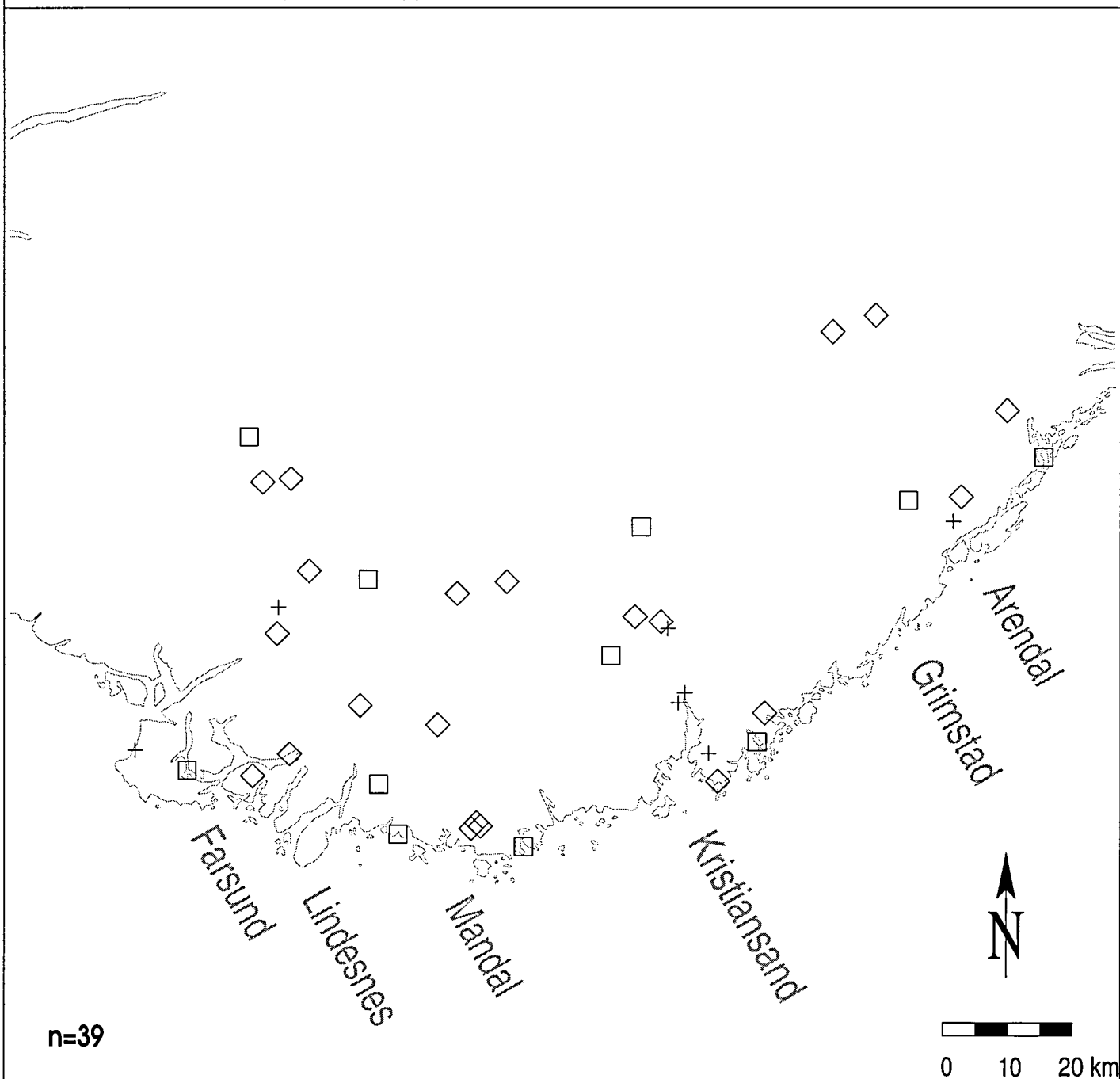
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

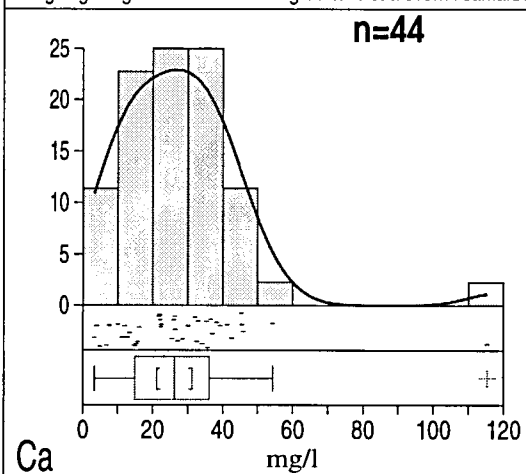
Grunnvannskjemi i fjellbronner

KALSIMUM



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

11/1997



◇ 25.00 - 430

+ 15.00 - 25

□ 0.01 - 15

Ca mg/l

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

◇ høyere enn veiledende verdier

+ innenfor veiledende verdier

□ lavere enn veiledende verdier

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.7 Magnesium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 2,7 mg/l. Høyeste registrerte magnesiuminnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Kvinesdal kommune (8,3 mg/l). Laveste verdi er 0,32 mg/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

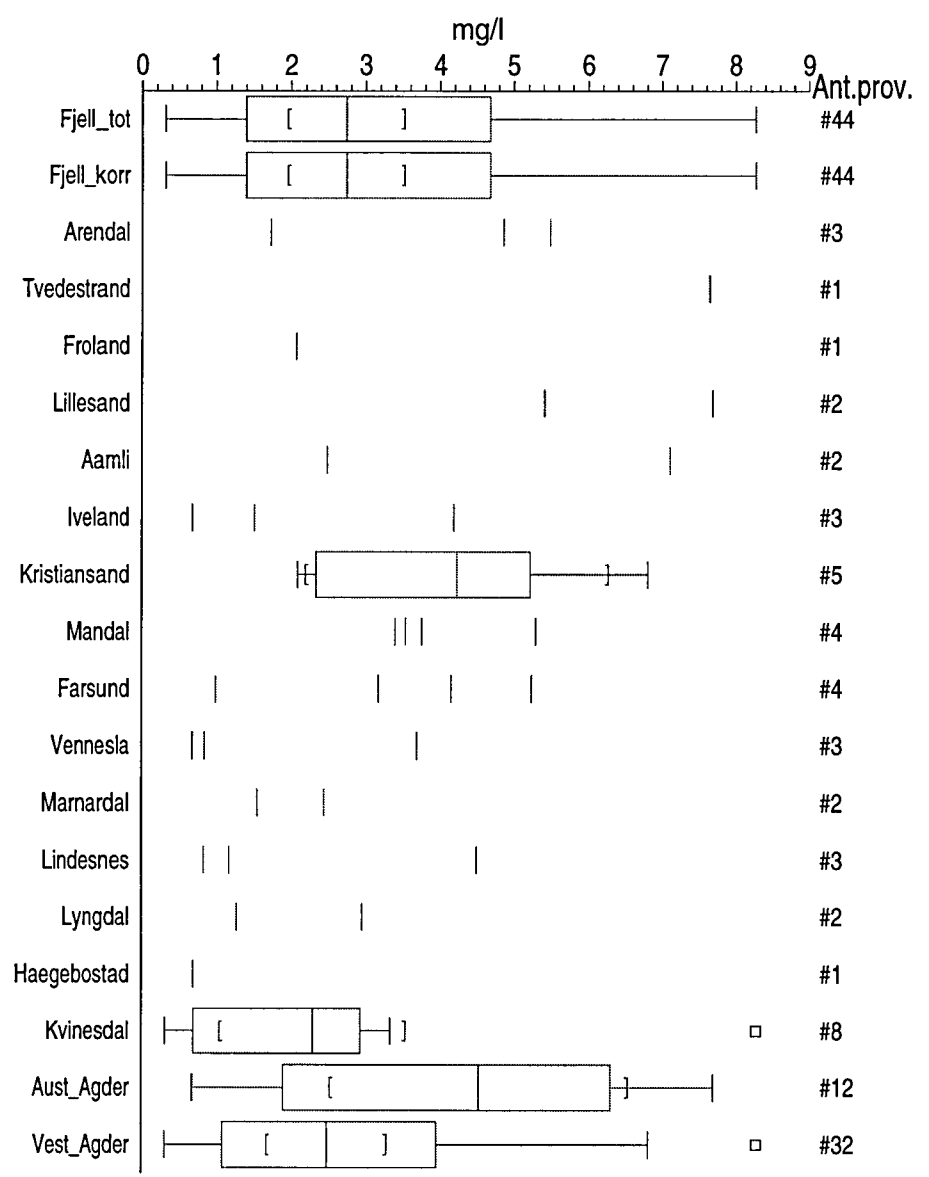
Ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen for magnesium på 20 mg/l.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mediankonsentrasjonen for magnesium i grunnvann på et signifikant lavere nivå enn i fjellbrønnene.

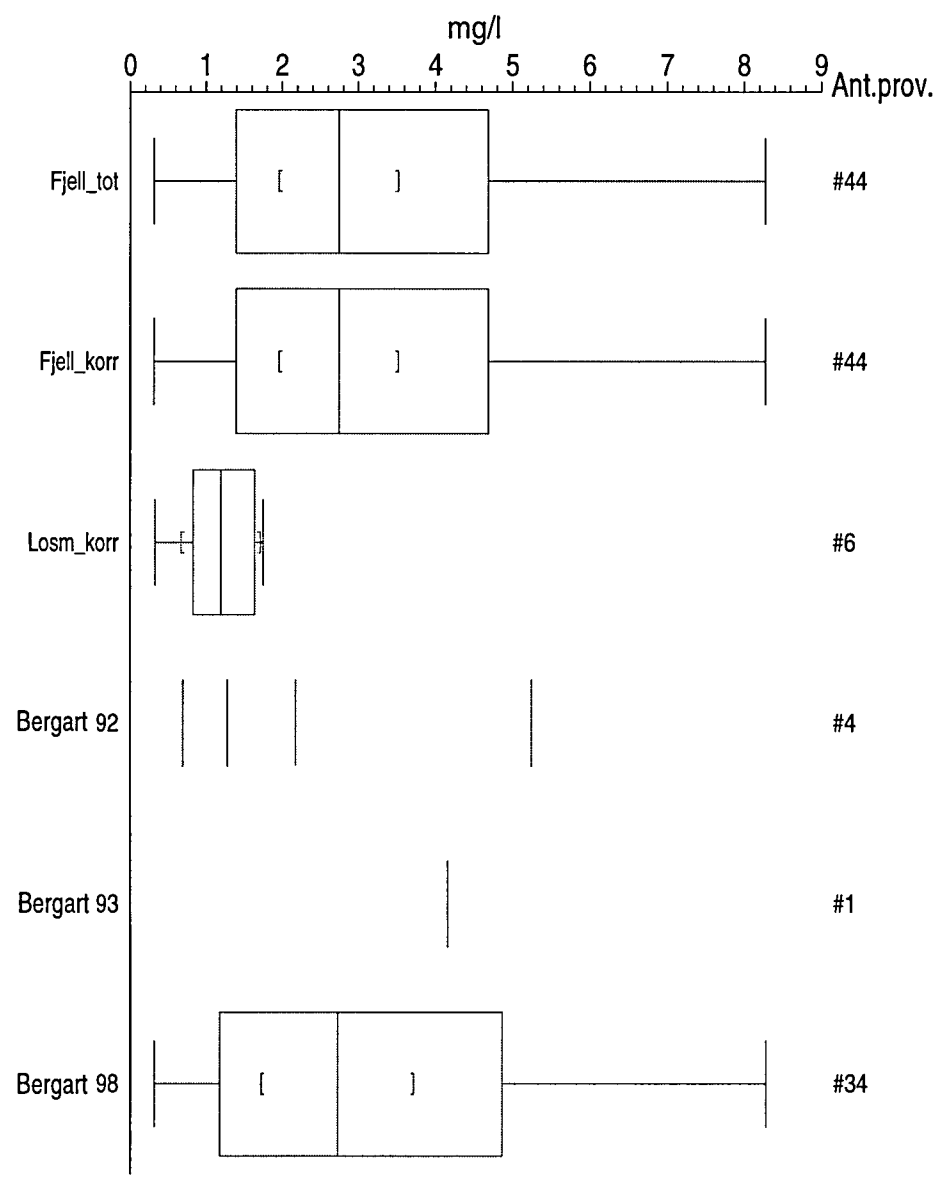
Figur 10a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 10b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



Fordeling i bergart og bronntype

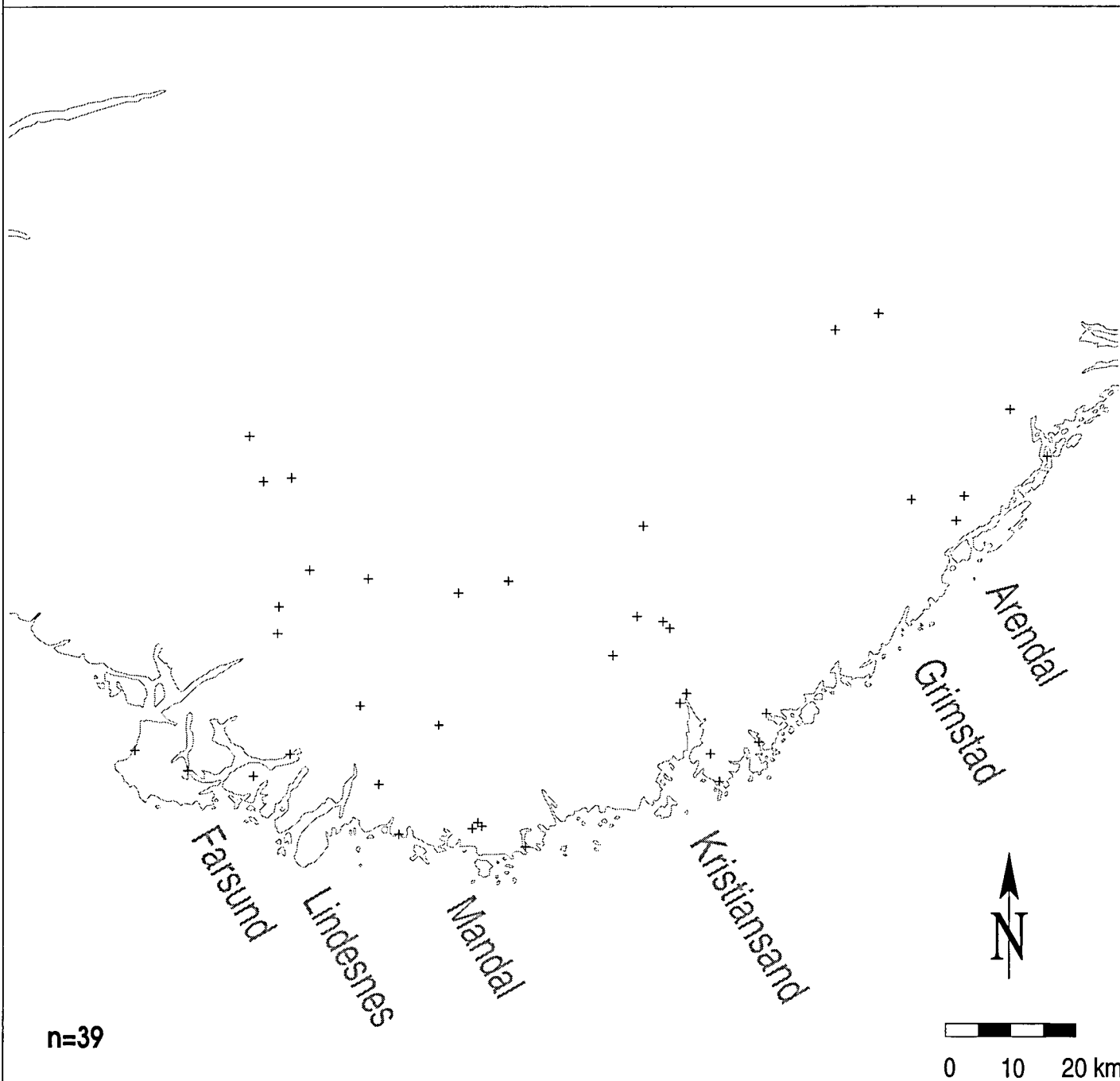


Figur 10a

AGDERFYLKENE

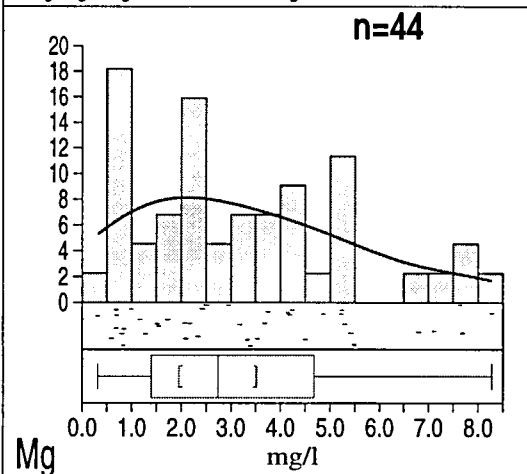
Grunnvannskjemi i fjellbronner





MAGNESIUM






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

11/1997



-  60.00 - 380
-  20.00 - 60
-  10.00 - 20
-  0.03 - 10

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

-  over 3 ganger høyeste tillatte verdi
-  overskrider høyeste tillatte verdi
-  tilfredsstillende kravene i normen

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.8 Sulfat

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 11,7 mg/l. Høyeste registrerte sulfatinnhold i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Kvinesdal kommune (76,5 mg/l). Laveste verdi er 1,37 mg/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner. Figur 11c antyder at de høyeste sulfatkonsentrasjonene finnes i stor avstand fra kysten. Dette kan bety at sjøsalter ikke utelukkende er kilden til de observerte sulfatkonsentrasjonene.

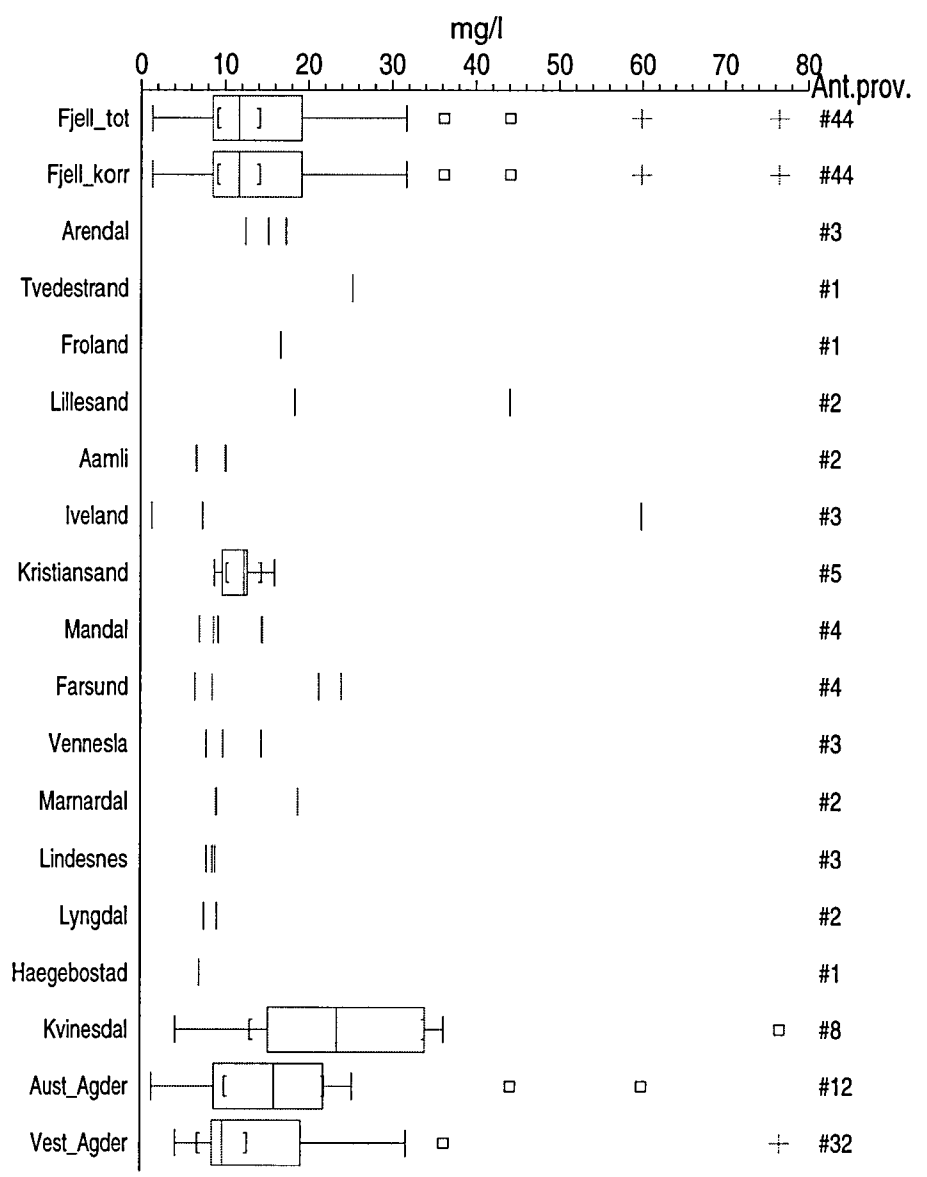
Ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen for sulfat på 100 mg/l.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mediankonsentrasjonen for sulfat i grunnvann på et signifikant lavere nivå enn i fjellbrønnene. Dette bekrefter at salter i nedbør (verken fra havet eller fra sur nedbør) ikke er hovedkilden til de observerte sulfatkonsentrasjonene i fjellbrønnene. Det synes med andre ord å være en geologisk kilde for sulfat.

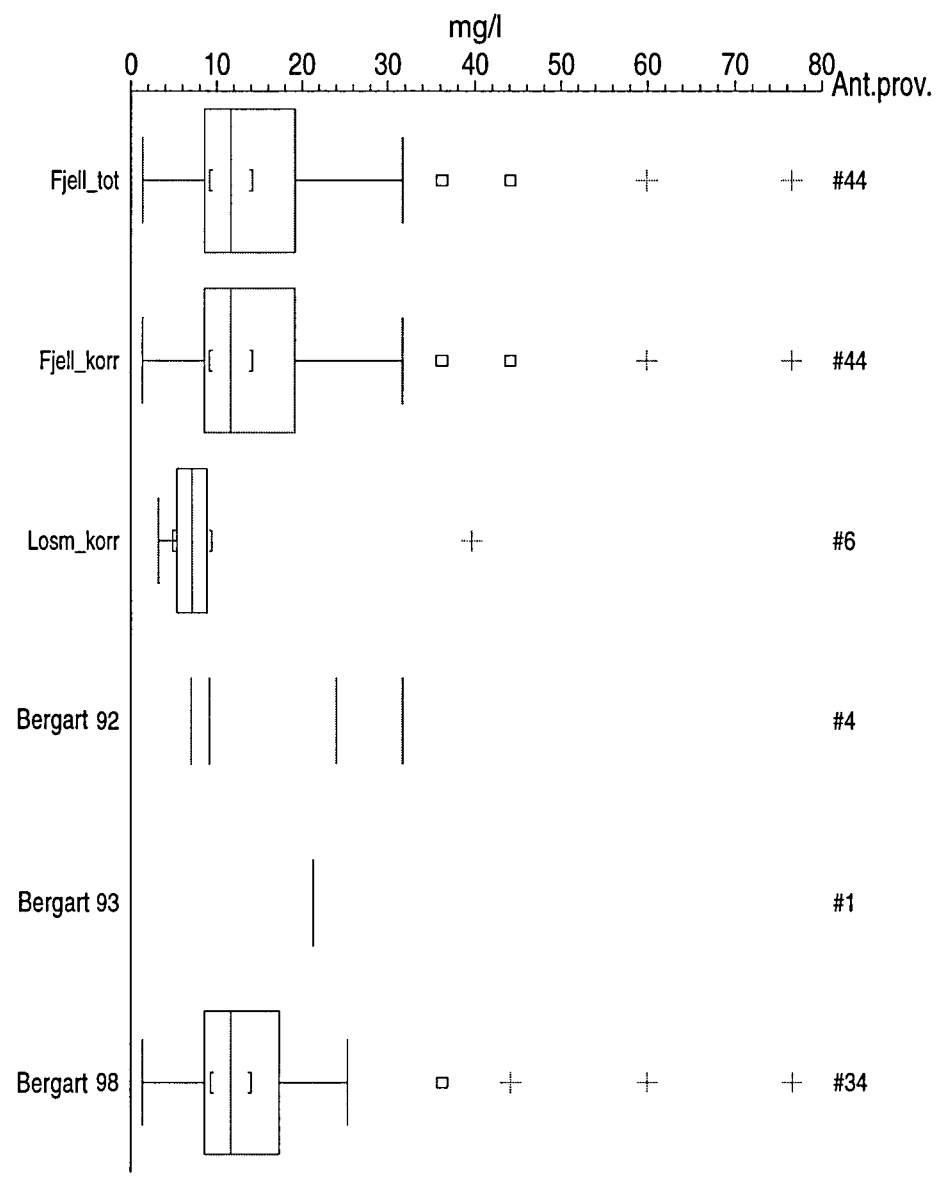
Figur 11a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 11b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



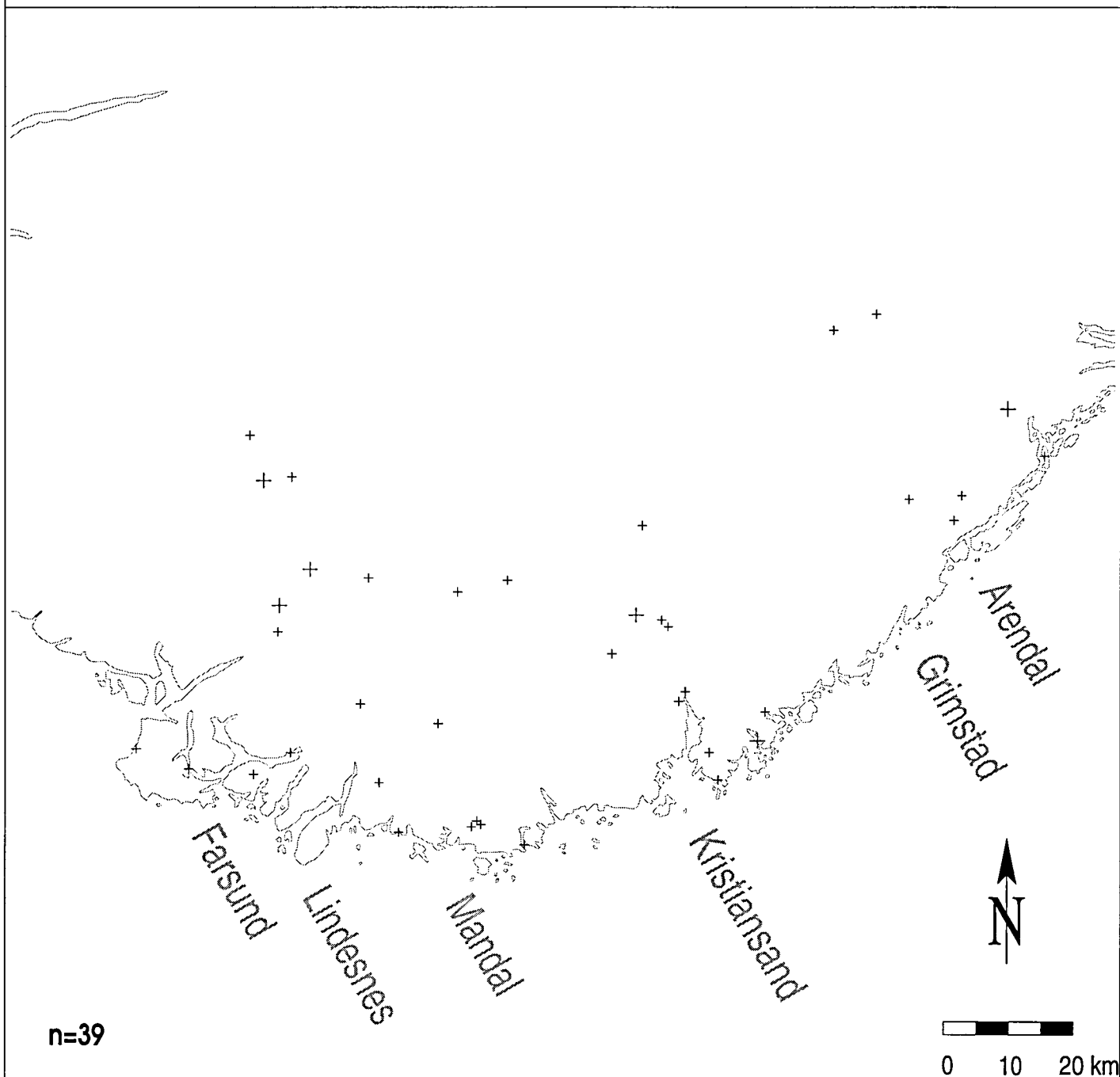
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

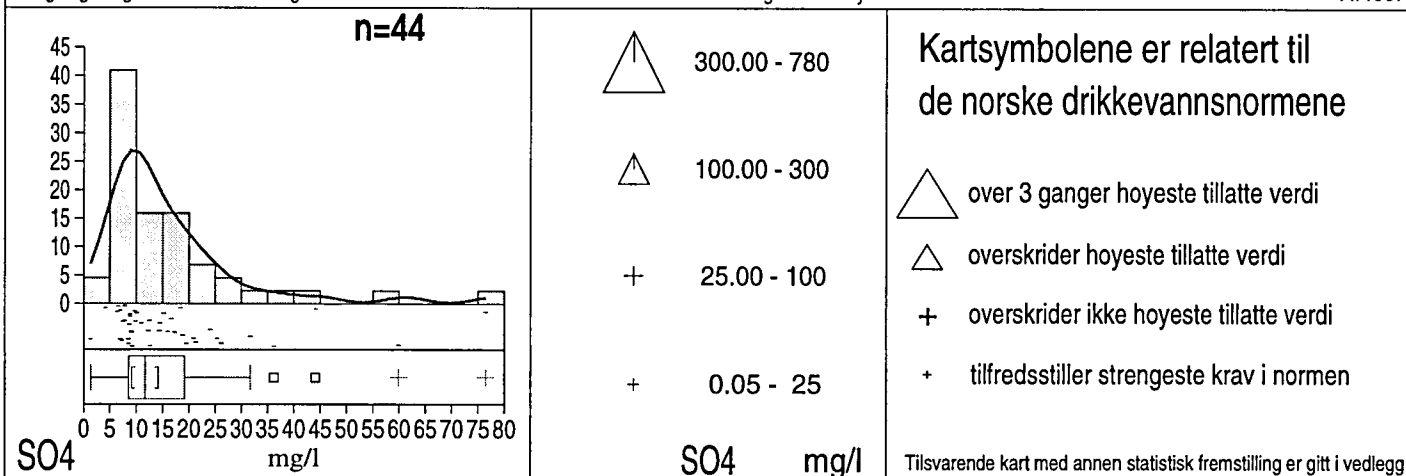
Grunnvannskjemi i fjellbronner

SULFAT



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

11/1997



6.9 Alkalitet

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 1,73 mekv/l. Høyeste registrerte alkalitet i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Arendal kommune (3,97 mekv/l). Laveste verdi er 0,13 mekv/l. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

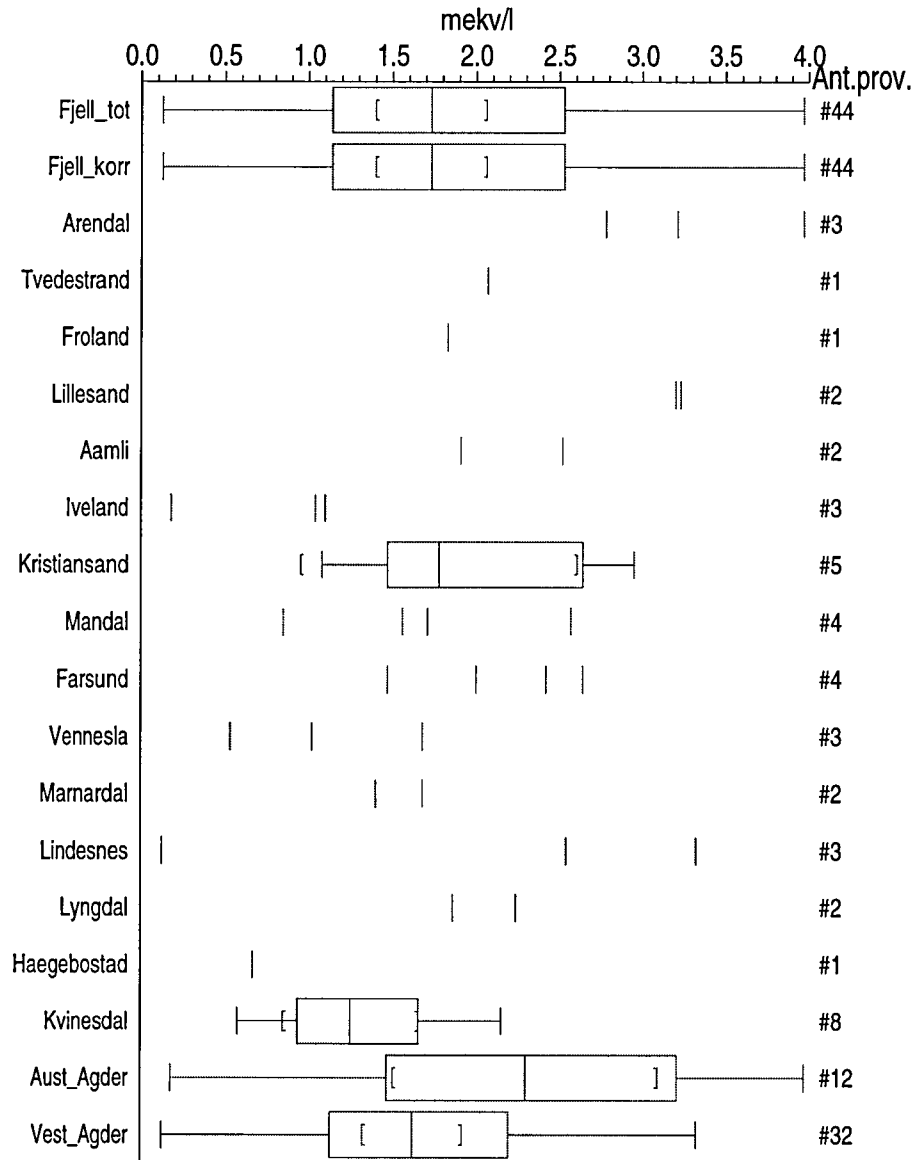
93 % av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene er utenfor veiledende drikkevannsnorm som anbefaler alkalitet mellom 0,6 og 1,0 mekv/l. De aller fleste (37 av 44) har høyere alkalitet enn 1,0 mekv/l, mens 4 av 44 har lavere alkalitet enn 0,6 mekv/l. Kun 3 av 44 prøver har alkalitet innenfor de veiledende verdiene.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mediankonsentrasjonen for alkalitet i grunnvann på et signifikant lavere nivå enn i fjellbrønnene. Dette skyldes at sistnevnte vanligvis er dypere, inneholder mer modent vann med lengere oppholdstid og flere basiske, nøytraliserende mineraler.

