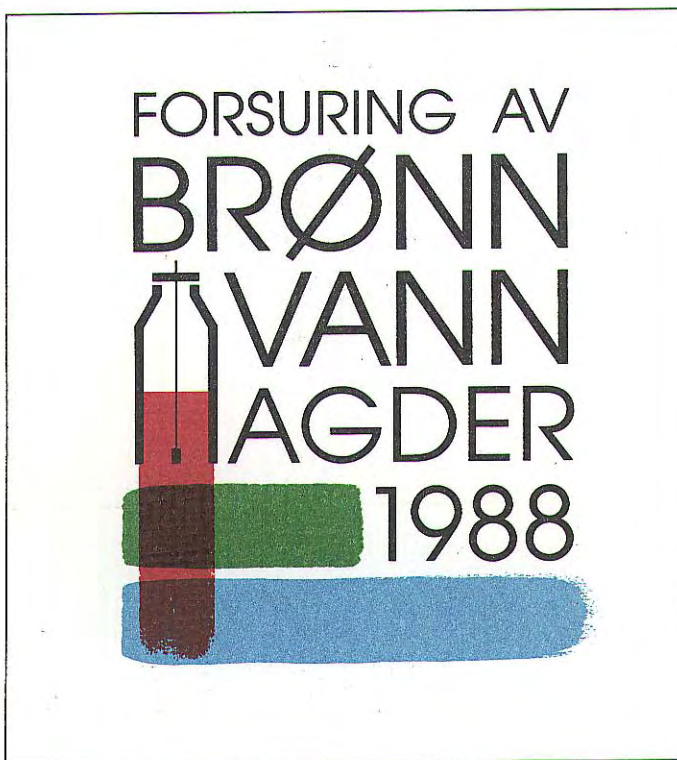




DR-2487

O-88038 E-90421

Forsuringens effekter på vannkvaliteten i
gravde drikkevannsbrønner i Agderfylkene



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen-Sandviker
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.: O-88038 E-90421
Undernummer:
Løpenummer: 2487
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Forsuringens effekter på vannkvaliteten i gravde drikkevannsbrønner i Agderfylkene.	Dato: Oktober 1990
Forfatter (e): Atle Hindar	Prosjektnummer: O-88038 E-90421
	Faggruppe: Sur nedbør
	Geografisk område: Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 64 + fargekart

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet, NTNIF	Oppdragsg. ref. (evt. NTNIF-nr.): FK 03.15772
---	--

Ekstrakt:
79 gravde drikkevannsbrønner i Agder-fylkene er undersøkt med hensyn på surhet, forsuring og korrosivitet. Vannet i private drikkevannsbrønner i Agder-fylkene var med få unntak surt og mineralfattig. Alkalitetstapet i forhold til opprinnelig konsentrasjon, og dermed forsuringen i brønnvannet, var betydelig. Sulfatkonsentrasjonen i brønnvannet var helt dominert av bidrag fra forurenset nedbør.

Forsuringen har økt vannets korrosivitet ved at det er forskjøvet lenger vekk fra karbonatlakevekt. Brønnvannet løser ut metaller i ledningsnett. Det gjelder særlig for kopper og sink, men også til en viss grad bly og i mindre grad kadmium. Vannkvaliteten ligger i området "mindre god/ikke tilrådelig" i henhold til vannkvalitetskriterier gitt av Statens institutt for folkehelse.

- 4 emneord, norske:
1. Forsuring
 2. Korrosivitet
 3. Tungmetaller
 4. Brønner

- 4 emneord, engelske:
1. Acidification
 2. Corrosivity
 3. Heavy metals
 4. Wells

Prosjektleder:

For administrasjonen:

ISBN 82-577-1800-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
SØRLANDSAVDELINGEN
GRIMSTAD

O - 88038

E - 90421

Forsuringens effekter på vannkvaliteten i
gravde drikkevannsbrønner i Agderfylkene.

Grimstad, oktober 1990

Saksbehandler: Atle Hindar

Medarbeidere: Rolf Høgberget

Hans Kristiansen

FORORD

Norsk institutt for vannforskning tok i 1987 initiativ til en større undersøkelse av brønnvann i Agderfylkene. Bakgrunnen var undersøkelser i Sverige som viste at grunnvann og vann i private brønner var surt, forsuret og korrosivt. Tilsvarende undersøkelser var ikke utført i det mest forsurede området i Norge.

Gjennomføringen av prosjektet har skjedd i samarbeid med brønneiere i begge Agderfylkene. De har tatt ut prøver av henstandsvann. Øvrige prøver er samlet inn av NIVA, Dag Olav Andersen ved ADH i Kristiansand og Tor Mindrebø. De takkes herved for innsatsen og for hjelp til vurdering av brønnene.

Alle vannprøvene er analysert av ATIK-Vannlaboratorium i Grimstad.

Karakteristiske data er tegnet ut ved Statens Kartverk på Hønefoss. Jeg vil takke Svein Fjellanger for hjelp og ideer til utforming av kartene.

Undersøkelsene er finansiert av Miljøverndepartementet via NTNFS utvalg for langtransporterte luftforurensninger (NTNF-nr. FK 03.15772). I tillegg har NIVA bidratt med egne forskningsmidler.

Grimstad, oktober 1990

Atle Hindar

INNHOOLD

	SIDE
1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	4
2. INNLEDNING	5
3. MATERIALE OG METODER	7
3.1. Det undersøkte området	7
3.2. Utvalg og karakterisering av brønner	7
3.3. Prøvetaking og analyser	10
3.4. Bearbeiding av data	12
4. RESULTATER OG DISKUSJON	13
4.1. Karakteristisk vannkjemi og surhet	13
4.2. Forsuring	21
4.3. Korrosivitet	26
4.4. Tungmetaller i brønnvannet	33
4.5. Endring i vannkvalitet fra brønn til spring	35
4.6. Endring av metallkonsentrasjon etter henstand	44
5. SAMMENFATTENDE VURDERING	46
6. REFERANSER	47
7. PRIMÆRDATA	49
FIGURVEDLEGG A1-A7	64

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

79 gravde drikkevannsbrønner i Agder-fylkene er undersøkt med hensyn på surhet, forsuring og korrosivitet.

Brønnen vannet var sterkt korrosivt og løste ut metaller i ledningsnett. Det gjaldt særlig for kopper og sink, men også til en viss grad bly og i mindre grad kadmium. Vannkvaliteten i en rekke brønner var "mindre god/ikke tilrådelig" i henhold til vannkvalitetskriterier gitt av Statens institutt for folkehelse.

Forsuringen har økt vannets korrosivitet. Sulfatkonsentrasjonen var økt og alkaliteten redusert. Sulfatkonsentrasjonen i brønnen vannet var helt dominert av bidrag fra forurenset nedbør. Marine bidrag og generell bakgrunnskonsentrasjon utgjorde bare en liten andel. Det har forskjøvet brønnen vannet lenger vekk fra karbonatlikevekt.

Brønnen vannet var med få unntak surt og mineralfattig. Vannkvaliteten var på mange måter den samme som finnes i overflatevann i det samme området. Det gjelder bl.a. kalsiumkonsentrasjon, sulfatkonsentrasjon, konduktivitet og løste organiske stoffer.

Marine løsavsetninger påvirker vannkvaliteten sterkt i enkelte områder nær kysten, spesielt i Aust-Agder. Indre områder er preget av tynt løsmassedekke og berggrunn med lave forvittringshastigheter. Det var derfor store forskjeller i vannkvalitet mellom kystnære og indre områder. Brønnen vannet i kystområdet var mindre surt og mindre korrosivt enn lengere innover i landet.

ANBEFALINGER

Siden så mange husholdninger i denne landsdelen har brønnen vann som eneste drikkevannskilde, bør en se på hvilke tiltak som kan redusere korrosjon på ledningsnett. Dette kan begrunnes både med helsemessige og økonomiske betraktninger. Boring etter dypere liggende grunnvann eller karbonatisering kan være aktuelt.

Undersøkelsen bør følges opp, bl.a. for å se på graden av årstidsvariasjoner i forsuringsparametre. Slike variasjoner er sannsynlige fordi brønnen vannet har mange likhetstrekk med overflatevann i området.

En tilsvarende undersøkelse av dypere liggende grunnvann fra borede brønner bør gjennomføres for å se hvilke gevinster som kan oppnås ved å skifte vannkilde.

2. INNLEDNING

Forsuring av overflatevann er av de største miljøproblem i Sør-Norge. Regionale variasjoner er godt dokumentert (Wright og Snekvik 1978, Sevaldrud og Skogheim 1986, SFT 1989). Vannkvaliteten i grunnvann og brønnvann er ikke kartlagt på samme måten. I samarbeid med "Landsomfattende grunnvannsnnett" (LGN), som drives av NGU og NVE, er vannkvaliteten i grunnvann i Agderfylkene undersøkt (SFT 1989). Bare fire av lokalitetene i dette nettet ligger i Aust- og Vest-Agder.

Omlag 15-20 % av drikkevannet i Norge er grunnvann. Andelen ventes å øke i årene framover. Norge er det land i Europa som bruker minst grunnvann. I Aust-Agder er 18 % av befolkningen tilknyttet små vannverk (<100 personer). Slike vannverk er ikke underlagt kontroll av offentlig myndighet. Vannkvalitet i små vannverk er dermed lite kjent. I Lillesand kommune er 26 % av befolkningen tilknyttet små vannverk. Hele 85 % av disse vannverkene er basert på grunnvann (Boman og Vik 1985).

I Sverige er det gjennomført en omfattende kartlegging av vannkvaliteten i private brønner med tanke på surhet og korrosivitet (Jonasson et al. 1985, Bertills et al. 1989, von Brömssen 1989).

Jonasson et al. (1985) fant at de områdene der det var registrert surt overflatevann også hadde surt brønnvann, spesielt i gravde, men også i borede brønner.

Bertills et al. (1989) fant pH lavere enn 6.5 i mer enn 50 % av brønnene. Forholdet mellom alkalitet og sulfat er brukt som forsøringsindikator. Kadmiumkonsentrasjonene var lave (mer enn 90 % under $0.3 \mu\text{g Cd/L}$), mens kopperkonsentrasjonene kunne være svært høye (20 % over $3000 \mu\text{g/L}$ i henstandsvann når pH var under 7.0).

Avtak i pH er registrert i stort omfang i brønner i løsavsetninger i Värmland og Kronobergs län (von Brömssen 1989). I en analyse av tidstrender fant Andersson og Stokes (1988) imidlertid ingen signifikante endringer i pH, avtak i alkalitet eller økning i sulfat. Analysen omfattet data fra 38 stasjoner i grunnvannsnettet til Sveriges Geologiske Undersøkelser.

Jonasson et al. (1985) utførte forenklete T-tester på et stort antall brønner (2084 i vestre deler av Sverige) og fant følgende signifikante faktorer som påvirket pH:

- lavere pH i grove jordarter (elveavsetninger, sand og morene) enn i leire og mosand.
- lavere pH i skog enn på åpen mark
- lavere pH i områder med høy nedbør
- lavere pH i grunne brønner og ved høy grunnvannstand
- lavere pH i skrånende terreng enn på flat mark
- lavere pH i større høyde over havet

De fleste av disse faktorene er uttrykk for variasjoner i grunnvannets/markvannets oppholdstid og kontaktid med løsmasser og berggrunn.

Den foreliggende undersøkelsen omfatter brønnvann, springvann og henstandsvann fra gravde drikkevannsbrønner i Agderfylkene. Undersøkelsen belyser regional variasjon i brønnvannets surhet, kvantifiserer forsureningen av brønnvannet, karakteriserer vannets korrosivitet og endringer i denne som resultat av forsurening.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Det undersøkte området

Brønnene ligger i sørlige deler av Aust-og Vest-Agder fylker (Figur 1). Denne regionen er sterkest belastet med langtransportert forurenset nedbør i Norge. MiddelpH i nedbør (4.2-4.3) er som i store deler av sentral-Europa.

I deler av det området denne undersøkelsen omfatter er deposisjonen av svovel langt høyere enn det som oppfattes som kritisk belastning (naturens tålegrense). I perioden 1980-1988 var midlere deposisjon av sulfat på overvåkingsstasjonen Birkenes $100 \text{ kekv/km}^2 \cdot \text{år}$ (beregnet etter SFT 1989). Deposisjon av nitrogen utgjorde omlag $120 \text{ kekv/km}^2 \cdot \text{år}$. Kritisk belastning for overflatevann i indre områder er sannsynligvis $10\text{-}40 \text{ kekv/km}^2 \cdot \text{år}$, men opp mot $50\text{-}100 \text{ kekv/km}^2 \cdot \text{år}$ i ytre områder (Henriksen et al. 1990). En tilsvarende gradient vil også gjelde for grunnvann, men de absolutte belastningsgrenser kan være forskjellige.

Området er preget av relativt store nedbørmengder og liten fordampning. Spesifikk avrenning er $18\text{-}45 \text{ l/km}^2\text{s}$, med høyest avrenning i vestre deler (NVE 1987).