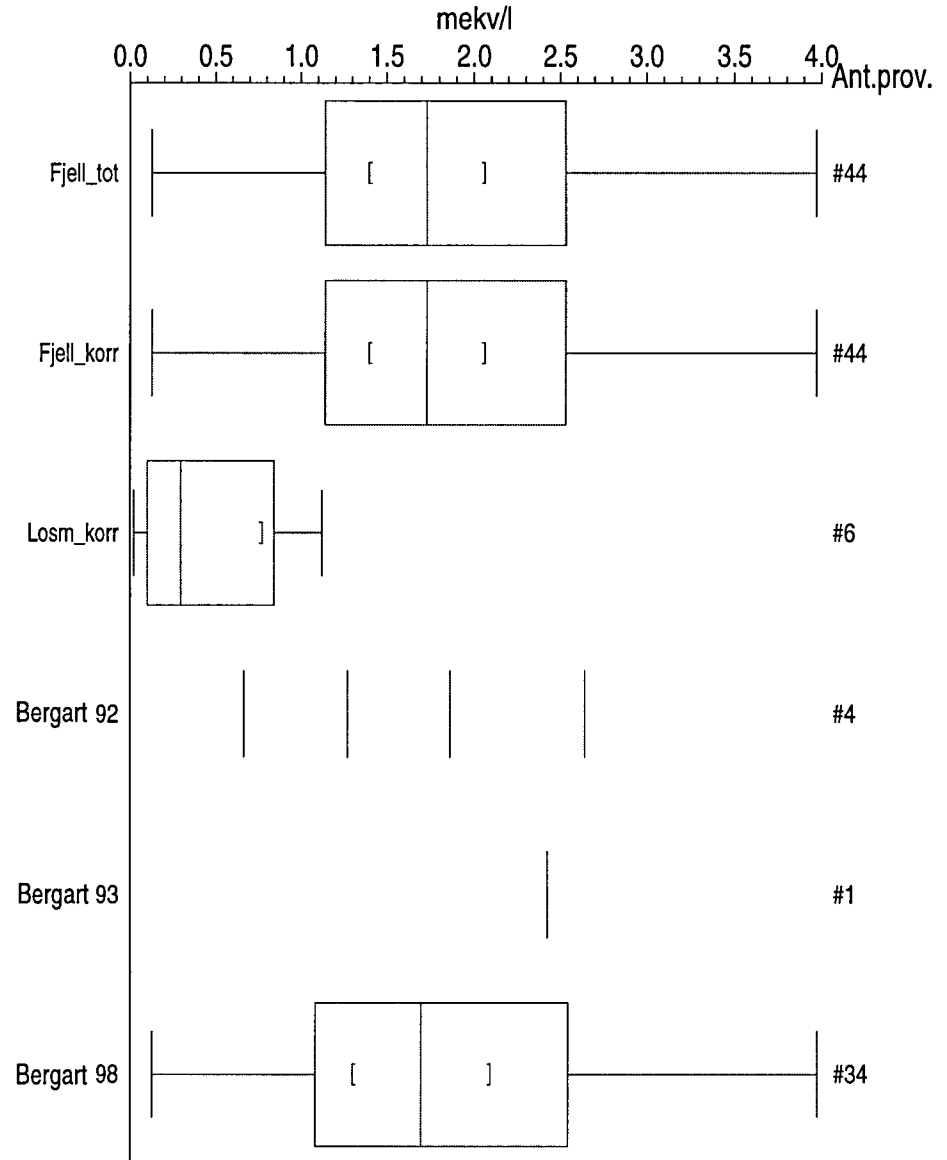
Figur 12a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 12b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike alkalitetsnivåene.

Fordeling innen hver kommune



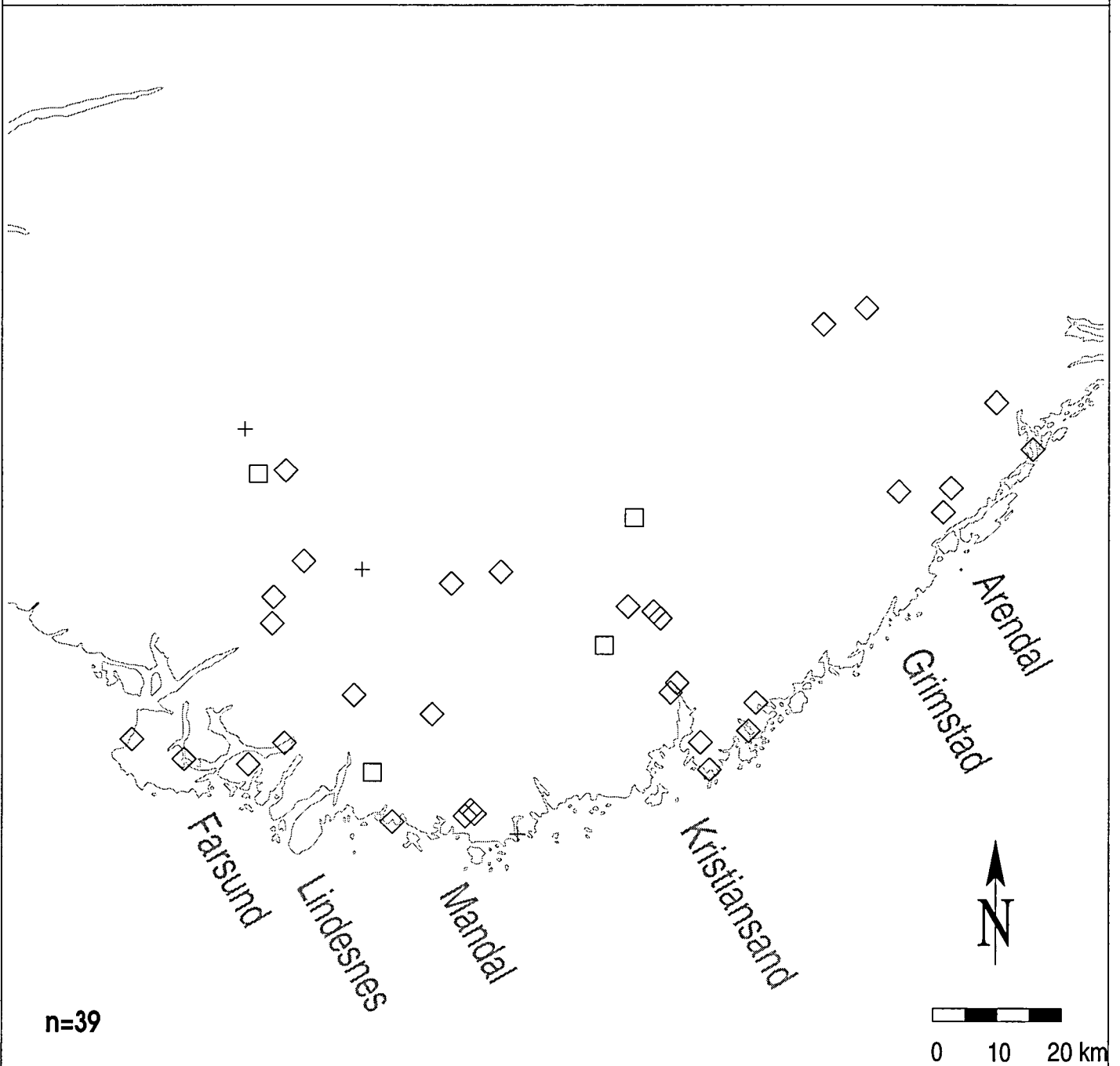
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

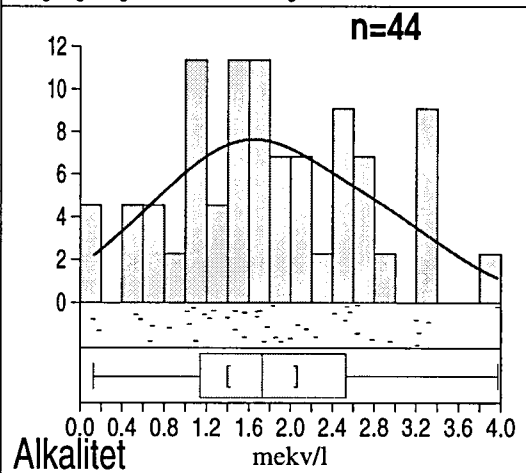
Grunnvannskjemi i fjellbronner

ALKALITET



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

11/1997



◇ 1.00 - 9.5

+ 0.60 - 1.0

□ 0.02 - 0.6

Alkalitet mekv/l

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

◇ høyere enn veiledende verdier

+ innenfor veiledende verdier

□ lavere enn veiledende verdier

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.9 Jern

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 16 µg/l. Høyeste registrerte jernkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra Kristiansand kommune (1,01 mg/l). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

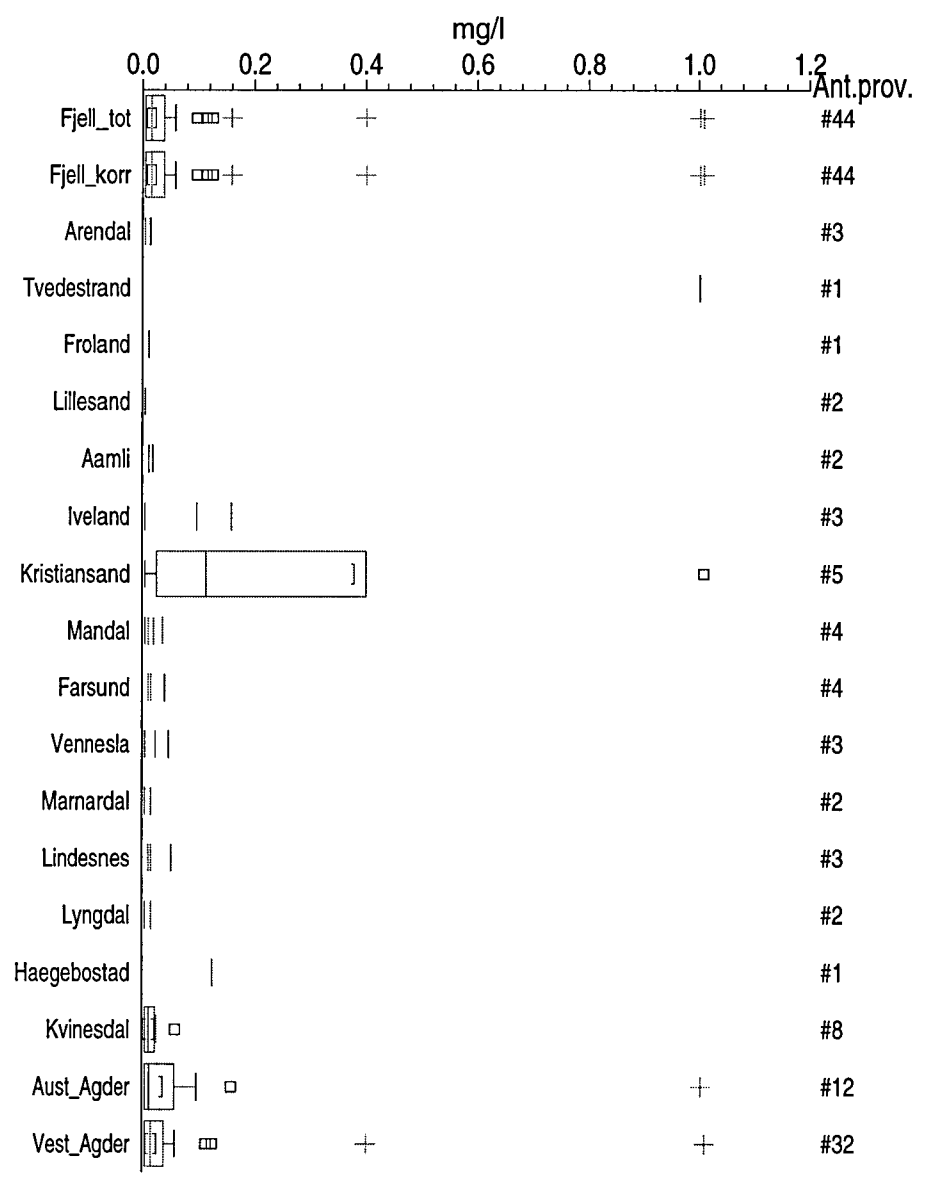
7 % (3 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen på 0,2 mg/l for jern.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mediankonsentrasjonen for jern i grunnvann på et signifikant høyere nivå enn i fjellbrønnene. Dette skyldes at jern er mer løselig ved lavere pH-forhold, slik det ofte er i grunnvann i løsmasser (kapittel 6.5). I kun en av de seks løsmassebrønnene overskrider jerninnholdet drikkevannsnormen på 0,2 mg/l.

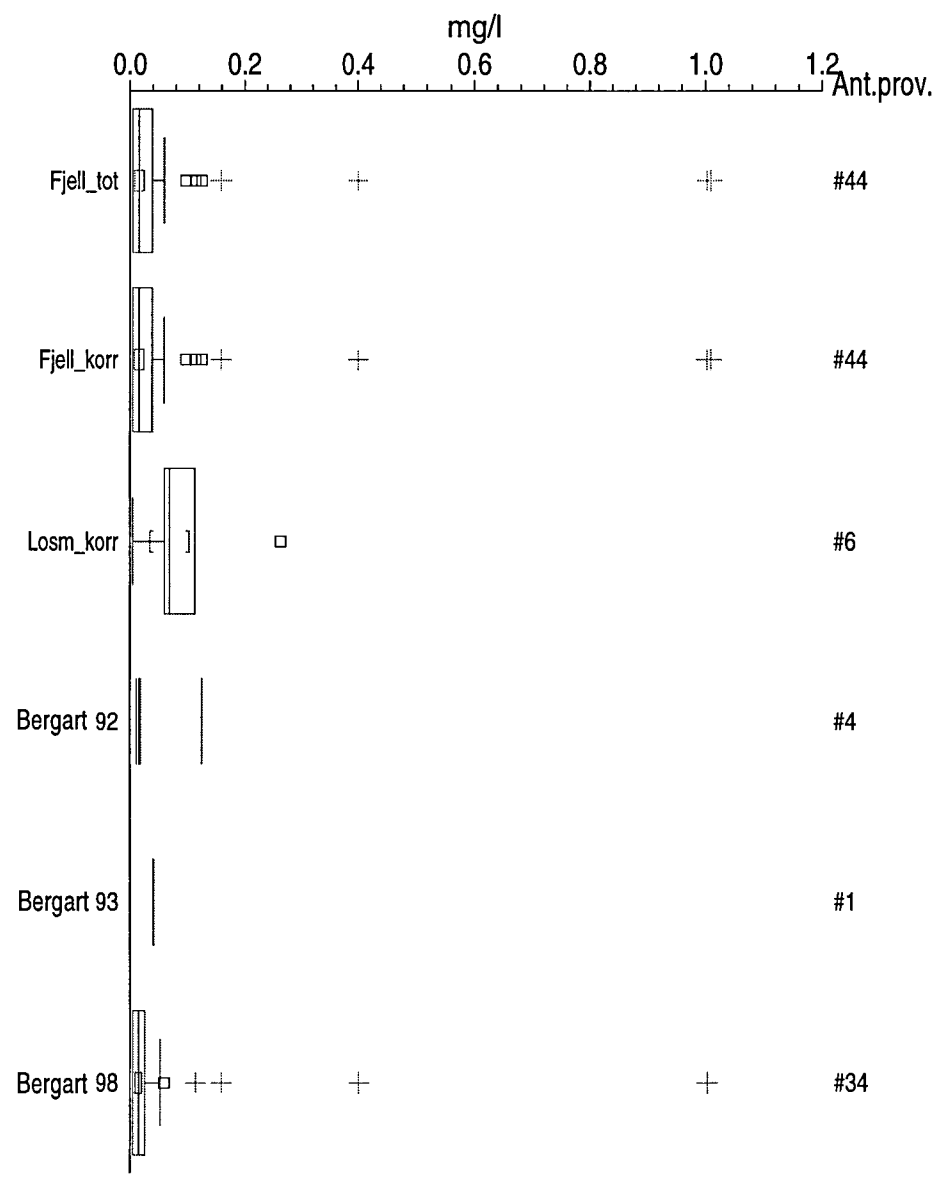
Figur 13a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploTT-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 13b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



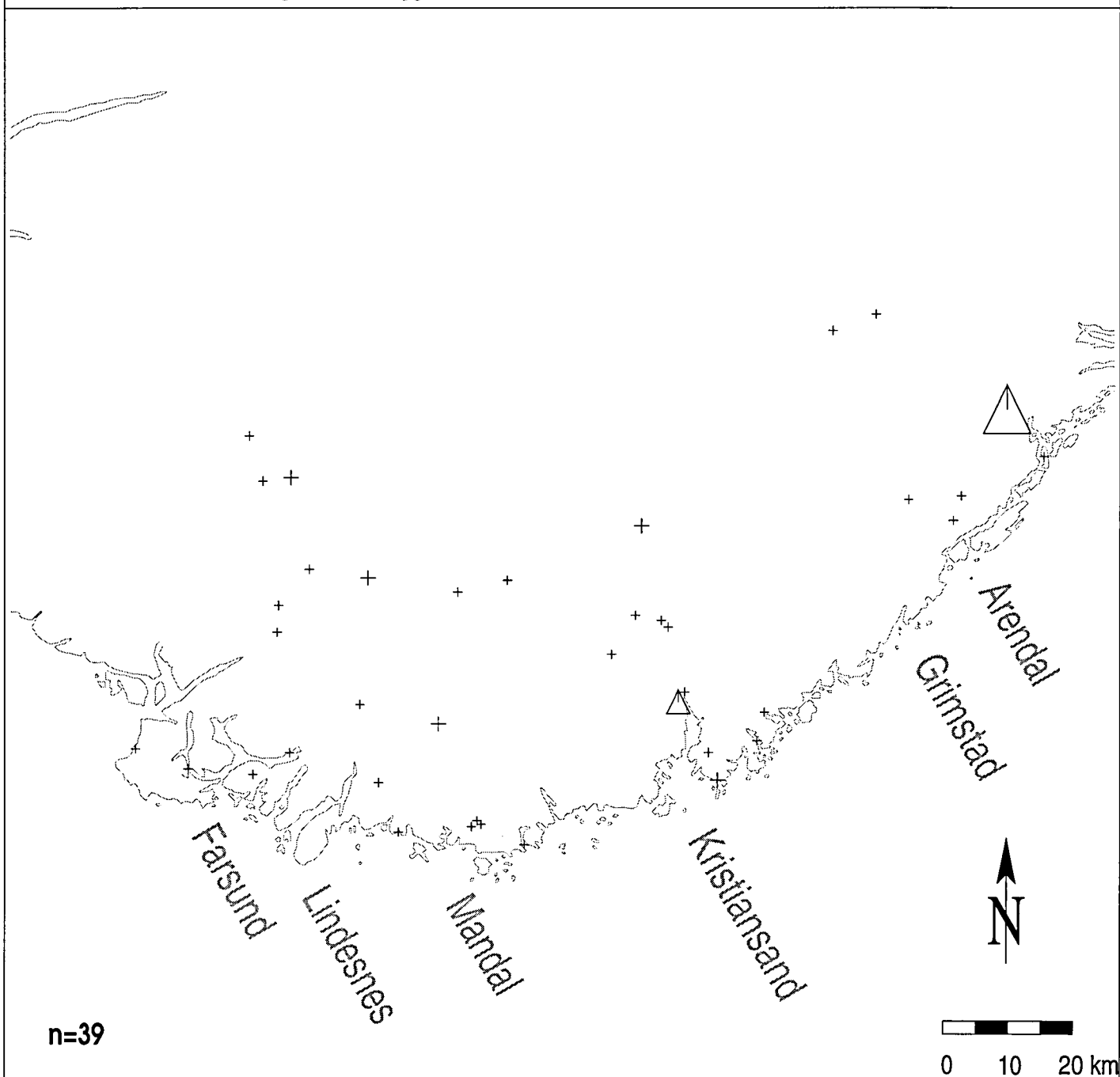
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

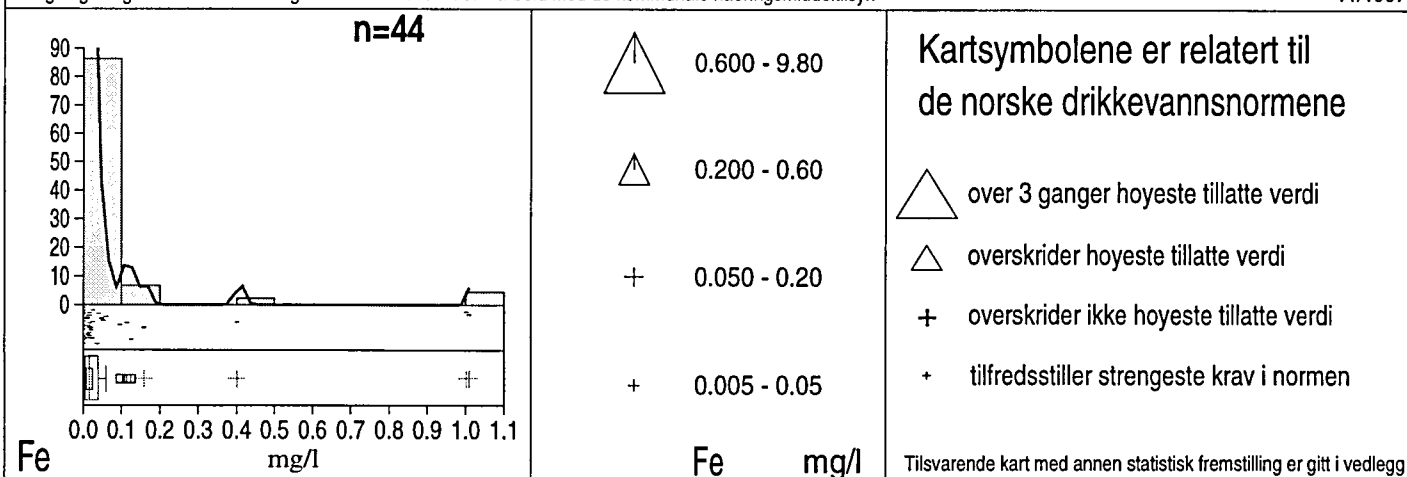
Grunnvannskjemi i fjellbronner

JERN



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

11/1997



6.10 Mangan

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 8 µg/l. Høyeste registrerte mangankonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra Kristiansand kommune (0,57 mg/l). Dette er samme brønn som hadde den høyeste Fe-konsentrasjonen. Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

16 % (7 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen på 0,05 mg/l for mangan.

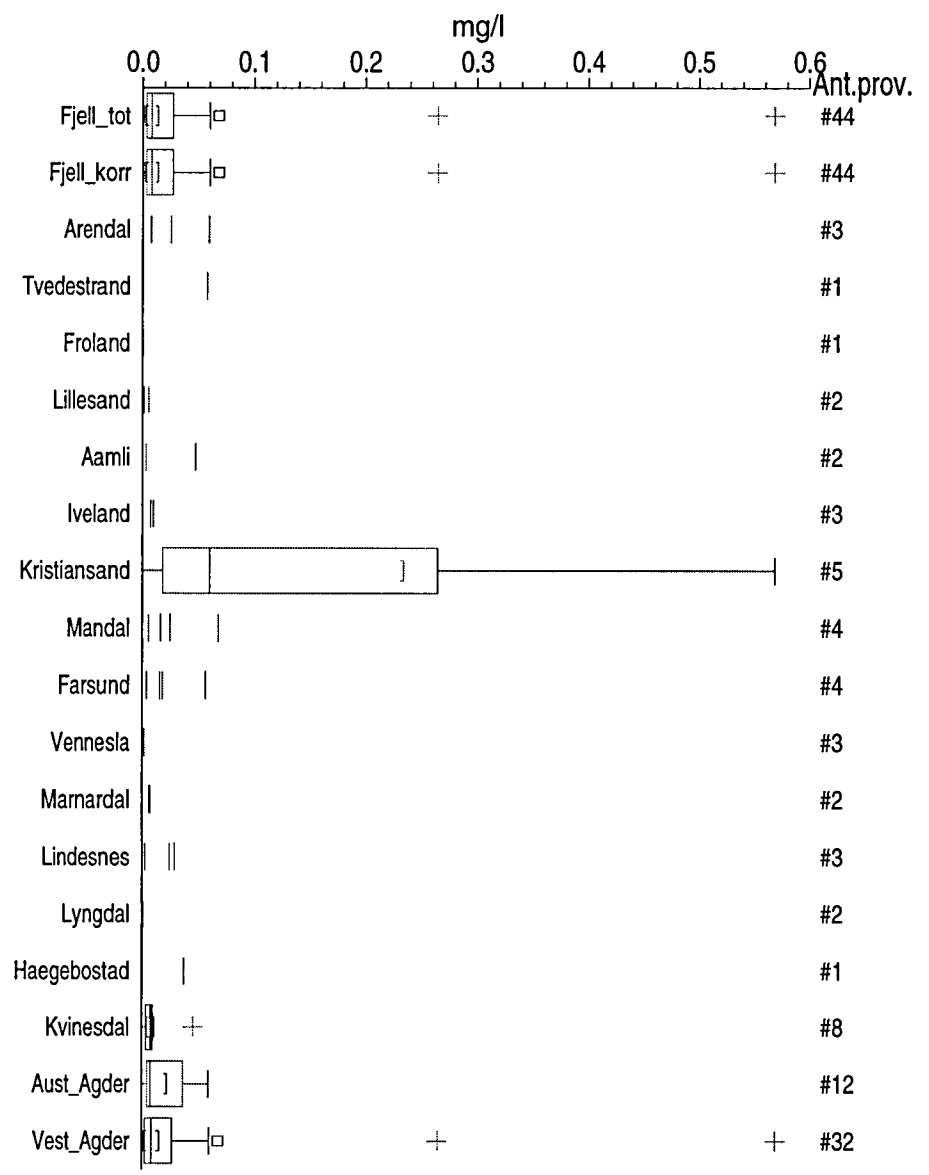
I de undersøkte løsmassebrønnene ligger mangankonsentrasjonene i grunnvann på et høyere nivå enn i fjellbrønnene. Dette skyldes at mangan er mer løselig ved lavere pH-forhold, slik det ofte er i grunnvann i løsmasser (kapittel 6.5).

Figur 14a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

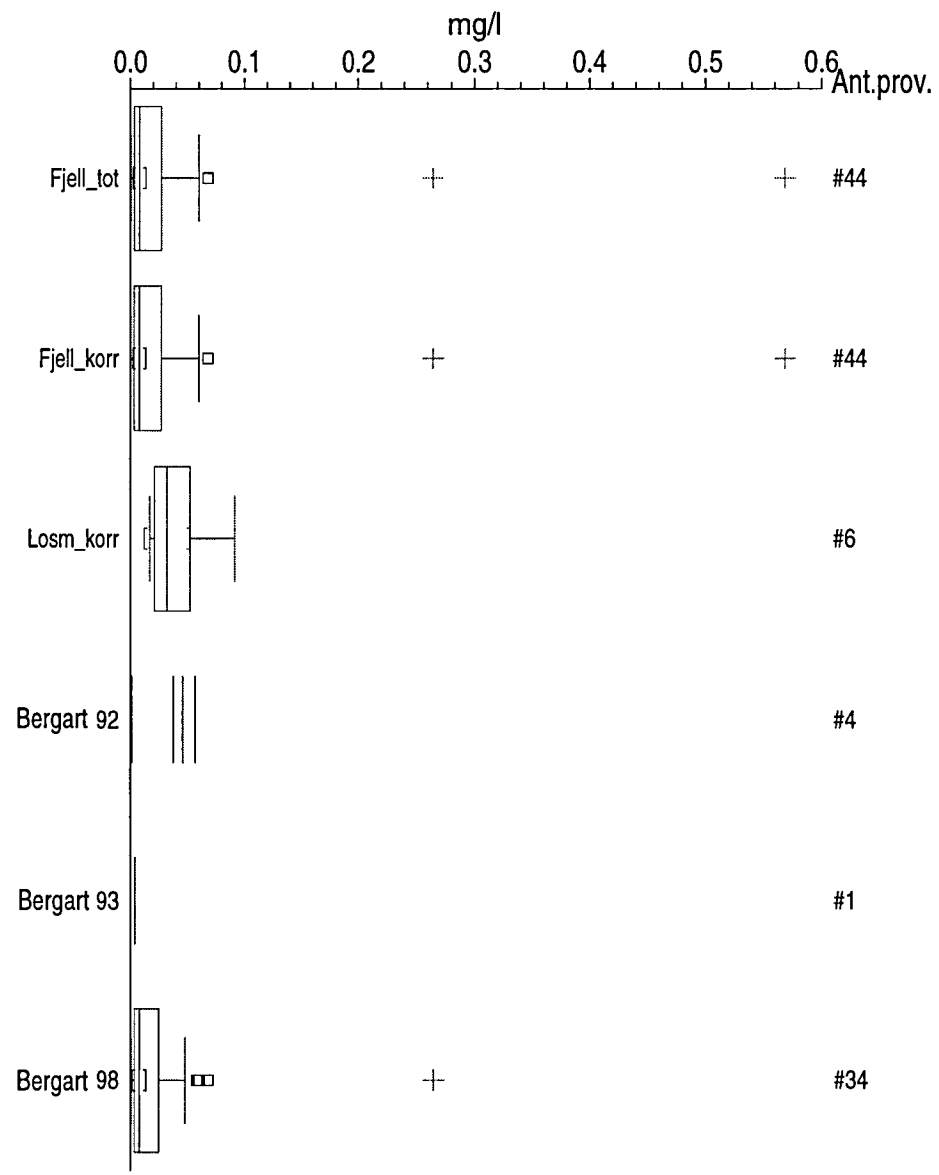
Figur 14b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

AGDER
Grunnvannskjemi i fjellbrønner
MANGAN

Fordeling innen hver kommune



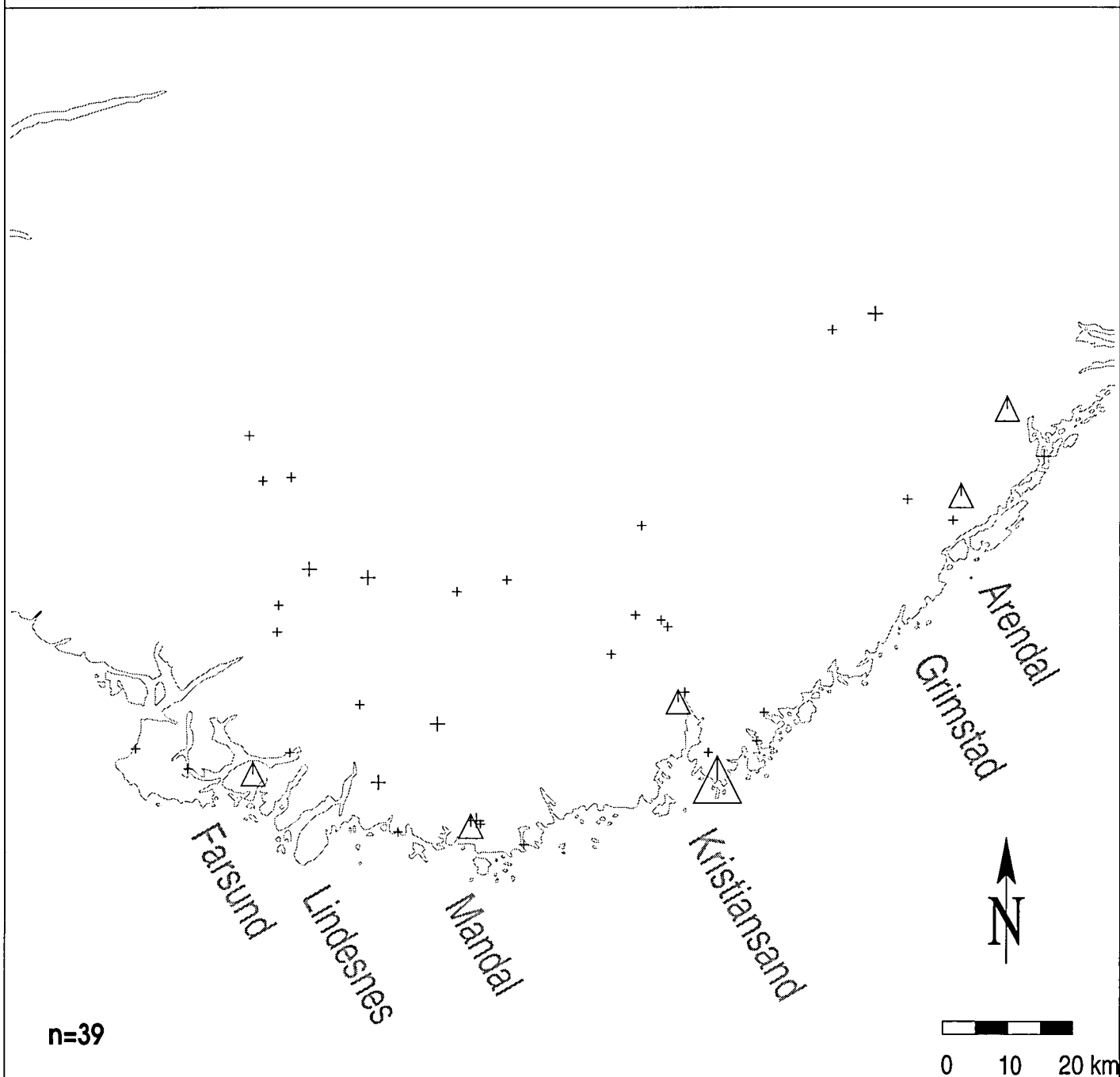
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

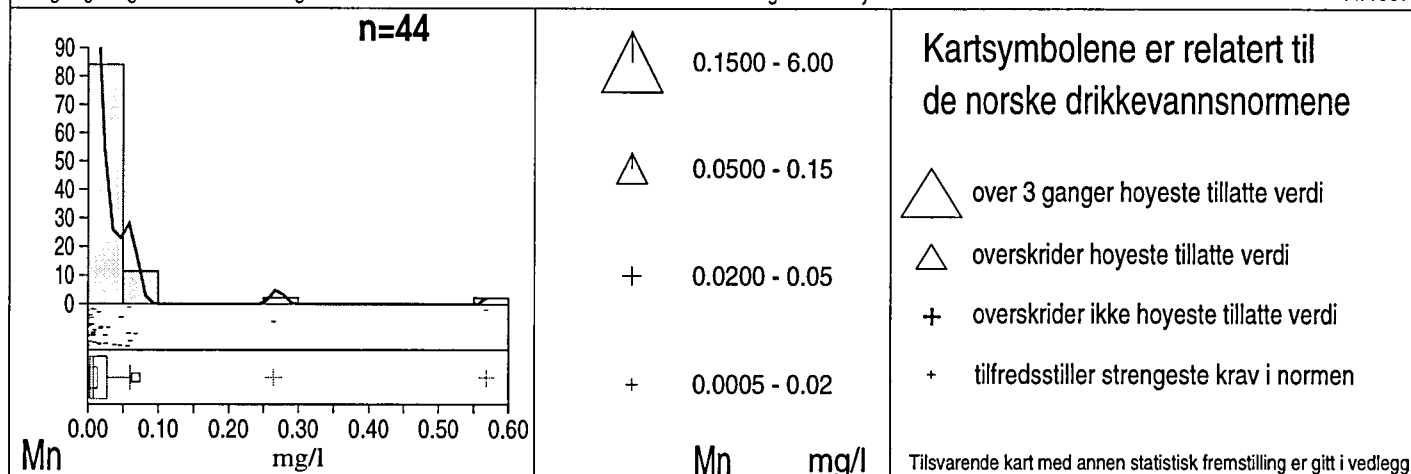
Grunnvannskjemi i fjellbronner

MANGAN



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

11/1997



6.11 Aluminium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er mindre enn den analytiske deteksjonsgrensen (dvs. $< 20 \mu\text{g/l}$). Høyeste registrerte aluminiumkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra Kristiansand kommune (0,55 mg/l). Dette er samme brønn som hadde de høyeste Fe- og Mn-konsentrasjonene (de høye verdiene kan skyldes partikler i vannprøven). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

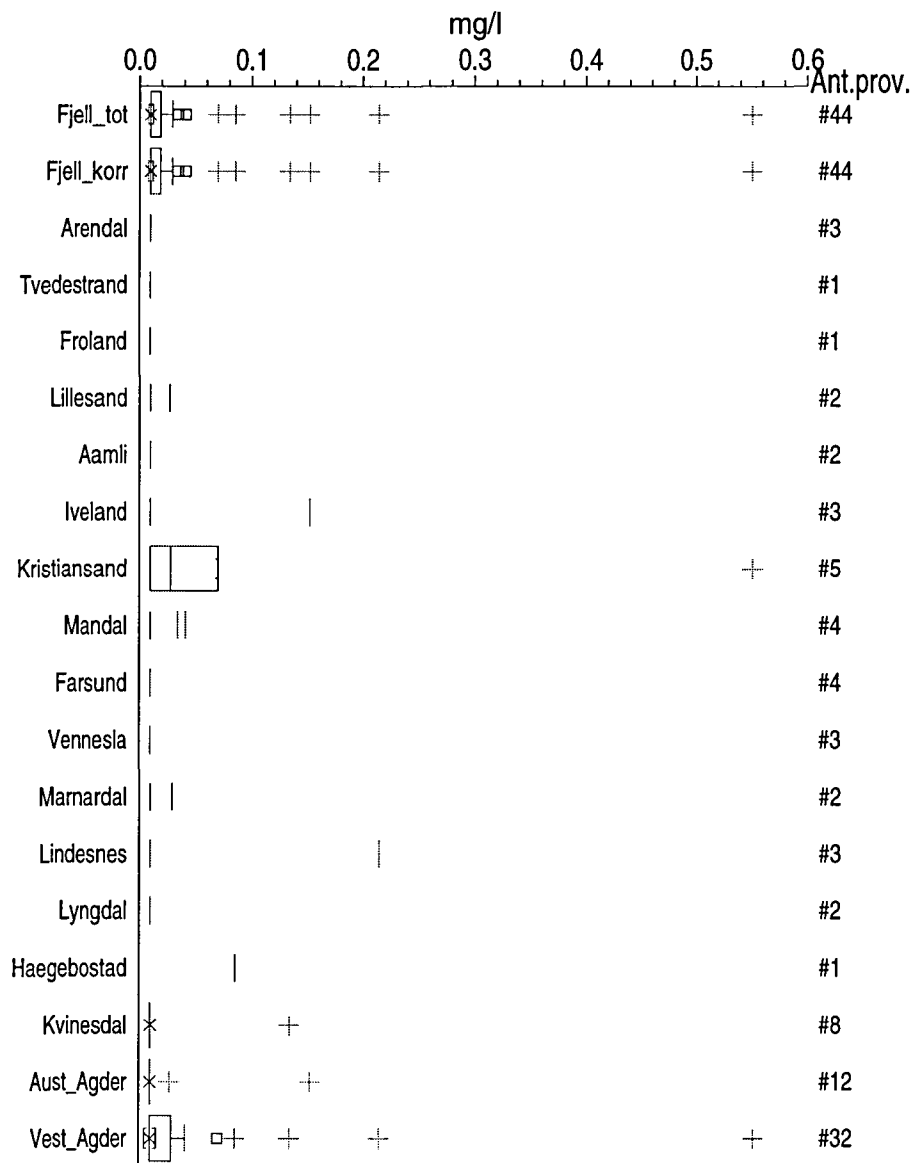
5% (2 av 44) av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen på 0,2 mg/l for aluminium.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger aluminiumkonsentrasjonene i grunnvann på et høyere nivå enn i fjellbrønnene. Dette skyldes at aluminium er mer løselig ved lavere pH-forhold, slik det ofte er i grunnvann i løsmasser (kapittel 6.5). Høyeste Al-konsentrasjon i løsmasse-grunnvann er 0,74 mg/l.