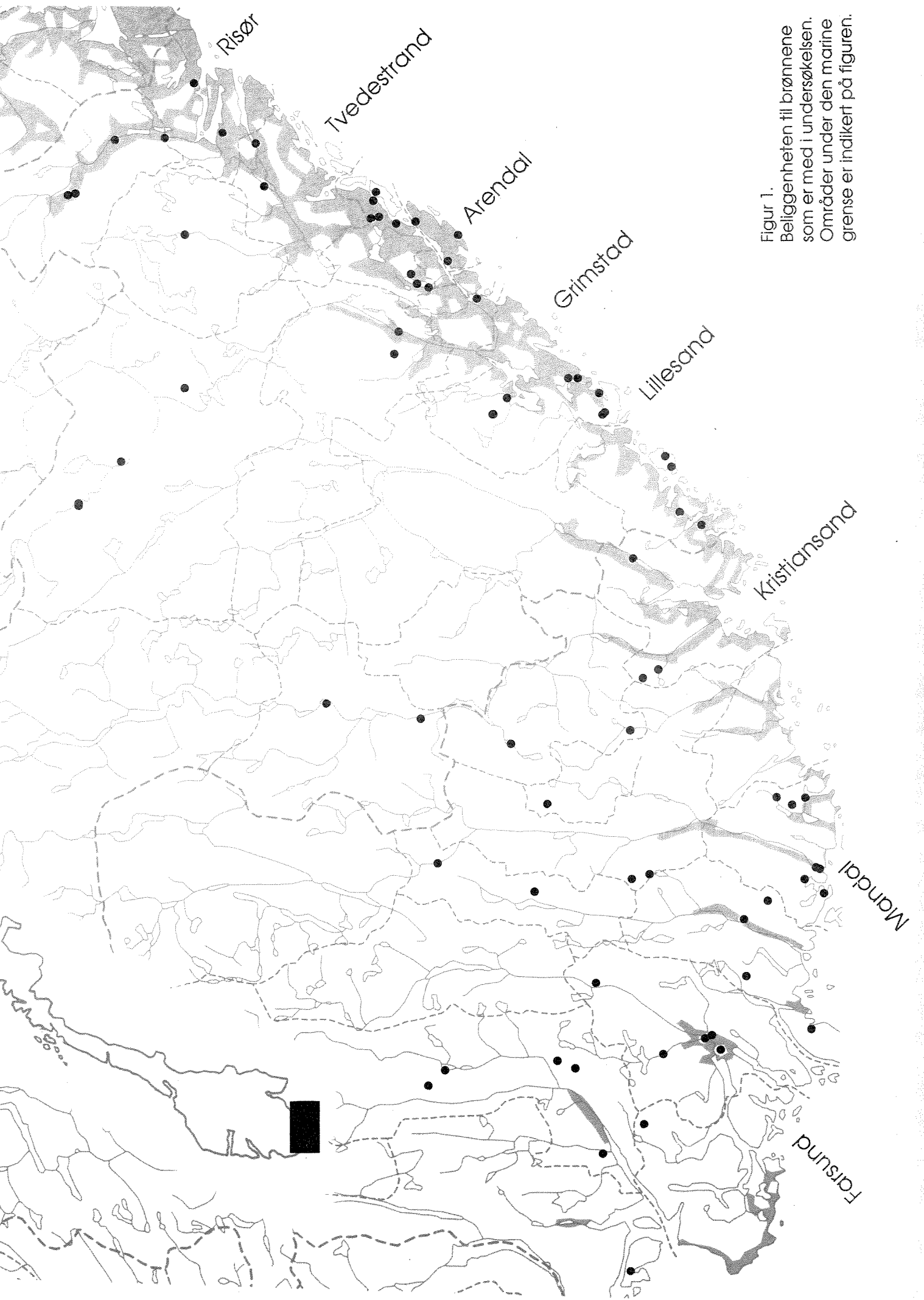
Berggrunnen består av prekambriske bergarter som gneisser og granitter og er en del av det Fenno-Scandiske skjold. I ytre deler av området er det betydelige innslag av amfibolitter (Maijer and Padget 1987). Her finnes også marine avsetninger, særlig i Aust-Agder (Riiber og Bergstrøm 1990). Marine grense er omlag 100 moh i Gjerstad og avtar mot 0 meter i Kristiansandsområdet. Marine avsetninger, noe gunstigere berggrunn og mindre nedbør gjør sørøstre deler av Agder mindre utsatt for forurensning. Dette er vist for innsjøer i området (Hindar og Kleiven 1990). Områder under den marine grense er indikert på Figur 1 og på vedlagte kart (A1-A7) bak i rapporten.

3.2. Utvalg og karakterisering av brønner

Det fantes ingen oversikt over aktuelle lokaliteter for denne undersøkelsen. Det ble derfor satt inn en annonse i de fleste aviser i Agderfylkene, der brønneiere ble bedt om å henvende seg til NIVA. Aktuelle brønner var borede og gravde brønner uten forurensningskilder i brønnenes nedbørfelt. Ialt kom det inn omlag 250 svar på annonsene.

Det ble også tatt kontakt med alle kommunene i de to fylkene for opplysninger om kommunale eller private grunnvannbrønner. Responsen var nærmest utelukkende opplysninger om kommunale vannverk. Enkelte av disse kom med i undersøkelsen.

Utgangspunktet for undersøkelsen var slik at det måtte stilles visse krav til brønnene. Målet var å ende opp med et homogent utvalg brønner som egnet seg til statistisk bearbeiding.



Figur 1.
Beliggenheten til brønnene som er med i undersøkelsen. Områder under den marine grense er indikert på figuren.

De omlag 250 brønneierne ble tilskrevet og bedt om å gi en del karakteristiske opplysninger om brønnene. Bare et fåtall av brønnene var boret. Disse ble derfor i sin helhet tatt ut av utvalget. Svært dype brønner ble tatt ut fordi vannkvaliteten sannsynligvis ville være svært forskjellig fra det store flertall av relativt grunne brønner. Bare enkelte brønner var plassert i området: nord for riksvei 9 og vest for Evje. Disse ble også tatt ut av utvalget.

Det gjenstod etter dette 96 gravde brønner. Brønneierne ble tilskrevet og det ble deretter tatt vannprøver. Flere brønneiere hadde meldt sin interesse for undersøkelsen til tross for at brønnen åpenbart eller høyst sannsynlig var utsatt for forurensningstilførsler eller overflatetilsig. For enkelte brønner var det tvil om muligheter for påvirkning.

Etter prøvetaking, uttegning av nedbørfeltene til brønnene og gjennomgang av de vannkjemiske dataene var det derfor nødvendig med en ytterligere reduksjon i utvalget. Konsentrasjon av nitrat, ammonium, total nitrogen og total fosfor ble brukt sammen med brønnplassering som utvalgskriterier i denne siste runden.

Ialt 79 brønner er med i det foreliggende materialet, 46 i Aust-Agder og 33 i Vest-Agder (Figur 1). I Aust-Agder ligger de fleste brønnene langs kysten, mens brønnene er svært godt fordelt i sørlige del av Vest-Agder. I fem av lokalitetene var det ikke tilgang til selve brønnen.

Private brønner som er gravd ut i løsmasser, finnes sannsynligvis for det meste i utstrømningsområder. Dette er områder der grunnvann kommer opp i dagen eller i det minste der vannspeilet er presset opp mot terrengoverflaten. Vannets midlere oppholdstid i brønner vil være avhengig av brønnens nedbørfelt, årlig avrenning, løsmassedekke og terrengets hellingsgrad. I tillegg kommer brønnens volum og vannforbruket.

Brønnenes nedbørfelt og områdets spesifikke avrenning vil relativt lett kunne finnes. De er vesentlige faktorer for undersøkelser av hvordan oppholdstiden påvirker forskjellige vannkjemiske parametre.

Brønnenes nedbørfelt kunne beregnes for 63 av brønnene. 38 brønner hadde nedbørfelt på mindre enn 5 da, mens 11 hadde over 10 da. De brønnene det ikke er beregnet nedbørfelt for hadde uoversiktlige hydrologiske forhold. Det skyldes delvis at de lå inntil elv/bekk eller at de lå på relativt flate arealer uten klare helningsretninger.

Midlere spesifikk avrenning for hver enkelt brønn ble funnet etter NVE's avrenningskart. 33 brønner ligger i områder med avrenning fra 18-30 L/km²s, mens 26 ligger i områder med spesifikk avrenning på 40-45 L/km²s.

Hvis brønnen betraktes som utløpspunkt for nedbørfeltet, kan midlere gjennomstrømningshastighet beregnes for de ulike feltene. 18 felt har en gjennomstrømming på 0-5 L/min. Sju felt har en gjennomstrømming på 50-100 L/min. Hvis brønnvolumet settes til 5 m³ (3 meter høy og 1.5 meter i diameter) og median gjennomstrømming på 20 L/min brukes, blir median oppholdstid for brønnene omkring 4 timer. Det vil si at det i middel tar omkring 4 timer å fylle brønnen opp etter tømming.

3.3. Prøvetaking og analyser

Prøvetakingsperioden strakte seg fra 01.07.88 til 15.07.88 i Aust-Agder og fra 18.06.88 til 12.07.88 i Vest-Agder. Mot slutten av denne perioden var det tørt og enkelte brønner hadde liten vanntilførsel.

Det ble tatt vannprøver fra brønn, springvann og henstandsvann (Tabell 1). Prøver av brønnvann ble tatt med vannhenter eller fylt direkte i prøveflasker, avhengig av avstand til vannspeilet. Vann fra kaldtvannskranen ble tatt ut etter 2-5 minutter med full åpning på kranen. Henstandsvann ble samlet i syrevaskede scintillasjonsbegere. De første 20 ml fra kaldtvannskranen ble samlet opp om morgenen.

Alle prøver til tungmetallanalyse ble samlet i syrevaskede scintillasjonsbegere som inneholdt syre for konservering av prøvene.

Vannprøver for inntil to-tre dagers feltarbeid ble samlet opp før de ble levert til laboratoriet. Dette har trolig hatt betydning for bevaring av CO₂-trykket i vannet og dermed påvirket pH-verdien.

Analysene er utført etter standard metoder, se Tabell 1. Ammonium ble fiksert umiddelbart etter innlevering på laboratoriet.

Ved lave Mn-konsentrasjoner og høye Cu, Cd, Pb eller Zn konsentrasjoner ble det brukt flamme i stedet for grafittovn.

Alle atomabsorpsjonsanalyser er utført etter gjeldende Norsk Standard: NS 4770, 4773, 4775, 4776, 4780 og 4781.

Deteksjonsgrenser for tungmetaller er som følger:

Metall	Flamme	Grafittovn
Mn	10 µg/L	0.5 µg/L
Cu	50 µg/L	0.5 µg/L
Cd	10 µg/L	0.1 µg/L
Pb	200 µg/L	0.5 µg/L
Zn	10 µg/L	

Deteksjonsgrensen for jern er 10 µg Fe/L.

Tabell 1. Analyseprogrammet for prøver fra brønn (B), rennende springvann (S) og henstandsvann (H).

Parameter	Benevning	B	S	H
pH	- log [H] ⁺	*	*	
Konduktivitet	mS/m	*	*	
Alkalitet	µekv/L	*		
Farge	mg Pt/L	*		
Total fosfor	µg P/L	*		
Nitrat	µg N/L	*		
Ammonium	µg N/L	*		
Klorid	mg Cl/L	*		
Sulfat	mg SO ₄ /L	*		
Kalsium	mg Ca/L	*	*	
Magnesium	mg Mg/L	*		
Natrium	mg Na/L	*		
Kalium	mg K/L	*		
Aluminium, reaktivt	µg Al/L	*	*	
Total jern	µg Fe/L	*	*	
Total mangan	µg Mn/L	*	*	*
Kopper	µg Cu/L	*	*	*
Kadmium	µg Cd/L	*	*	*
Bly	µg Pb/L	*	*	*
Sink	mg Zn/L	*	*	*

Parameter	Analysemetode
pH	Radiometer PHM 83 pH-meter med GK 2401 C elektrode - uten røring (Hindar 1984, ellers NS 4720)
Konduktivitet	Digital Conductivity Meter PT1-18. NS 4721.
Alkalitet	Mettler DL40RC titrator, med kompensering for elektrodeeffekt av røring. ALK-E etter Henriksen (1982)
Farge	Lovibond 1000 komparator. Ufiltrerte prøver
Total fosfor	Technicon AA II. Tilpasset NS 4725.
Nitrat	Fargereaksjon som NS 4745
Ammonium	Fargereaksjon som NS 4746
Klorid	Kvikksølv tiocyanat metode. NS 4769
Sulfat	NS 4762
Kalsium, magnesium, natrium, kalium, mangan	Atomabs. (flamme) Perkin Elmer 2380
Aluminium, reaktivt	Syrekons. prøver. Pyrokatekolfiolet fargereaksjon etter NS 4747
Total jern	TPTZ metode. Reaksjon etter NS 4741
Kopper, kadmi-um, bly og sink	Atomabs. (grafittovn HGA 400) Perkin Elmer 2380

3.4. Bearbeiding av data

Alle data er lagret på PC i databaseprogrammet dbase og sortert og bearbeidet videre i regneprogrammet Quattro.

Alle brønneiere fikk utskrift av samtlige data fra sin egen brønn. Helt spesielle vannkvaliteter ble påpekt.

Karakteristiske data er tegnet ut ifølge stedfestingskoder (UTM) ved hjelp av et digitalt kartframstillingsprogram. Oversiktskartene er vedlagt bak i rapporten.

Til beregning av forsuring er det tatt utgangspunkt i at brønnvannet inneholder en viss andel sjøsalter som kan beregnes etter konsentrasjonen av klorid (Henriksen 1980 og Henriksen, Kirkhusmo og Sønsterud 1989) og forholdet mellom klorid og andre salter i sjøvann (Sverdrup 1942). Det antas videre at konsentrasjonen av kalsium + magnesium opprinnelig har vært balansert av ekvivalente mengder alkalitet (Henriksen 1983). På bakgrunn av dette er opprinnelig alkalitet beregnet. Differansen mellom opprinnelig og nåværende alkalitet er satt lik forsuring.

Mange brønner er steinsatt, men flere og særlig de nyere brønnene, er satt med betongringer. Betong avgir kalsium og karbonat til surt vann. Karbonatet vil reagere med det sure vannet til hydrogenkarbonat og eventuelt til fri karbondioksid. I enkelte brønner vil det derfor kunne være et kunstig overskudd av kalsium i forhold til hydrogenkarbonat. Det vil ha konsekvenser for beregning av forsuring. Forhøyede konsentrasjoner av kalsium vil føre til en større differanse mellom nåværende og tidligere alkalitet og dermed for høyt beregnet forsuring. Størrelsen på denne effekten i de forskjellige brønnene henger trolig sammen med brønnenes alder (ferske betongoverflater), men er ikke beregnet.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. Karakteristisk vannkjemi og surhet

Konduktivitet og klorid

Vannet i de undersøkte brønnene var relativt saltfattige. Konduktiviteten var i området 2-26 mS/m. Tilsvarende verdier for innsjøer i området er 1-8 mS/m (Hindar og Kleiven 1990). 53 % av brønnene hadde konduktivitet i området 2-6 mS/m. Regional fordeling på ulike konduktivitetsgrupper er vist i Figur A2.

Det var en signifikant sammenheng mellom konduktivitet og kloridkonsentrasjon i brønnvannet (Figur 2). Likningen:

$$\text{Cl} = 0.94 \cdot \text{Kond} - 0.05 \quad (r^2 = 0.68, n = 74)$$

viser at sjøsaltpåvirkning i form av nedbør eller løsavsetninger forklarer omkring 70 % av variasjonen i konduktiviteten.

Kalsium

Kalsiumkonsentrasjonen i brønnene lå i området 0.2-28 mg Ca/L. 17 % av brønnene hadde mindre enn 2 mg Ca/L, mens 27 % hadde over 6 mg Ca/L. Deler av det tungt nedbrytbare grunnfjellsområdet er dekket med marine løsavsetninger. Det gjelder særlig kystområdet fra Lillesand og østover til Risør. I dette området stiger den postglaciale marine grense fra omkring 40 moh i vest til 100 moh i øst. De brønnene som ligger innenfor dette området kan ha høye kalsiumkonsentrasjoner. Brønner som ligger lenger inn i landet kan ha lave konsentrasjoner. Det er vist i Figur A3 bak i rapporten.

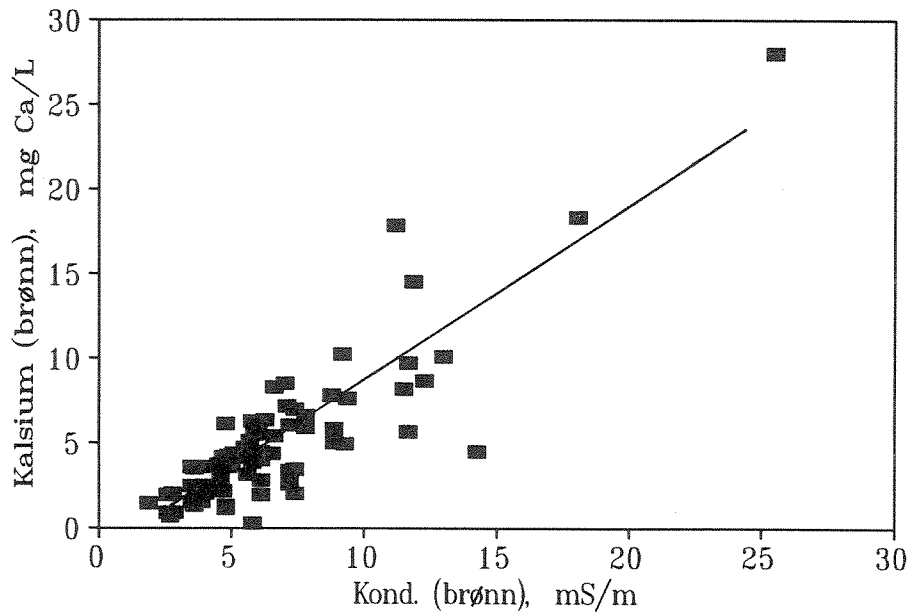
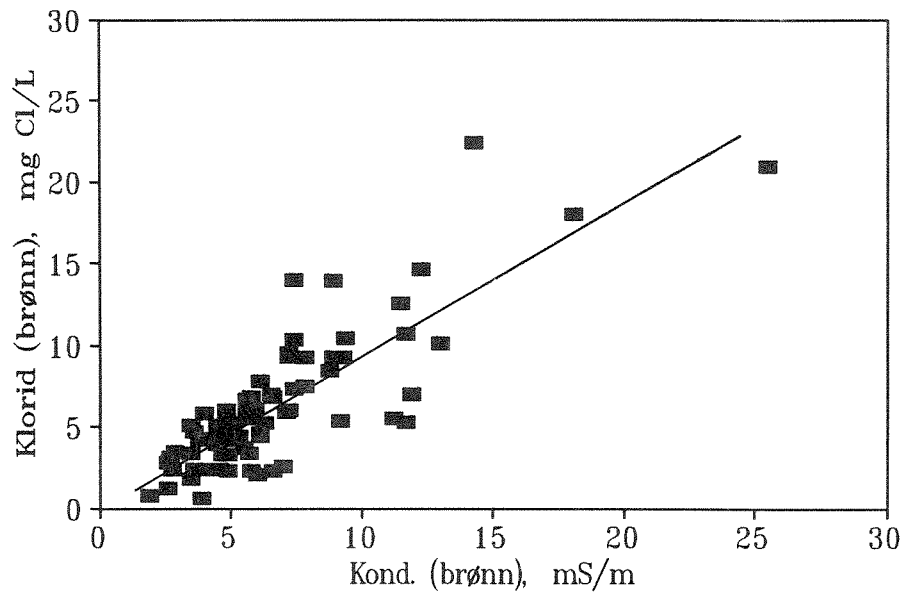
Det var en signifikant sammenheng mellom kalsiumkonsentrasjon og konduktivitet (Figur 2). Regresjonslikningen er:

$$\text{Ca} = 1.01 \cdot \text{Kond} - 1.7 \quad (r^2 = 0.75, n = 74)$$

Det viser at kalkholdig materiale i løsavsetningene samvarierer sterkt med konduktiviteten og forklarer vel så mye av variasjonen i denne som klorid.

Løste organiske stoffer og jern

Grunnvann er normalt kjennetegnet av klart vann, men bare 54 % av brønnene i denne undersøkelsen hadde et fargetall på 10 mg Pt/L eller lavere. 23 % hadde fargetall på 20 mg Pt/L eller høyere. 5 av brønnene var sterkt farget (≥ 50 mg Pt/L). Dette viser at flere av brønnene var sterkt preget av tilførsler av løst organisk stoff fra omkringliggende områder.



Figur 2. Klorid (a) og kalsium (b) avsatt mot konduktivitet. Regresjonslinjer er inntegnet. Likningene er gitt i teksten.

Jern er i stor grad bundet til løste organiske stoffer i vann. Det er derfor å vente at jern og fargetall varierer på samme måte. Lavt fargetall og lav jernkonsentrasjon opptrer i denne undersøkelsen i større grad i brønner med høy vanngjennomstrømming enn i brønner med lav vanngjennomstrømming.

Total fosfor

En del brønner ble tatt ut av undersøkelsen fordi fosforkonsentrasjonen indikerte uønsket påvirkning. En brønn hadde likevel totalfosfor-konsentrasjon på 34 $\mu\text{g P/L}$. De øvrige hadde konsentrasjoner under 20 $\mu\text{g P/L}$ (se Figur 3).

Nitrat

Brønner med svært høye nitratkonsentrasjoner ble ikke tatt med i undersøkelsen hvis det ble tolket som tegn på forurensning fra aktiviteter i nedbørfeltet. Likevel var det relativt høye nitratkonsentrasjoner i flere av brønnene (se Figur 3). 3 brønner hadde nitratkonsentrasjoner over 1000 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/L}$.

Høye nitratkonsentrasjoner er også funnet i kystnære vassdrag i det samme området (Hindar 1990). Det ble forklart med den høye deposisjonen av nitrogen fra forurenset nedbør. Det kunne ikke finnes klare regionale forskjeller i nitratkonsentrasjon for de relativt jevnt fordelte brønnene i Vest-Agder.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom nitrat og total fosfor i brønnene (Figur 3). Det kan tyde på forskjellige kilder til nitrogen og fosfor i brønnvannet.

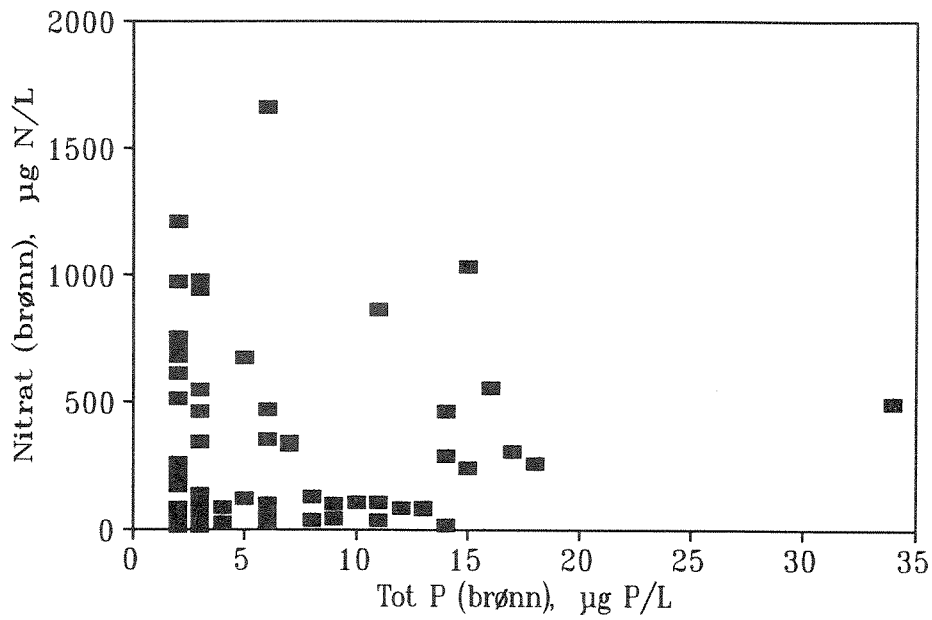
Sulfat

Med unntak av en brønn (30 mg $\text{SO}_4\text{/L}$) hadde brønnene en konsentrasjon av sulfat på 2-16 mg $\text{SO}_4\text{/L}$. Tilsvarende variasjonsområde for 67 innsjøer langs kysten av Aust-Agder var 6-14 mg $\text{SO}_4\text{/L}$ (Hindar og Kleiven 1990). Det viser at sulfatbelastningen på brønnvann er i samme størrelsesorden som for overflatevann.

Surhet (pH)

pH-verdiene for samtlige brønner lå i området 4.4-7.2 (Figur 4). Hovedtyngden av brønnene (72 %) hadde pH 5.5-6.5 (Figur 4). Det var større hyppighet av brønner med høy pH fra Grimstad og østover. Det skyldes først og fremst at vannet i flere brønner i Aust-Agder er påvirket av marine sedimenter. Regional fordeling på ulike surhetsgrupper er vist i Figur A1.

Vannet i brønnene var sannsynligvis sterkt overmettet med CO_2 . Vann i likevekt med atmosfæren kan ha pH 5.7. Med et karbondioksidinnhold tilsvarende $\text{pCO}_2 = 10^{-2.2}$ atm. kan pH reduseres til 5.1. pH-verdiene er derfor ikke bare et uttrykk for påvirkning av sterke syrer, men også svake syrer, som CO_2 oppløst i vann.



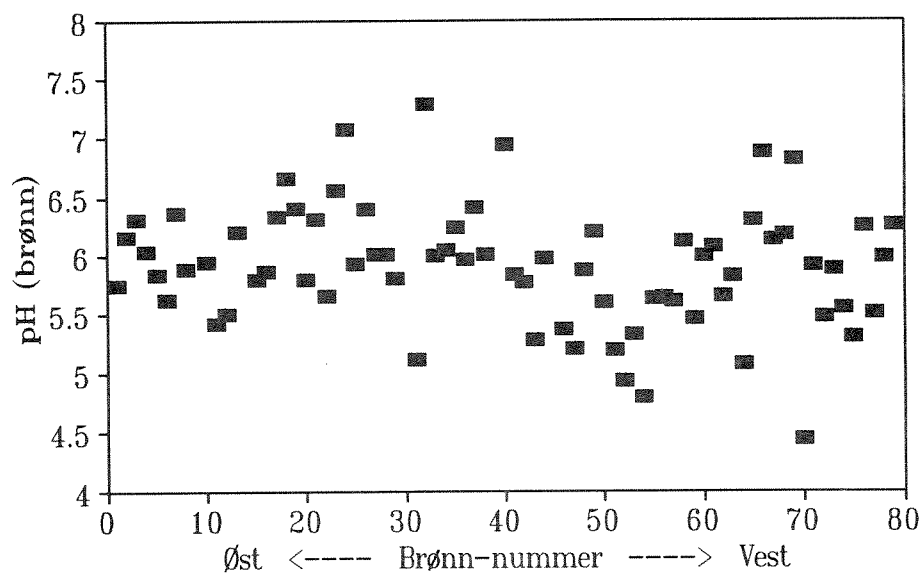
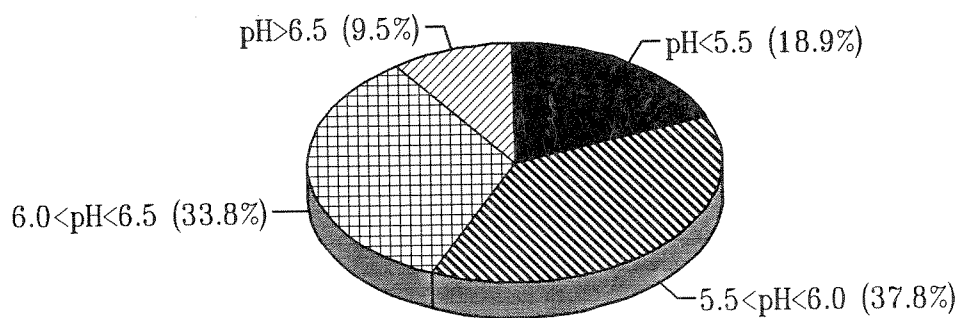
Figur 3. Forholdet mellom total fosfor og nitrat i brønnvannet.

Degassing av vannprøvene fra prøvetakingstidspunkt til analyse vil øke pH, avhengig av utgangs-pH og CO_2 -trykket.

Brønnene med høyest fargetall lå innenfor pH-området 5.5-6.0. Svake organiske syrer (humussyrer) kan bufre vann til en pH i dette området.

Det var ingen sammenheng mellom pH og størrelsen på nedbørfeltet til brønnene eller gjennomstrømningshastigheten. Det viser at andre faktorer er viktigere for pH enn vannets oppholdstid i brønnområdet. De store kjemiske gradientene i vannkvalitet fra kyst til innland vil trolig maskere betydningen av andre parametre som kan være viktige forklaringsvariable innenfor ensartede områder.

Det var en klar sammenheng mellom pH og alkalitet og kalsiumkonsentrasjon i brønnene (Figur 5). I området omkring pH 6.0 var det stor spredning på punktene. Det viser at pH i dette området også er bestemt av andre faktorer enn forvittringsprodukter. Løste organiske stoffer, aluminium og varierende grad av degassing av CO_2 i prøvene kan forklare spredningen.