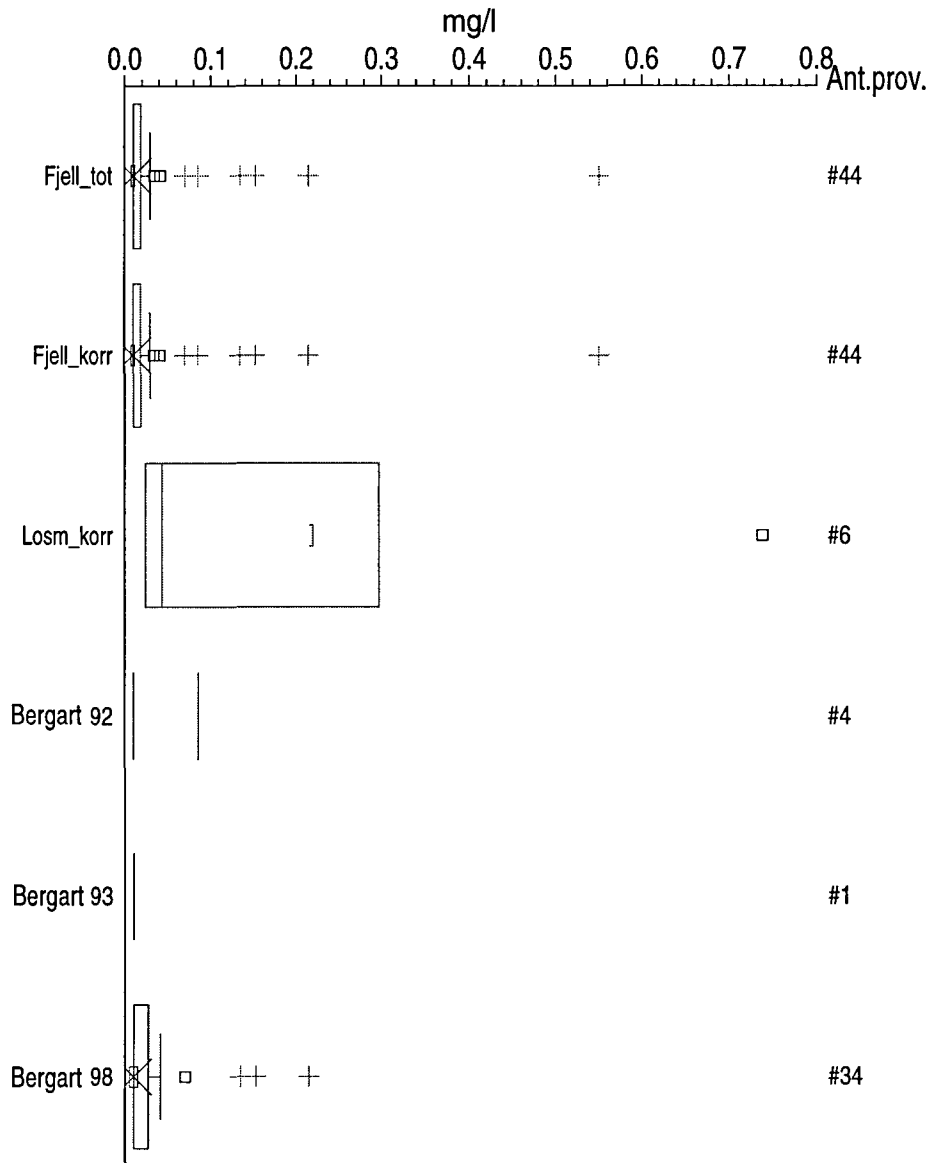
Figur 15a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 15b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



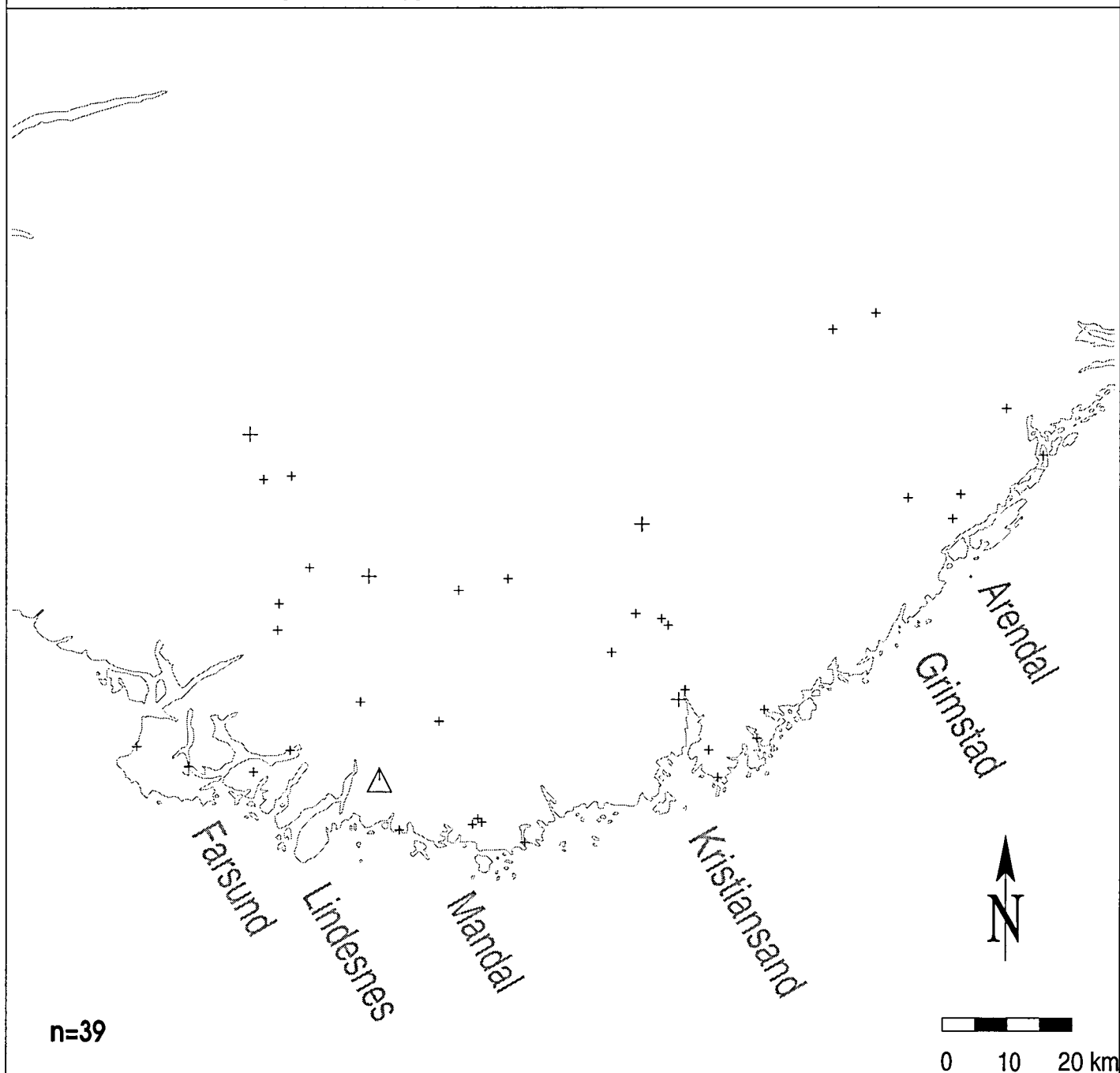
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

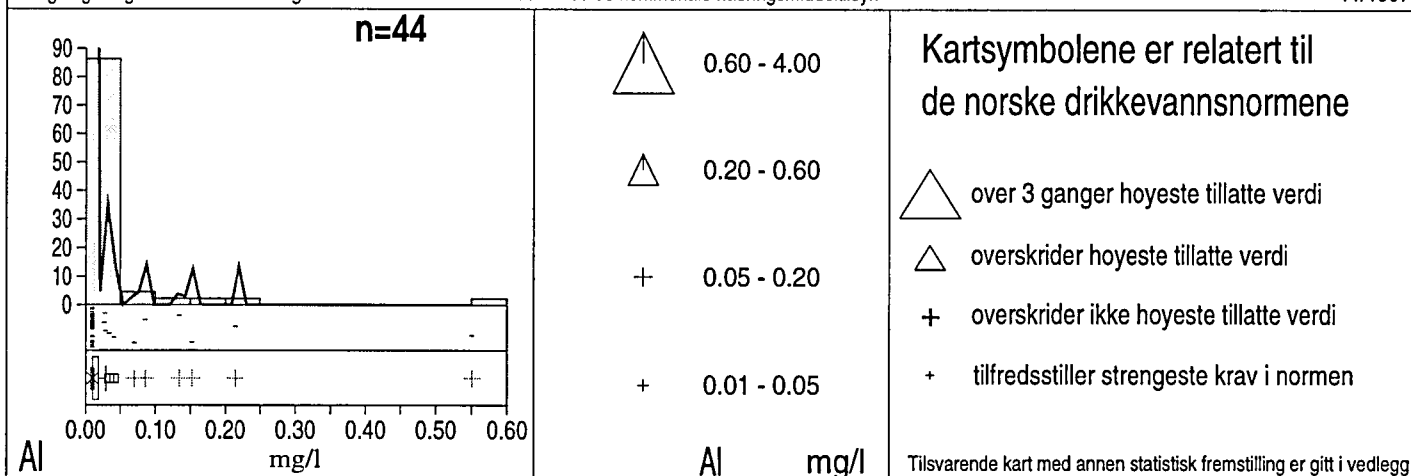
Grunnvannskjemi i fjellbronner

ALUMINIUM



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

11/1997



6.12 Nitrat

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 0,32 mg/l nitrat som NO_3^- . Høyeste registrerte nitratkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Lillesand kommune (27,6 mg/l). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

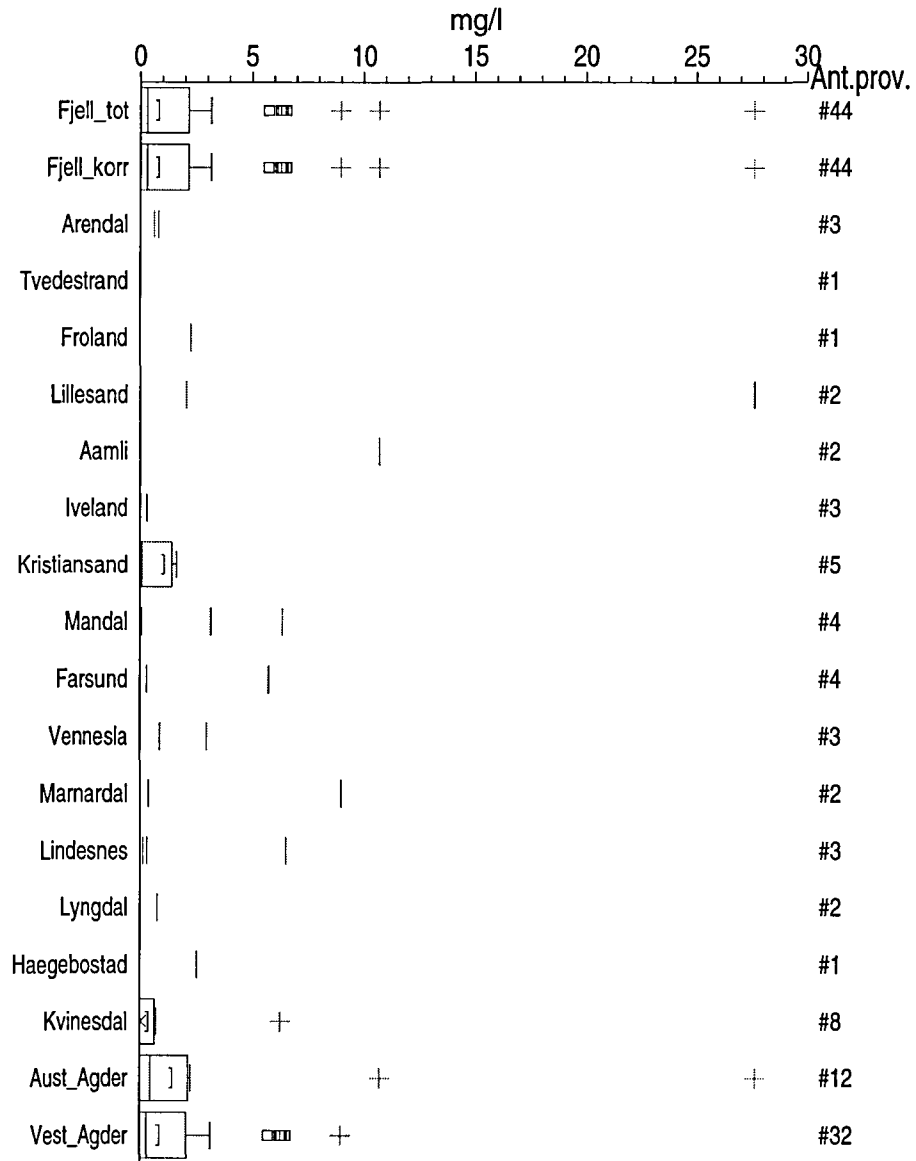
Ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen for nitrat på 44 mg/l (målt som nitrat - tilsvarer 10 mg/l målt som nitrogen).

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger nitratkonsentrasjonene i grunnvann på omtrent samme nivå som i fjellbrønnene.

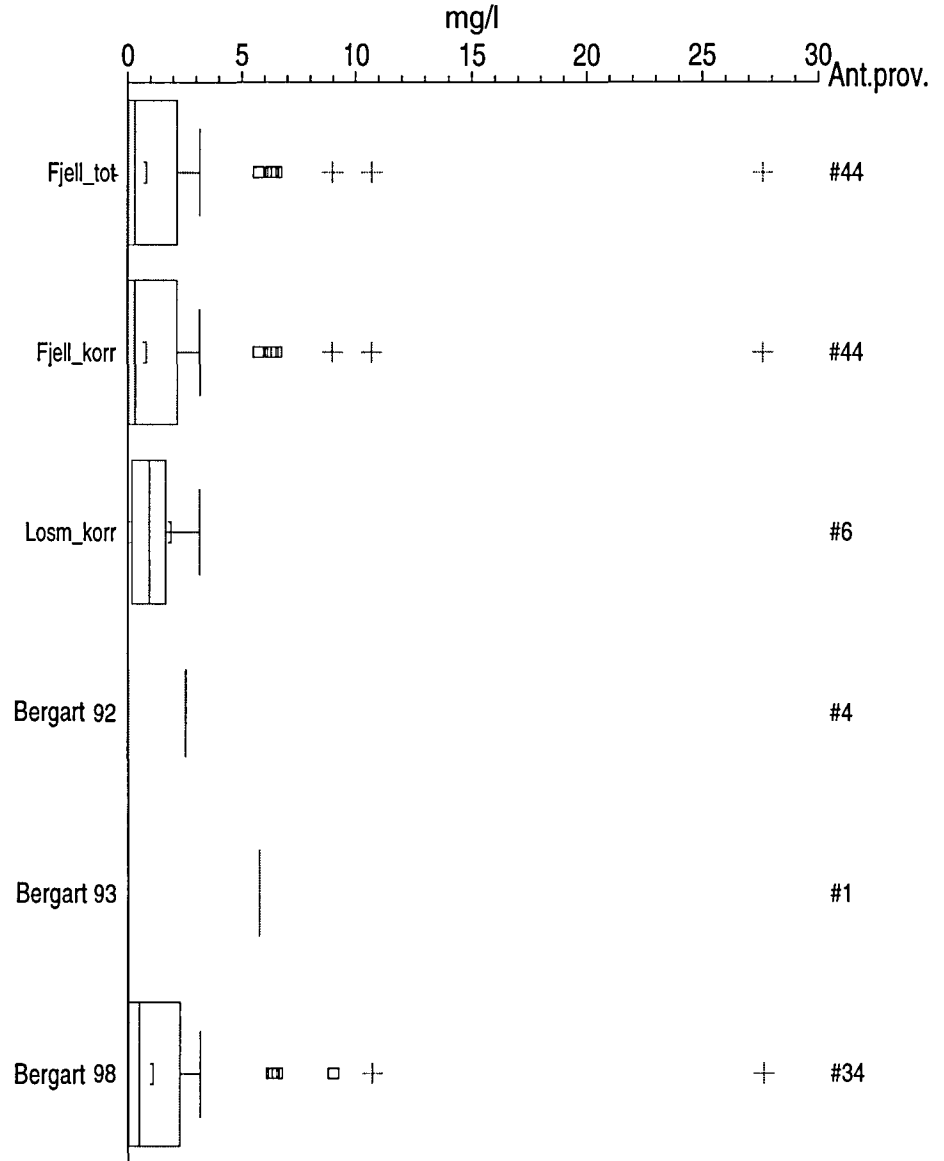
Figur 16a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 16b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



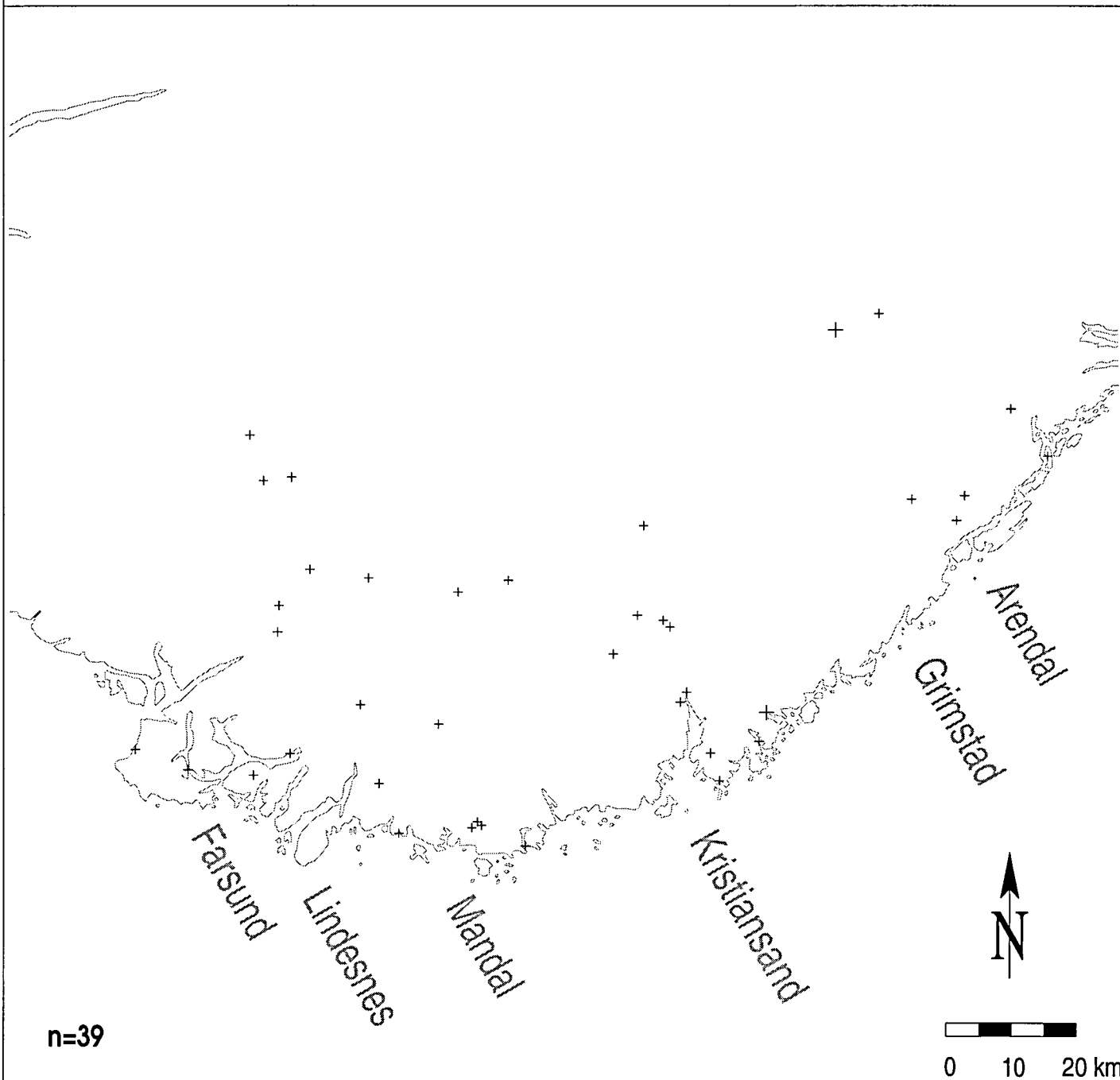
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

Grunnvannskjemi i fjellbronner

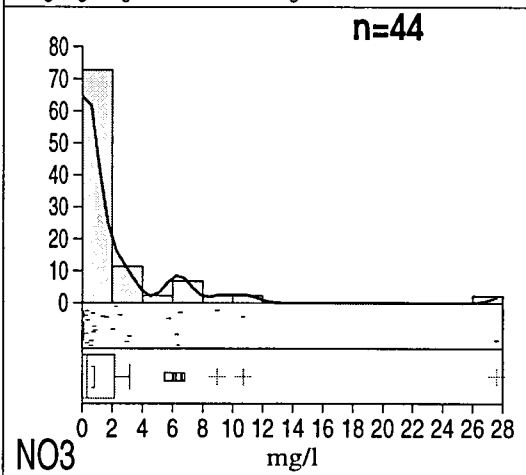
NITRAT







n=39




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

11/1997



-  132.00 - 200
-  44.00 - 132
-  10.00 - 44
-  0.03 - 10

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

-  over 3 ganger høyeste tillatte verdi
-  overskrider høyeste tillatte verdi
-  + + tilfredsstillt kravene i normen

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.13 Kalium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 1,71 mg/l. Høyeste registrerte kaliumkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Lillesand kommune (11,2 mg/l). Gneisbergartene (bergartsgruppe 98) synes å gi grunnvann med generelt høyere kaliumkonsentrasjoner enn bergartsgruppe 92 (prekambrisk granitt). Det bemerkes også at mediankonsentrasjon for kalium er signifikant høyere i Aust Agder enn i Vest Agder.

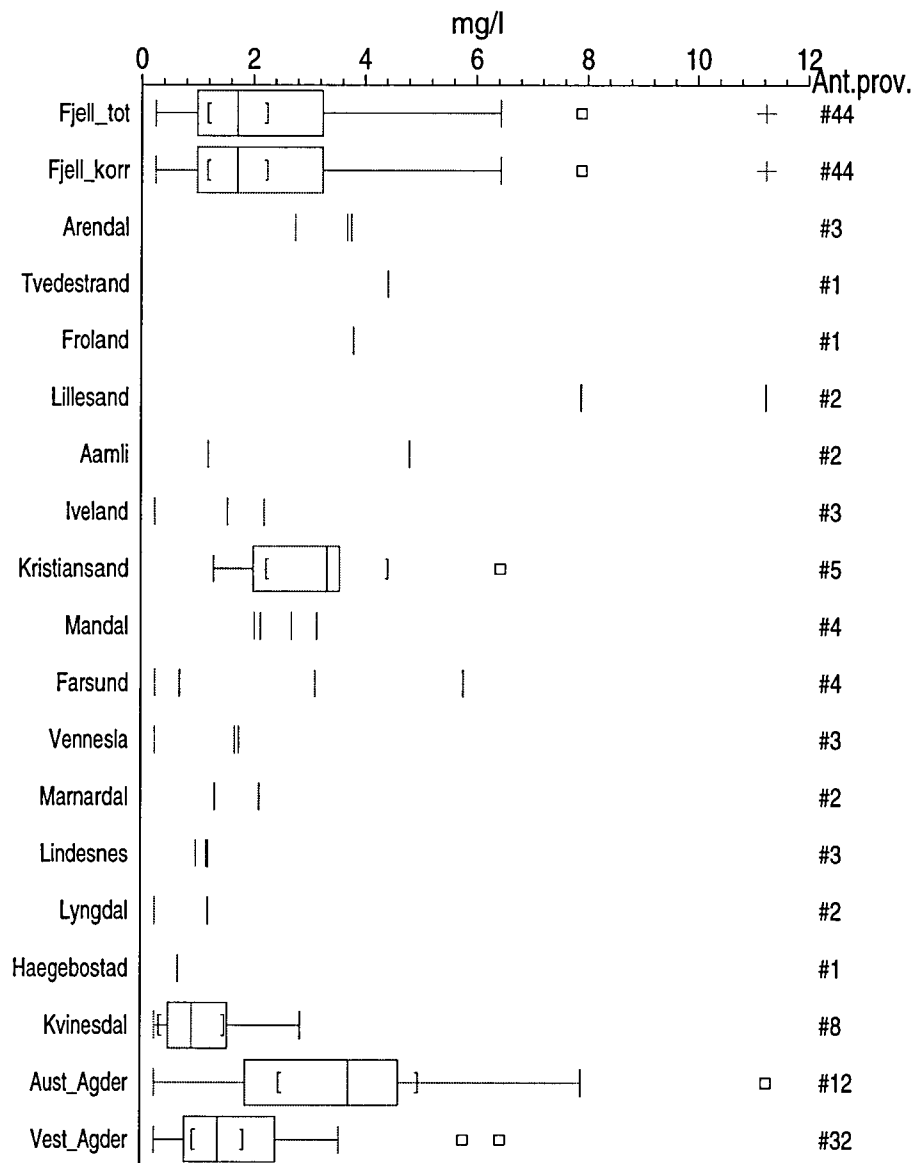
Ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen på 12 mg/l for kalium.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger kaliumkonsentrasjonene i grunnvann på et generelt lavere nivå enn i fjellbrønnene. Dette antyder at den viktigste kilden til kalium i de fleste fjellbrønnene er forvitring av kalium-holdige mineraler og/eller ionebytting.