Figur 4. pH i brønnvann representert ved a) frekvensfordeling og b) brønn-nummere, ordnet fra øst til vest.

Reaktivt aluminium

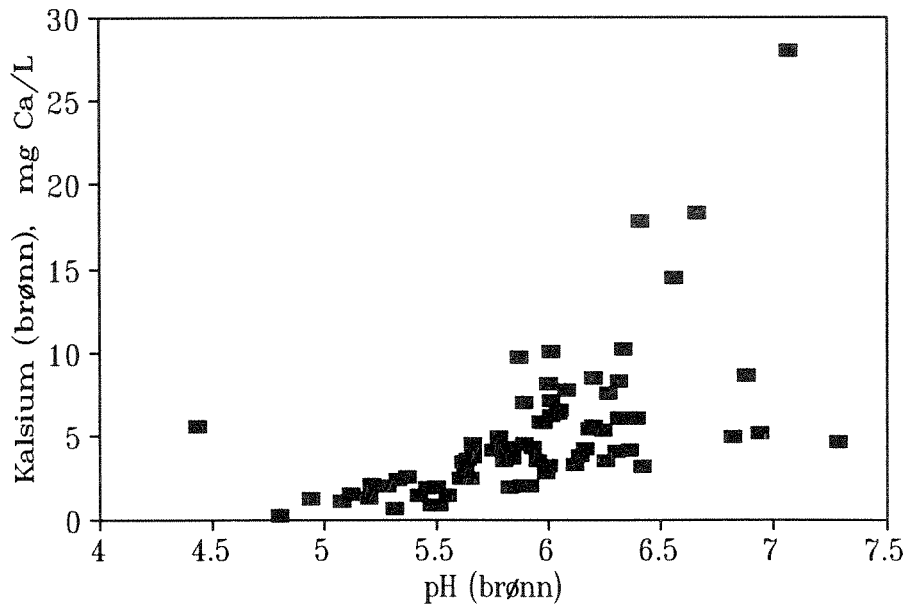
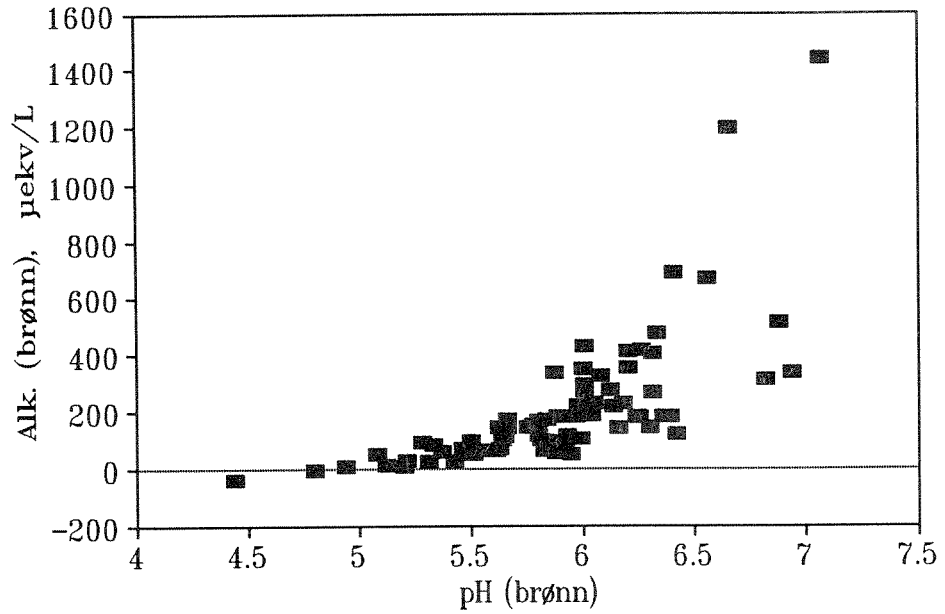
Surt overflatevann kan inneholde opptil 400-600 $\mu\text{g Al/L}$ som reaktivt aluminium (RAI) i dette området (Hindar og Kleiven 1990). 40 % av brønnene hadde RAI-konsentrasjoner i området 200-500 $\mu\text{g Al/L}$ (Figur 6). 9 av 69 brønner (13 %) hadde konsentrasjoner over 500 $\mu\text{g Al/L}$, høyeste verdi er 1700 $\mu\text{g Al/L}$. Regional fordeling på ulike aluminiumgrupper er vist i Figur A4. Det var en klar sammenheng mellom avtakende pH og økende konsentrasjon av reaktivt aluminium i brønnene (Figur 6).

Regresjonslikningen er:

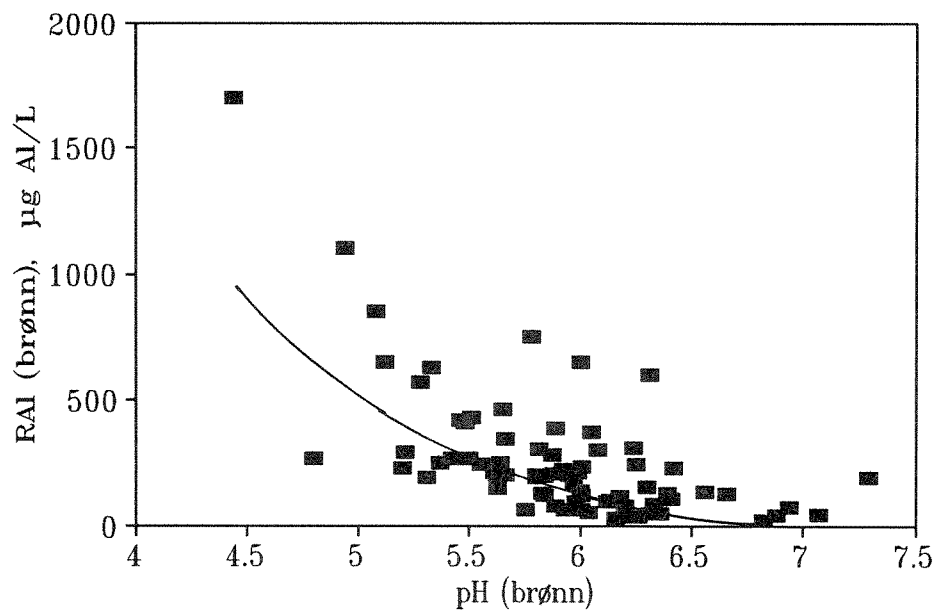
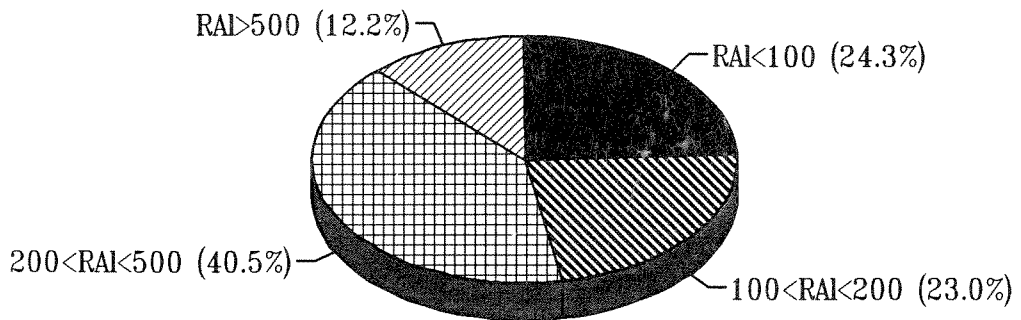
$$\log \text{RAI} = - 0.49 \cdot \text{pH} + 5.14 \quad (r^2 = 0.42, n = 74)$$

Høye aluminiumkonsentrasjoner ble funnet ved høyere pH-verdier enn for innsjøer i det samme området (Hindar og Kleiven 1990). Noe av forskyvningen kan skyldes degassing og dermed høyere pH ved analyse av prøven. Forskyvningen er imidlertid så markert at dette ikke kan forklare hele forskjellen. Brønnvannets lengre oppholdstid i løsmasser og dermed lengre reaksjonstid med aluminiumholdig materiale er trolig viktig. Mere lett tilgjengelige aluminiumkilder kan også forklare forskyvningen. Slike forskjeller er funnet regionalt for overflatevann (Wright et al. 1988). Hindar og Kleiven (1990) fant at ulike aluminiumkilder er sannsynlige innenfor regionalt avgrensede områder med stor variasjon i vannkvalitet.

Det var ingen sammenheng mellom reaktivt aluminium og beregnet avrenning fra brønnenes nedbørfelt.



Figur 5. Forholdet mellom pH og a) alkalitet (ALK-E) og b) kalsium i brønnvannet.



Figur 6. Frekvensfordeling for reaktivt aluminium ($\mu\text{g/L}$) i brønnvannet (a) og forholdet mellom reaktivt aluminium og pH i brønnvannet (b). Regresjonslinje er inntegnet.

4.2. Forsuring

I Sør-Norge har kombinasjonen av økt deponisjon av sulfat og nitrat+ammonium og lave forvittringshastigheter for mineraler i berggrunnen resultert i forsuring. Liten kontakttid mellom vann og mineraler pga høy avrenning forsterker effekten av lav forvittringshastighet. Marine løsavsetninger har betydning for vannkvaliteten i overflatevann i østre del av Aust-Agder (Hindar og Kleiven 1990).

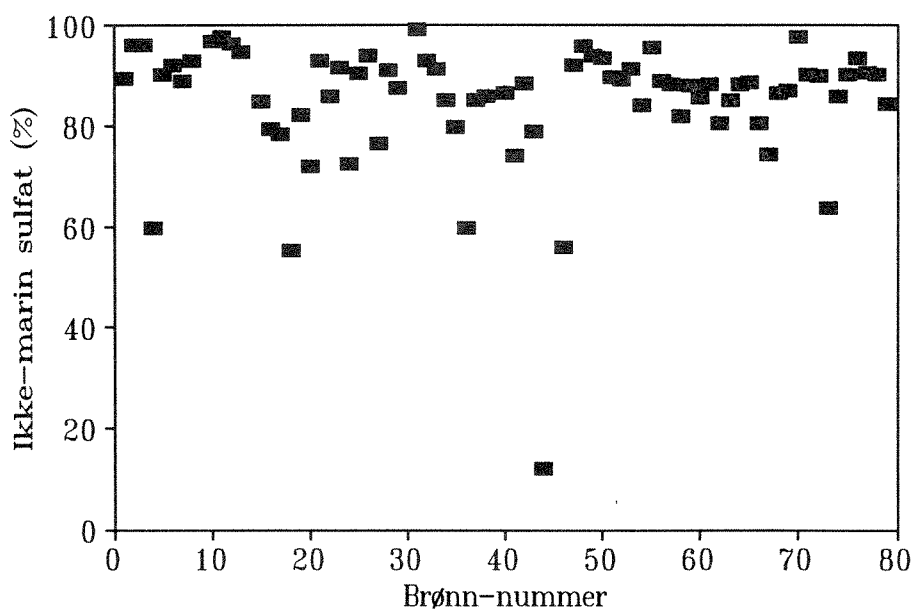
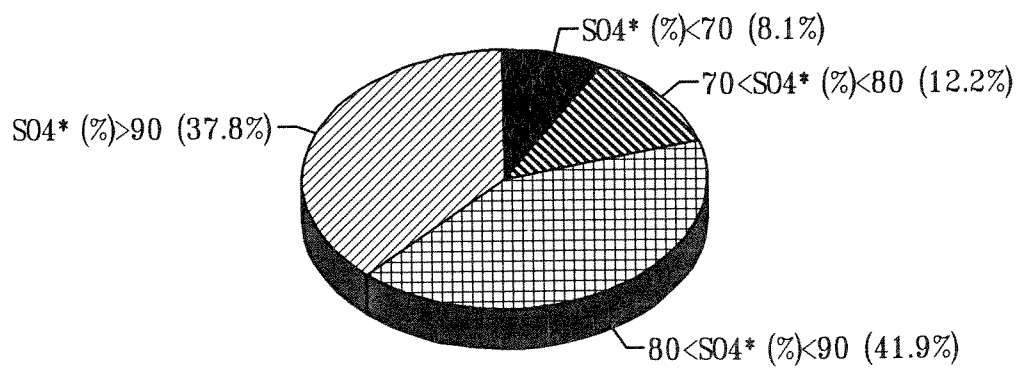
Høy deponisjon av sulfat resulterer i økt konsentrasjon av sulfat i avrenningsvannet. Sulfat kan absorberes eller reduseres til sulfid, men betraktes gjerne som et såkalt mobilt anion. Det vil si at sulfat føres gjennom løsmasser, evt. via grunnvann og ut i vassdragene i tilnærmet like store mengder som det blir tilført med nedbør.

Sulfatkonsentrasjonen i grunnvann og overflatevann består av bidrag fra berggrunn, løsavsetninger, sjøsalter og forurenset nedbør. Berggrunnen bidrar svært lite til sulfatkonsentrasjonen i grunnfjellområdet i Agder. Bakgrunnskonsentrasjonen er satt til $20 \mu\text{ekv/L}$, dvs. $0.5 \text{ mg SO}_4/\text{L}$ (Henriksen 1983). Sjøsaltbidraget kan det korrigeres for med utgangspunkt i kloridkonsentrasjonen og forholdet mellom klorid og sulfat i sjøvann. Sulfat i marine avsetninger blir det også korrigert for hvis forholdet mellom sulfat og klorid i slike avsetninger er det samme som i sjøvann. Denne forenklingen er gjort her.

I Figur 7 er den ikke-marine sulfatkonsentrasjonen (SO_4^{*}) i brønnene framstilt som prosent av total konsentrasjon av sulfat. Det er ingen klare geografiske gradienter i materialet. 59 brønner hadde en ikke-marin sulfatandel på over 80 % av målt konsentrasjon. Siden bakgrunnskonsentrasjonen er så lav ($20 \mu\text{ekv/L}$), vil det si at sterk syre er den helt dominerende kilden til sulfat i brønnene i denne undersøkelsen. Regional fordeling av ikke-marin sulfat, både som konsentrasjon og som prosent av total sulfat er vist i figur A6 og A7.

Nitrogen deltar i en rekke mikrobielle og biokjemiske prosesser. Nitrat er dessuten næringsstoff for vegetasjonen. Nitrogenforbindelser blir for en stor del holdt tilbake i et nedbørfelt uten å nå fram til grunnvann eller overflatevann. Høy deponisjon kan føre til økt konsentrasjon av nitrat i markvann (Westling 1990). Høy deponisjon av nitrogen kan også forklare høye konsentrasjoner av nitrat i kystnære vassdrag i Aust-Agder (Hindar 1990).

De relativt høye konsentrasjonene av nitrat som er funnet i denne undersøkelsen ($20 \% > 500 \mu\text{g N/L}$) viste ingen klare regionale forskjeller. Det ble heller ikke funnet for sulfat. Konsentrasjonen av nitrat varierte derimot sterkt innenfor små områder. Hele det undersøkte området er sterkt belastet med nitrogen fra nedbør. Lokale variasjoner antas å ha store utslag på nitrogenkonsentrasjonen fordi nitrogen inngår i mange prosesser i jordsmonn og tas opp i vegetasjonssjiktet. Større variasjoner med avrenningsforhold og årstid enn for sulfat er også sannsynlige.



Figur 7. Frekvensfordeling (a) og regional fordeling (b) av ikke-marin sulfat i brønnvannet. Brønn-nummere er ordnet fra øst mot vest.

Den sjøsaltkorrigererte (ikke-marine) konsentrasjonen av kalsium (Ca^*) og magnesium (Mg^*) er et uttrykk for nøytraliseringspotensialet i et nedbørfelt eller vannforekomst. Denne delen av kalsium+magnesium er et resultat av forvitring i berggrunn og jordsmonn. Den regionale variasjonen i denne summen er vist i Figur A5 bak i rapporten. Variasjonsmønsteret er omlag som for kalsium i Figur A3. Høye konsentrasjoner ble funnet i områder med marine løsavsetninger. Lave konsentrasjoner ble funnet i områder over den marine grense.

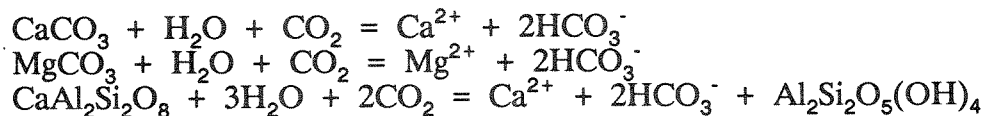
Med utgangspunkt i målt alkalitet (ALK-E) og beregnet opprinnelig alkalitet (ALK-O, se Henriksen, 1983) kan forsuring beregnes som differensen mellom disse:

$$\text{Forsuring} = \text{ALK-0} - \text{ALK-E, der}$$

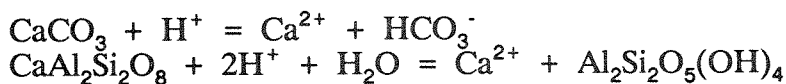
$$\text{ALK-0} = (0.93 \cdot (\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) - 14) - 0.2 \cdot (\text{SO}_4^* - 20)$$

Figur 8 viser at alkalitetstapet og dermed forsuringen har vært størst i de østre og midtre deler av det undersøkte området. Negative verdier betyr at den målte alkaliteten er større enn det summen av ikke-marin kalsium og magnesium skulle tilsi. I 31 % av brønnene var forsuringen større enn $50 \mu\text{ekv/L}$ (Figur 8).

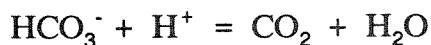
Forholdet mellom alkalitet og summen av ikke-marin kalsium og magnesium kan si noe om hvilke prosesser som styrer forvitringen. I områder uten tilførsel av sterk syre er det CO_2 som er den drivende kraften i forvitringen. Ved forvitring av karbonat-holdige og silikatholdige mineraler dannes det da tilnærmet ekvivalente mengder kalsium og hydrogenkarbonat. Forvitringen kan skje etter likningene:



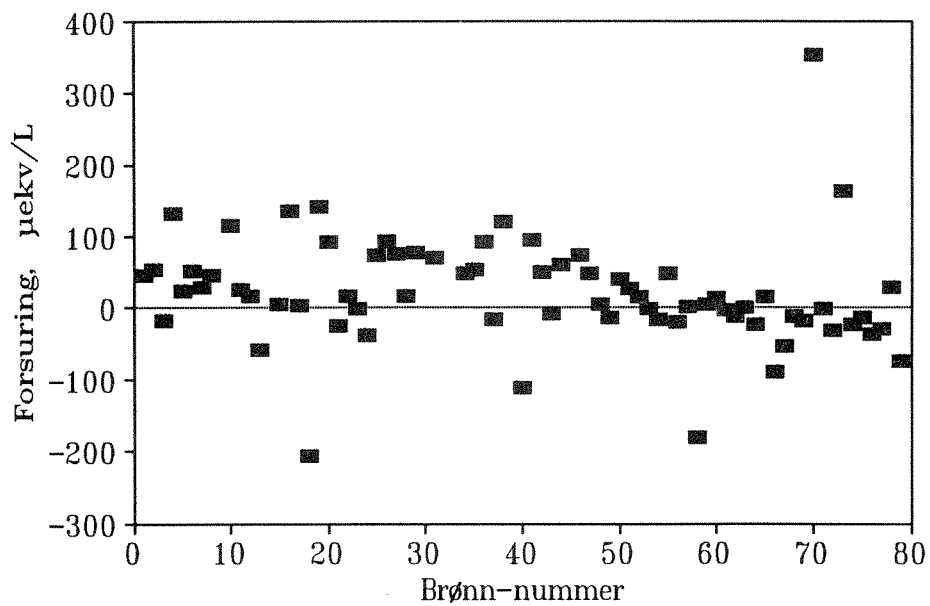
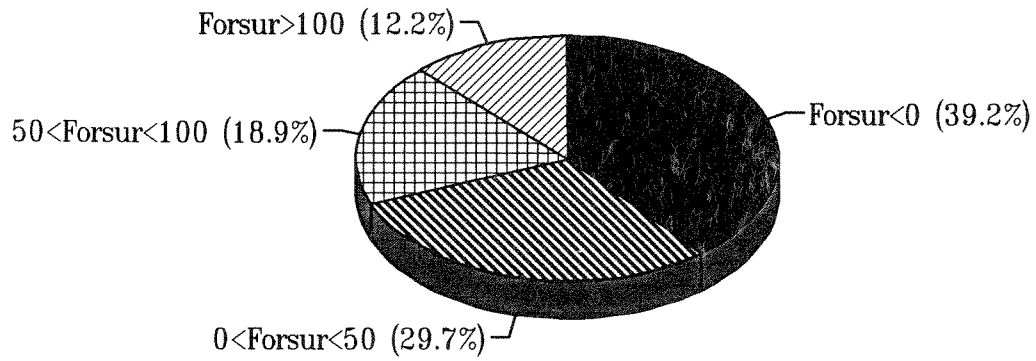
Økt tilførsel av syre kan gi økt forvitring i løsmasser og av berggrunn. Forvitring av kalsiumholdige mineraler med sterk syre, f.eks. etter likningene:



produserer ikke ekvivalente mengder hydrogenkarbonat. Hydrogenkarbonat forbrukes etter likningen:



I et slikt system blir nettoresultatet av forvitringsprosessene at mineraler løses uten at det dannes ekvivalente mengder av $\text{Ca} + \text{Mg}$ og hydrogenkarbonat. Når sterk syre driver forvitringsprosessene, kan det dannes hydrogenkarbonat og $\text{Ca} + \text{Mg}$ i forholdet 1:2 (Jonasson et al. 1985). Jonasson et al. fant en slik forskyvning for gravde brønner i Sør-Sverige.



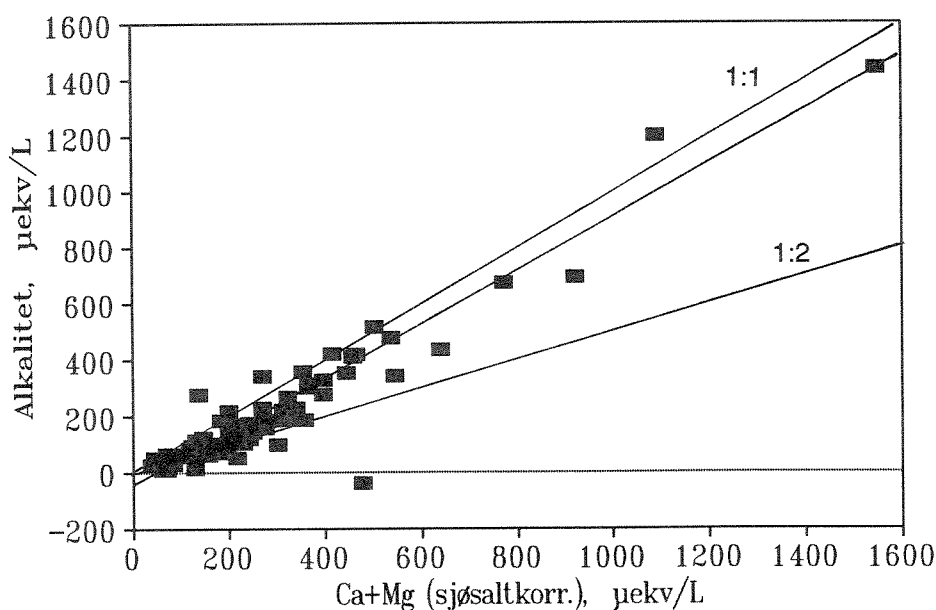
Figur 8. Frekvensfordeling (a) og regional fordeling (b) av forsuring (tap av alkalitet) i brønnvannet. Brønn-nummere er ordnet fra øst mot vest.

Figur 9 viser at det bare er en svak vridning av forholdet mellom alkalitet og ikke-marin Ca+Mg fra 1:1-linjen og mot 1:2-linjen.

Regresjonslikningen er:

$$\text{ALK-E} = 0.95 \cdot (\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) - 55 \quad (r^2=0.93, n=70)$$

Stigningsforholdet på 0.95 er nær det samme som for relativt upåvirket ferskvann i Skandinavia og Nord-Amerika (Henriksen 1980). Alkalitet er summen av baser som titreres og hydrogenkarbonat utgjør en stadig mindre andel ved avtakende pH. Forholdet mellom hydrogenkarbonat og $\text{Ca}^* + \text{Mg}^*$ ved lav pH er derfor mindre enn det regresjonslinjen gir uttrykk for. Stigningsforholdet og konstantleddet på - 55 $\mu\text{ekv/L}$ viser at regresjonslinjen er sterkt parallellforskjøvet i forhold til upåvirket vann. En tilsvarende parallellforskyvning ble funnet av Dickson (1980) og Jacks og Knutsson (1981). Resultatene viser at det 1) er et stort forbruk av alkalitet som går med til å nøytralisere sterk syre og 2) at sterk syre driver forvitringen uten produksjon av hydrogenkarbonat.



Figur 9. Forholdet mellom ikke-marin (sjøsaltkorrigert) Ca + Mg og alkalitet i brønnvannet. Regresjonslinje og hjelpelinjer for 1:1 og 1:2 - forholdet er inntegnet.

4.3. Korrosivitet

Korrosivitet er her en betegnelse for vannets evne til å løse opp materialer i drikkevannsnettet. Oppløsningen kan skje ved kjemiske og elektrokjemiske reaksjoner mellom rørmateriale og vann. Surt og mineralfattig vann er korrosivt overfor de fleste materialer. Vannet er aggressivt overfor kalsiumkarbonat, og dermed materialer på basis av sement, hvis det ikke er i såkalt karbonatlikevekt. Karbonatlikevekt oppnås ved relativt høye kalsium- og hydrogenkarbonatkonsentrasjoner. Vann med lav alkalitet, men høy pH (f.eks. surt vann tilsatt lut) er fortsatt ikke i karbonatlikevekt og kan forårsake raske korrosjonsskader på kopper (Linder 1988). pH alene er derfor et uegnet mål på korrosivitet, spesielt ved høye pH-verdier. Konsentrasjonen av hydrogenkarbonat og kalsium gir et bedre, men ikke fullstendig, bilde av korrosivitet.

Lav pH i seg selv fører til korrosjon på kopperrør og de fleste metalloverflater. Varmforsinkede rør bør ha et beskyttende lag av sinkkarbonat for å hindre utløsning av sink. Ved pH under 7 dannes dette belegget vanligvis ikke. Sammen med sink kan også kadmium løses ut. Kadmium finnes som forurensninger i sink og loddemateriale. Bly finnes i messingarmatur og kuplinger. Ifølge tysk standard DIN 1706 skal kadmium-innholdet i sink for varmforsinking være lavere enn 0.15 %. Bly skal være lavere enn 0.45 %.

En oversikt over korrosjonstyper og vannkvalitetsendringer på norske vannforsyningsnett er gitt av Vik (1989). Der finnes også referenser til rapporter fra de 15 siste år som omhandler dette temaet.

Frekvensfordelingen av pH, alkalitet og konduktivitet i brønnvannet viser at vannet var surt, svært mineralfattig og langt fra karbonatlikevekt. 93 % av brønnene hadde alkalitet under 500 $\mu\text{ekv/L}$ som ALK-E. 68 % av brønnene hadde alkalitet under 200 $\mu\text{ekv/L}$. Brønnvannet var derfor generelt sett korrosivt mot de fleste metalloverflater og sementbaserte materialer.

Alkalitet er summen av organiske og uorganiske baser som nøytraliseres ved tilsetning av syre; ved siden av hydrogenkarbonat inngår også aluminiumforbindelser og humusstoffer. Alkalitet er derfor et for høyt mål for hydrogenkarbonat, spesielt ved lave pH-verdier.

Brønnvann er grunnvann som har fritt vannspeil mot luft. Utvekslingen av CO_2 mellom brønnvann og luft vil gå relativt sakte. Selv i innsjøer kan det være betydelig overmetning av CO_2 i forhold til likevekt med atmosfæren (Norton og Henriksen 1983, Hindar og Nilssen 1984). I brønnvann må en forvente at overmetningen er vesentlig større. Norton og Henriksen (1983) antyder midlere $p\text{CO}_2 \approx 10^{-2.2}$ atm (0.2 mmol CO_2/L) for 281 grunnvannsprøver.