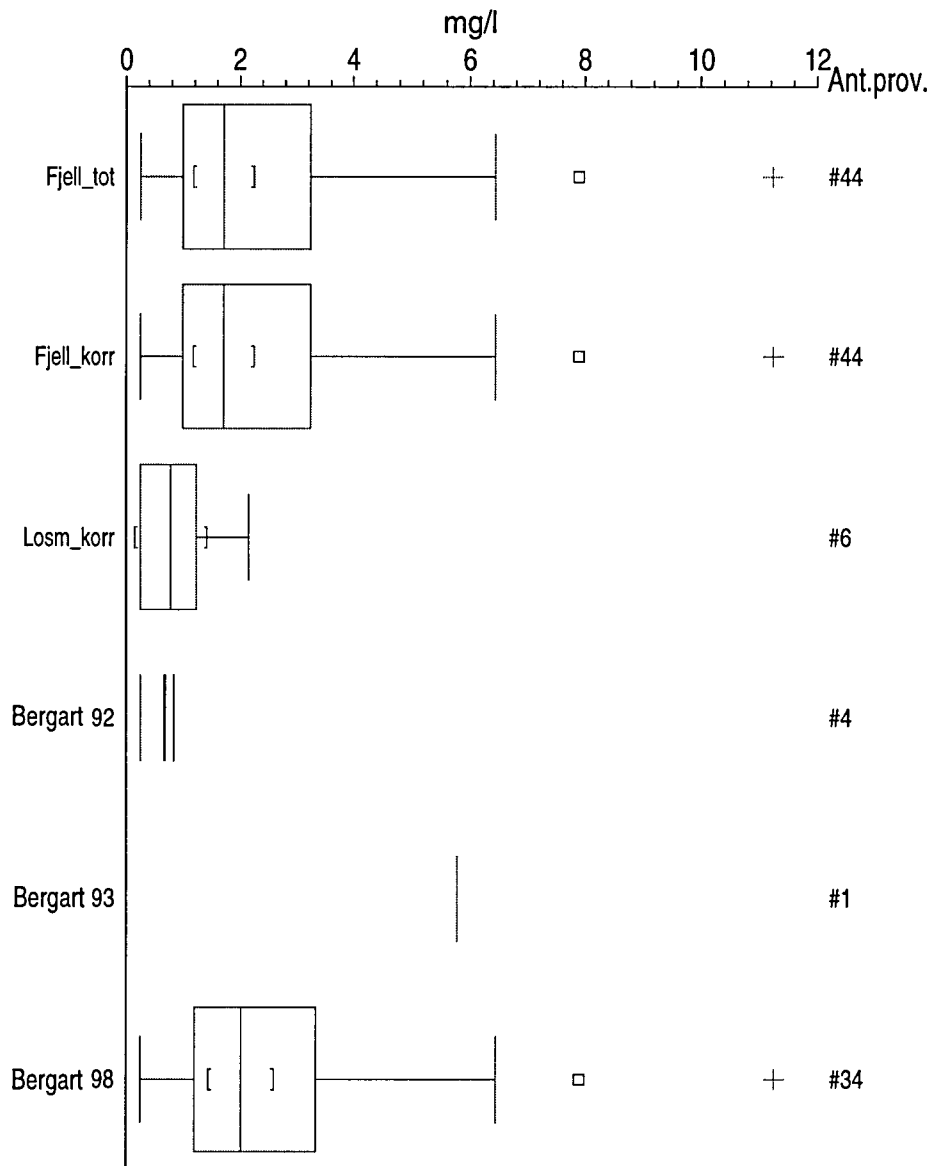
Figur 17a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploTT-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 17b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



Fordeling i bergart og bronntype



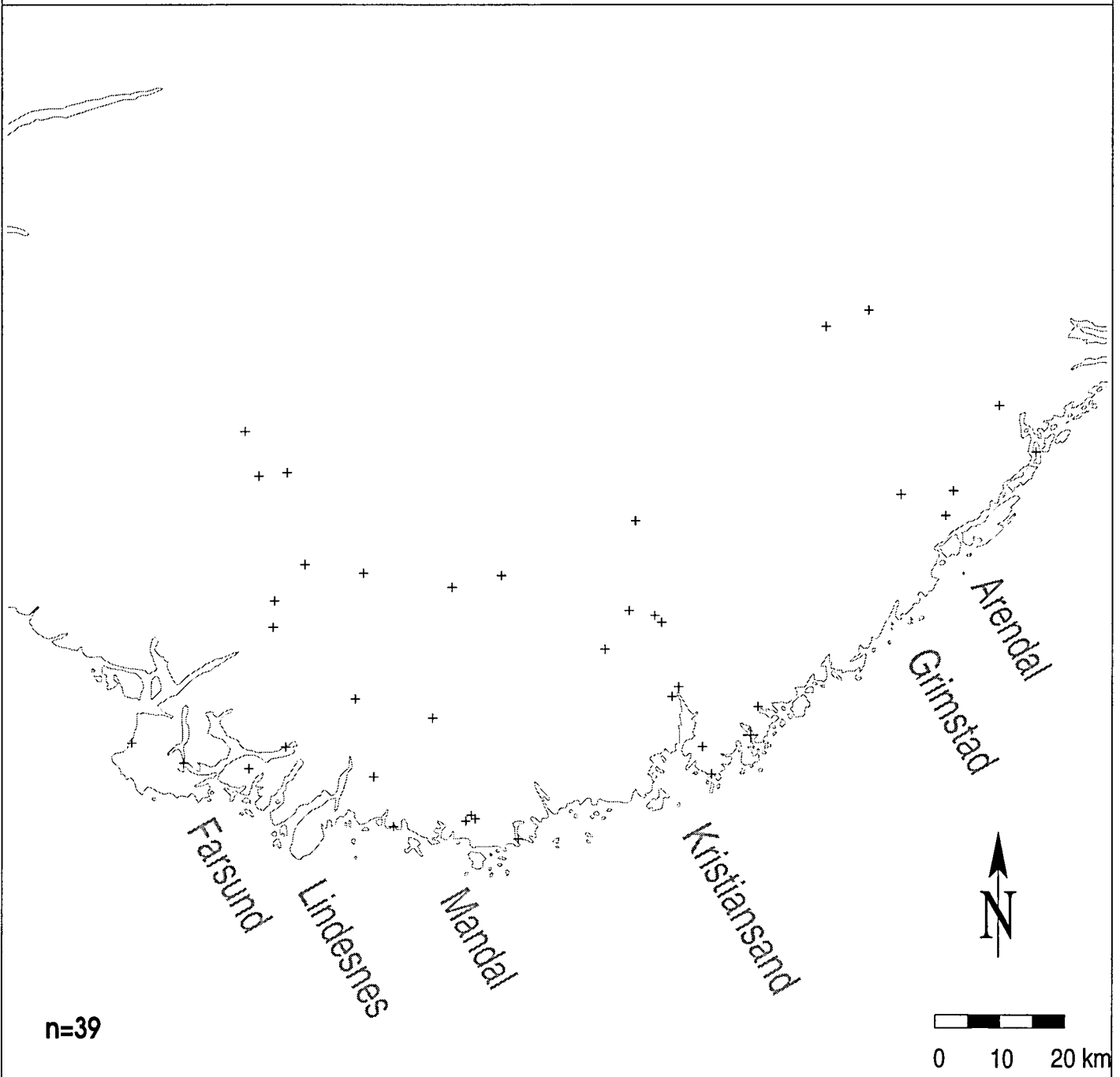
AGDER
 Grunnvannskjemi i fjellbrønner

KALIUM

AGDERFYLKENE

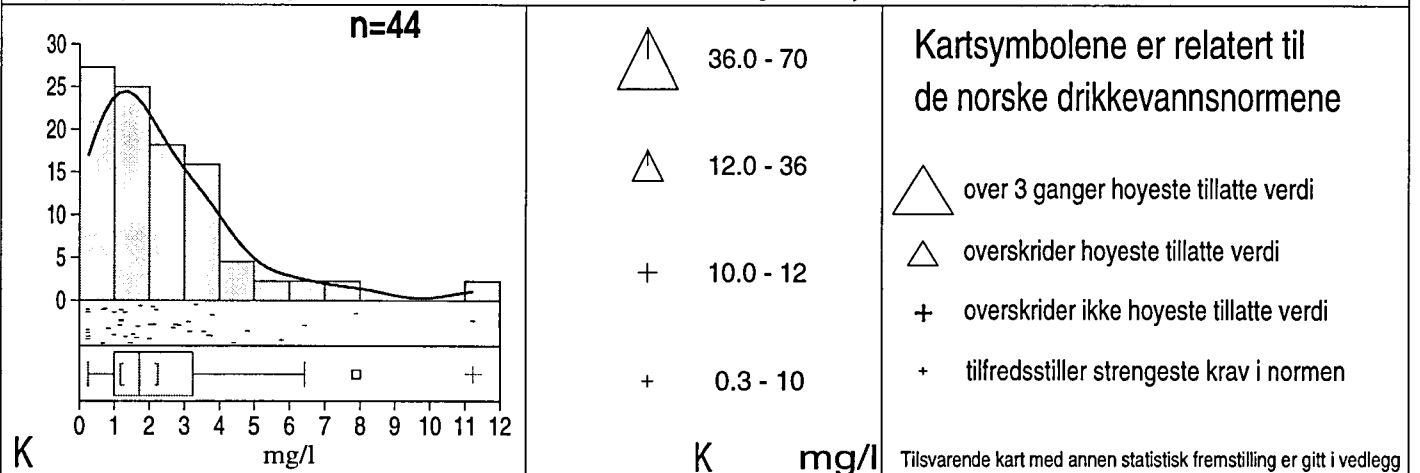
KALIUM

Grunnvannskjemi i fjellbronner



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

11/1997



6.14 Barium

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 29 µg/l. Høyeste registrerte bariumkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Mandal kommune (173 µg/l). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper. Vest Agder har en signifikant høyere mediankonsentrasjon for barium enn Aust Agder, og kommunene Mandal og Kristiansand har generelt høye bariumkonsentrasjoner.

Hele 20 % (9 av 44) av de undersøkte brønnene i Agderfylkene har høyere bariuminnhold enn veiledende drikkevannsnorm på 0,1 mg/l. Til sammenligning overskrider kun 8% av fjellbrønner veiledende norm på landsbasis.

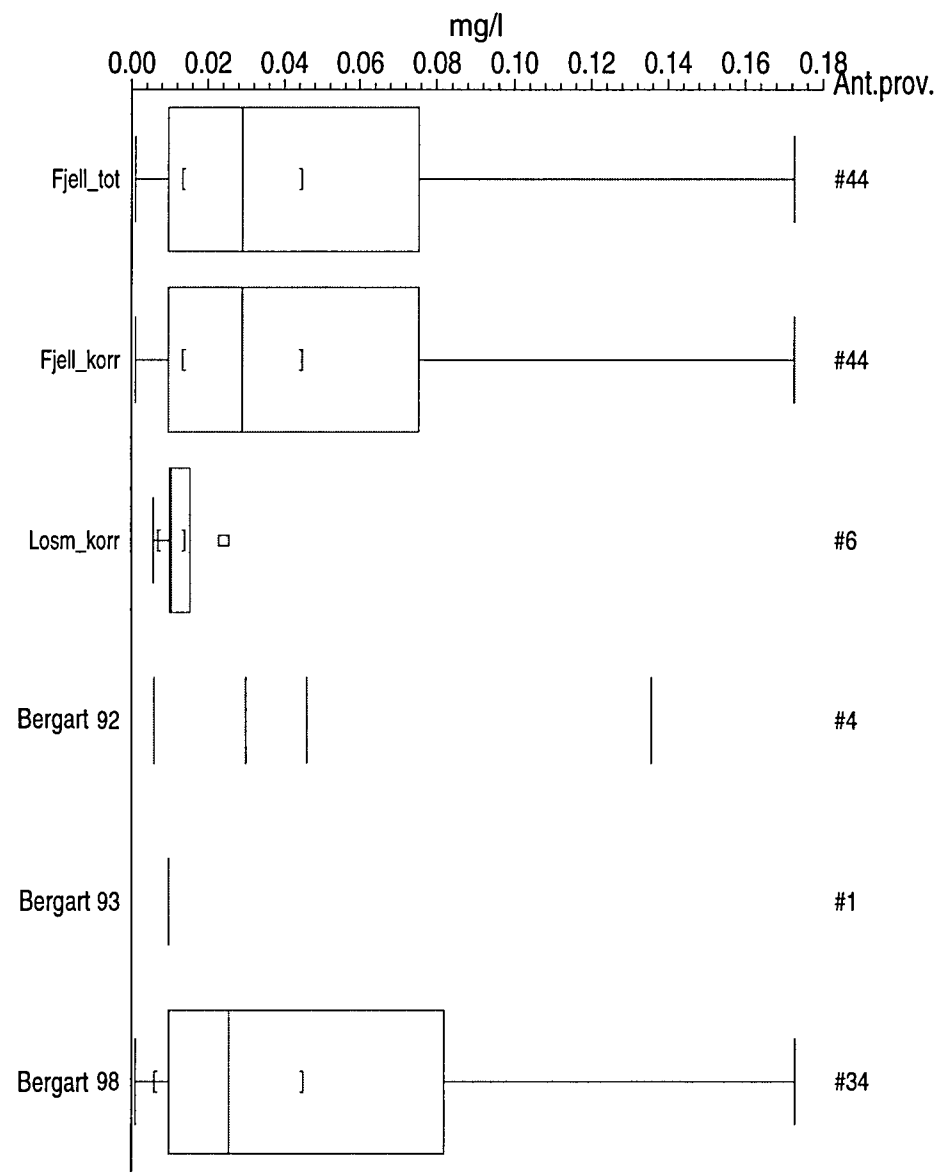
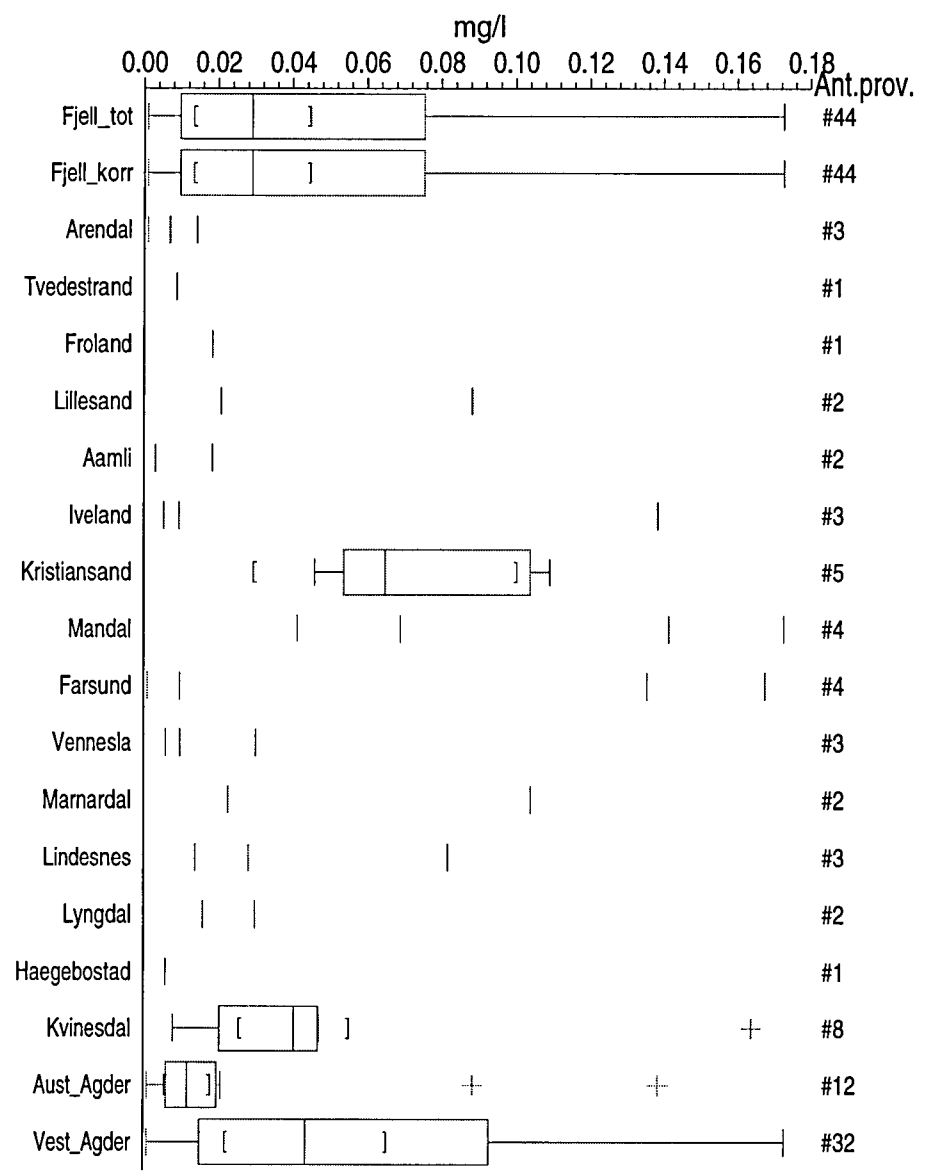
I de undersøkte løsmassebrønnene ligger bariumkonsentrasjonene i grunnvann på et generelt lavere nivå enn i fjellbrønnene.

Figur 18a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 18b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune

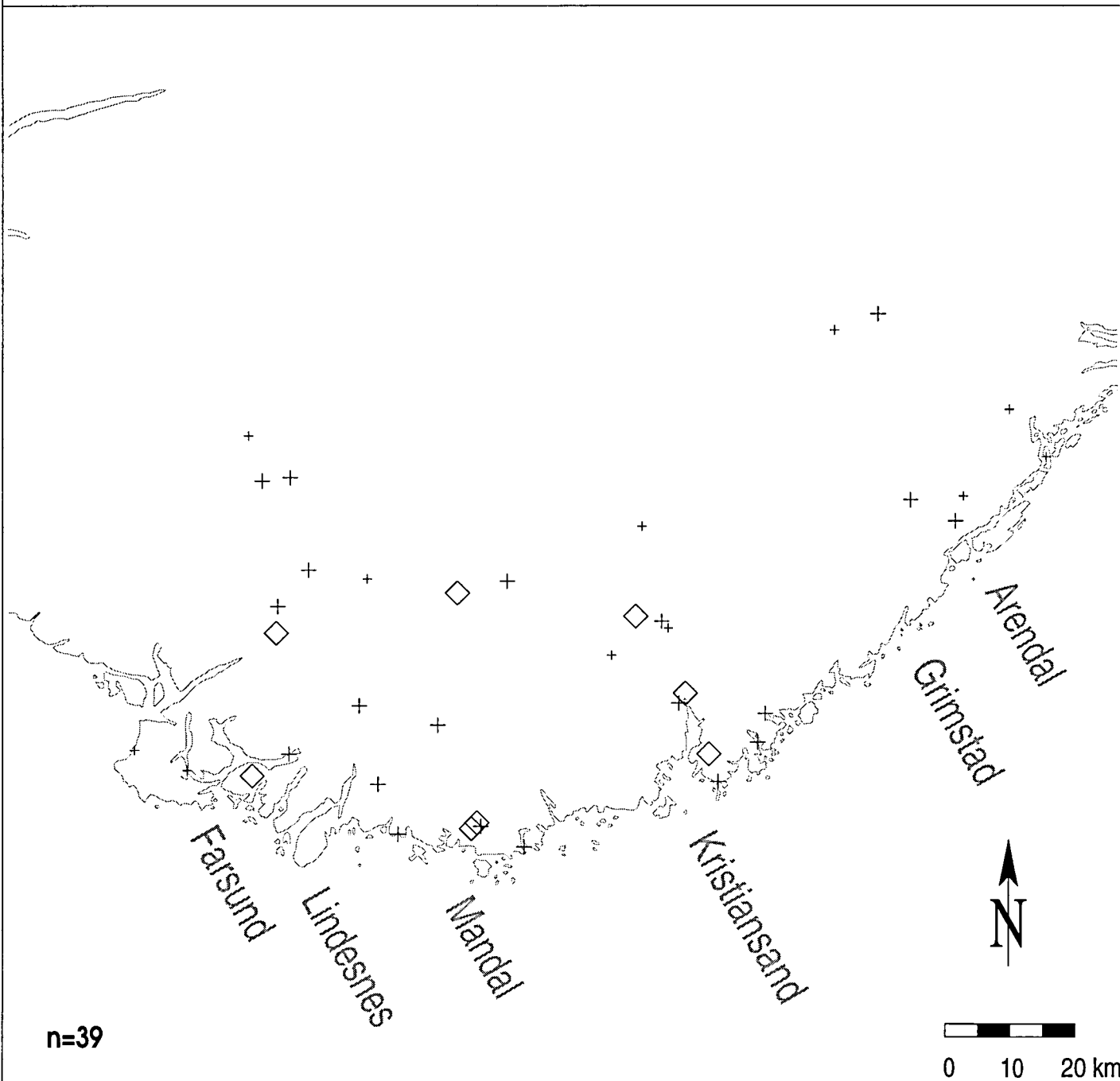
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

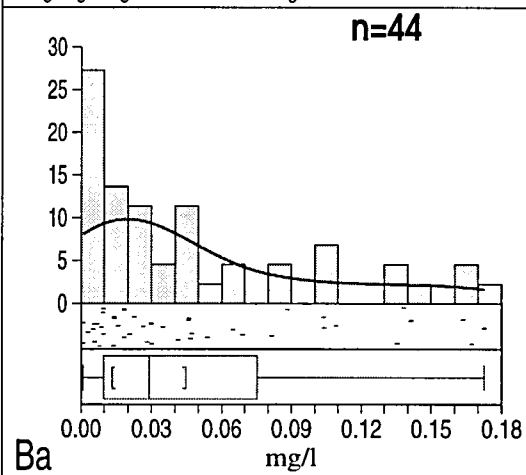
BARIUM

Grunnvannskjemi i fjellbronner



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

11/1997



- ◇ 0.300 - 3.100
- ◇ 0.100 - 0.300
- + 0.010 - 0.100
- + 0.001 - 0.010

Kartsymbolene er relatert til de norske drikkevannsnormene

- ◇ over 3 ganger veiledende verdi
- ◇ overskrider veiledende verdi
- + + overskrider ikke veiledende verdi

Tilsvarende kart med annen statistisk fremstilling er gitt i vedlegg

6.15 Beryllium

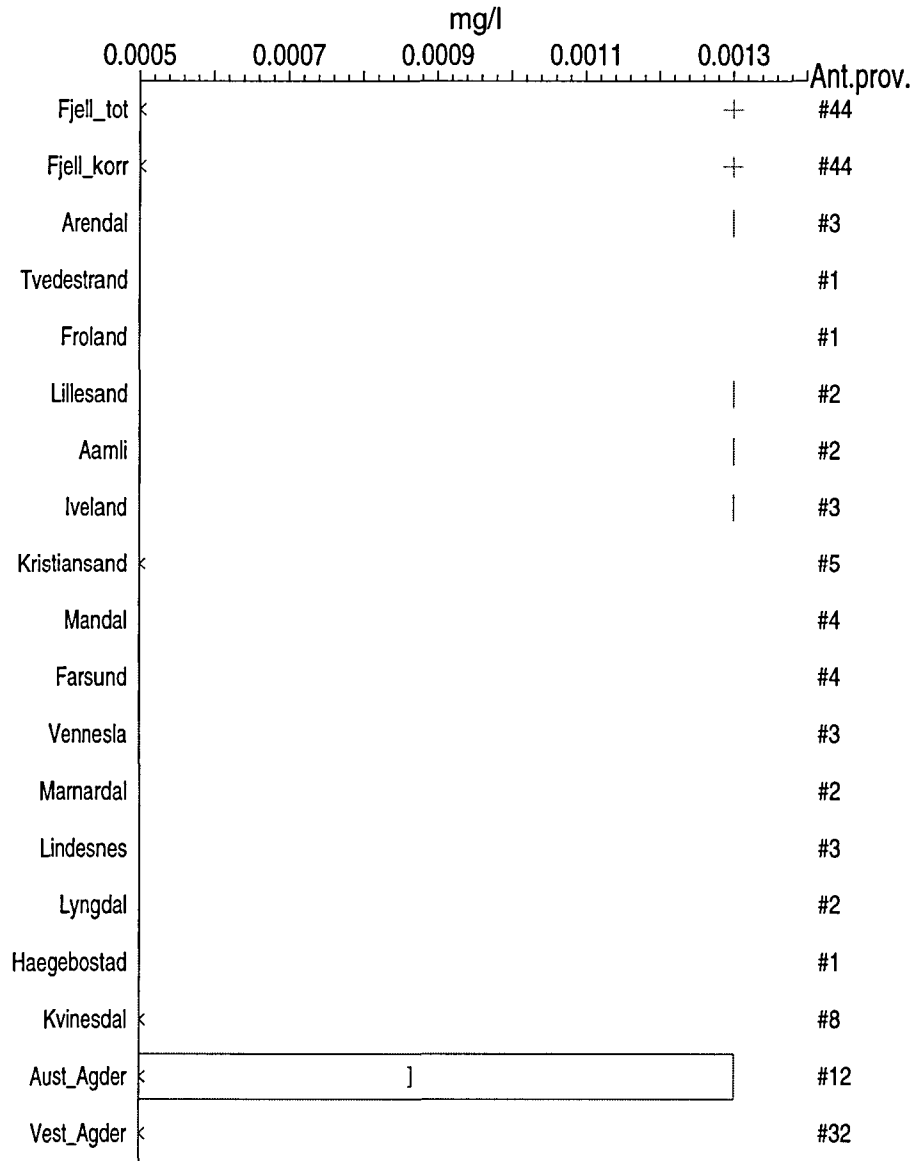
Av de innsamlede vannprøvene i Agderfylkene er det kun 5 prøver som har beryllium-innhold høyere enn den analytiske deteksjonsgrensen (1 µg/l). De 5 prøvene, fra gneisbergartene i Arendal, Åmli, Lillesand og Iveland kommuner, har alle en nominal konsentrasjon på 1,3 µg/l. Siden konsentrasjonene ligger tett ned mot deteksjonsgrensen, kan påliteligheten til resultatene være noe usikker.

Det er ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene som overskrider den amerikanske drikkevannsnormen på 4 µg/l for beryllium. Med en deteksjonsgrense på 1 µg/l for analysemetoden kan vi ikke si hvor mange som overskrider den russiske normen på 0,1 µg/l.

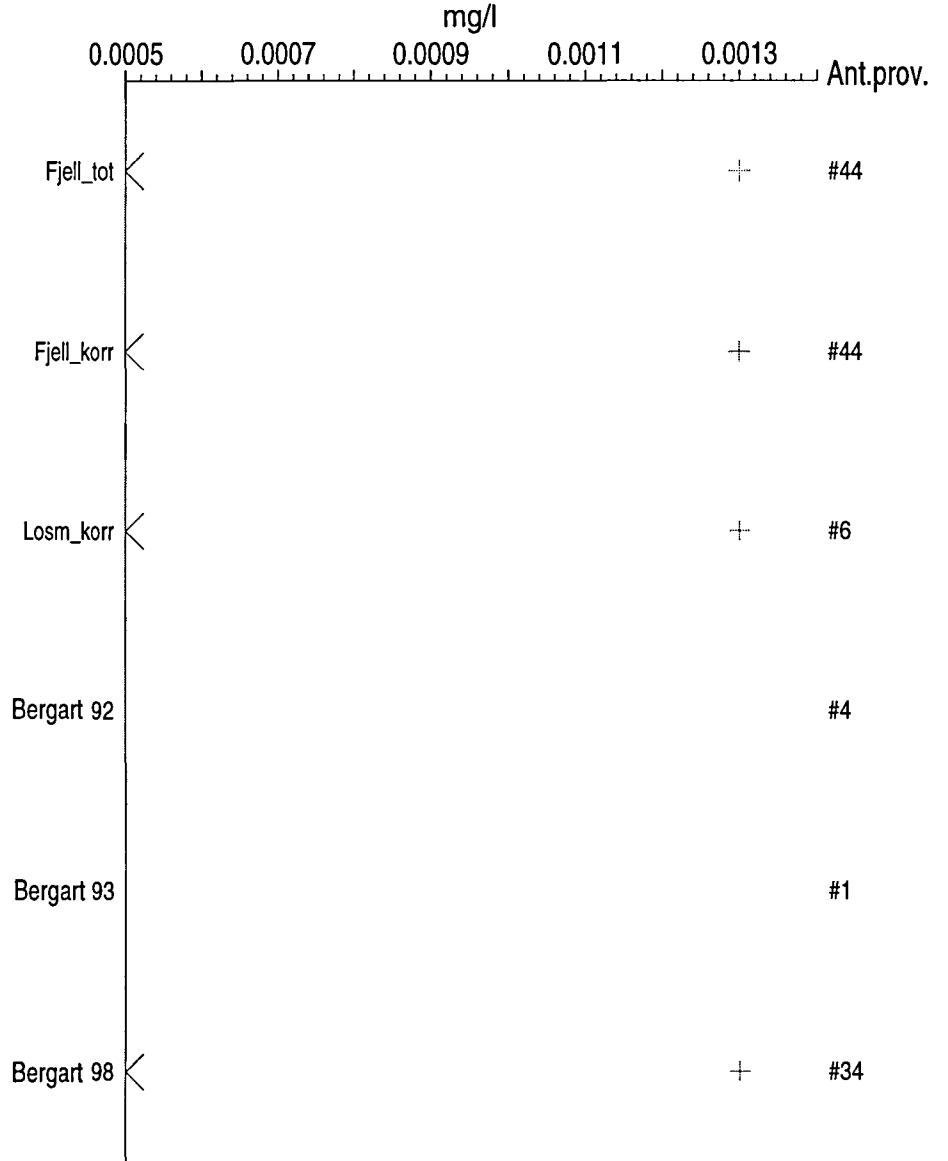
Figur 19a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksplott-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3. Når de fleste verdiene er like, slik som for Be i de fleste kommunene, får boksplottet en egenartet form.

Figur 19b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til amerikanske myndigheters kvalitetskrav til drikkevann (Fetter, 1994). Norske myndigheter har foreløpig ikke satt noen grense for beryllium i drikkevann. I nedre venstre hjørne av figuren er det vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



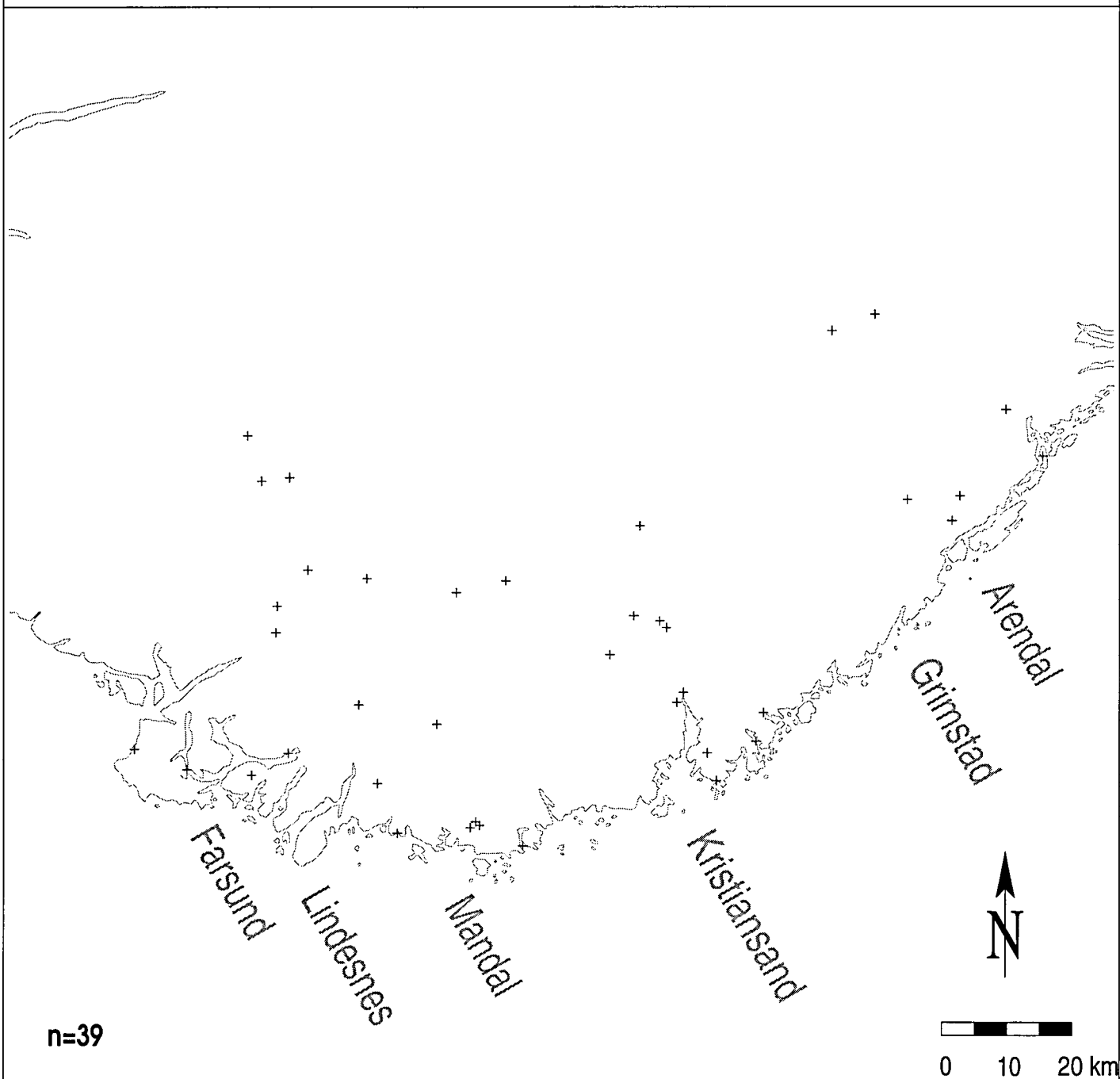
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

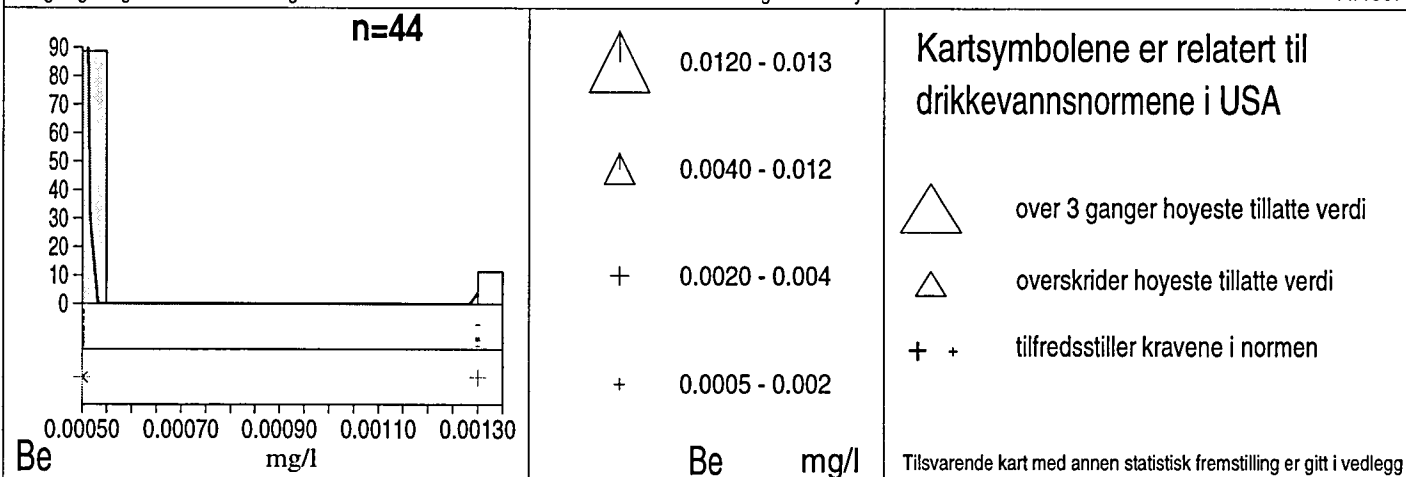
Grunnvannskjemi i fjellbronner

BERYLLIUM



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

11/1997



6.16 Sink

Medianverdien for hele datasettet (Fjell_korr) er 13 µg/l. Høyeste registrerte sinkkonsentrasjon i grunnvann i fjell i Agderfylkene er fra prekambrisk gneis (bergartsgruppe 98) i Kristiansand kommune (0,22 mg/l). Med det foreliggende datasettet kan man ikke identifisere noen klare signifikante forskjeller mellom bergartsgrupper eller kommuner.

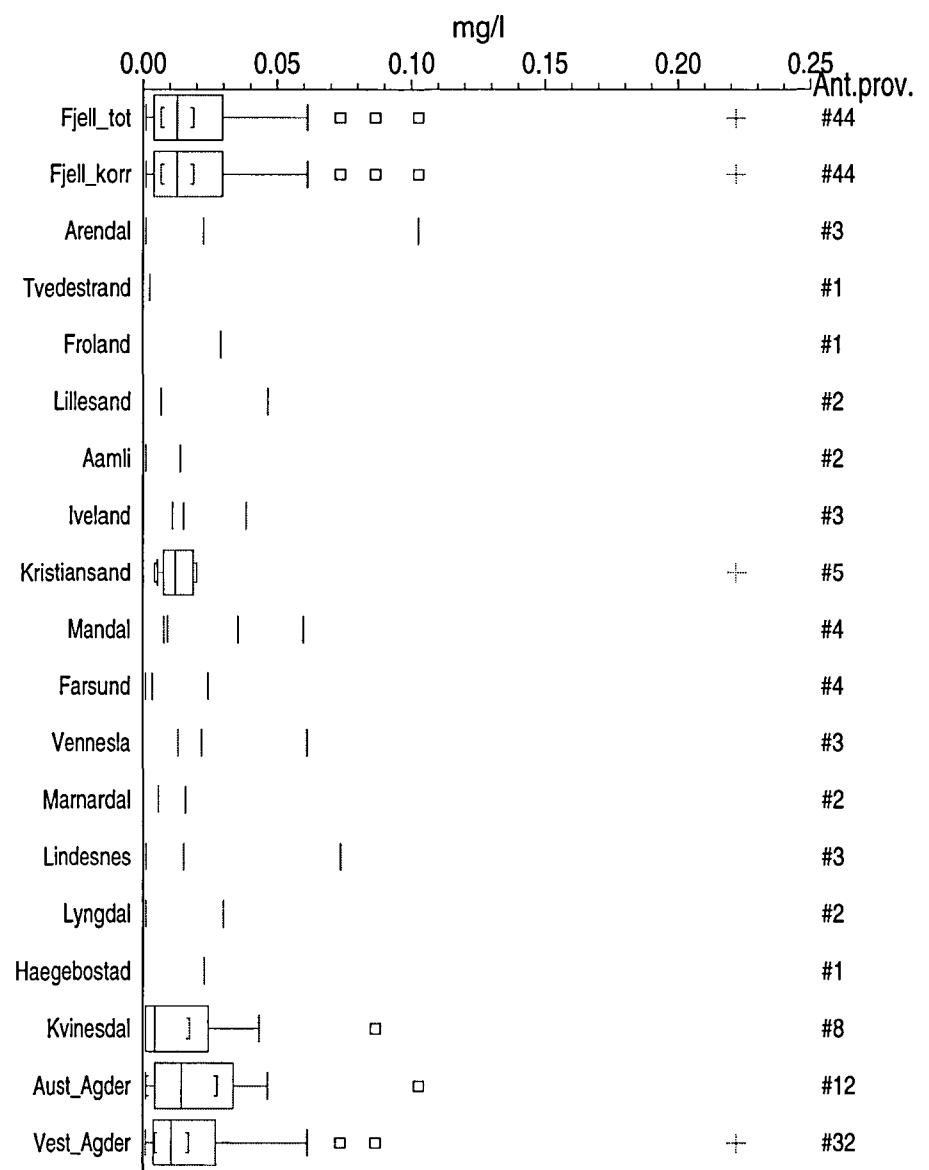
Ingen av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene overskrider drikkevannsnormen på 0,3 mg/l for sink.