I brønnvann i denne undersøkelsen vil det etter dette lett være så store konsentrasjoner av CO_2 , så lite hydrogenkarbonat og kalsium at vannet ikke er i karbonatlikevekt. Det er aggressivt mot betong og sementmørteloverflater.

Vannets karbonatlikevekt kan beregnes etter Legrand og Poirier (se f.eks. Kristiansen 1989). Beregningene kan gjøres når de viktigste analyseparametrene er kjent. Karakteriserende anioner (Cl^- og SO_4^{2-}) og kationer (Mg^{++} , Na^+ og K^+) betegnes hhv.

N og P. Halve differensen er λ (lambda):

$$\lambda = (N-P)/2$$

Høy negativ verdi for λ betyr at vannet relativt lett vil være i karbonatlikevekt ved lave kalsiumkonsentrasjoner. Høy positiv verdi for λ vil si at vannet sannsynligvis er langt fra karbonatlikevekt. Ved alle konsentrasjoner av total CO_2 ($\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-$) vil det da måtte tilsettes relativt mye kalsium for å oppnå karbonatlikevekt.

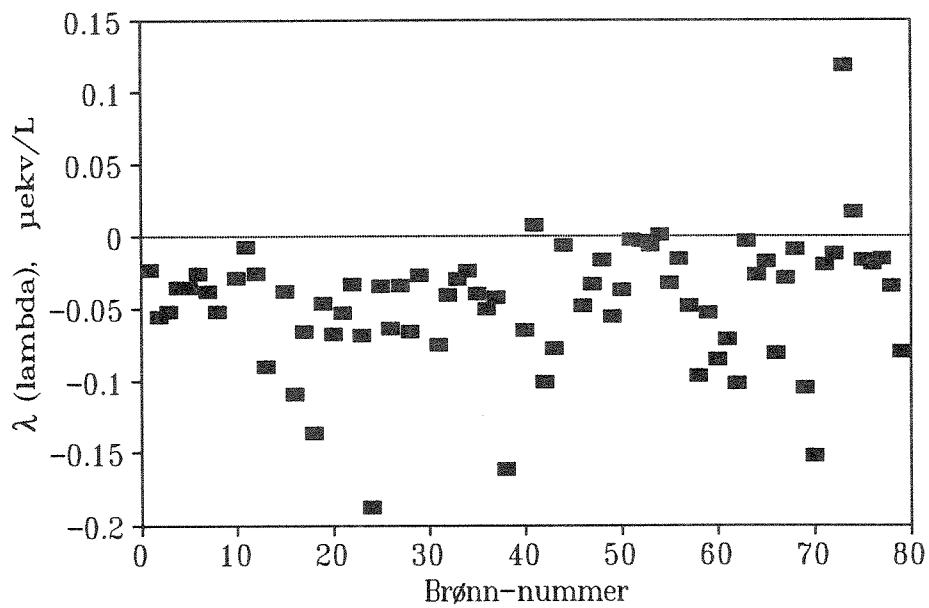
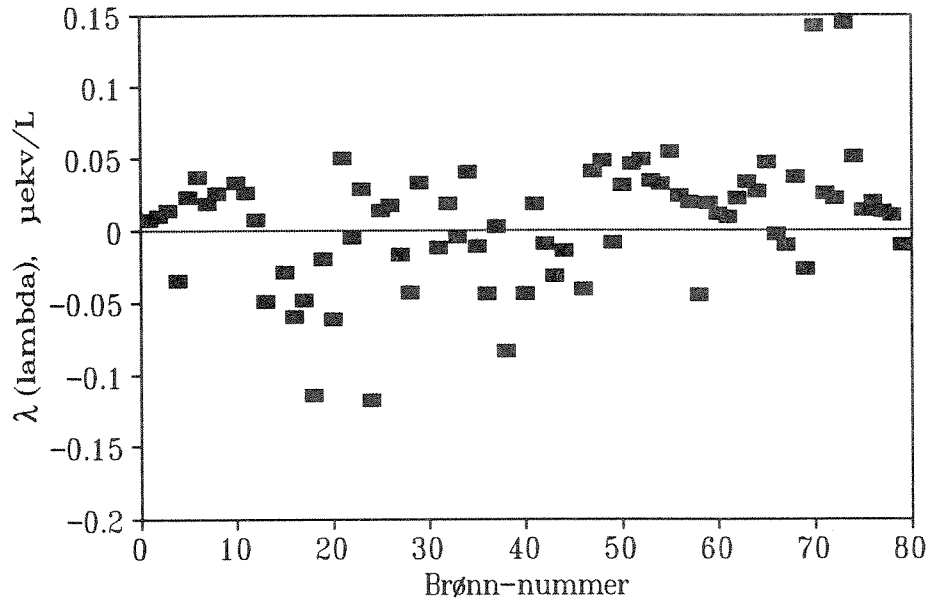
Om vi ser bort fra de typiske sjøsaltene natrium og klorid, vil lave konsentrasjoner av forvittringsprodukter (Mg, K) og økte konsentrasjoner av sulfat fra nedbør gi lav P og stor N. Forsuring vil øke konsentrasjonen av forvittringsprodukter noe fordi forvittringshastigheten øker ved redusert pH, men denne endringen er relativt liten i forhold til økningen i sulfat. Resultatet er høyere λ . Forsuring vil etter dette forskyve vannet vekk fra karbonatlikevekt.

I Figur 10 (a) er λ vist for alle brønnene. Hovedtyngden av λ faller i området $-0.05 - +0.05 \mu\text{ekv/L}$. 51 % av brønnene hadde λ i området $0-0.05$. Betydningen av økningen av ikke-marin sulfat for λ er også vist i Figur 10. Uten forsuring ville hovedtyngden (84 %) av λ ligge i området $-0.10 - 0.00$ (Figur 10 b). λ var økt i alle brønner, med unntak av en.

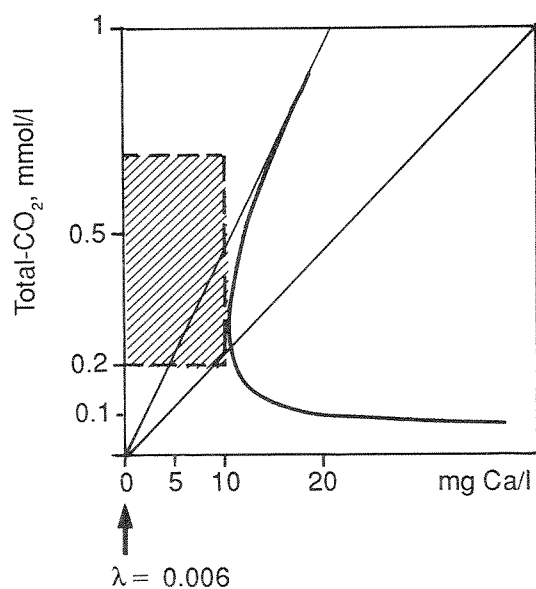
Figur 11 viser plasseringen av likevektskurven for kalsiumkarbonat for gjennomsnittet av brønnene. Plasseringen i forhold til origo er bestemt av lambda (λ). λ for gjennomsnittet av brønnene var 0.006. De rette linjene representerer CO_2 som bare HCO_3^- (øvre) eller bare som CO_3^- (nedre) ved denne lambda-verdien. I figuren er total $\text{CO}_2 = \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^-$. Hvis partialtrykket til CO_2 settes til $10^{-2.2}$ atm., utgjør oppløst CO_2 alene 0.2 mmol/L. I tillegg kommer hydrogenkarbonatalkaliteten. Med unntak av fire brønner, varierte den fra omlag 0 til 0.5 mmol/L. Kalsiumnivået i brønnene var 0.2-10 mg Ca/L, med de samme fire brønnene holdt utenfor. Dette vannkvalitetsområdet er tegnet inn i figuren.

I Figur 12 er $\Sigma\text{ALK-E} + \text{CO}_2$ avsatt mot kalsiumkonsentrasjonen for alle brønnene. pCO_2 er satt til $10^{-2.2}$ atm. Likevektskurver for middelerverdier for λ i brønnene er vist. Høyre kurve viser plassering av likevektskurven for nåværende middelerverdi for λ for alle brønnene, mens venstre kurve viser plasseringen uten forsuring. Forskyvningen, indikert med piler, kan representere midlere endring i korrosivitet for brønnvannet.

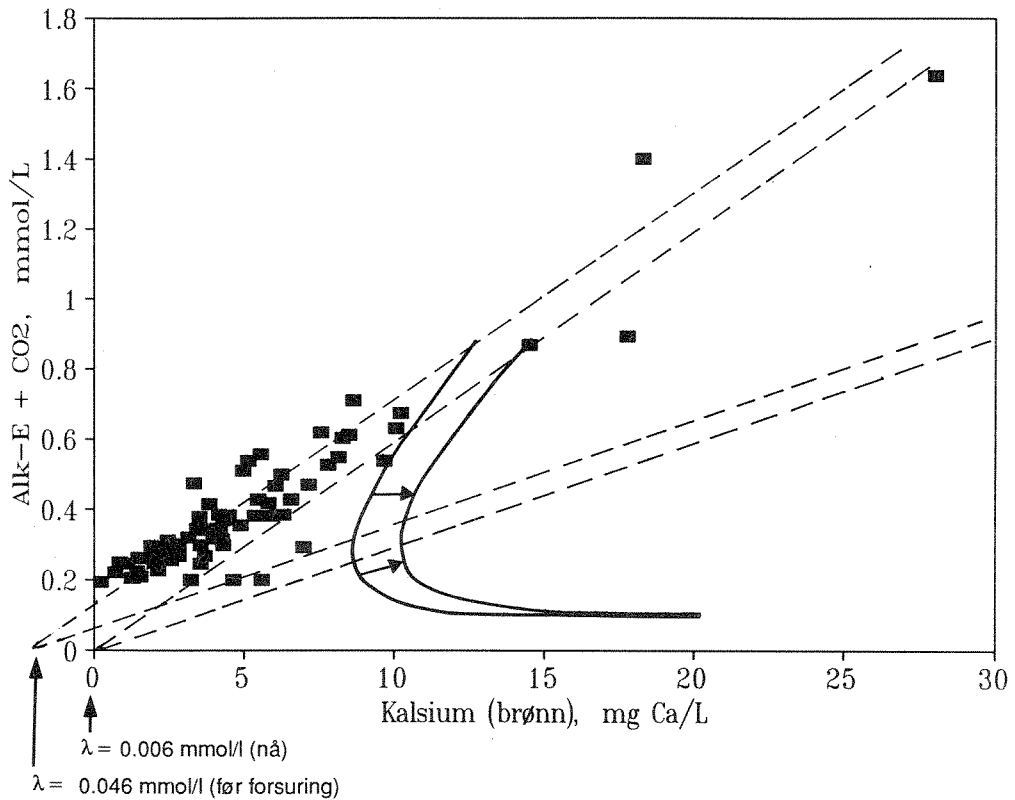
Siden partialtrykket til CO_2 ikke er målt, må Figur 12 brukes med visse forbehold. Det kommer imidlertid klart fram at brønnvannet var langt fra karbonatlikevekt og derfor sterkt korrosivt. Det har vært en betydelig økning i vannets korrosivitet pga forsuring. Brønnene må i middel tilføres 1-2 mg Ca/L for å kompensere for forsuringen.



Figur 10. Verdien λ (lambda) for alle brønnene (a). Figuren viser også λ -verdier uten forsuring (b).



Figur 11. Karbonatliskevikts-kurve for brønnene. Kurvens plassering i forhold til origo er bestemt av lambda-verdien (λ). Midlere λ for brønnene var 0.006. Skravert felt representerer vannkvalitetsområdet for brønnene. $p\text{CO}_2 = 10^{-2.2}$ atm. er antatt, se tekst. Fire brønner falt utenfor området.



Figur 12. ALK-E + CO₂ avsatt mot kalsium for alle brønner. $p\text{CO}_2 = 10^{-2.2}$ atm. er antatt, se tekst. Midlere endring i plassering av karbonatlikevektskurven er vist. Forskyvningen er indikert med piler. Endringen er bestemt av lambda-verdien (λ). Midlere λ for brønnene er brukt.