I de undersøkte løsmassebrønnene ligger sinkkonsentrasjonene i grunnvann på et høyere nivå enn i fjellbrønnene. Dette skyldes at sink er mer løselig ved lavere pH-forhold, slik det ofte er i grunnvann i løsmasser (avsnitt 6.5). Høyeste sinkinnhold i grunnvann fra løsmasse i Agderfylkene er 0,53 mg/l.

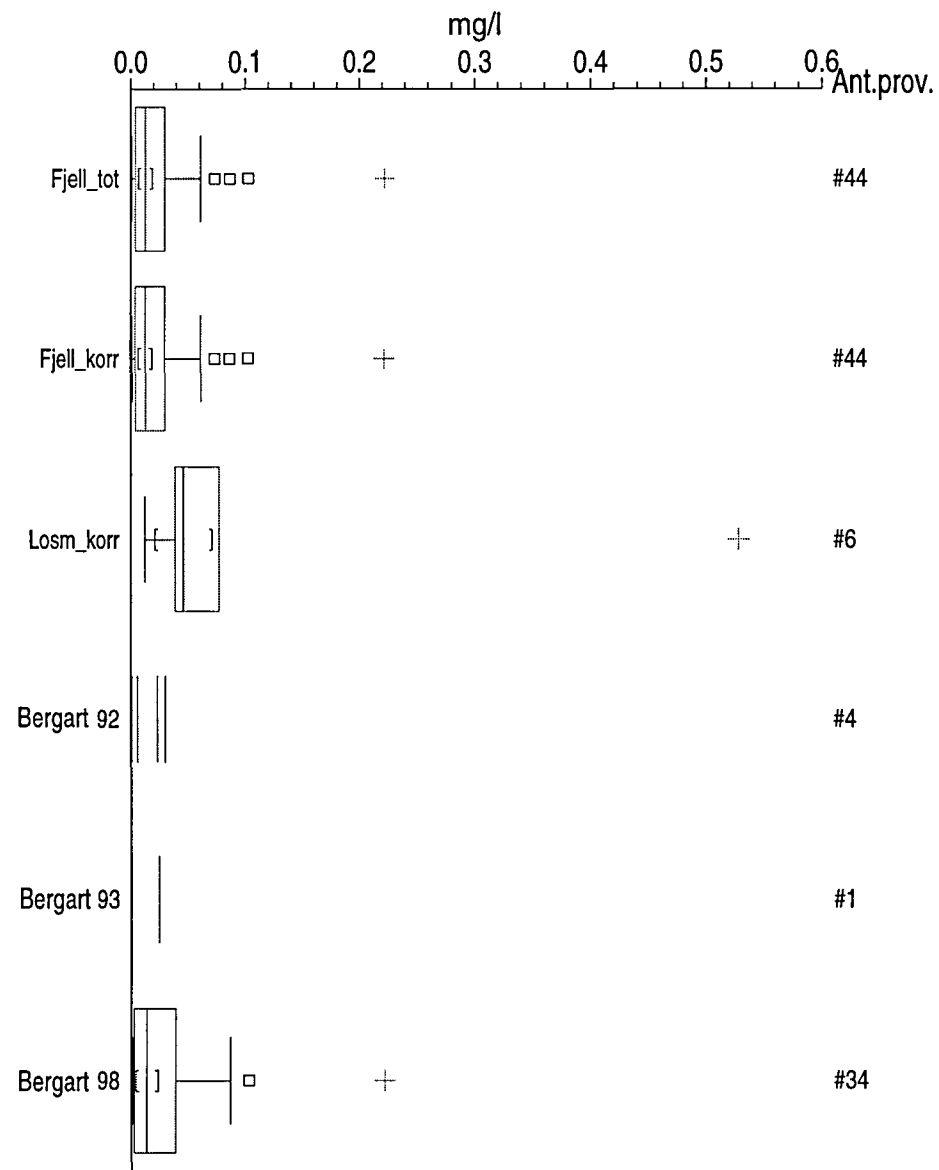
Figur 20a viser hvordan analyseresultatene fordeler seg statistisk i hver kommune og i forhold til bergart/brønntype. For en kort innføring i tolkning av boksploTT-diagrammer vises det til avsnitt 5.5.1 og figur 3.

Figur 20b viser den geografiske fordelingen av analyseresultatene sett i forhold til myndighetenes kvalitetskrav til drikkevann (Sosial- og helsedepartementet, 1995). I tillegg er det i nedre venstre hjørne av figuren vist et frekvensdiagram som gir et bilde av den prosentvise fordelingen av de ulike konsentrasjonene.

Fordeling innen hver kommune



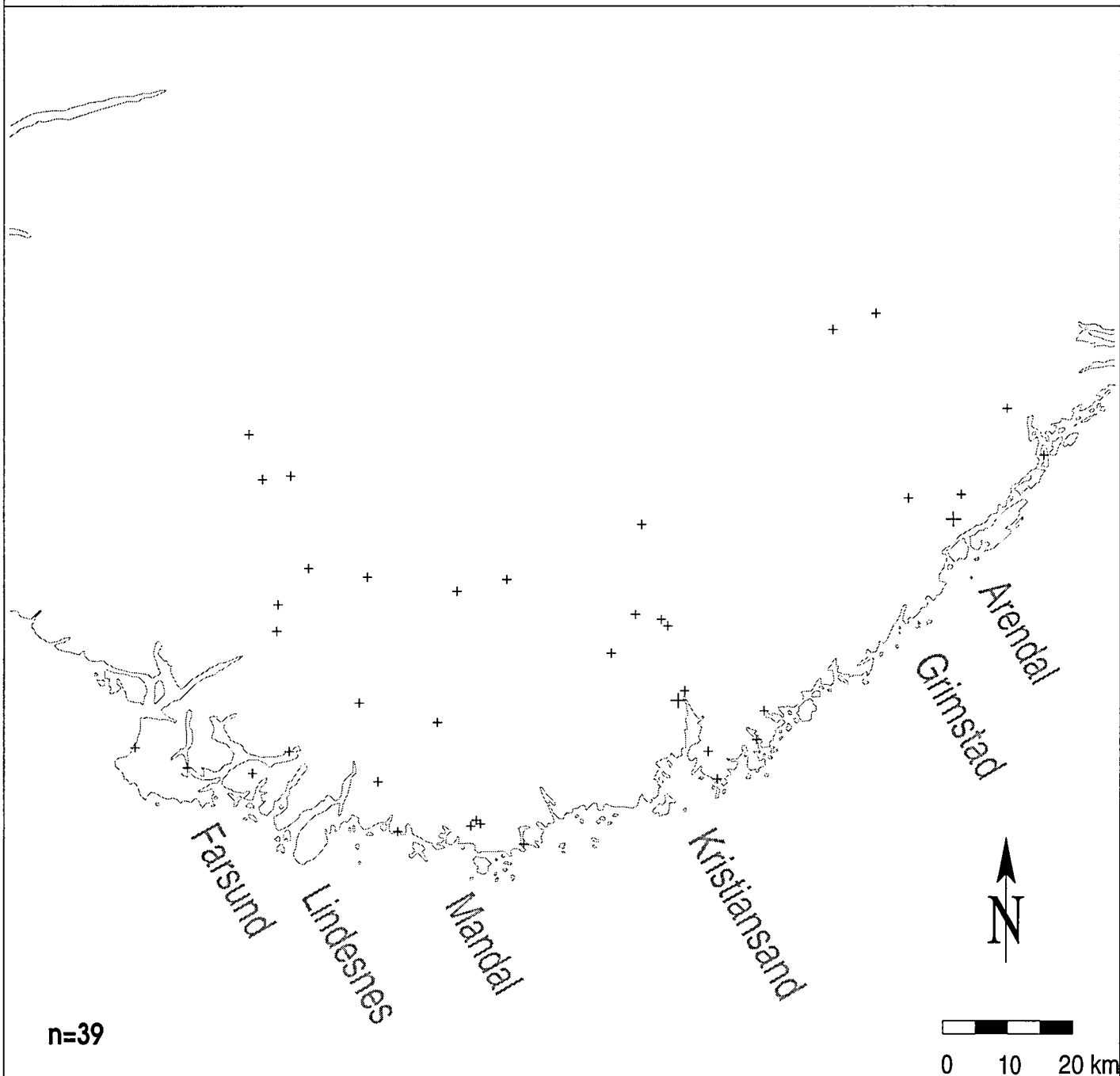
Fordeling i bergart og bronntype



AGDERFYLKENE

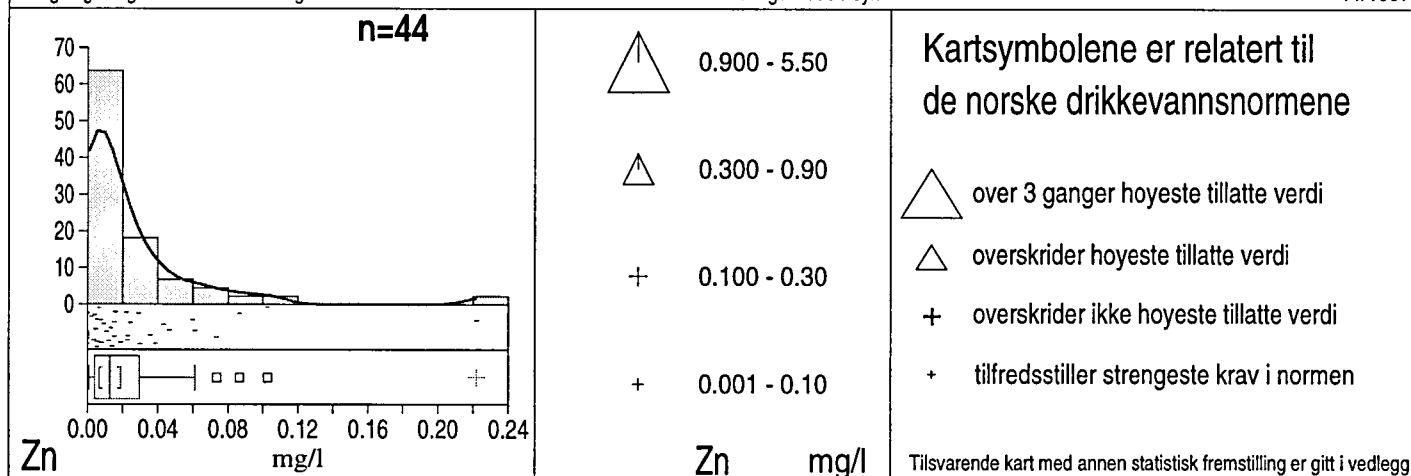
Grunnvannskjemi i fjellbronner

SINK



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

11/1997



7. KONKLUSJONER

En ikke ubetydelig andel av borede grunnvannsbrønner i fjell gir vann som er utenfor kvalitetsnormene for godt drikkevann. Nedenfor er vist en tabell som sammenfatter andelen brønner i Agderfylkene som ikke tilfredsstiller drikkevannsnormen for en eller flere parametre. Tilsvarende tall for landet som helhet er også vist.

Tabell 3: Oppsummering av andel fjellborebrønner (Fjell_korr) med drikkevann utenfor normene.

Parameter	Norm	Fotnote	Utenfor/total (Agderfylkene)	Utenfor/total (Norge)
pH (surhetsgrad)	< 8.5	1	2/44	97/1604
	> 6.5	1	0/44	18/1604
Radon	< 500 Bq/l	3	3 /44	222/1601
Fluorid	< 1.5 mg/l	1	14/44	258/1604
Natrium	< 20 mg/l	2	19/44	579/1604
	< 150 mg/l	1	1/ 44	46/1604
Alle ovenfornevnte (pH, Rn (500 Bq/l), F og Na (150 mg/l)).	I samsvar		25/44	1123/1601
	Utenfor		19/44	478/1601
Kalsium	< 25 mg/l	2	24/44	887/1604
	> 15 mg/l	2	11/44	422/1604
Kalium	< 12 mg/l	1	0/44	16/1604
Magnesium	< 20 mg/l	1	0/44	18/1604
Barium	< 100 µg/l	2	9/44	122/1604
Nitrat	< 44 mg/l	1	0/44	13/1604

1 = Høyeste (eller laveste) tillatte konsentrasjon

2 = Veiledende verdier

3 = Anbefalt tiltaksgrense

Kun 7 % av de undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene har høyere radonkonsentrasjoner enn anbefalt tiltaksgrense, mens tilsvarende prosent for landet som helhet er 13,9 %.

Fluoridinnholdet overskrider drikkevannsnormen i 32 % av undersøkte fjellbrønnene i Agderfylkene og i 16,1 % for hele landet. Dersom en betrakter resultatene for pH, radon, fluorid og natrium under ett har 43 % av fjellbrønnene i Agderfylkene vannkvalitet som ikke tilfredsstiller kravene. Tilsvarende tall på landsbasis er 29,9 %. Bariuminnholdet viser ca. 20 % overskridelse av drikkevannsnormen, sammenlignet med kun 8 % på landsbasis.

Det er grunn til å understreke at de fleste «problemparametrene» (radon, fluor osv.) først og fremst forekommer i **brønner i fast fjell**, og at de fleste av disse brønnene forsyner forholdsvis få personer. Nesten alle større grunnvannsanlegg er basert på grunnvann i løsmasser, hvor slike problemer meget sjelden forekommer.

Resultatene av denne undersøkelsen viser at både høye og lave verdier av et grunnstoff kan forekomme i samme område og at det er viktig å være klar over behovet for å **analysere** vann som skal brukes som drikkevann. Både brønneiere, brønnborere og lokale næringsmiddeltilsyn må ta ansvar for å fremskaffe kunnskap om vannets kjemiske sammensetning - og eventuelt iverksette tiltak for vannbehandling.

To typer tiltak kan gjennomføres dersom man oppdager problemparametre 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 natriumfattig kosthold.

Videre råd om behandlingsmuligheter for radon og fluor finnes i vedlegg 7. 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.
- Barbier, J.P., Mazounie, P., Svedberg, G., Ginocchio, J.C., Schoeman, J.J. & Botha, G.R. (1984) Methods for reducing high fluoride content in drinking water. *Water Supply* 2, nr. 3-4 SS8, 1-15.
- Barnes, A.J. (1986) Water pollution control; national primary drinking water regulations; radionuclides. *U.S. Federal Register*, 51 / 189, 30/9/86, 34836-34862.
- Bhargava, D.S. & Killedar, D.J. (1991) Comparison of fluoride removal efficiencies of fishbone and animal-bone charcoals. J. Institution of Engineers (India), *Environmental Engineering Division*, 72, nr. EN1, 9-11.
- Bhargava, D.S. & Killedar, D.J. (1992) Fluoride adsorption on fishbone charcoal through a moving media adsorber. *Water Research*, 26, nr. 6, 781-788.
- Bishop, P.L. & Sansoucy, G. (1978) Fluoride removal from drinking water by fluidized activated alumina adsorption. *J. American Water Works Association* 70, nr. 10, 554 - 559.
- Books C. (1995) Orienterande undersökning av effekten av vattenbehandlingsutrustning på radon-halten i vatten från borrade brunnar. SSI-rapport 95-14. Statens strålskyddsinst., Stockholm.
- Bulusu, K.R. (1984) Defluoridation of waters using a combination of aluminium chloride and aluminium sulphate. *Journal of Inst. Engineers, India, Environmental Engineering*

Division 65, nr. EN1, 22-26.

- Bulusu, K.R. & Nawlakhe, W.G. (1990) Defluoridation of water with activated alumina continuous contacting system. *Indian Journal of Environmental Health* 32, nr. 3, 197-218.
- Cameron, A.P., Drury, P.J., Harston, G.A. & Ineson, P.R. (1988) Aluminium and fluoride in the water supply and their removal for haemodialysis. *Science of the Total Environment* 76, 19-28.
- Chaturvedi, A.K., Yadava, K.P., Pathak, K.C. & Singh, V.N. (1990) Defluoridation of water by adsorption on fly ash. *Air and Soil Pollution* 49, 51-61.
- Choi, W.W. & Chen, K.Y. (1979) The removal of fluoride from waters by adsorption. *J. American Water Works Association* 71, nr. 10, 562-570.
- Clifford, D., Matson, J. & Kennedy, R. (1978) *Industrial Water Engineering* 15, nr. 7, 6-7 and 9-12.
- Contu, A., Crucchi, M., Mulas, P., Sarritzu, G. & Scarpa, B. (1981) Removal of fluoride ions in hyperfluoridized waters (in Italian). *Inquinamento* 23, nr. 3, 45-48.
- Dieye, A., Mar, C. & Rumeau, M. (1994) Defluoridation of drinking water supplies. *Tribune de l'eau*, 47, nr. 568, 27-34.
- 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.
- Dunckley, G.G. & Malthus, R.S. (1961) Removal of fluoride from fluoridated water containing 1 ppm fluoride. *New Zealand Journal of Science* 4, 594-596.
- 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.
- Guo-Xun, X. (1994) Fluoride removal from drinking water by activated aluminium with CO₂ gas acidizing method. *Aqua* 43, nr. 2, 58-64.
- Huxstep, M.R. & Sorg, T.J. (1987) Reverse osmosis treatment to remove inorganic contaminants from drinking water. *U.S. National Technical Information Service, Cincinnati, Ohio, Report PB88-147780*, 60 pp. (EPA 600/2-87/109).
- 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.
- Jinadasa, K.B.P.N., Weerasooriya, S.W.R. & Dissanayake, C.B. (1988) A rapid method for the defluoridation of fluoride-rich drinking waters at village level. *International*

- Journal of Environmental Studies* 31, nr. 4, 305-312.
- Jinadasa, K.B.P.N., Dissanayake, C.B. & Weerasooriya, S.V.R. (1991) Use of serpentinite in the defluoridation of fluoride-rich drinking water. *International Journal of Environmental Studies*, 37, 43-63.
- Karthikeyan, G., Meenakshi, S. & Apparao, B.V. (1994) Defluoridation technology based on activated alumina. *Proc. 20th WEDC Conference*, Colombo, Sri Lanka, 278-280.
- Killedar, D.J. & Bhargava, D.S. (1988) An overview of defluoridation methods (part I and II). *Journal of Public Health Engineers, India*, nr. 1 6-13 and nr. 2, 37-44.
- Killedar, D.J. & Bhargava, D.S. (1993) Effects of stirring rate and temperature on fluoride removal by fishbone charcoal. *Indian Journal of Environmental Health*, 35, nr. 2, 81-87.
- Lidén E., Lindén A., Andersson L., Åkerblom G., Åkesson T. (1995) Radon i vatten från bergbörade brunnar. Resultat från en undersökning i Örebro kommun. SSI-rapport 95-18. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm.
- Kirjuhin, V.A., Korotkov, A.N. & Shvartsev, C.L. (1993) *Gidrogeohimija [Hydrogeochemistry - in Russian]*, Nedra, Moscow, 383 pp.
- 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).
- Mazounie, P. & Mouchet, P. (1984) Available processes for the removal of fluoride from drinking waters. *Revue Française des Sciences de l'Eau* 3, nr. 1, 29-51.
- 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., Strand, T., Furuhaug, L., Skarphagen, H. og Banks, D. (in press) Radon Concentrations in Groundwater From Quaternary Sedimentary Aquifers in Relation to Underlying Bedrock Geology. Akseptert for publisering i *Ground Water*.
- 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.
- Naralakhe, W.G. & Bulusu, K.R. (1989) Nalgonda technique - a process for removal of excess fluoride from water. *Water Quality Bulletin* 14, nr. 4, 218-220.

- N'Dao, I., Lagaude, A. & Travi, Y. (1992) Experimental defluoridation of Senegalese underground waters with aluminium sulphate and basic aluminium polychlorosulphate. *Sciences et Technologies de l'Eau*, 26, nr. 3, 243-249.
- Norges geologiske undersøkelse (1997) NGU-Labs kvalitetssystem. *NGU-SD 3.1-3.9*
- O'Brien, W.J. (1983) Control options for nitrates and fluorides. *Water Engineering & Management* 130, nr. 7, 36-38 and 53.
- Padmasiri, J.P. & Fonseka, W.S.C.A. (1994) Low cost fluoride removal filters. *Proc. 20th WEDC Conference*, Colombo, Sri Lanka, 1994, 295-296.
- Padmasiri, J.P., Fonseka, W.C.S.A. & Liyanapatabendi, T. (1995) Low cost fluoride removal by an upward flow household filter. *Water Supply*, 13, 59-64.
- Potgieter, J.H. (1990) An experimental assessment of the efficacy of different defluoridation methods. *ChemSA* 16, nr. 12, 317-318 and 327. South Africa.
- Qianjie, Z. & Hanwen, L. (1992) Aluminium phosphate for the defluorination of potable water. *Environment International* 18, nr. 2, 307-310.
- Reimann, C. et. al. (1995) Trace element content of 150 hardrock groundwater samples from the surroundings of Bergen and Oslo. Foredrag på The 5th 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.
- Rongshu, W., Haiming, L., Ping, N. & Ying, W. (1995) Study of a new adsorbent for fluoride removal from waters. *Water Quality Research Journal of Canada*, 30, 81-88.
- Rubel, F. & Woolsey, R.D. (1978) Removal of excess fluoride from drinking water. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), *Office of Water Supply, Washington DC, Report PB82-237090*, 16pp. (P04BRUB).
- 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.
- Samchenko, Z.A., Goronovskii, I.T. & Vakhnin, I.G. (1987) Defluoridation of water with type KU-23 macroporous cation exchanger in the Al-form. *Soviet Journal of Water Chemistry and Technology* 9, nr. 1, 112-114.
- Schneiter, R.W. & Middlebrooks, E.J. (1983) Arsenic and fluoride removal from groundwater by reverse osmosis. *Environment International* 9, nr. 4, 289-292.
- Sigmond, E.M.O. (1992) *Berggrunnskart, Norge med havområder*. Målestokk 1:3 millioner, Norges geologiske undersøkelse.
- Slipchenko, V.A. & Malitskaya, T.N. (1987) Absorption of fluorine from potable water by active carbon treated with aluminium sulphate. *Soviet Journal of Water Chemistry and Technology* 9, nr. 1, 38-40.
- Sosial- og helsedepartementet (1995) Forskrifter om vannforsyning og drikkevann m.m.

- Nr. 68. I-9/95.
- 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. Helseerisiko, 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.
- Tjiiook, T.K. (1983) Defluoridation of water supplies. *Waterlines 2*, nr. 1, 26-27.
- 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) (1984) Technologies and costs for the removal of fluoride from potable water supplies (draft). U.S. National Technical Information Service, Springfield, Virginia, Report No. PB85-198679, 120 pp. (04BaUNI).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1997) National Primary Drinking Water Regulations. <http://www.epa.gov/OGWDW/hfacts.html>
- Wasay, S.A., Haron, M.J. & Tokunaga, S. (1996) Adsorption of fluoride, phosphate and arsenate ions on lanthanum-impregnated silica gel. *Water Environment Research* 68, 295-300.
- 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)*.
- Wu, Y.C. (1978) Activated alumina removes fluoride ions from water. *Water & Sewage Works* 125, nr. 6, 76-78 and 80-82.
- Zevenbergen, C., van Reeuwijk, L.P., Frapporti, G., Louws, R.J. & Schuiling, R. (1996) A simple method for defluoridation of drinking water at village level by adsorption on Ando soil in Kenya. *Science of the Total Environment* 188, 225-232.
- 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

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. Figur 4c-20c. Geokjemiske kart for utvalgte elementer
- Vedlegg 7. Behandlingsmetoder for radon og fluorid

PRØVETAKINGSPROSEDYRE FOR MÅLING AV RADON I VANN



NB! TIDEN FRA PRØVETAKING TIL ANALYSE VED STATENS STRÅLEVERN MÅ VÆRE KORTTEST 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 stempelet inn til «første stoppunkt». Med stempelet i denne posisjonen føres spissen ned i senter av vannvolumet, stempelet 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 stempelet 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 stempelet 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 husstander 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/m³

Ja, i vann

År : _____ Resultat : _____ kBq/m³

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/m³

Prøve nr : _____
Prøvetakingspunkt: _____
 Prøve tatt : _____ dato _____ kl
 Prøve avlest : _____ dato _____ kl
 Radonkonsentrasjon : _____ kBq/m³

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.
- 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 ⁻¹	0.04 - 0.2 mmol l ⁻¹	p-alkalitet ± 0.02 mmol l ⁻¹	t-alkalitet ± 0.04 mmol l ⁻¹
		0.2 - 2.0 mmol l ⁻¹	± 5.0 % rel.	± 4.0 % rel.
		> 2.0 mmol l ⁻¹	± 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⁻, Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻

INSTRUMENT TYPE : DIONEX IONEKROMATOGRAF 2120i

NEDRE BESTEMMELSESGRENSER

ION	F ⁻	Cl ⁻	NO ₂ ^{-*}	Br ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻
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 NO₂⁻ *

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.

PRESISJON : 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

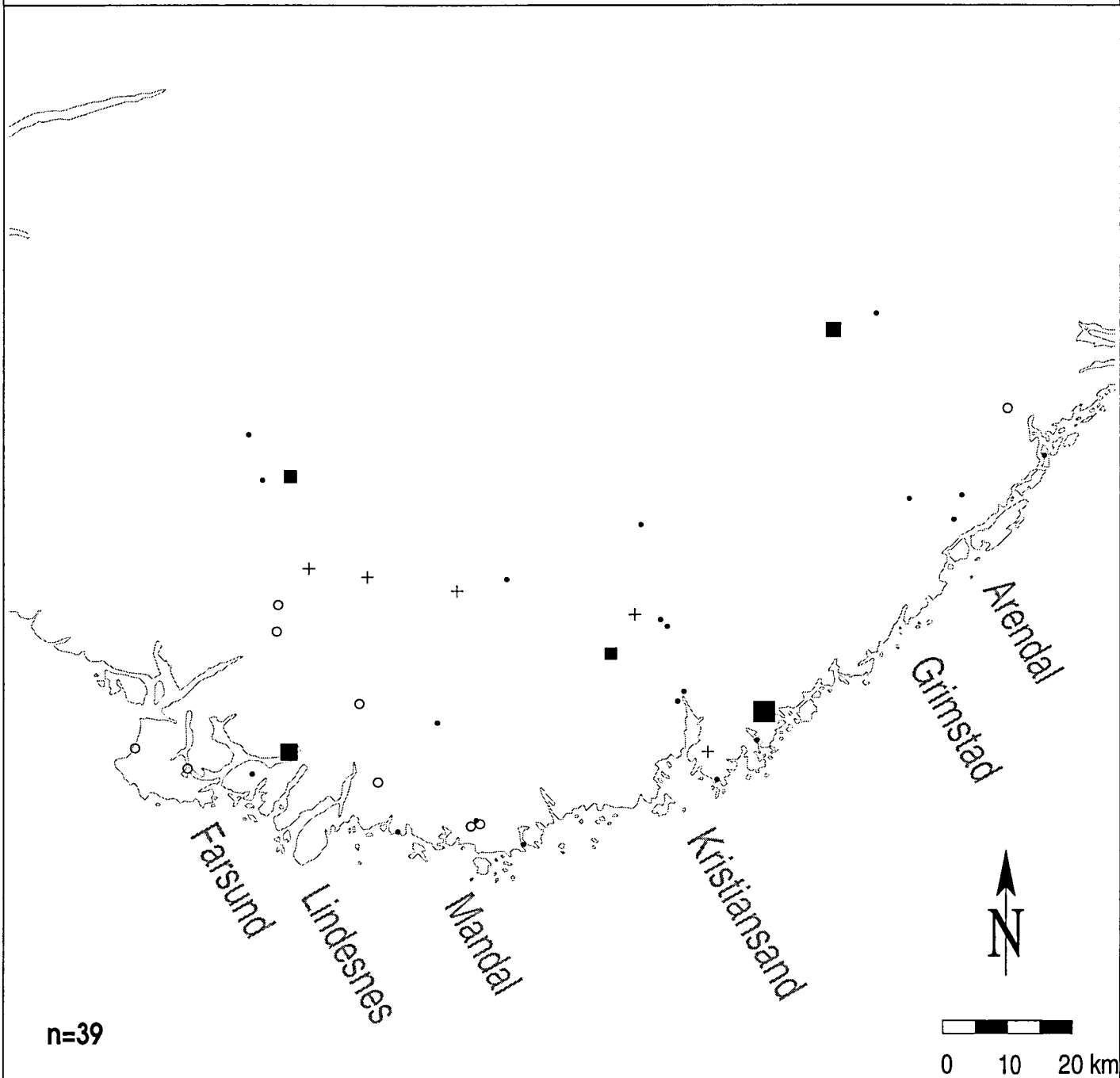
GEOKJEMISK FREMSTILLING

Figur 4c	Presentasjon av resultat for radon
Figur 5c	Presentasjon av resultat for fluorid
Figur 6c	Presentasjon av resultat for natrium
Figur 7c	Presentasjon av resultat for klorid
Figur 8c	Presentasjon av resultat for pH
Figur 9c	Presentasjon av resultat for kalsium
Figur 10c	Presentasjon av resultat for magnesium
Figur 11c	Presentasjon av resultat for sulfat
Figur 12c	Presentasjon av resultat for alkalitet
Figur 13c	Presentasjon av resultat for jern
Figur 14c	Presentasjon av resultat for mangan
Figur 15c	Presentasjon av resultat for aluminium
Figur 16c	Presentasjon av resultat for nitrat
Figur 17c	Presentasjon av resultat for kalium
Figur 18c	Presentasjon av resultat for barium
Figur 19c	Presentasjon av resultat for beryllium
Figur 20c	Presentasjon av resultat for sink

AGDERFYLKENE

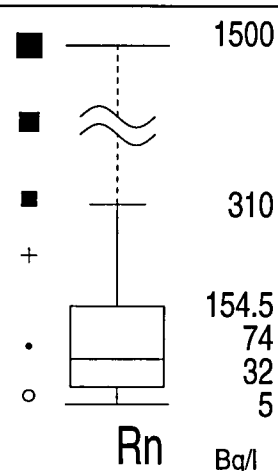
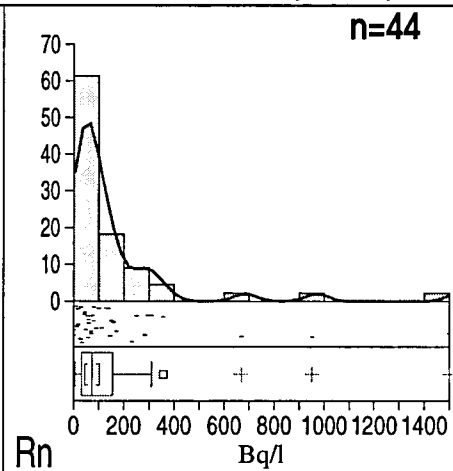
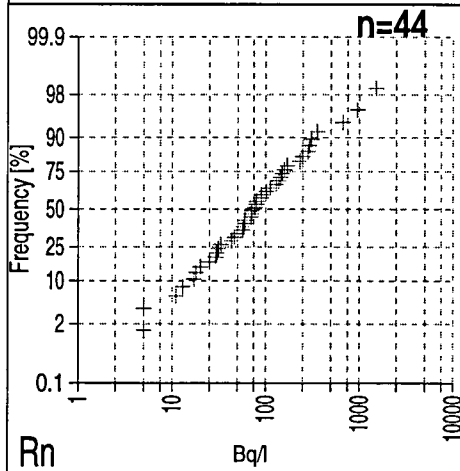
Grunnvannskjemi i fjellbronner

RADON



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

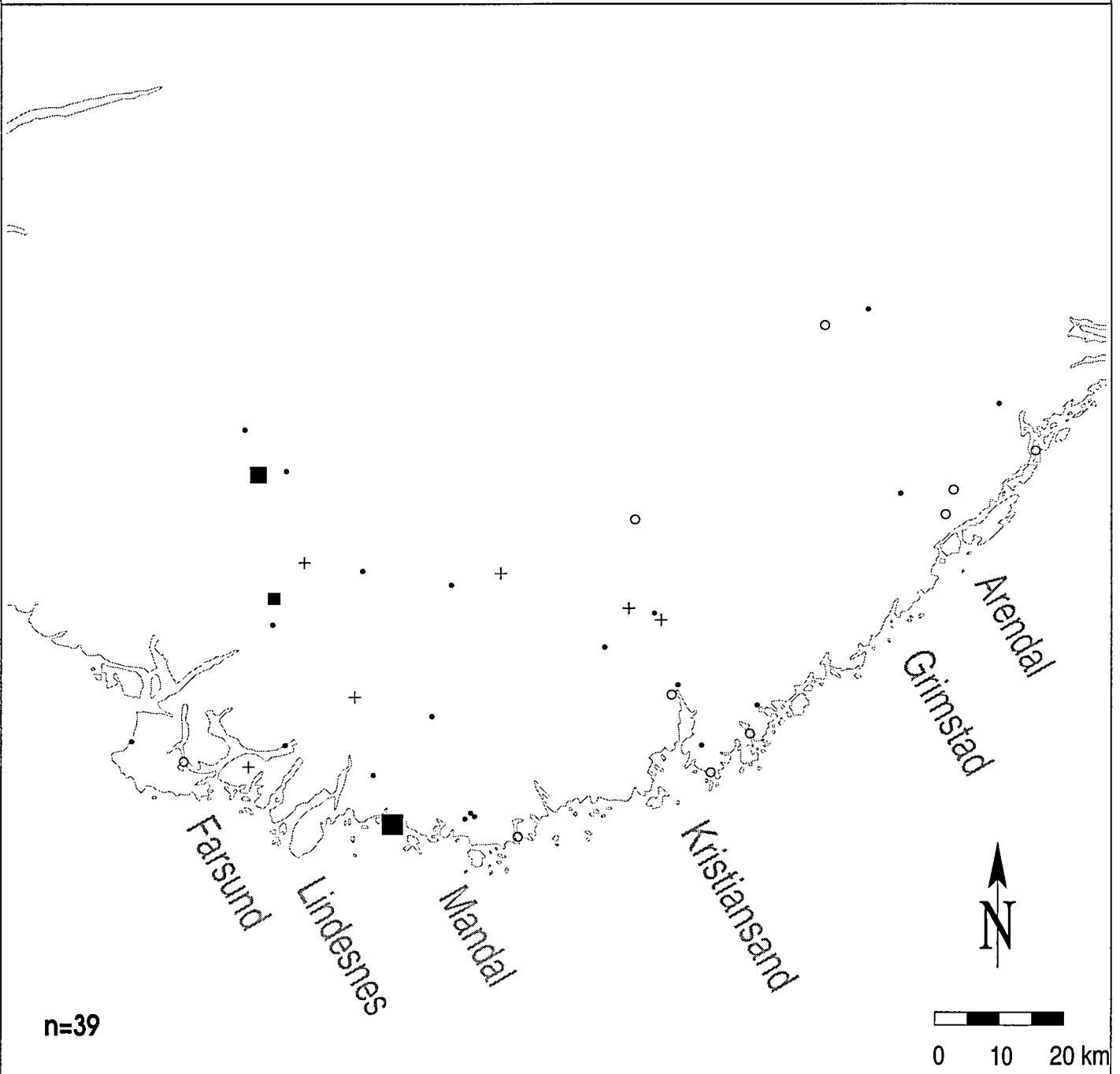
11/1997



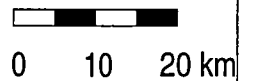
AGDERFYLKENE

Grunnvannskjemi i fjellbronner

FLUORID

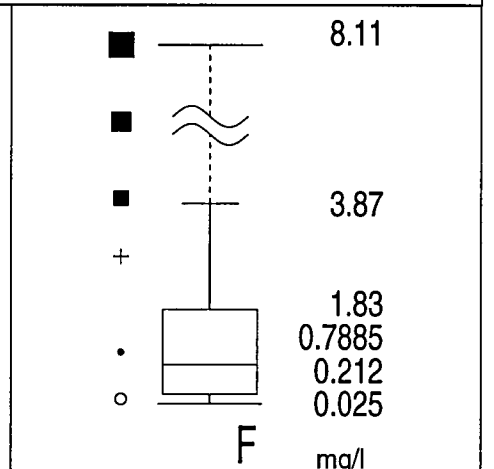
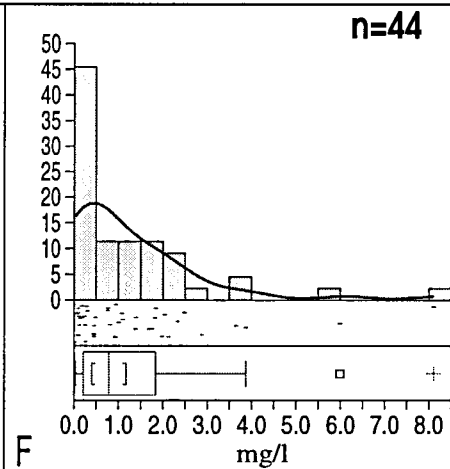
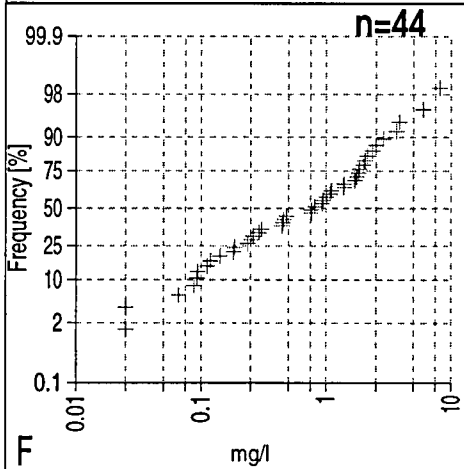


n=39



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

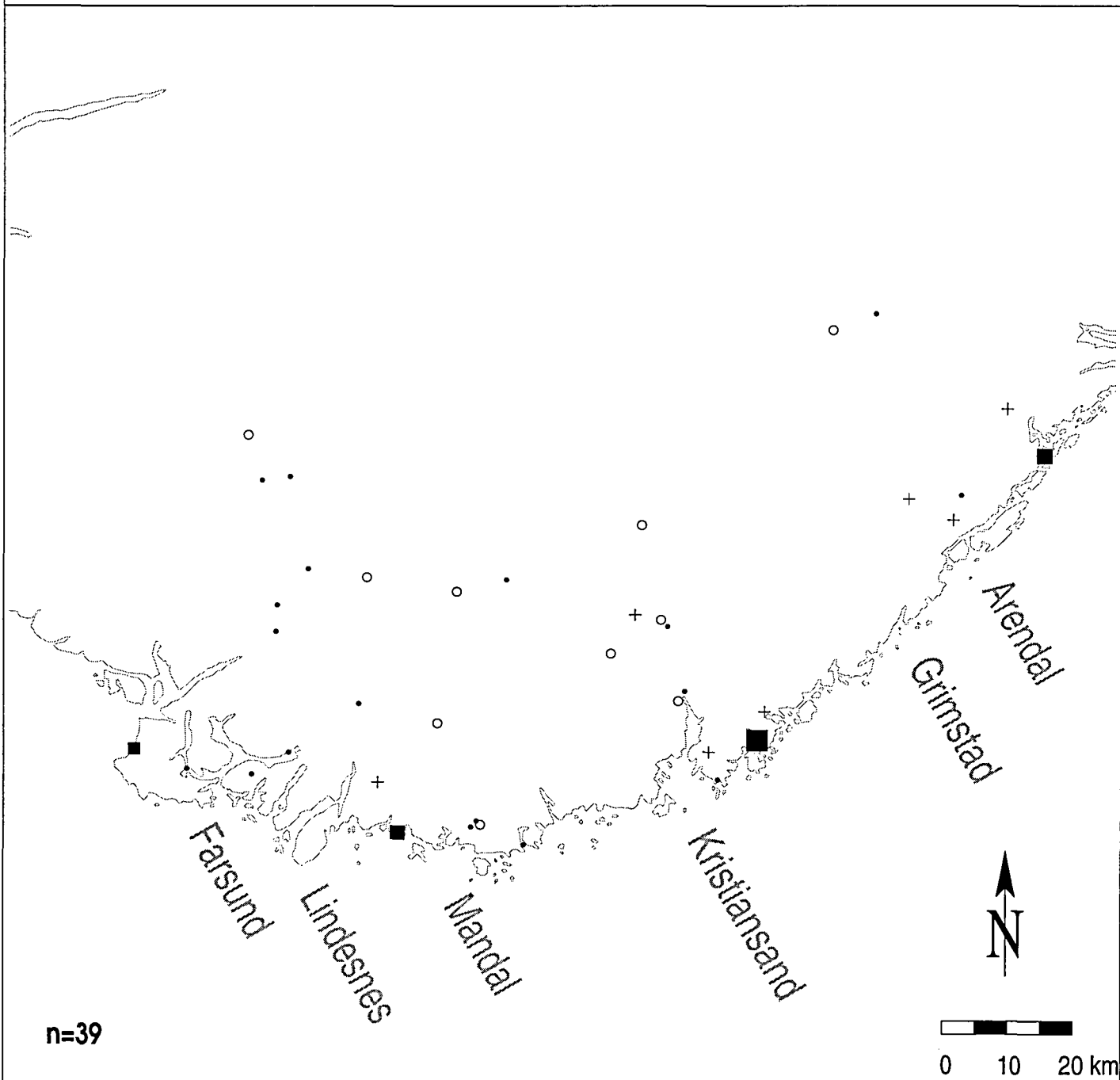
11/1997



AGDERFYLKENE

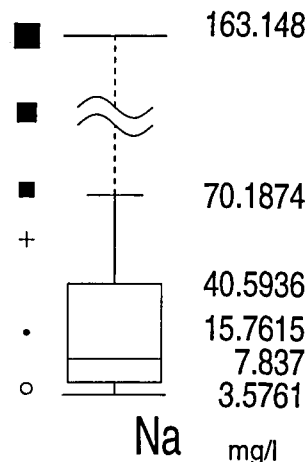
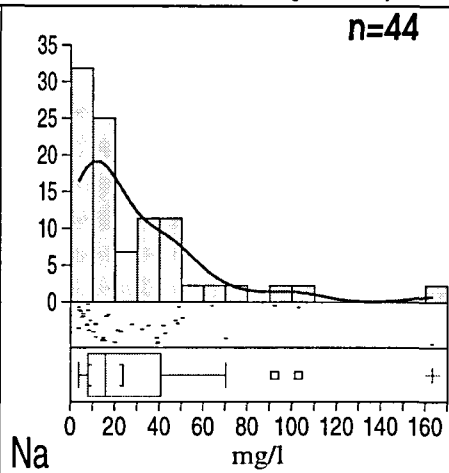
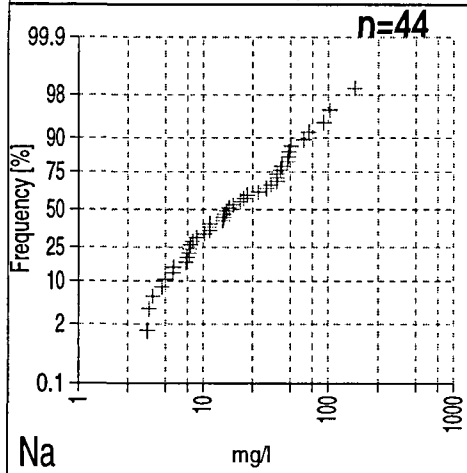
Grunnvannskjemi i fjellbronner

NATRIUM



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

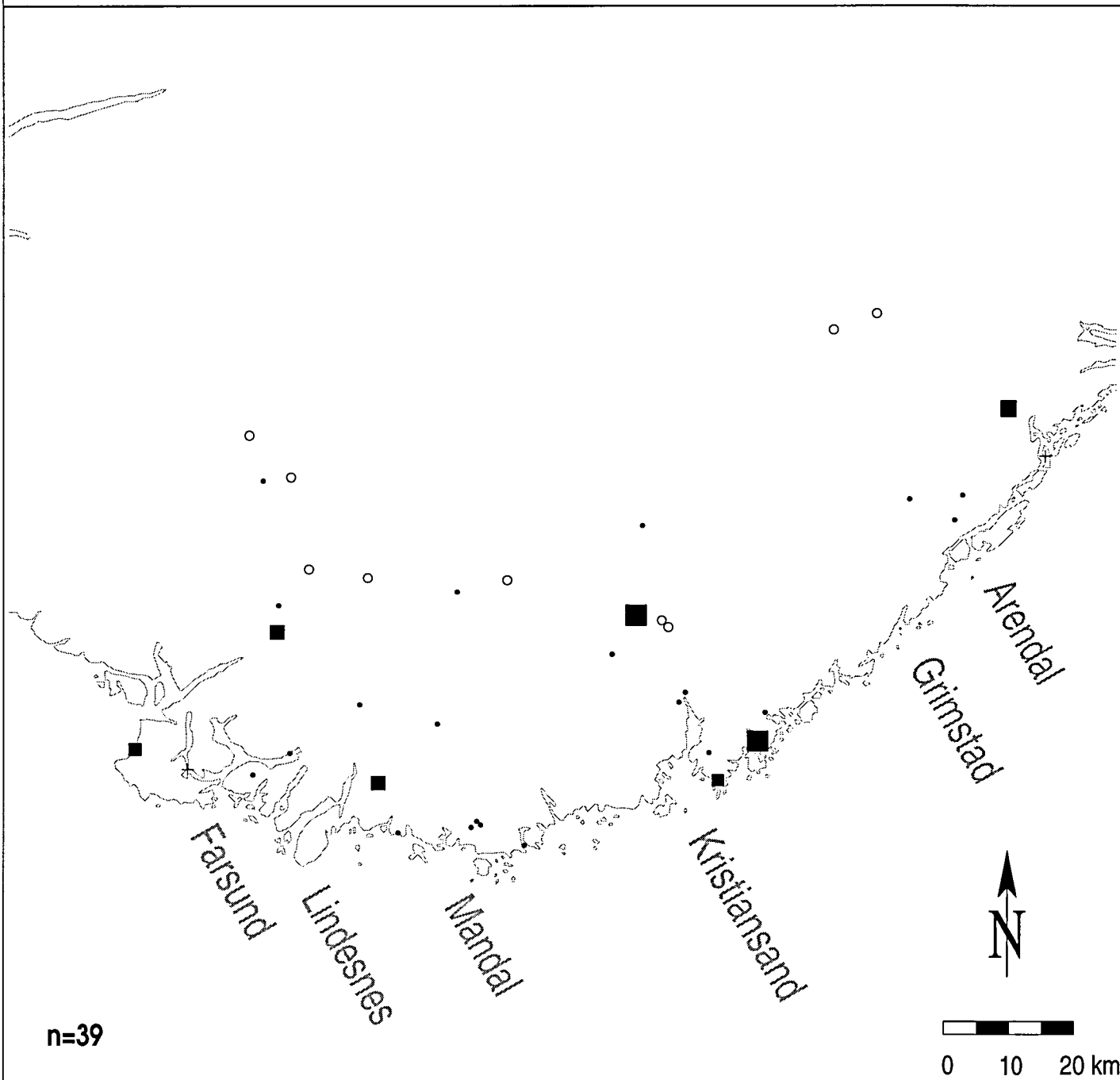
11/1997



AGDERFYLKENE

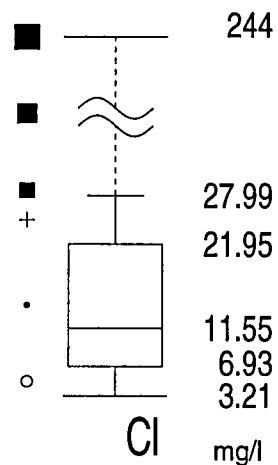
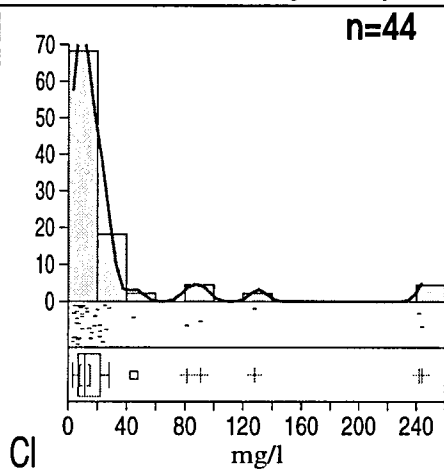
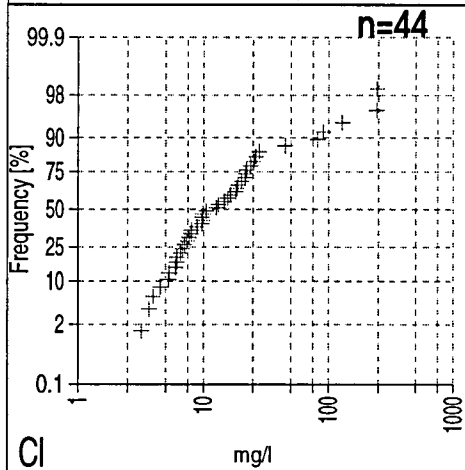
Grunnvannskjemi i fjellbronner

KLORID



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

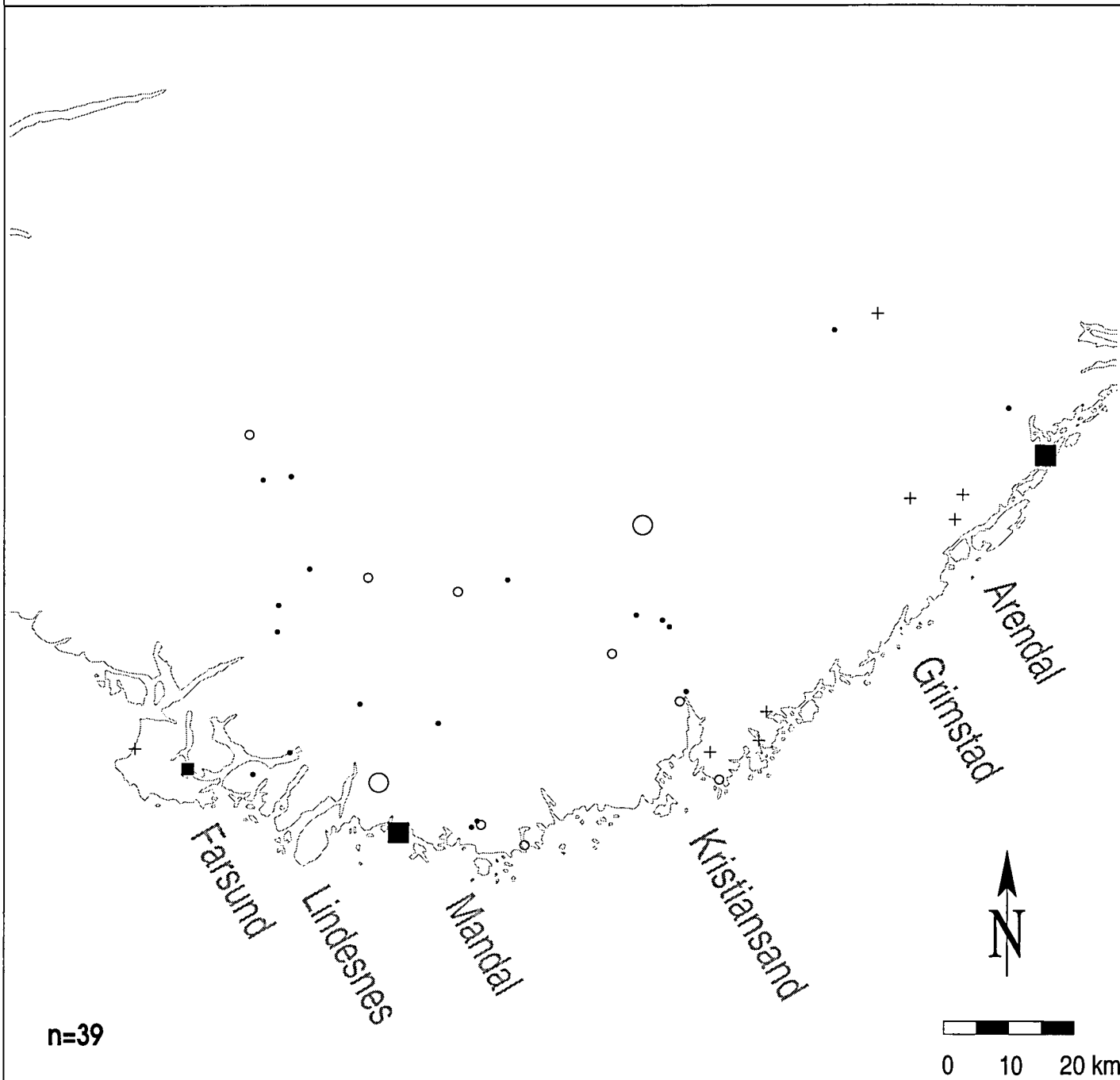
11/1997



AGDERFYLKENE

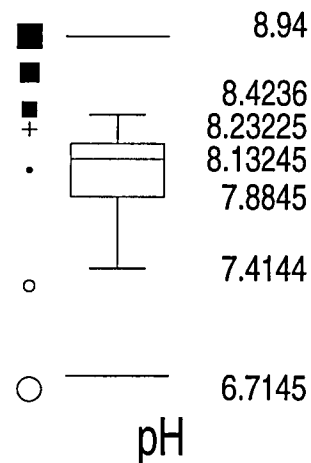
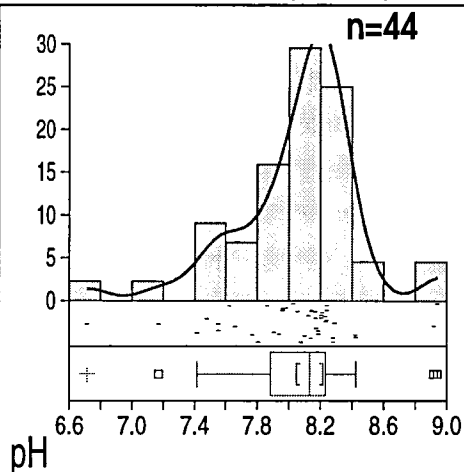
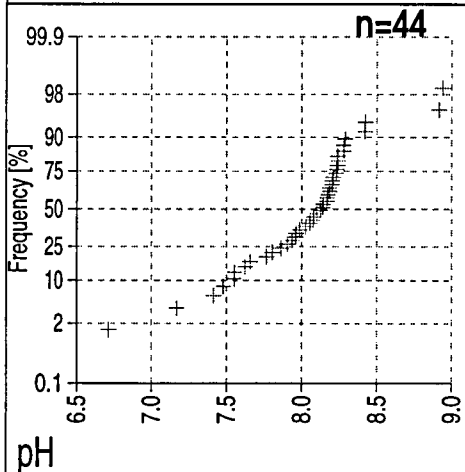
Grunnvannskjemi i fjellbronner

pH



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

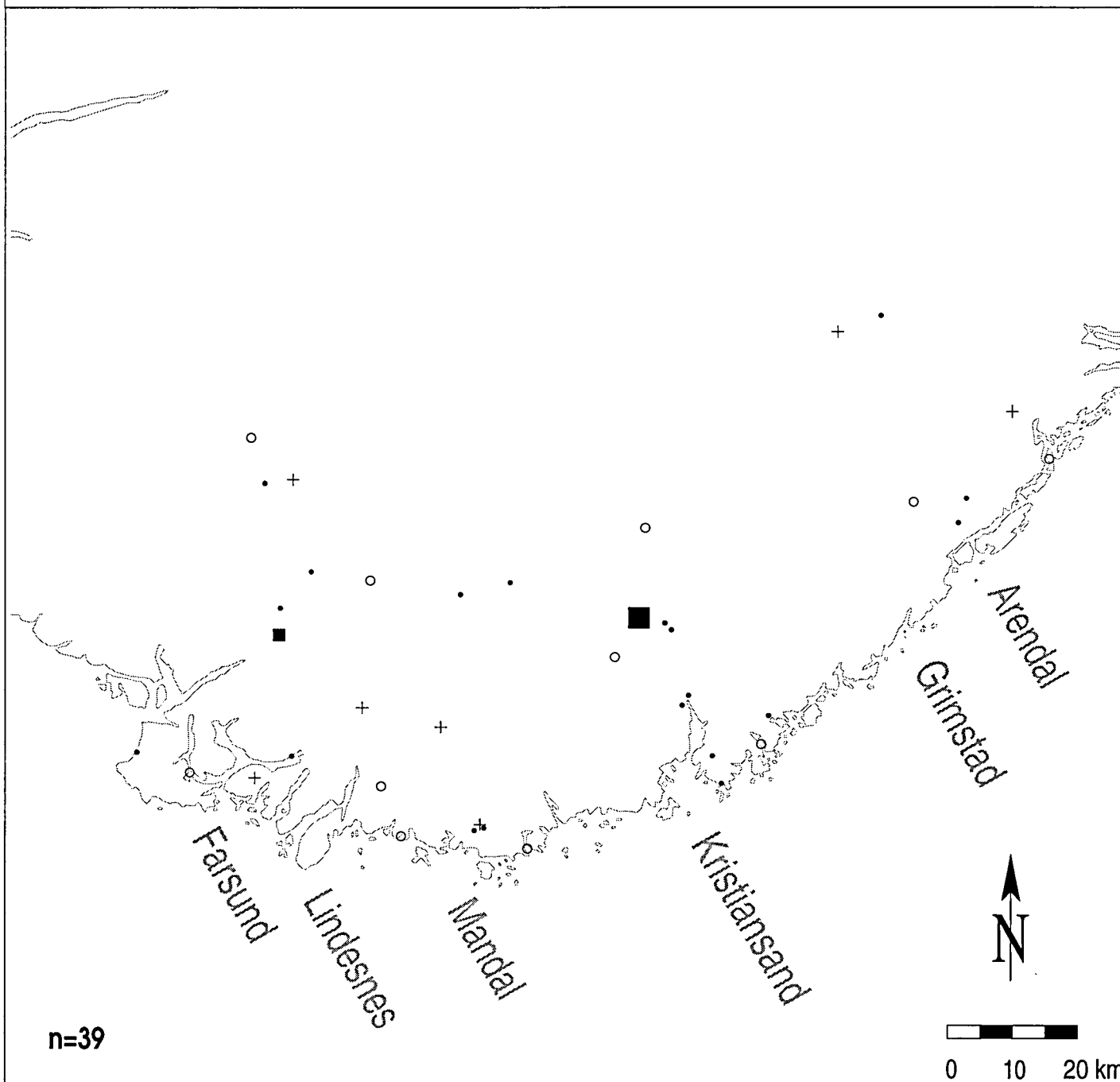
11/1997



AGDERFYLKENE

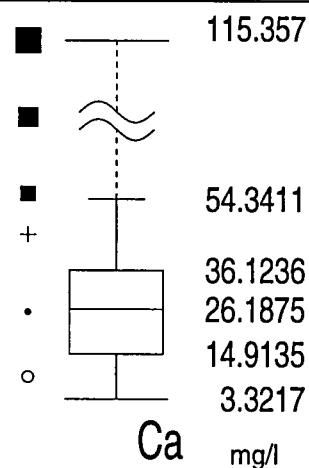
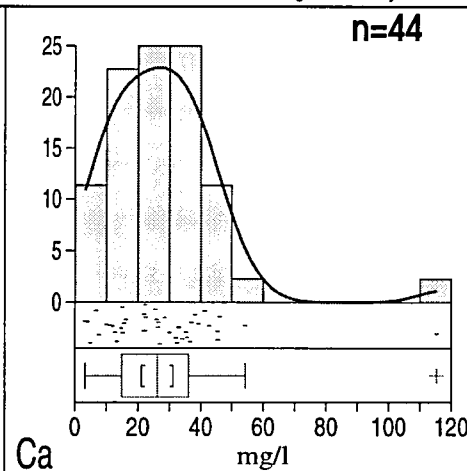
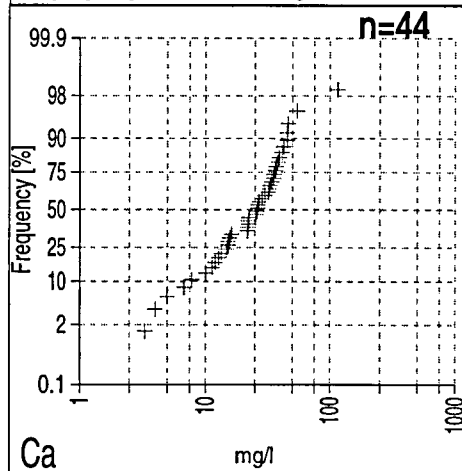
Grunnvannskjemi i fjellbronner

KALSIIUM



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

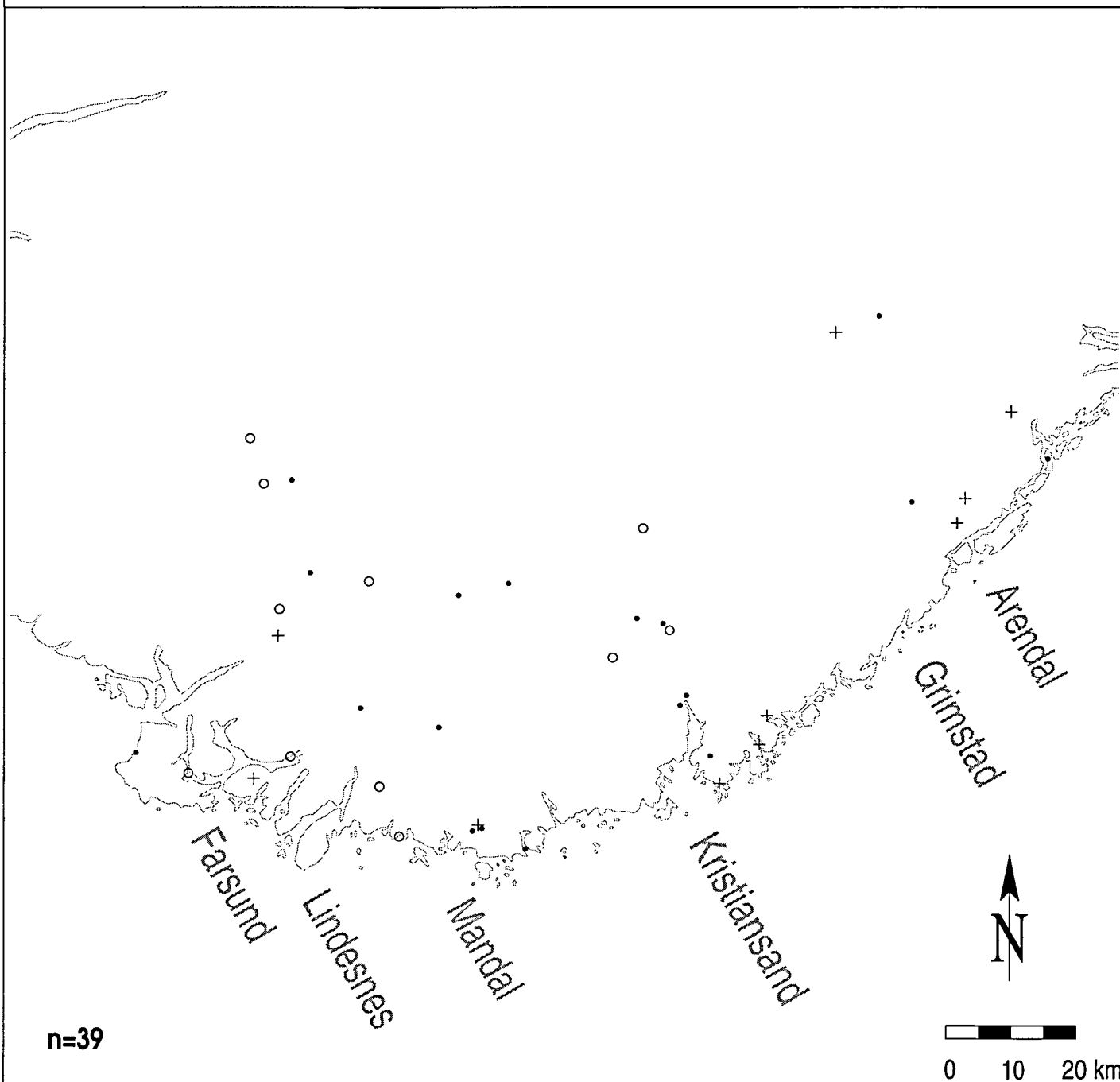
11/1997



AGDERFYLKENE

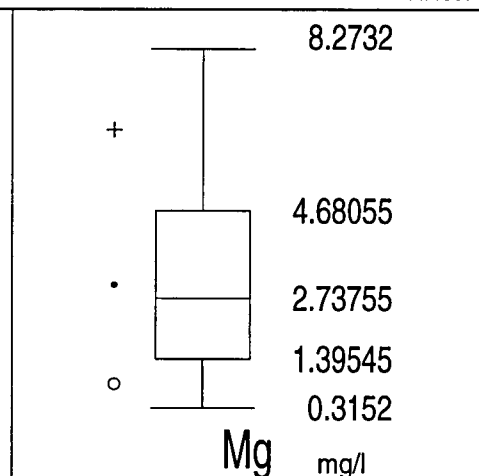
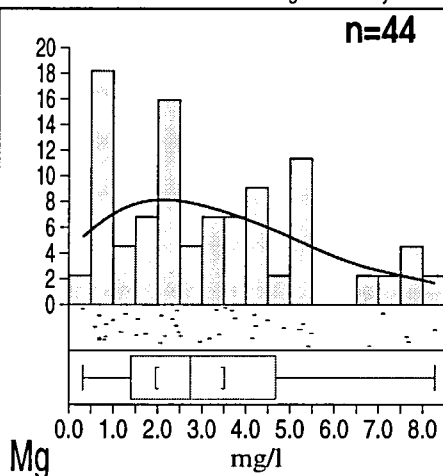
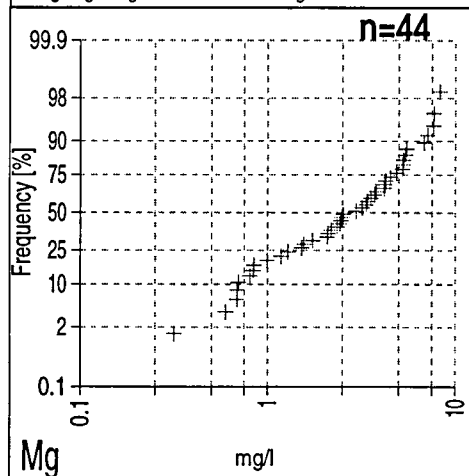
Grunnvannskjemi i fjellbronner

MAGNESIUM



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

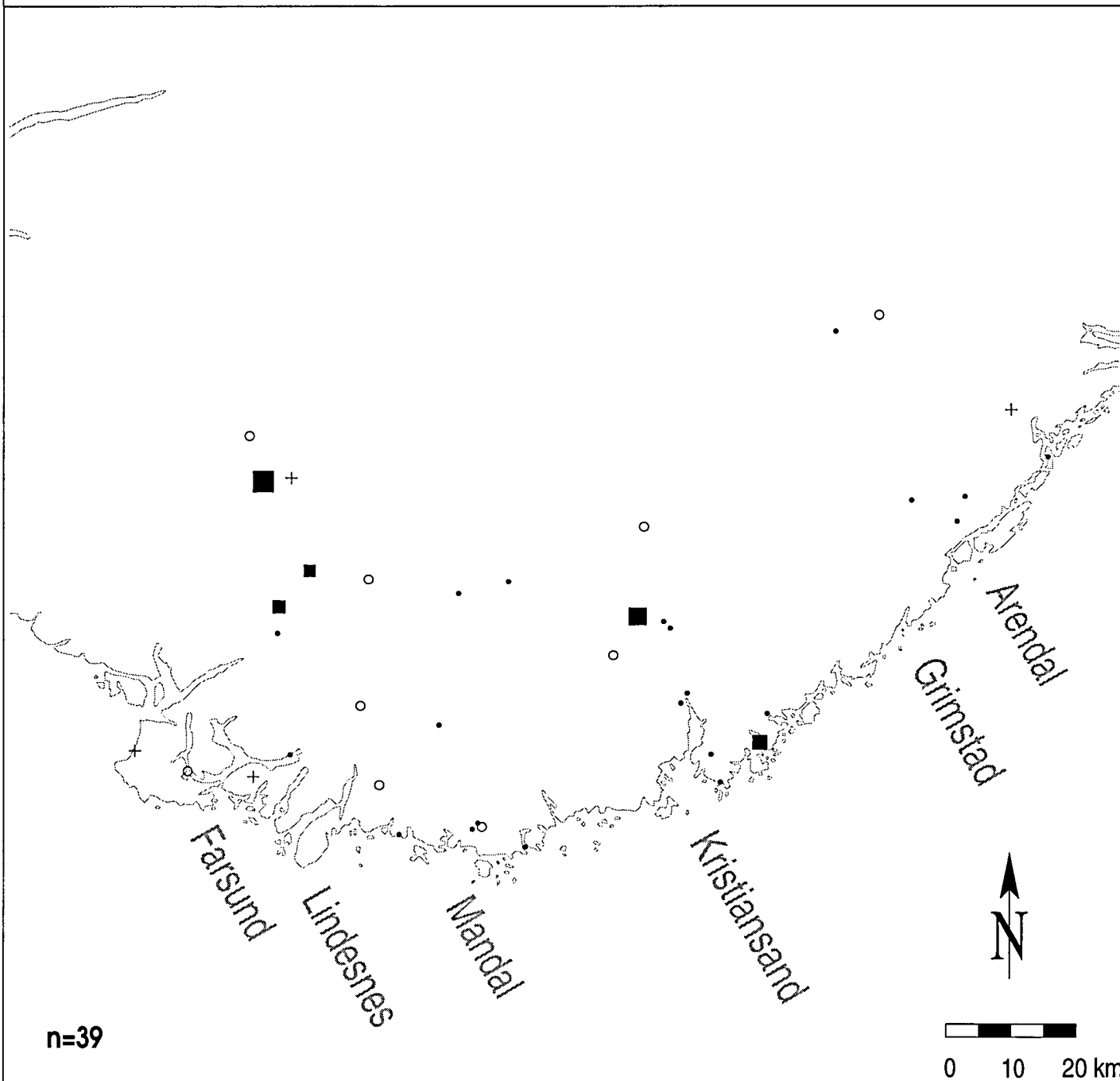
11/1997



AGDERFYLKENE

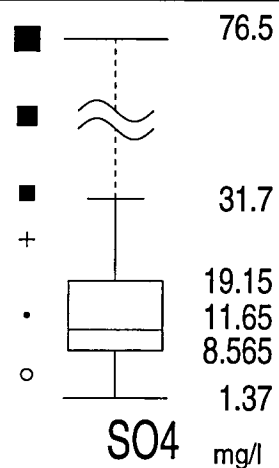
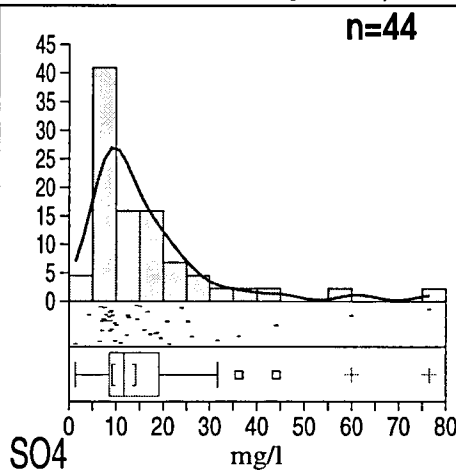
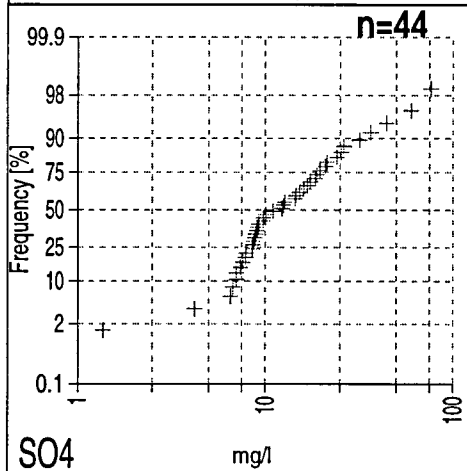
Grunnvannskjemi i fjellbronner