Vær snill og gjør følgende forandring:

I figur 12 skal teksten til nedre venstre pil være følgende:

" $\lambda = - 0.046$ mmol/l (før forsuring)"

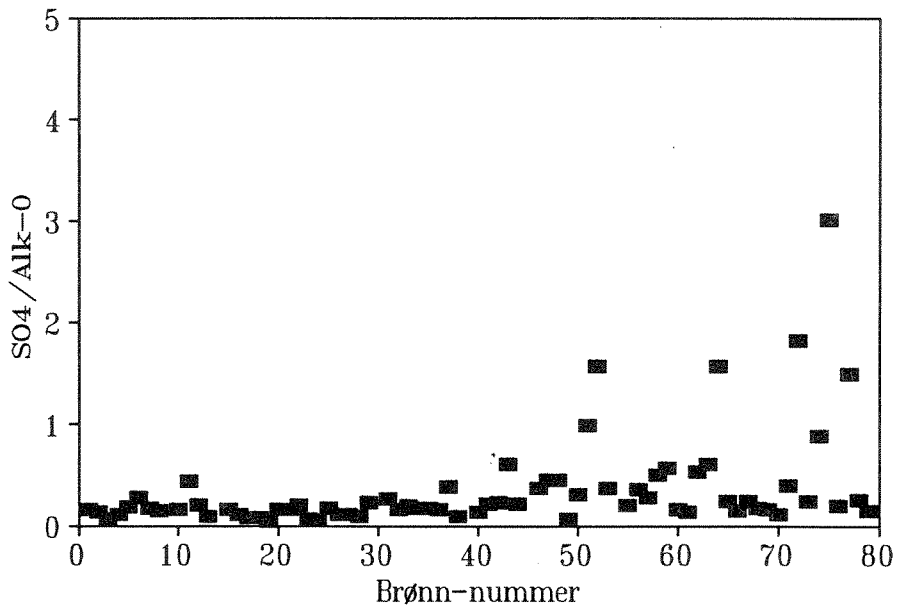
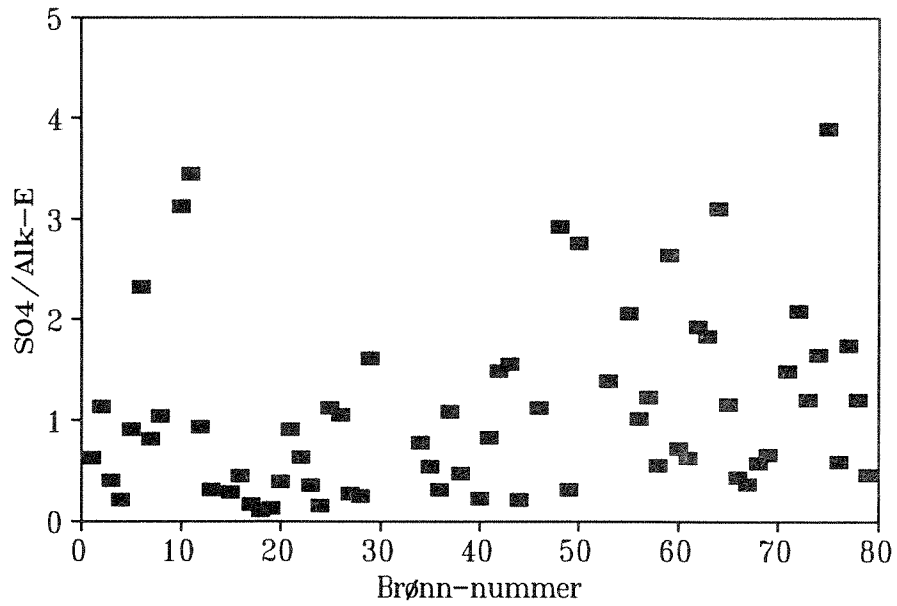
En tilsvarende måte å beregne forsuringens betydning for korrosivitet på er å bruke forholdet mellom sulfat og alkalitet (ALK-E). Forsuring fører til at $SO_4/ALK-E$ øker, både pga økte tilførsler av sulfat og pga tap av alkalitet. Hvis dette forholdet er over 1, hindres dannelsen av et beskyttende lag av kopperhydroxykarbonat innvendig i kopperrør (Englund et al. 1985). Figur 13 a viser at dagens sulfat/alkalitet-forhold for brønnen vannet er i området 0-5. Figur 13 b viser hvordan dette forholdet ville være uten forsuring.

Endringen er et resultat av 1) økte sulfatkonsentrasjoner (total sulfat - opprinnelig sulfat) og 2) tap av alkalitet. Opprinnelig sulfat er satt til summen av marint bidrag og en bakgrunnskonsentrasjon på $20 \mu\text{ekv/L}$ (Henriksen 1983). Opprinnelig alkalitet er ALK-O, se under avsnittet om forsuring.

Ved avtakende pH vil en økende prosentvis andel av alkaliteten utgjøres av andre forbindelser enn hydrogenkarbonat. Det vil si at det "effektive" $SO_4/ALK-E$ -forholdet, dvs. $SO_4/\text{hydrogenkarbonat}$, kan bli svært høyt i enkelte brønner.

34 av brønnene (46 %) hadde $SO_4/ALK-E > 1$ på ekvivalentbasis. 14 av brønnene (19 %) hadde $SO_4/ALK-E > 2$. Dette tilsvarer situasjonen for gravde brønner langs den svenske vestkysten (Bertills et al. 1989).

Figur 13 b viser at opprinnelig $SO_4/ALK-O$ var klart størst i de brønnene som ligger i Vest-Agder. Det skyldes større sjøsaltbidrag for sulfat i vest og større konsentrasjoner av hydrogenkarbonat i kystområdet i Aust-Agder. Uten forsuring ville bare fem av brønnene ha $SO_4/ALK-E$ høyere enn 1.0.



Figur 13. Forholdet $\text{SO}_4/\text{ALK-E}$ for brønnvann (a) og dette forholdet uten forsurening (b). Brønner med svært lave alkaliteter er ikke med i figuren.

4.4. Tungmetaller i brønnvannet

Konsentrasjonen av tungmetaller i vann bestemmes av en rekke forhold. Red-oks-prosesser har stor betydning for felling eller oppløsning av jernforbindelser. I kontakt med luft vil toverdige jernforbindelser oksyderes slik at jern kan felles ut. Dette vil i mindre grad også gjelde mangan. I godt luftede brønner kan derfor jern og mangan foreligge som partikler/belegg eller i oppløst, treverdige form. Særlig jern danner heterogene komplekser med humusstoffer og aluminium. Mangan finnes i større grad enn jern i løst form.

Metallene kopper, sink, bly og kadmium påvirkes av partikkeldannende prosesser fordi disse metallene kan adsorberes til ulike typer overflater. Metallenes tilstandsform og transportegenskaper (Morrison 1987) er derfor bestemt av tilstedeværelsen av organiske og uorganiske kolloider/partikler og deres overflateegenskaper. pH påvirker disse egenskapene. Særlig bly adsorberes sterkt (Allard et al. 1986) og kan inngå i mer stabile kjemiske former sammen med andre forbindelser. Bergkvist (1986) observerte redusert transport av bly og kadmium fra A-horisonten i en velutviklet podsolprofil etter kunstig forsuring av et svensk furujordsmonn. Den reduserte transporten ble sett i sammenheng med redusert transport av løst organisk karbon (DOC). Sink og delvis også kadmium (Borg 1987) foreligger i større grad i løst form enn de øvrige metallene nevnt her. For alle metaller gjelder at redusert pH øker konsentrasjonen av metall i løsning (Allard et al. 1986).

Jern og mangan

Jernkonsentrasjonen i brønnvannet var høyt i forhold til normer satt av SIFF for godt drikkevann. 28 % av brønnene hadde høyere jernkonsentrasjon enn normen på < 100 µg Fe/L. 15 % hadde over 200 µg Fe/L. Høyeste konsentrasjon var 2000 µg Fe/L.

De fleste brønnene (78 %) hadde under 50 µg Mn/L. Ingen hadde over 300 µg Mn/L. Det var ingen signifikant sammenheng mellom konsentrasjonen av jern og mangan i brønnprøvene.

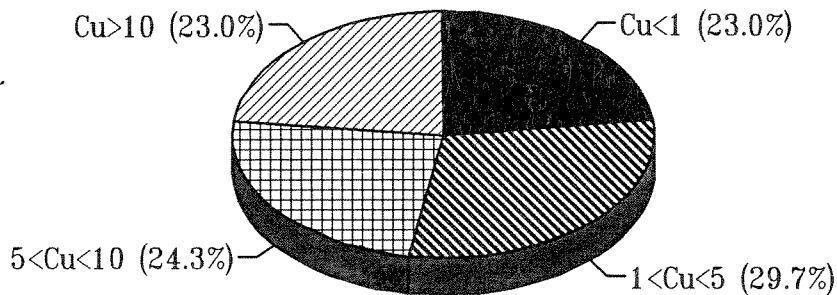
Kopper

Figur 14 viser at de fleste brønnene hadde svært lav kopperkonsentrasjon. Bare 23 % hadde høyere konsentrasjon enn 10 µg Cu/L. Høyest målte verdi var 160 µg Cu/L.

Sink, bly og kadmium

Ingen brønner hadde over 0.20 mg Zn/L, 3.0 µg Pb/L eller 0.5 µg Cd/L.

Henriksen og Wright (1978) fant i 1975 økte konsentrasjoner av sink i innsjøer i det området denne undersøkelsen omfatter. Konsentrasjonene var opptil noe over 0.020 mg Zn/L. På basis av data for sink i nedbør mener Henriksen og Wright at resultatene indikerer at nedbør (dvs. ikke berggrunn) er den viktigste kilden til sink i innsjøer i Sør-Norge. Median konsentrasjoner av Cu, Pb og Cd var henholdsvis 2, 2 og 0.2 µg/L. De fant ingen geografiske gradienter i materialet. Selvom nedbør er viktig kilde også for disse metallene i Sør-Norge, forelå de ikke i økte mengder i innsjøer.



Figur 14. Frekvensfordeling av kopper ($\mu\text{g Cu/L}$) i brønnvannet.

Dickson (1980) fant økende konsentrasjoner av sink, bly og kadmium i innsjøer langs den svenske vestkysten. Økt sinkkonsentrasjon ble funnet ved høyere pH enn for de to andre metallene. Bly viste økte konsentrasjoner først ved pH under 5.0. Typiske konsentrasjonsintervaller var $1\text{-}30 \mu\text{g Zn/L}$, $<0.5\text{-}4 \mu\text{g Pb/L}$ og $<0.05\text{-}0.3 \mu\text{g Cd/L}$.

Tekniske installasjoner i brønnene kan avgi metaller. Det er derfor ikke å vente at metallkonsentrasjonene i dette vannet skal være nær bakgrunnskonsentrasjonene i upåvirket overflatevann. Konsentrasjonene av kadmium og bly i brønnene må imidlertid kunne sies å være svært lave, også om en sammenlikner med slike vannkvaliteter.

Konsentrasjoner av kopper og sink utover det som kan oppfattes som naturlige konsentrasjoner skyldes trolig metallkilder i brønnene. Nedbør er en viktig kilde for sink og kan derfor ikke utelukkes som vesentlig kilde. Det ble ikke funnet regionale forskjeller som kan forklare de høyere konsentrasjonene av kopper og sink.

4.5. Endring i vannkvalitet fra brønn til spring

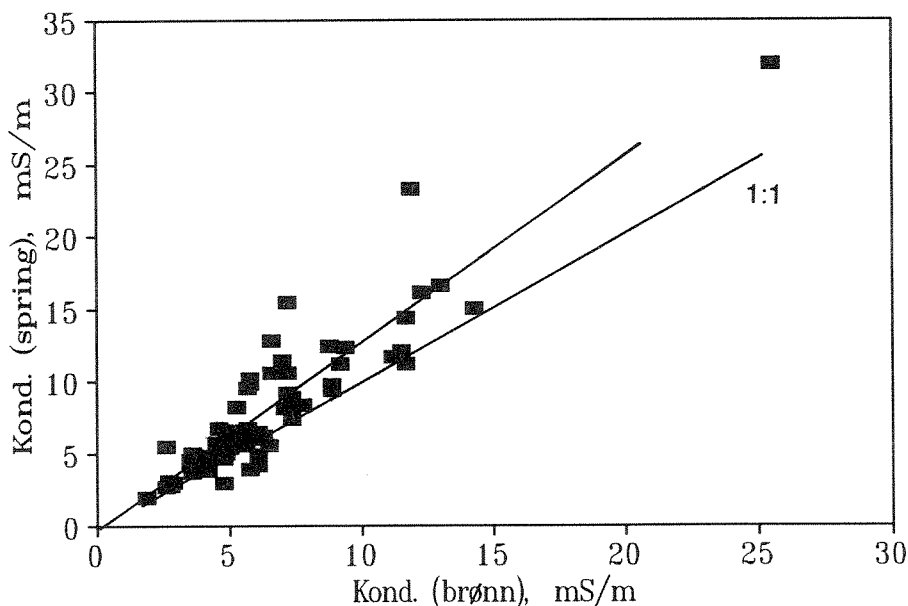
Med bakgrunn i det som er funnet om brønnvannets korrosivitet vil en vente å finne økte konsentrasjoner for en del metaller i springvann. Reaksjoner på røroverflatene vil også kunne påvirke den generelle vannkvalitet, f.eks. det totale innholdet av ioner.

Konduktivitet

Konduktiviteten endret seg fra brønn til spring (Figur 15). Det skjedde en signifikant økning i konduktiviteten etter at vannet hadde passert ledningsnettet.

Regresjonslikningen er:

$$\text{Kond}(\text{spring}) = 1.27 \cdot \text{Kond}(\text{brønn}) - 0.4 \quad (r^2 = 0.83, n = 71)$$



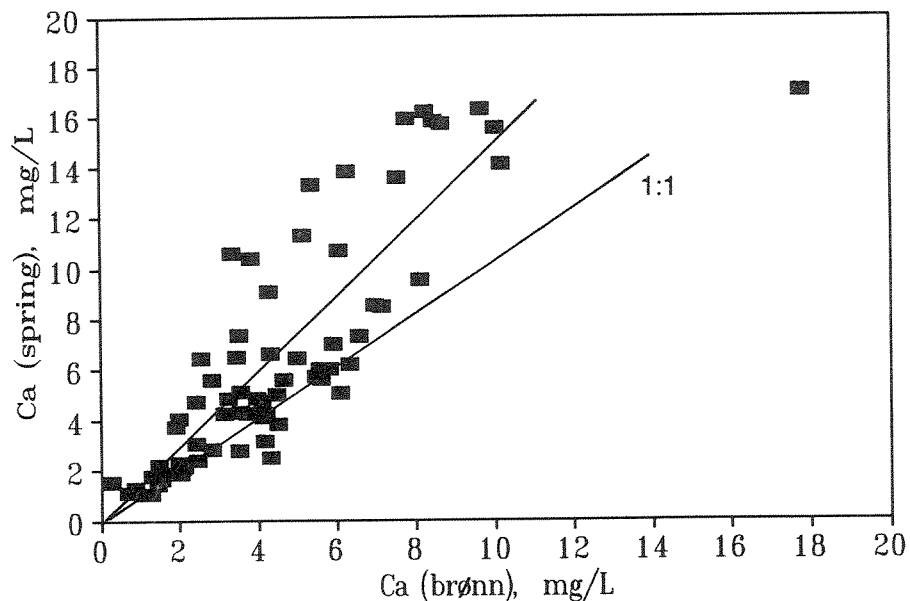
Figur 15. Forholdet mellom konduktivitet i brønnvann og springvann. Regresjonslinjen og 1:1-linjen er tegnet inn.