SULFAT



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

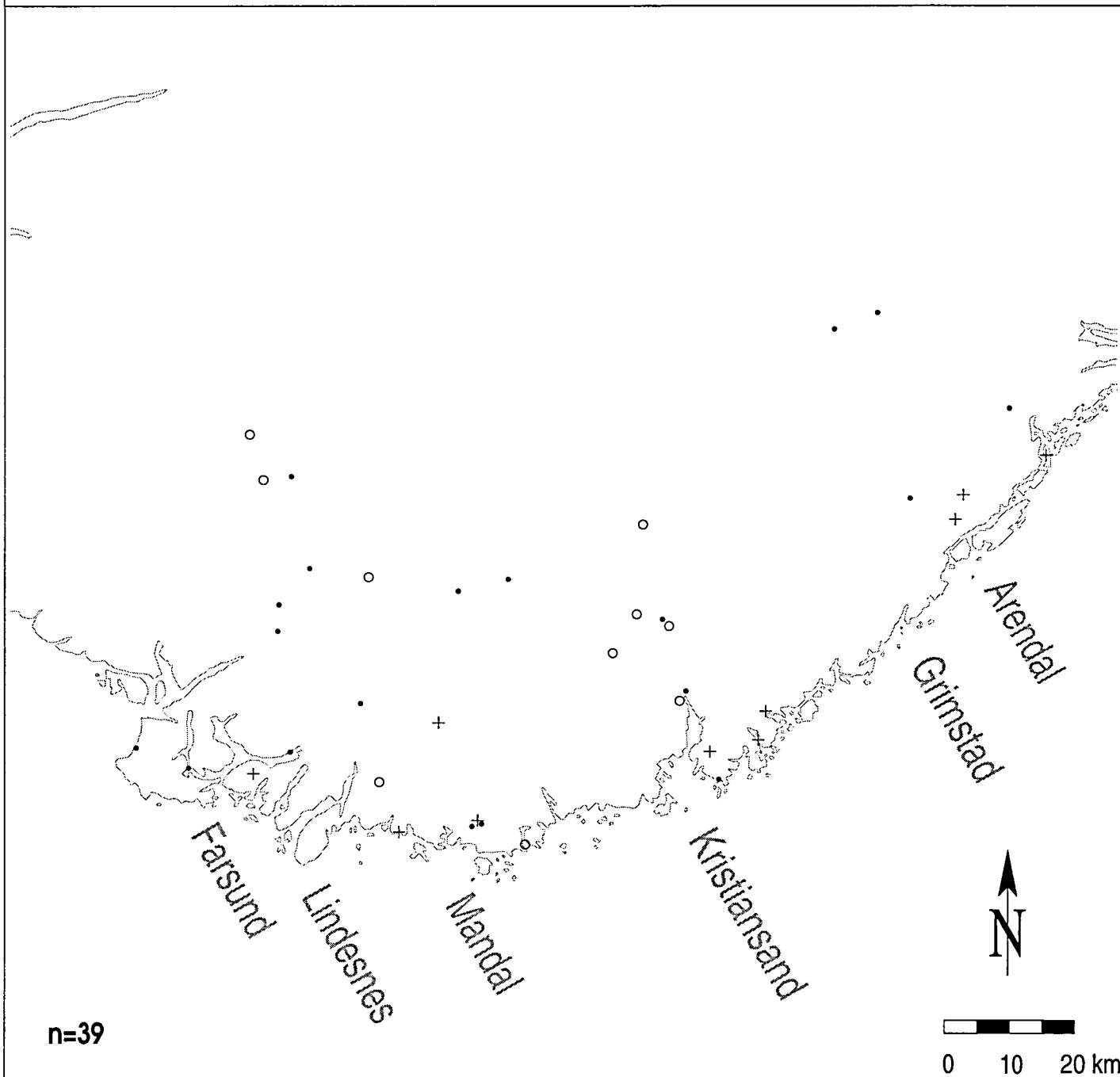
11/1997



AGDERFYLKENE

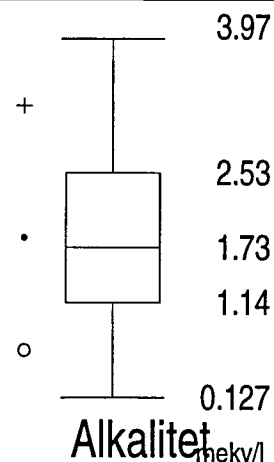
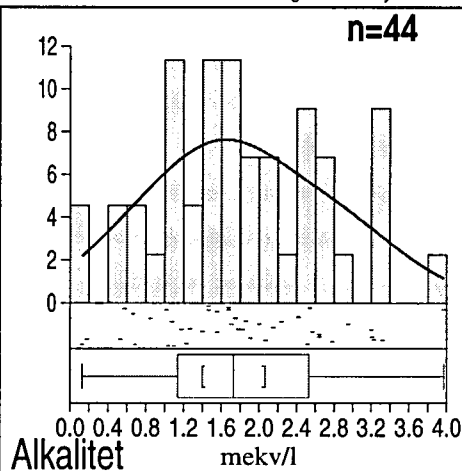
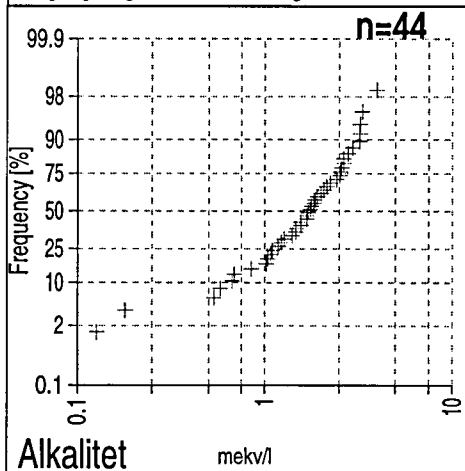
Grunnvannskjemi i fjellbronner

ALKALITET



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

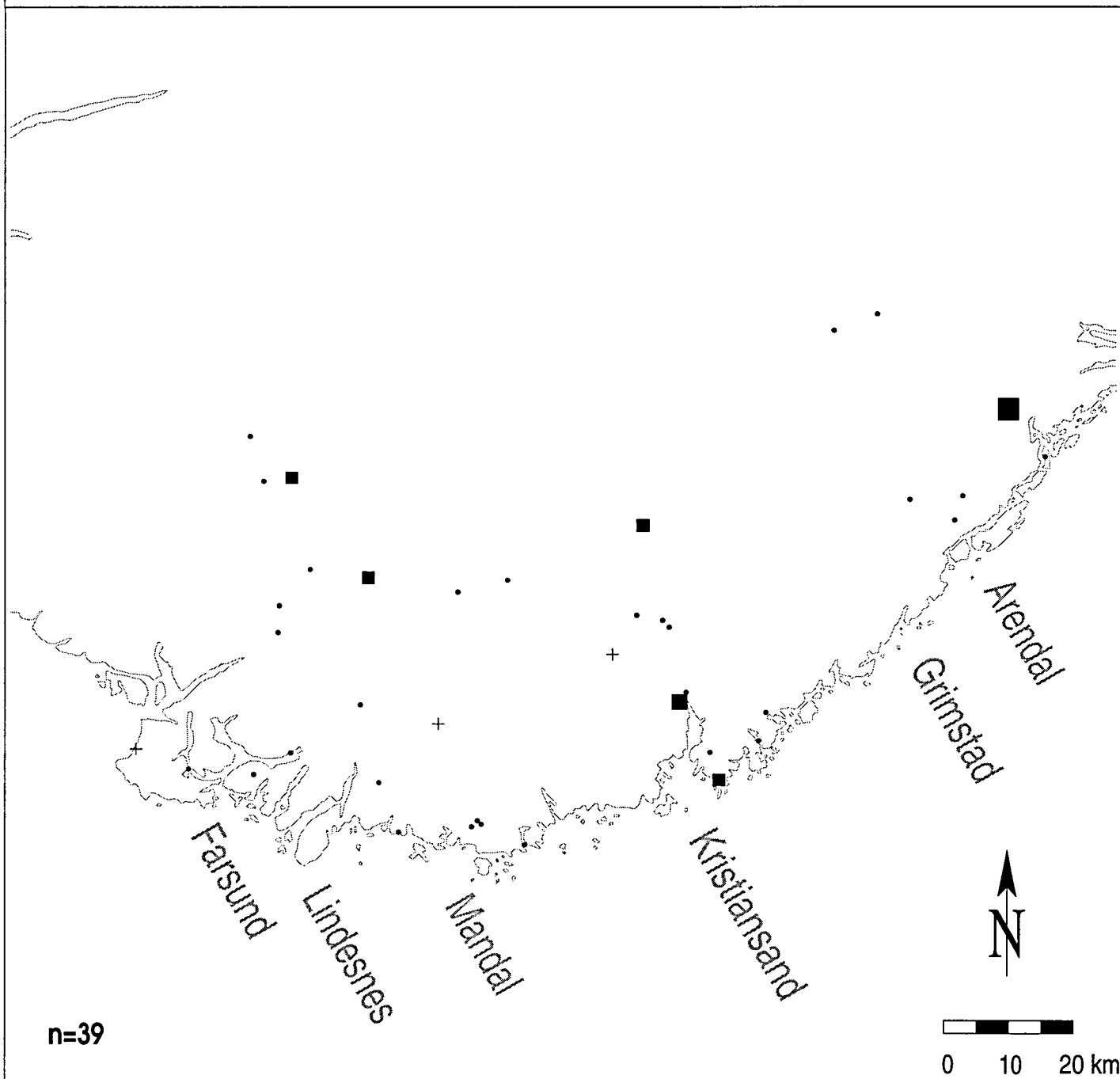
11/1997



AGDERFYLKENE

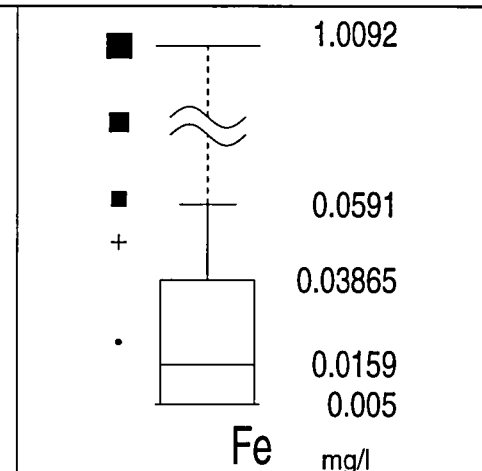
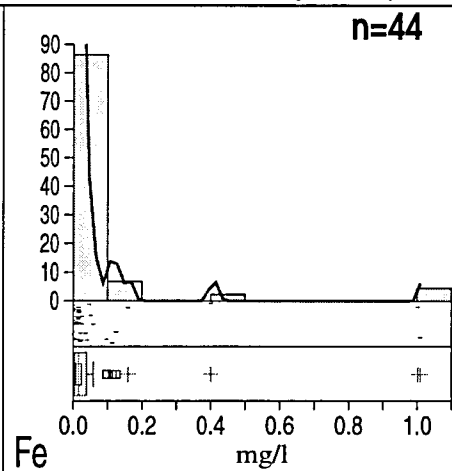
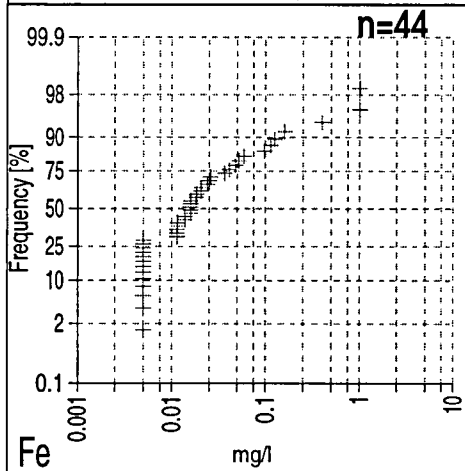
Grunnvannskjemi i fjellbronner

JERN



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

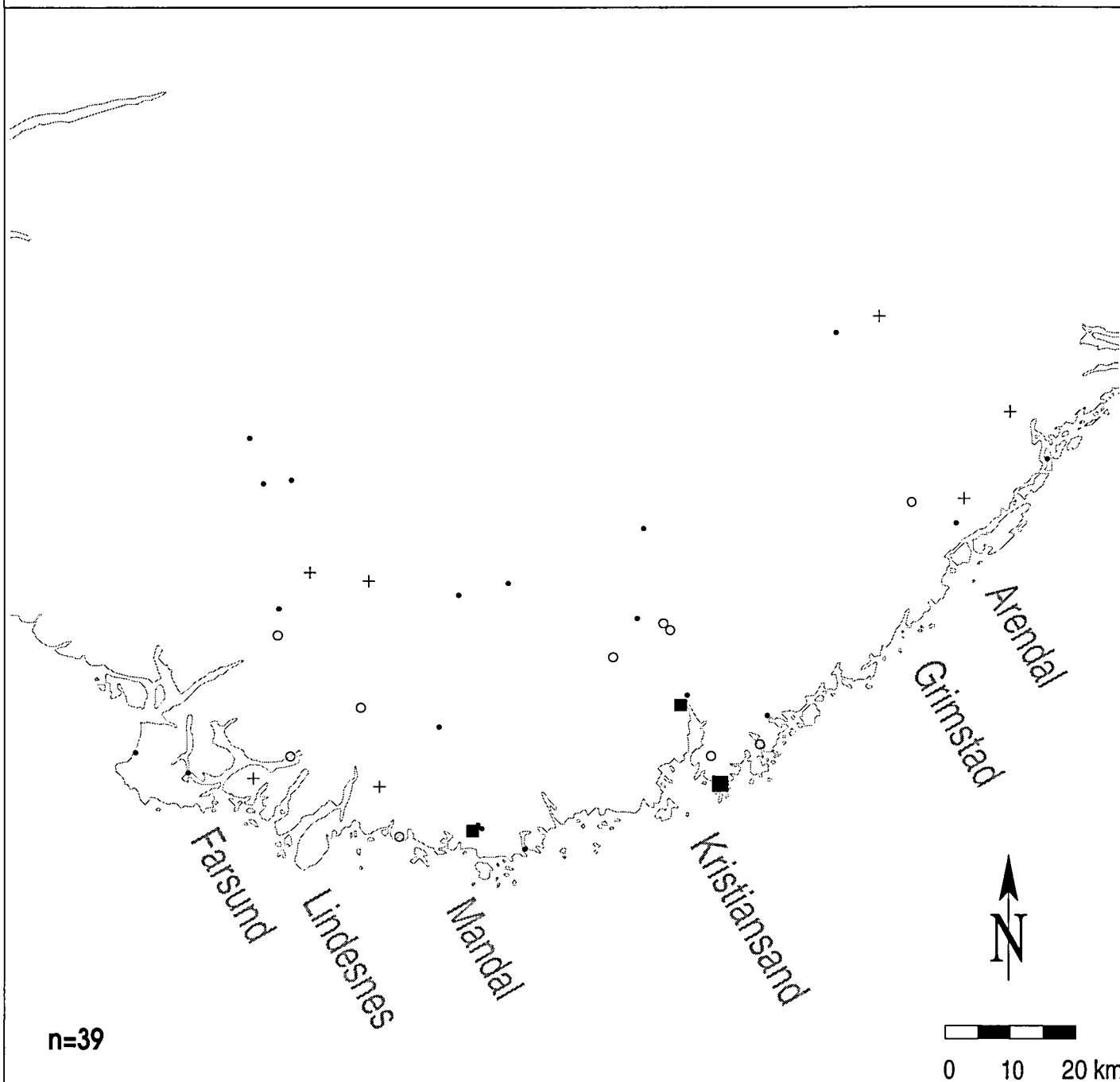
11/1997



AGDERFYLKENE

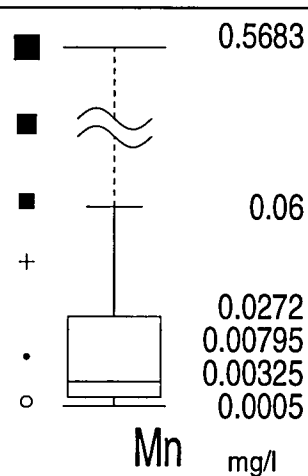
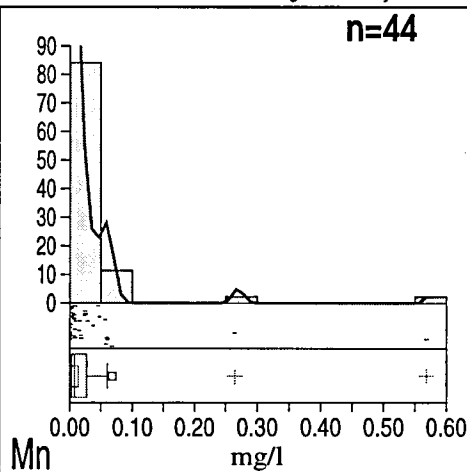
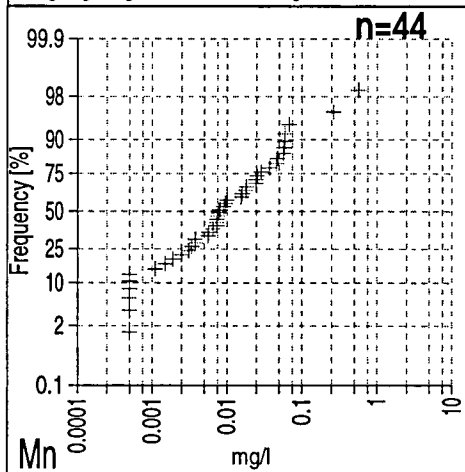
Grunnvannskjemi i fjellbronner

MANGAN



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

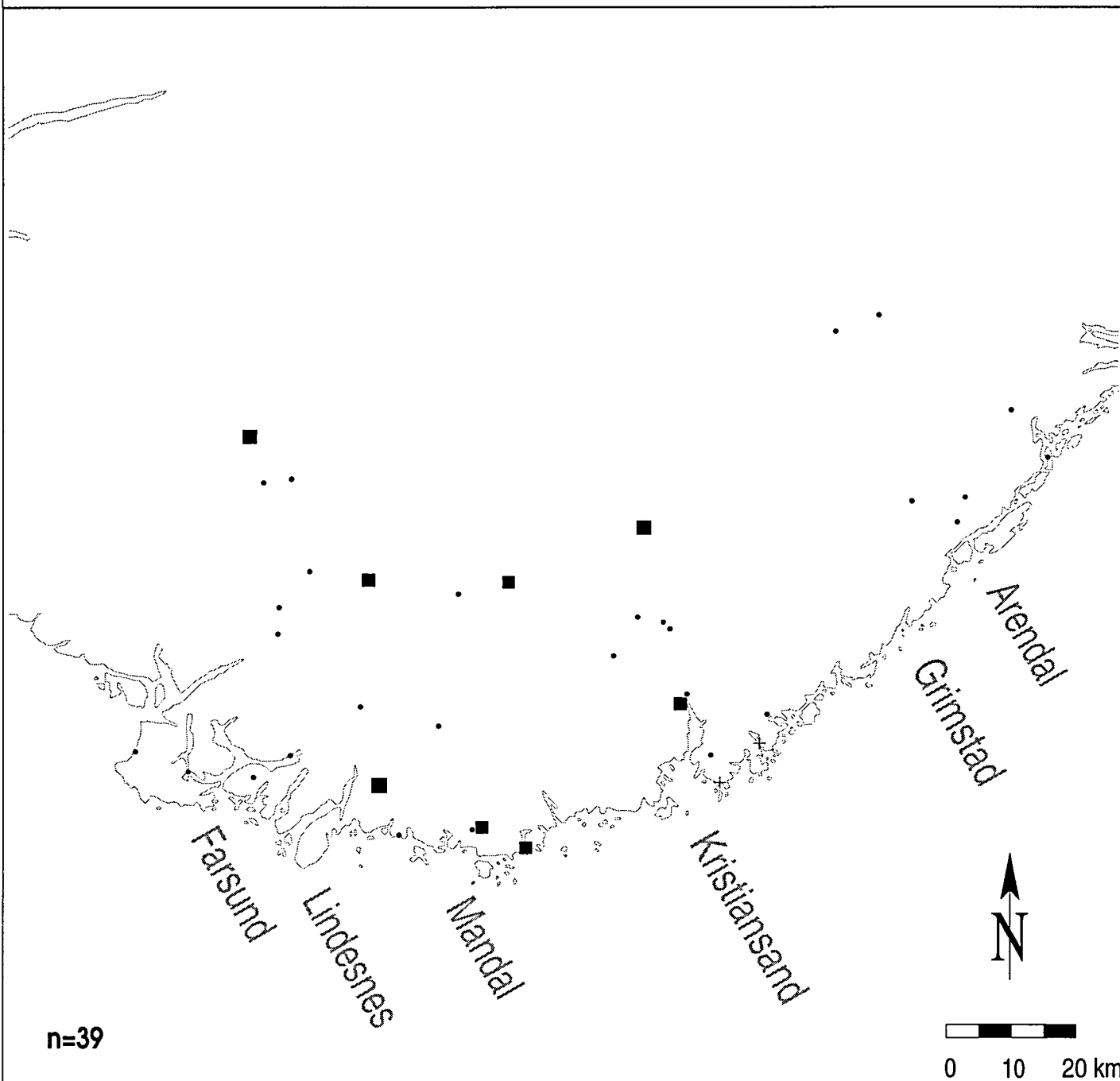
11/1997



AGDERFYLKENE

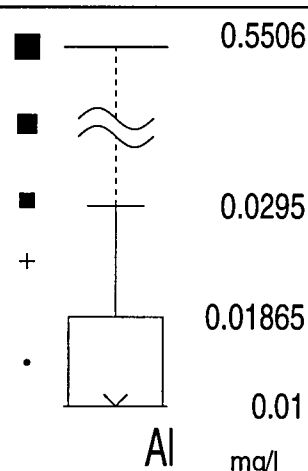
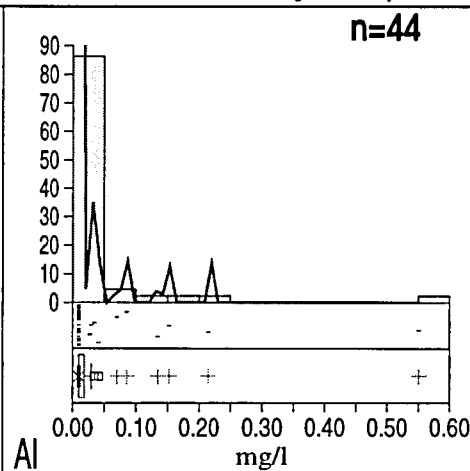
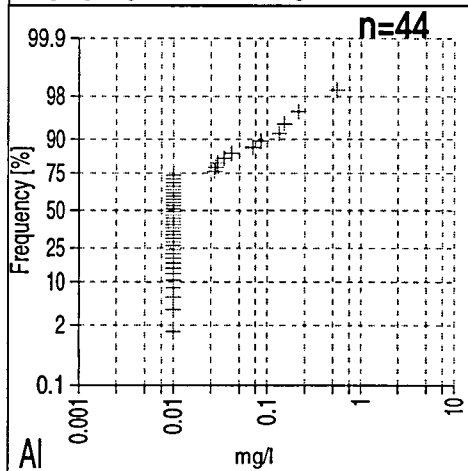
Grunnvannskjemi i fjellbronner

ALUMINIUM



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

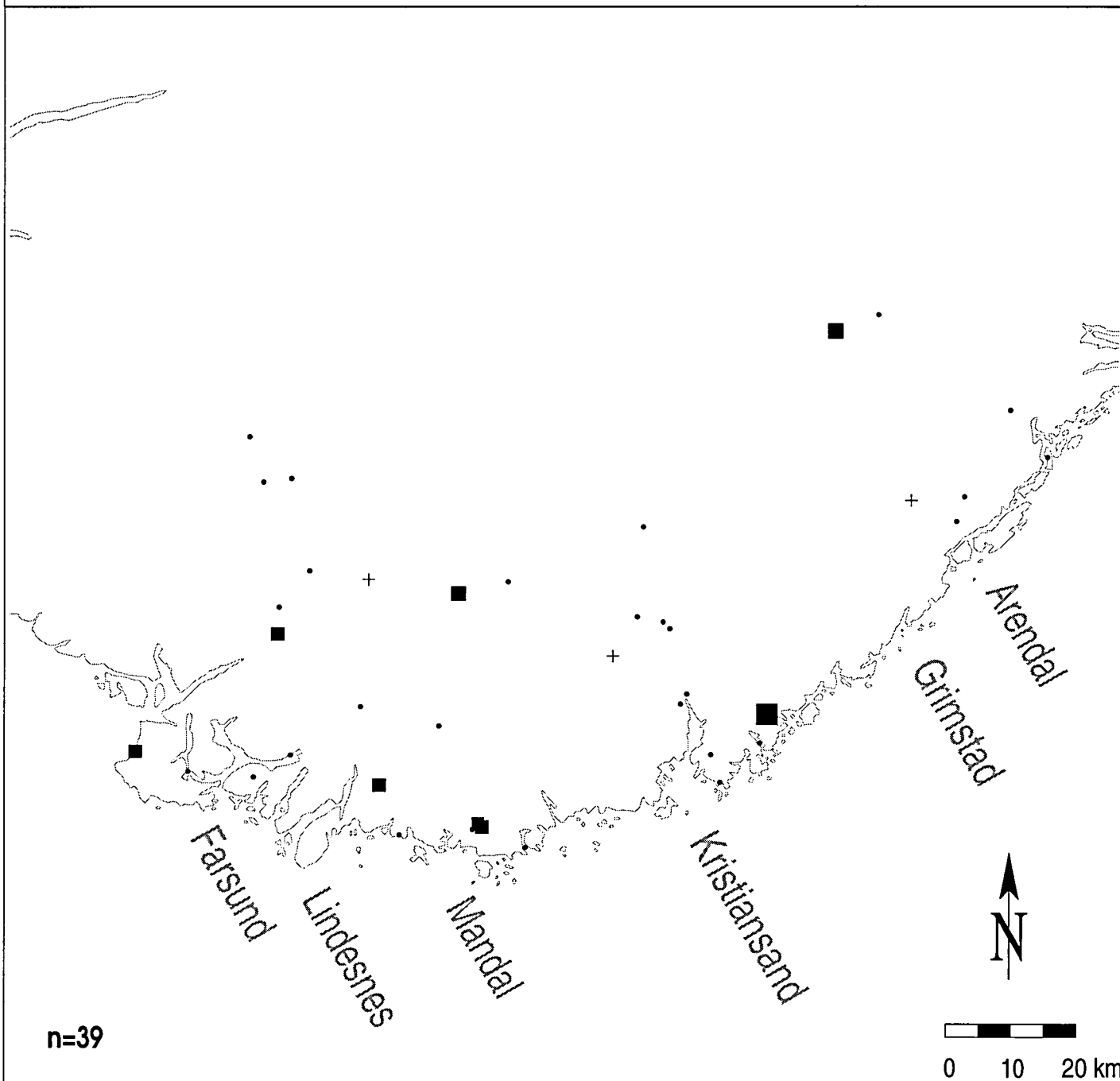
11/1997



AGDERFYLKENE

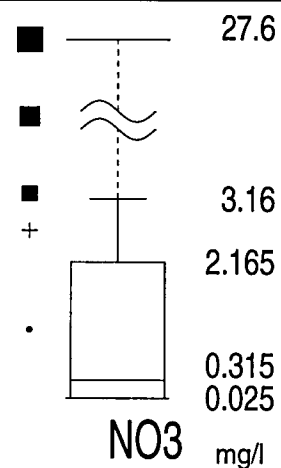
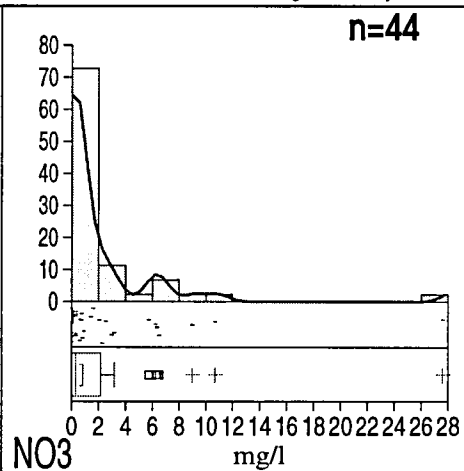
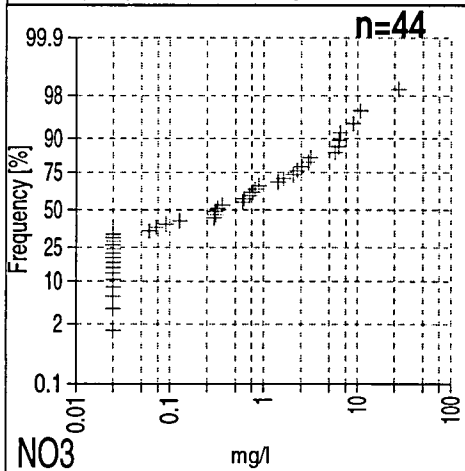
Grunnvannskjemi i fjellbronner

NITRAT



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

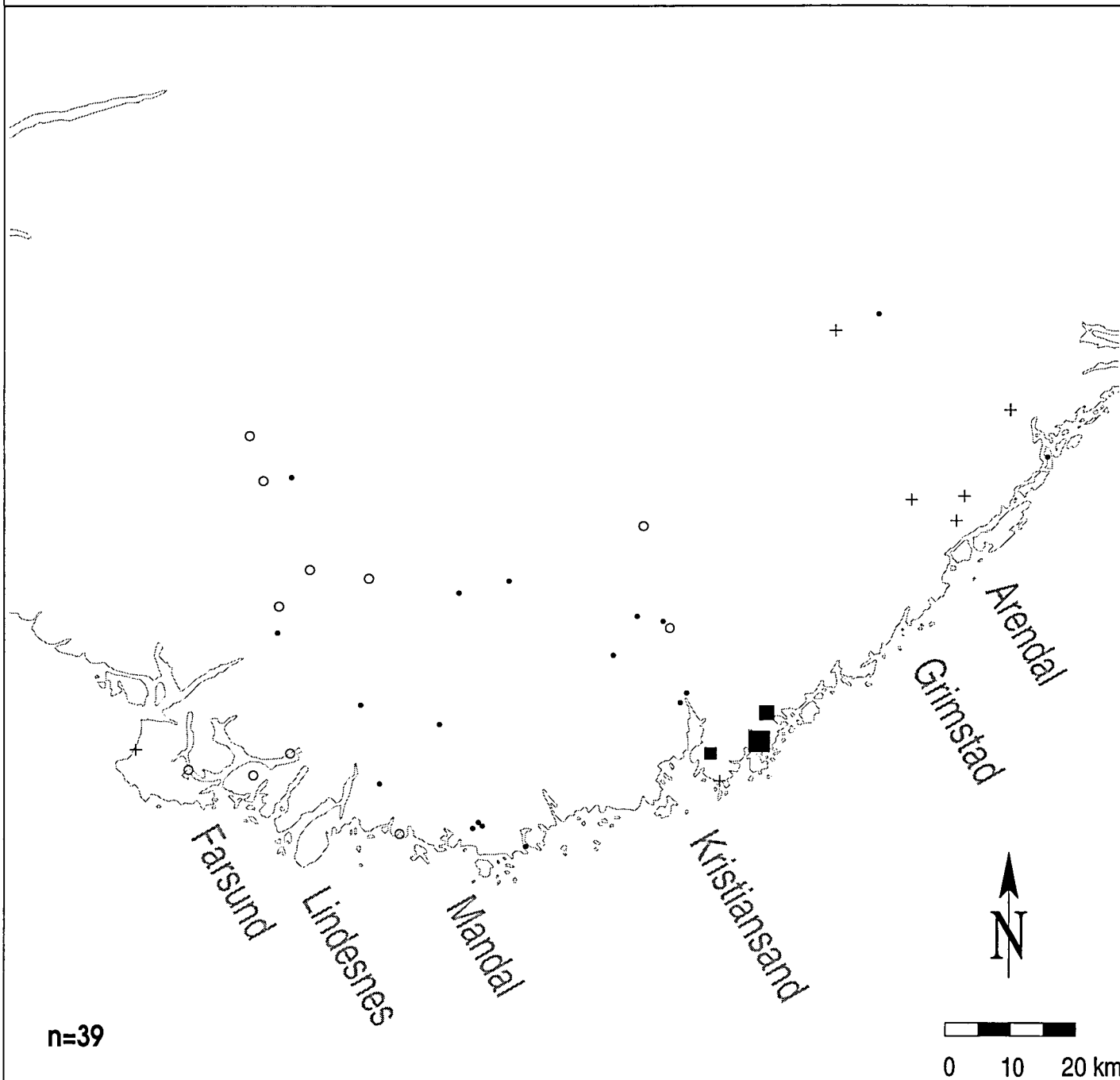
11/1997



AGDERFYLKENE

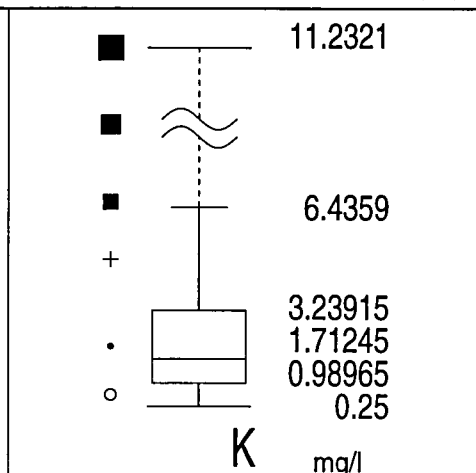
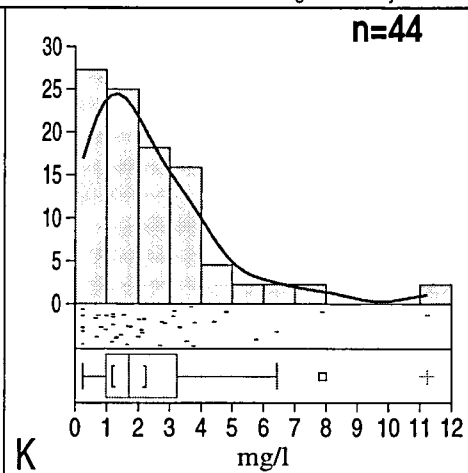
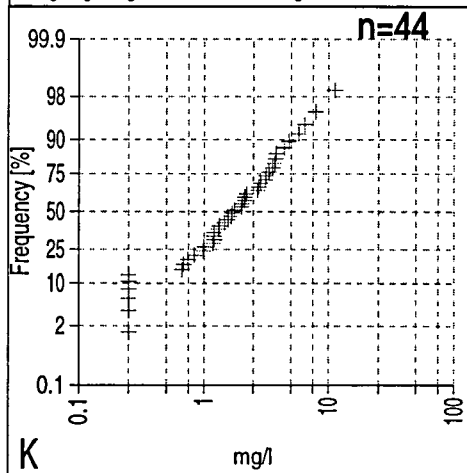
Grunnvannskjemi i fjellbronner

KALIUM



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

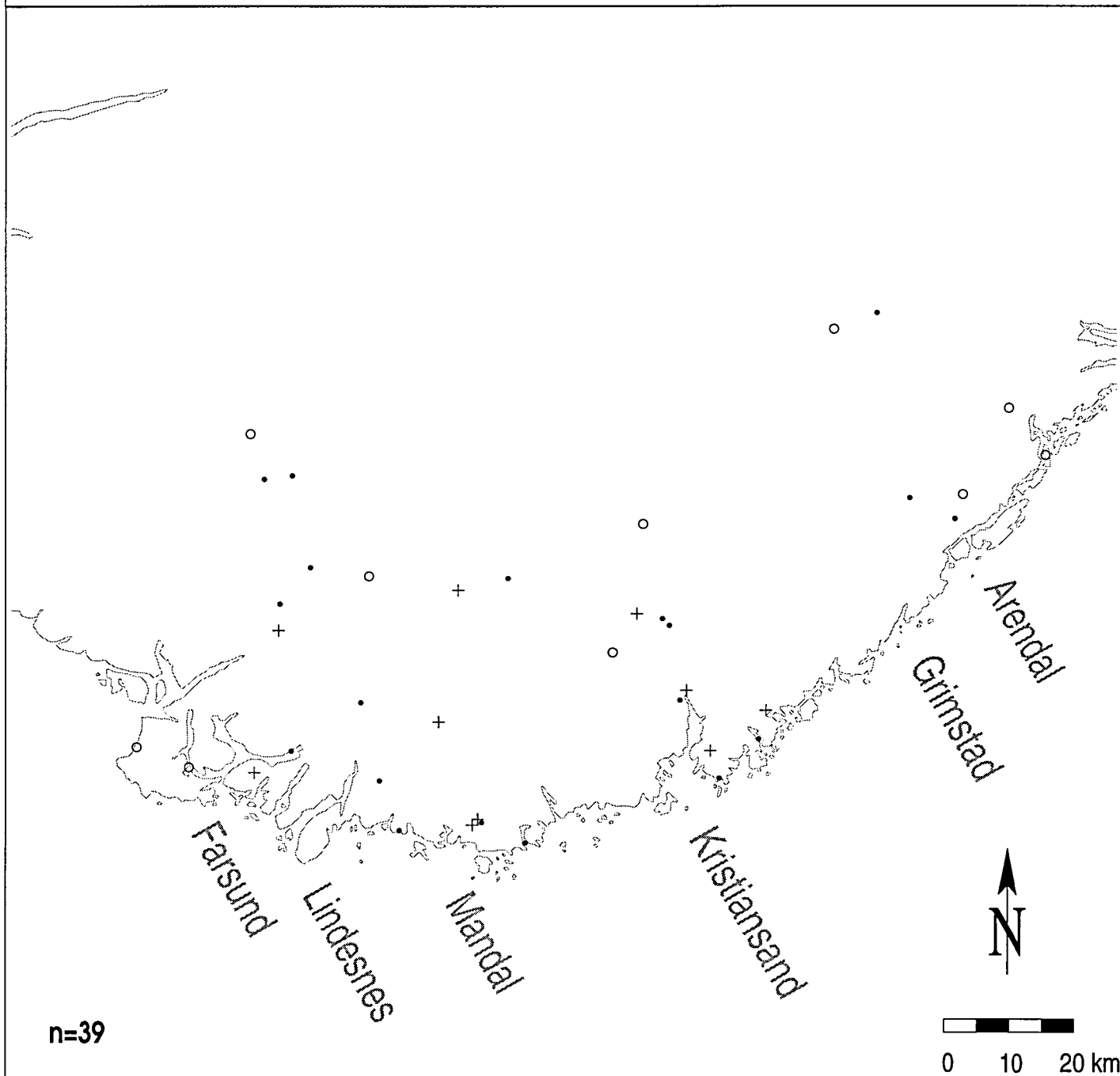
11/1997



AGDERFYLKENE

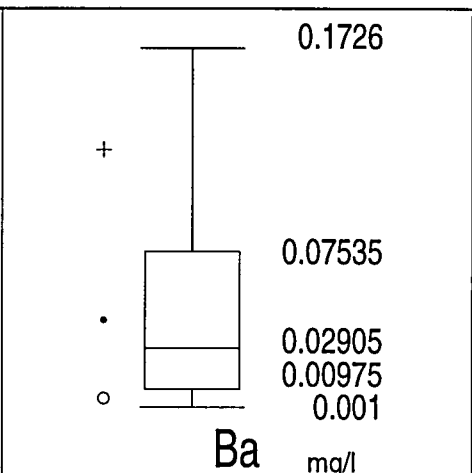
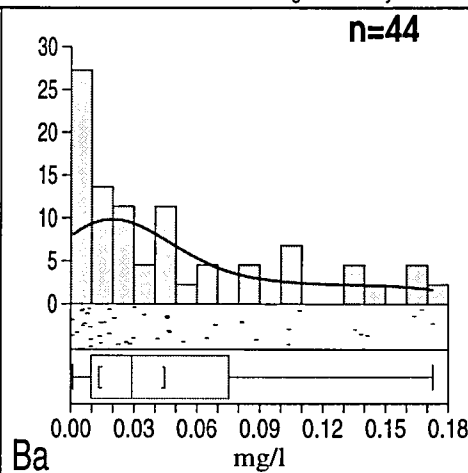
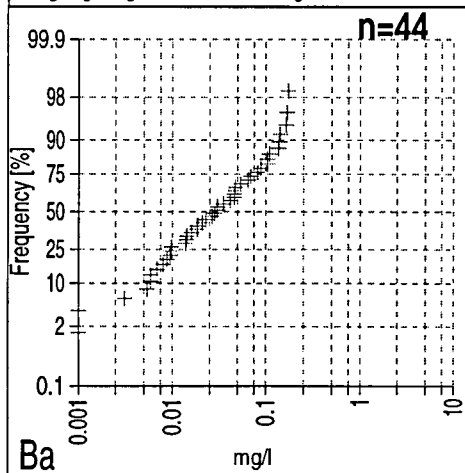
Grunnvannskjemi i fjellbronner

BARIUM



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

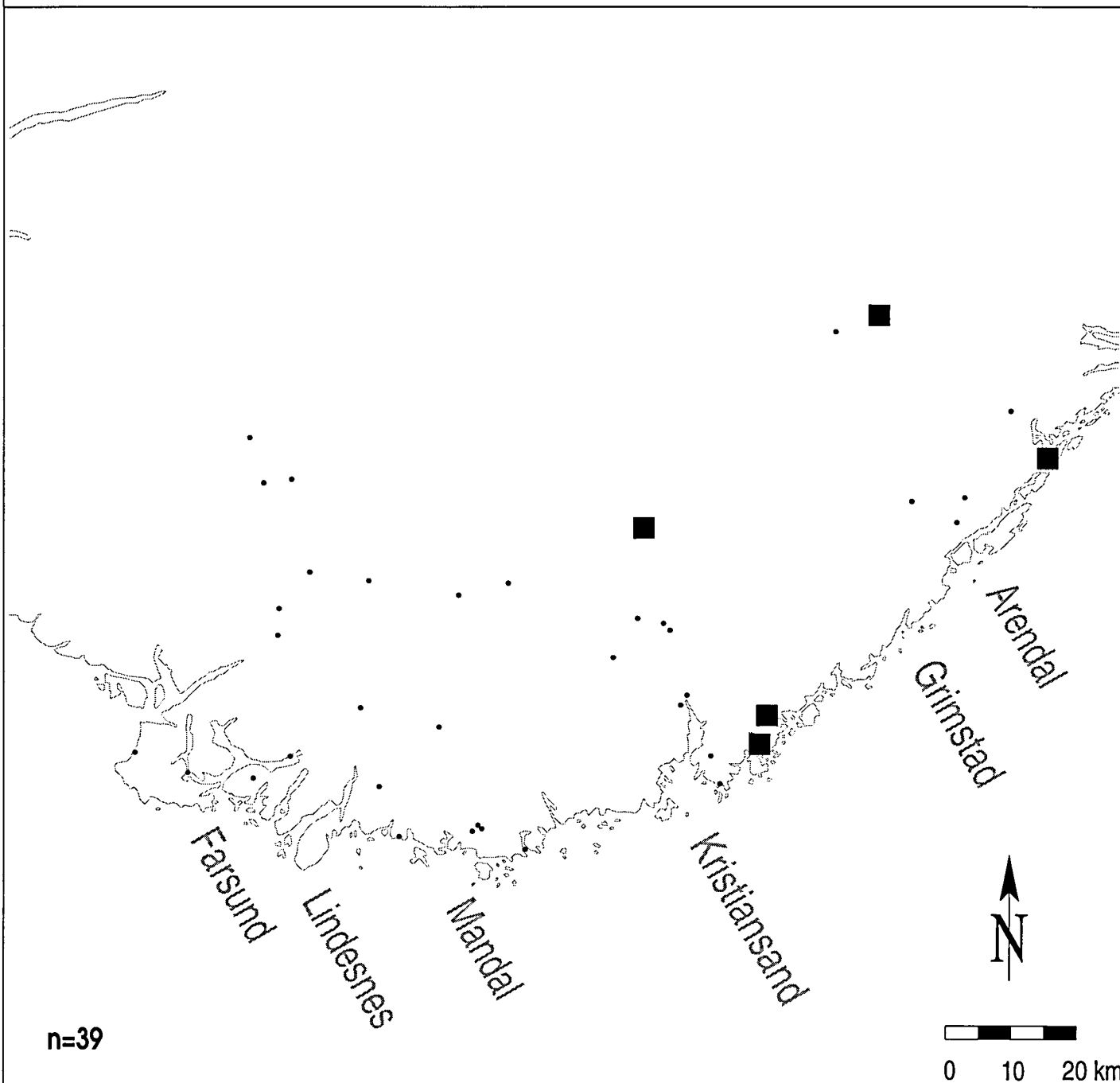
11/1997



AGDERFYLKENE

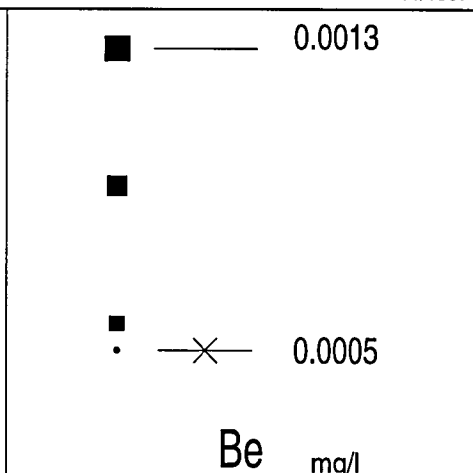
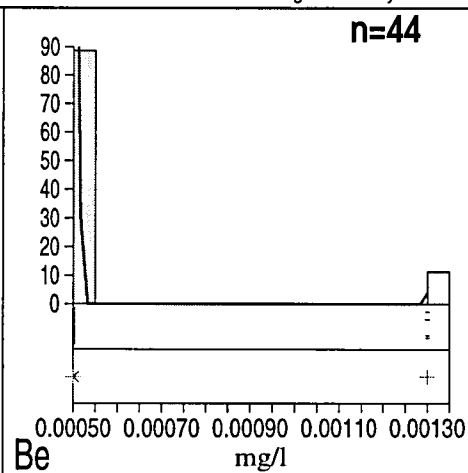
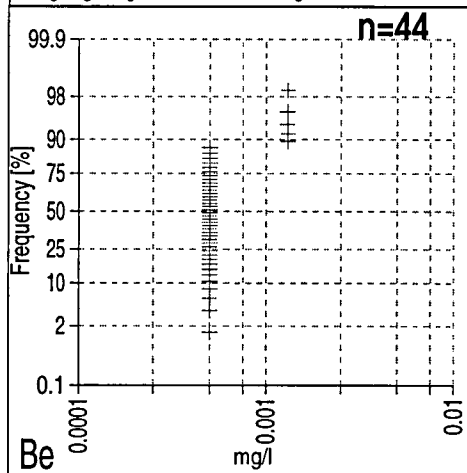
Grunnvannskjemi i fjellbronner

BERYLLIUM



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

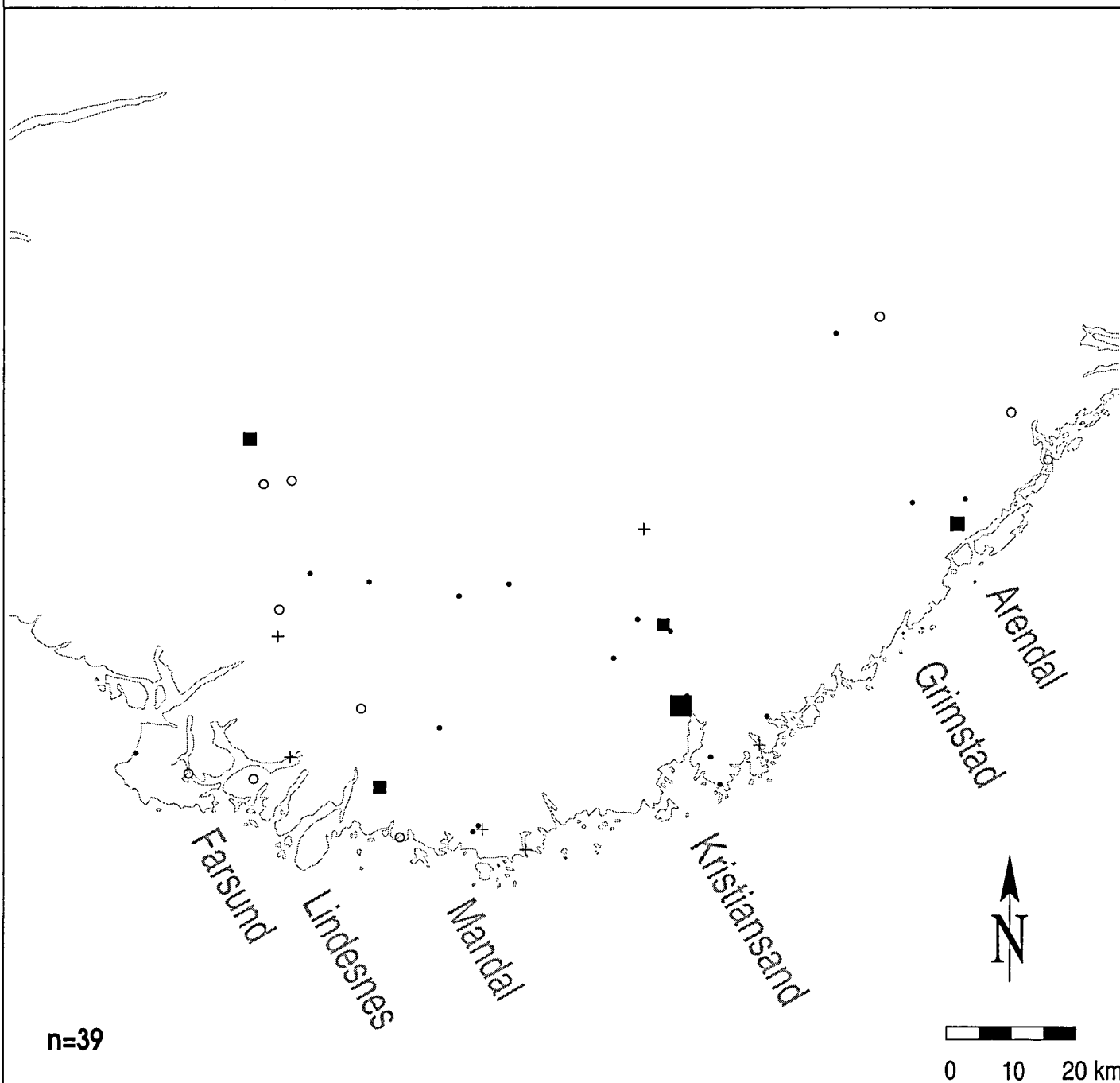
11/1997



AGDERFYLKENE

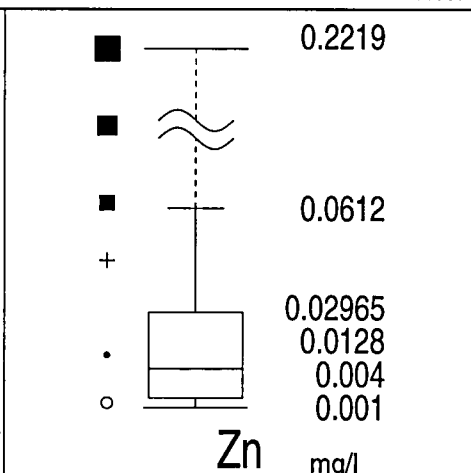
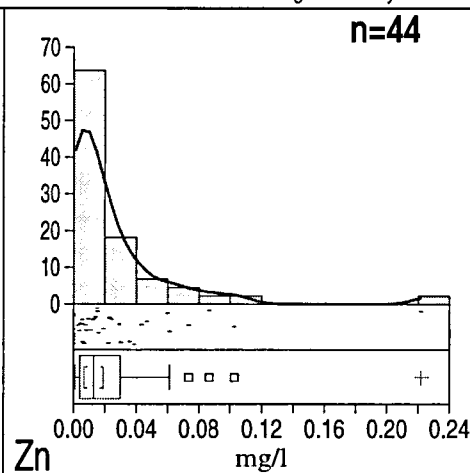
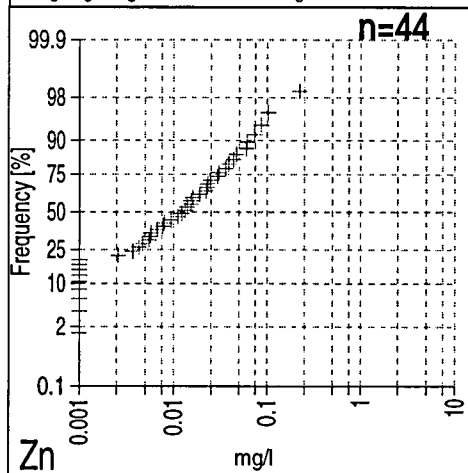
SINK

Grunnvannskjemi i fjellbronner



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

11/1997



BEHANDLINGSMETODER FOR RADON OG FLUORID

Radon

Det finnes flere metoder for å redusere radoninnholdet i vann. Ingen av disse løsningene vil helt kunne fjerne radoninnholdet i vannet, men enkelte løsninger har vist en reduksjonseffekt på i overkant av 95%. Det er i prinsippet tre løsninger som kan benyttes for å redusere radonkonsentrasjonen i vann:

- i) lufting
- ii) lagring
- iii) filtrering

Disse metodene kan også kombineres. Statens strålskyddsinstitut i Sverige utga i 1995 resultatene fra to sammenlignende undersøkelser av ulike metoder og tekniske løsninger fra forskjellige produsenter. Flere ordinære vannrenseanlegg for fjerning av kalk, tungmetaller, forurensninger, giftige gasser og regulering av surhet viste seg å også kunne redusere radonkonsentrasjonen i noen grad, men som regel ikke tilstrekkelig til å bringe konsentrasjonen til under tiltaksnivået på 500 Bq/l.

Beste resultat ble oppnådd med ulike systemer for lufting. Prinsippsskisser over de mest effektive tekniske løsningene er gjengitt i rapport 95-18 fra Statens strålskyddsinstitut i Sverige. Etter at disse undersøkelsene ble utført er det imidlertid kommet flere nye modeller på markedet - noen med bedre effekt i forhold til pris enn tidligere anlegg. Kostnad for de forskjellige løsninger som i dag tilbys på kommersiell basis varierer fra i underkant av kr. 10 000 til ca. kr. 30 000.

Lufting av radonholdig vann

En av de mest effektive måtene for å redusere radoninnholdet i større mengder vann er ved gjennomlufting med luft som er mest mulig fri for radon (vanlig ren uteluft). Radonkonsentrasjonen i vannet vil derved komme i likevekt med luften. Dette kan gjøres ved forskjellige former for gjennombobling, spredning eller overrisling. Denne metoden foregår ved normalt lufttrykk og krever derfor i tillegg en ekstra pumpe og trykktank for å få vannet inn på vannledningsnett.

Effektiviteten av systemet beror i stor grad på utformingen av luftinnblandingsmetoden og sprededysene. Best effekt får man ved lufting i flere trinn eller ved sirkulasjon flere ganger. Utlufting fra systemet må skje til fri luft, ikke til inneluften. Anlegg som benytter denne metoden kan fjerne opptil 99% av radongassen, men effektiviteten synker betydelig med stort uttak av vann fra anlegget.

I mindre vannmengder kan man også redusere radonkonsentrasjonen betydelig ved kraftig visping med f.eks. en elektrisk visp i noen minutter.

Radon er lett løselig selv i kaldt vann (51 vol.% ved 0°C). Som for alle gasser synker løseligheten betydelig ved middels høyere temperatur (13 vol.% ved 60°C), men ikke tilstrekkelig til å redusere radonkonsentrasjonen til akseptable nivåer hvis man i utgangspunktet har høye radonkonsentrasjoner. Først når vannet når kokepunktet kan man få tilsvarende effekt som ved lufting.

Når radon brytes ned dannes det en rekke kortlivete datterprodukter av polonium, vismut og bly. Dette er også radioaktive nuklider som vil dannes kontinuerlig i vann som inneholder radon. Disse datterproduktene har imidlertid en svært kort halveringstid og konsentrasjonen vil være redusert til mindre enn 1/5 etter bare en time. Vannet bør derfor gå via en lagringstank eller lignende slik at det tar minst en time før det benyttes som drikkevann.

Lagring av radonholdig vann

Radon har en halveringstid på ca. 92 timer. Det innebærer at radonkonsentrasjonen i en avstengt mengde vann er mer enn halvert etter fire døgn, redusert til mindre enn 1/10 etter 2 uker, og til mindre enn 1/100 etter en måned. Lang lagringstid innebærer imidlertid en fare for bakterievekst.

Kombinert lufting og lagring

Kombinasjonen av lufting og lagring i store magasiner er hovedgrunnen til at vann fra større grunnvannverk meget sjelden har radonkonsentrasjoner over tiltaksnivået. En måte å gjøre dette på for et mindre antall enheter (få husholdninger) er f.eks. å la vannet fra borebrønnen finfordeles via en spreder, og det gjerne i flere omganger og deretter ned i en godt ventilert tank. Jo større volum, jo lengre effektiv lagringstid. Som for rene luftingssystemer beror effektiviteten særlig på hvor god blanding man oppnår mellom luft og vann.

Filtrering av radonholdig vann

Det finnes ulike filtreringsmetoder som kan redusere radoninnholdet i vann. De to vanligste metodene som benyttes er såkalt *omvendt osmose* og filtrering gjennom *aktivt kull*.

Omvendt osmose er i prinsippet den samme metoden som benyttes blant annet til avsalting av havvann. Vannet presses under høyt trykk gjennom en halvgenomtrengelig membran, som slipper vannmolekylene gjennom, men holder større partikler og molekyler, som f.eks. bakterier, organiske forurensninger, større ioner og radon tilbake.

Metoden har vist seg å kunne fjerne inntil 90% av radonet, men har som oftest liten kapasitet, bare noen liter pr. minutt. Metoden egner seg derfor ikke for annet enn vann som kun skal benyttes til drikkevann og ikke som vanlig husholdningsvann. Prisen er dessuten relativt høy.

Aktivt kull kan adsorbere en rekke stoffer, herunder også radon. Kapasiteten er blant annet avhengig av volumet på filteret. Til en enkelt husholdning kreves et filtervolum på minst 50 liter. Effektiviteten av filteret vil svekkes med tiden, og kullet må byttes ut med bare noen måneders tidsrom. I det aktive kullet vil det dessuten etterhvert oppkonsentreres langlivete radioaktive datterelementer av radon som igjen kan avgi stråling til omgivelsene. Denne strålingen påvirker ikke vannkvaliteten, men gjør at kullet vil måtte tas hånd om og behandles på spesielle måter. Metoden egner seg dessuten kun for moderat forhøyde radonkonsentrasjoner (under 2000 Bq/l).

Kommersielt tilgjengelige tiltaksløsninger

Det markedsføres en rekke ulike renseanlegg for radonholdig vann i Norden. De fleste av disse løsningene er utviklet i Sverige, men selges også i Norge via agenter.

Enkelte løsninger er ofte en kombinasjon av flere av de ovennevnte metodene. Det anbefales at det foretas en individuell avveining av effektivitet i forhold til kostnad, og at man innhenter tilbud med skriftlig garanti for effektiviteten i hvert enkelt tilfelle. Det bør dessuten etterlyses dokumentasjon på effekt gjennom deltagelse i uavhengige tester.

Fluorid

Fluorid er ikke spesielt lett å behandle, fordi grunnstoffet er nokså løselig og ikke-reaktivt. Fluorid har imidlertid tre egenskaper som danner grunnlag for behandlingsmetoder (f.eks. USEPA 1984):

- (i) fluorid-ionet er ganske stort og kan filtreres ut med meget små "filtre" - dvs. omvendt osmose.
- (ii) fluorid har stor affinitet til aluminium, og kan felles ut under koagulering med aluminiumssalter
- (iii) fluorid kan byttes ut mot hydroksid på noen spesielle resiner og aluminiumsmineraler (hydroksider, fosfater, silikater). Dette gir muligheter for behandling med anionbyttefiltere. Reaksjonen som foregår her er faktisk det motsatte av det som foregår i akviferen og som frigjør fluorid til grunnvannet!

Behandling av fluor ved små grunnvannsanlegg

De to best egnede metodene som er tilgjengelige i Norden er:

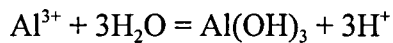
- (i) omvendt osmose. Det kan her dreie seg om en liten modul på kjøkkenbenken som kun behandler det vannet som anvendes som drikkevann. Her blir vannet ved hjelp av overtrykk tvunget gjennom et meget fint filter som fjerner større ioner (ladede partikler) i vannet, slik som fluorid, nitrat og uran. Metoden krever litt vedlikehold (de fjernede ionene samler seg på innløpssiden av filteret som saltanrikt vann, som leilighetsvis må skylles vekk). Metoden krever at vannet er fritt for partikler og oppløst jern, som kan tette igjen filteret (Schneiter & Middlebrooks 1983, Huxstep & Sorg 1987, Grundfos 1988).
- (ii) anionebytting. Dette baserer seg på at noen materialer (spesielle ionebytteresiner eller "aktivert alumina" [Clifford et al. 1978; Rubel & Woolsey 1978; Wu 1978; Bishop & Sansoucy 1978; Choi & Chen 1979; Barbier et al. 1984; Karthikeyan et al. 1994]) bytter ut fluoridioner mot hydroksidioner. Det vil si at fluorid fra vann adsorberes på ionebyttefilteret samtidig som hydroksid frigis. I noen tilfeller kan det være gunstig med tilsetning av litt syre eller CO₂ for å fjerne hydroksidioner fra innløpsvannet (Guo-Xun 1994; Bulusu & Nawlakhe 1990, Rubel & Woolsey 1978). Ionebyttmassen må periodevis regenereres med f.eks. hydroksidløsning (lut). Den regenereringen fjerner de adsorberte fluoridionene og erstatter dem på nytt med hydroksid. Kathikeyan et al. (1994) beskriver et aktivert alumina utstyr som behandler 3 l/t, og som reduserer fluoridinnholdet fra 3 mg/l til 1 mg/l, med en kostnad i India på 650 indiske rupees (ca. 140 NoK).
- (iii) I noen tilfeller er det fosfat som byttes ut mot fluorid (f.eks. på aluminiumfosfat; Qianjie & Hanwen 1992).
- (iv) Kationebyttere kan også benyttes hvis kationebytteren inneholder aluminium. Aluminiumet adsorberer fluoriden. Med noen ionebyttertyper (inkludert kationebytter og aktivert alumina) kan saltsyre/svovelsyre benyttes for regenerering (Qianjie & Hanwen 1992; Samchenko et al. 1987).
- (v) En metode som ligner (iv) benytter aluminiumsulfat-behandlet aktivt kull (Slipchenko & Malitskaya 1987).

Metodene (i) og (ii) er de mest aktuelle metodene i Norden. Metodene (iii) til (v) er utprøvd i Kina og tidligere Sovjetsamveldet.

Behandling av fluorid ved større vannverk

Man kan bruke metodene som er omtalt i 8.2.1 til behandling av vann ved større vannverk, men det blir fort dyrt å behandle store mengder vann. En metode som ofte benyttes for å behandle fluor (og en del andre parametre) er koagulering med aluminiumssalter (N'Dao et al. 1992).

Aluminium tilsettes i form av aluminiumklorid eller -sulfat. Aluminiumet reagerer med vannet og danner et hydroksid som felles ut i et koaguleringsbasseng:



Det kan være nødvendig med pH-regulering for å hindre at reaksjonen gjør vannet for surt. Fluorid binder seg til aluminium og felles ut samtidig som hydroksid.

Den såkalte Nalgonda-teknikken benytter trinnvis tilsetning av (i) blekepulver (hypokloritt), (ii) natriumaluminat eller kalk og (iii) aluminiumsulfat eller aluminiumklorid (Bulusu 1984, Narlakhe & Bulusu 1989).

Ønsker man en behandlingsmulighet i enda større skala, kan man benytte Andco-prosessen, som går på utfelling av fluorid etter tilsetning av fosforsyre, kalsiumklorid og kalk (O'Brien 1983).

"Eksotiske" metoder for behandling av fluorid

Enkelte land, spesielt i Sørøst Asia, men også i Afrika, opplever store problemer med fluorid i grunnvann i landlige områder. Det har vært et stort behov for å finne brukervennlige og billige metoder for å behandle fluoriden, gjerne ved å benytte lokale, naturlige råstoffer. Land som Sri Lanka synes derfor å ligge langt foran vesten når det gjelder utforskning av billige metoder for vannbehandling.

De fleste av disse metodene benytter enkle ionebytte- eller adsorpsjonsmedier som inneholder aluminiumsmineraler. F.eks. har det blitt vist at fluor kan fjernes effektivt fra vann ved hjelp av:

- (i) knust leirkeramikk og/eller tropisk jord. Tropisk jord (Zevenbergen et al. 1996) og keramikk som er laget av tropisk jord (Padmasiri et al. 1995) inneholder ofte aluminiumsoksid som sannsynligvis er den aktive ingrediensen her. Små behandlingsanlegg som koster ca. US\$ 20 kan redusere 3 - 4 mg/l fluor til under 1 mg/l med retensjonstid på 8 timer (Padmasiri et al. 1995; Padmasiri & Fonseka 1994)

- (ii) brent (fiske)bein (Dunkley & Malthus 1961; Bhargava & Killedar 1992; Killedar & Bhargava 1993), hvor den aktive ingrediensen trolig kan være aluminium fluorfosfat-mineralet apatitt.
- (iii) Apatitt i mineralform, kalsiumfosfat eller aluminiumfosfat (Dieye et al. 1994; Contu et al. 1981; Qianjie & Hanwen 1992)
- (iv) Andre aluminosilikatmineraler som adsorberer fluor eller tillater ionebyttereaksjoner av fluor mot hydroksid. Både kaolinitleirer og knust serpentinit har vist seg å være effektiv her (Jinadasa et al. 1991). Bruk av flyveaske er også undersøkt (Jinadasa et al. 1988; Chaturvedi et al. 1990).
- (v) lanthan-klorid impregnert silikagel (Wasay et al. 1996), eller aluminium-sulfat-impregnert silikagel (Rongshu et al. 1995).

I en studie av fluoridopptak i overflatejord fra ulike deler av verden er det funnet at lateritt fra avrenningsområdene i høylandet i Mellom-Amerika, Vest-Afrika og Etiopia ved ren kolonnefiltrering kan redusere fluoridinnholdet i vann fra f.eks. 15 mg F/l til 1 mg/l ved førstegangs filtrering. Ved å la vannet renne gjennom samme filteret en eller to ganger til, kan fluoridinnholdet reduseres ytterligere til 0,15 og 0,06 mg/l. Stort lettere og billigere kan det ikke gjøres! Eneste problemet er at jord må tilkjøres fra høylandet der den er vasket ut av regnet gjennom tusen år, til høy-fluorid områder der lignende jord synes å være mettet med fluorid gjennom like lang tid (Kjell Bjorvatn, pers. medd.)

Sammenligning av behandlingsmetoder

Cameron et al. (1988) sammenligner teknikker som brukes i England for å fjerne aluminium og fluor fra vann som brukes til dialysepasienter, bl.a. avherding, omvendt osmose, og avionisering.

Potgieter (1990) og Killedar & Bhargava (1998) gir noen sammenligninger av behandlingsmetoder for fluorid. Førstnevnte forfatter konkluderer at for konsentrasjoner på ca. 1.5 mg/l fluorid ga aktivert alumina og deretter anionebytteresiner bedre resultater enn dosering med kalk eller aluminiumssalter. Sistnevnte foretrekker Nalgonda-prosessen. Fox & Sorg (1987) sammenlignet omvendt osmose og aktivert alumina som metoder for å fjerne arsen, fluor og uran: den "beste" metoden avhenger av vannkjemi og driftsforhold. Mazounie & Mouchet (1984) foretrekker aktivert alumina i de fleste tilfellene, men anbefaler omvendt osmose for saltholdig vann. Tjiiook (1983) foretrekker kjemisk koagulering på grunn av lav kostnad, men erkjenner at ionebytting og aktivert alumina kan være mer effektive (dog mer kompliserte) metoder. Han mener at omvendt osmose koster 2-5 ganger mer enn koagulering i India.