Kalsium

Kalsiumkonsentrasjonen var betydelig høyere i springvannet enn i brønnvannet (Figur 16). I flere av datasettene var det mer enn dobbelt så høye konsentrasjoner av kalsium i springvannet. Den statistiske sammenhengen er gitt ved likningen:

$$\text{Ca (spring)} = 1.50 \cdot \text{Ca (brønn)} - 0.16 \quad (r^2 = 0.84, n = 71)$$

Regresjonslinjen går nesten gjennom origo. De relative forskjellene var størst ved høye konsentrasjoner. Økning i kalsiumkonsentrasjon er vanlig i kommunale ledningsnett av sementbaserte rør når vannet er aggressivt. I private brønner består hovedrør-oppbygget stort sett av plast, iallfall i nyere installasjoner. En slik økning er derfor ikke så lett å forklare. Vertikale kjemiske gradienter i brønner med sterk påvirkning av marine løsavsetninger kunne være en mulig årsak. Prøvetaking i brønnens overflate og vannuttak i brønnens nedre del vil da kunne gi slike forskjeller.



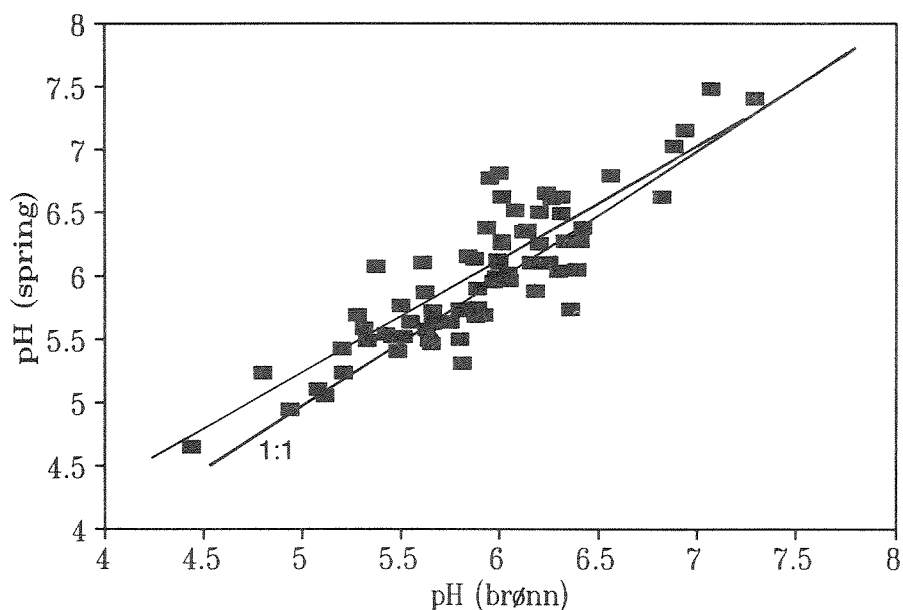
Figur 16. Forholdet mellom kalsium i brønnvann og springvann. Regresjonslinjen og 1:1-linjen er tegnet inn. To brønner er utelatt i figuren.

Surhet (pH)

I Figur 17 er pH i brønnvann avsatt mot pH målt i springvann. Regresjonslikningen er:

$$\text{pH (spring)} = 0.954 \cdot \text{pH (brønn)} + 0.37 \quad (r^2 = 0.76, n = 71)$$

Regresjonslinjen ligger omtrent langs 1:1-linjen mellom de to datasettene. Konstantleddet på 0.37 pH-enheter viser at det var systematisk økning i pH-verdiene i springvannet i forhold til i brønnvannet. Dette skyldes sannsynligvis delvis at CO_2 luftes ut av vannet. Om vi tar med i betraktning at pH i brønnprøvene sannsynligvis øker noe før analyse, av samme årsak, er det grunn til å tro at pH-forskjellen mellom brønnvann og springvann er større enn det som kommer fram her.



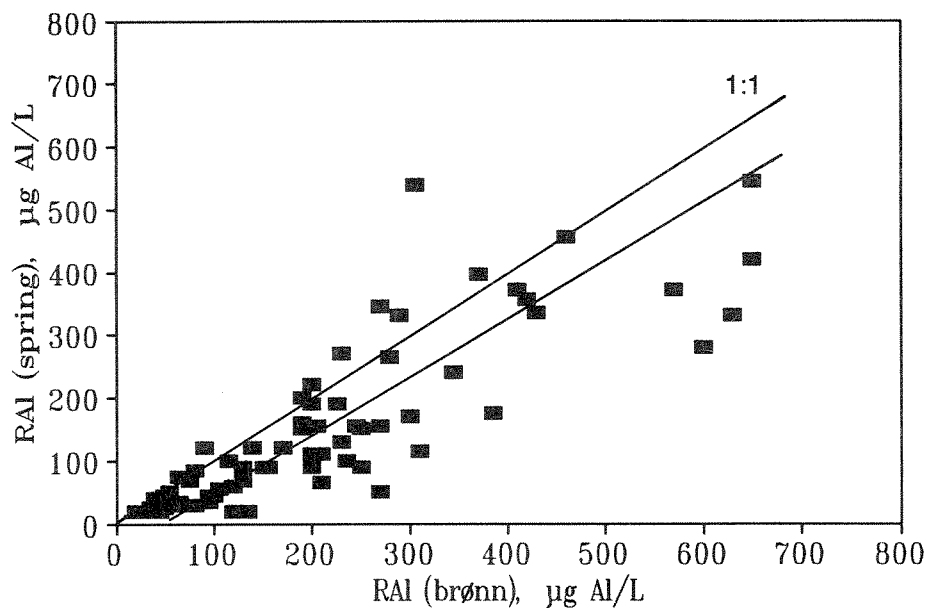
Figur 17. Forholdet mellom pH i brønnvann og springvann. Regresjonslinjen og 1:1-linjen er tegnet inn.

Reaktivt aluminium

For reaktivt aluminium var det et signifikant avtak i konsentrasjon fra brønn til spring (Figur 18). Likningen:

$$\text{RAI (spring)} = 0.92 \cdot \text{RAI (brønn)} - 40 \quad (r^2 = 0.90, n = 71)$$

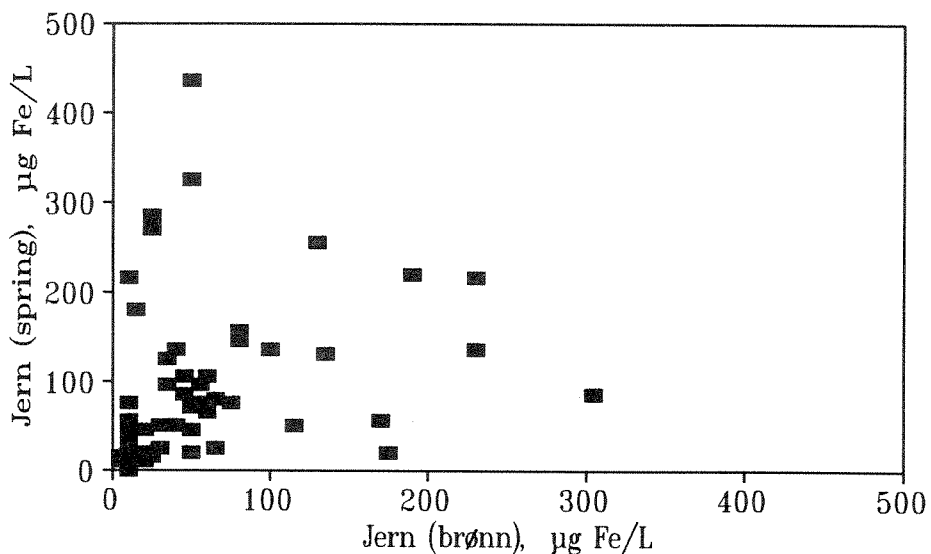
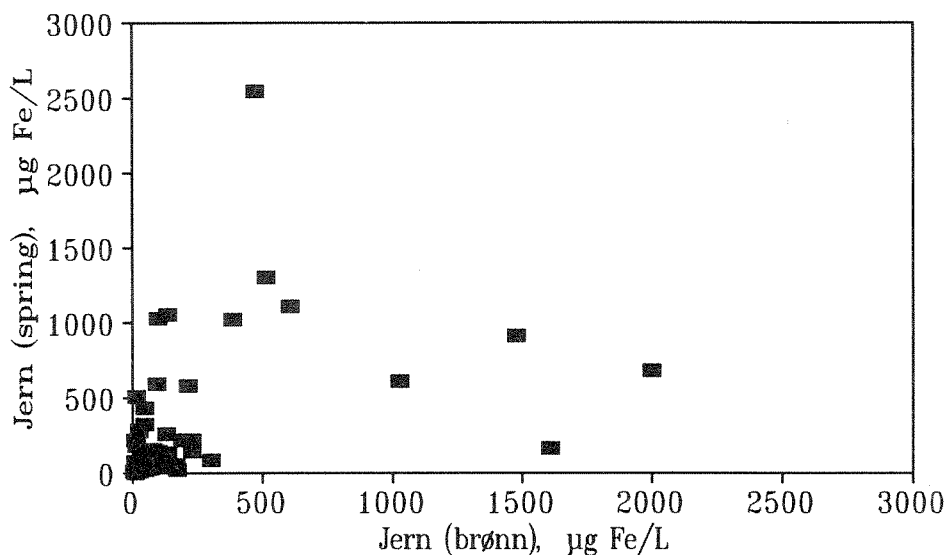
beskriver denne sammenhengen. Avtaket kan henge sammen med pH-økningen og skyldes at aluminium felles ut på innvendige overflater i ledningsnett. Kjemiske gradienter i brønnene, med mer aluminiumholdig vann i overflaten, kan også forklare forskjellene.



Figur 18. Forholdet mellom reaktivt aluminium i brønnvann og springvann. Regresjonslinjen og 1:1-linjen er tegnet inn. Tre brønner er utelatt.

Jern og mangan

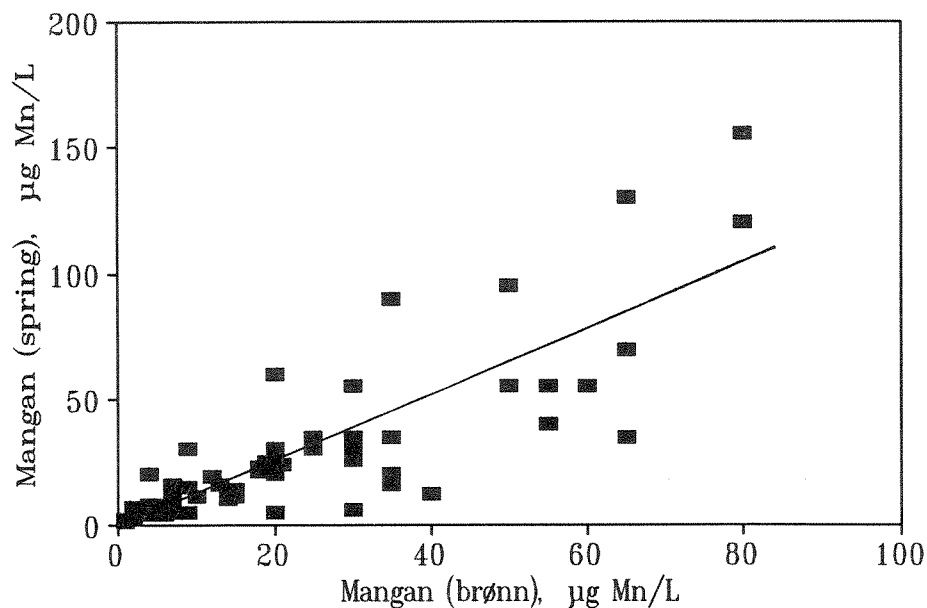
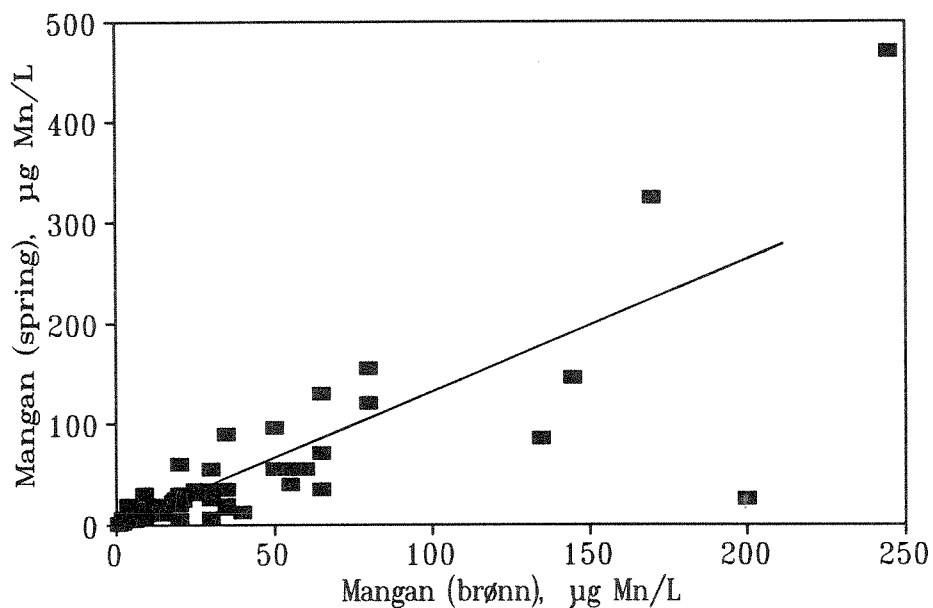
De fleste datapar viser at det var langt høyere konsentrasjoner av jern i springvann enn i brønnvann. Det skyldes utløsning av jern fra rørene. Det var imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom konsentrasjoner i brønnvann og springvann. I Figur 19 er dataene plottet mot hverandre. For 15 av dataparene var det mindre jern i springvannet enn i brønnvannet på prøvetakingstidspunktet.



Figur 19. Forholdet mellom jern i brønnvann og springvann. Øverste figur viser alle data, nedre figur viser et utsnitt.

Det ble funnet en signifikant sammenheng mellom mangan i brønnvann og i springvann. Regresjonslinjen er forskjøvet i forhold til 1:1-linjen og viser at det er en tendens til høyere konsentrasjon i springvann enn i brønnvann (Figur 20). Likningen som beskriver sammenhengen er:

$$\text{Mn}(\text{spring}) = 1.26 \cdot \text{Mn}(\text{brønn}) - 2 \quad (r^2 = 0.67, n = 71)$$

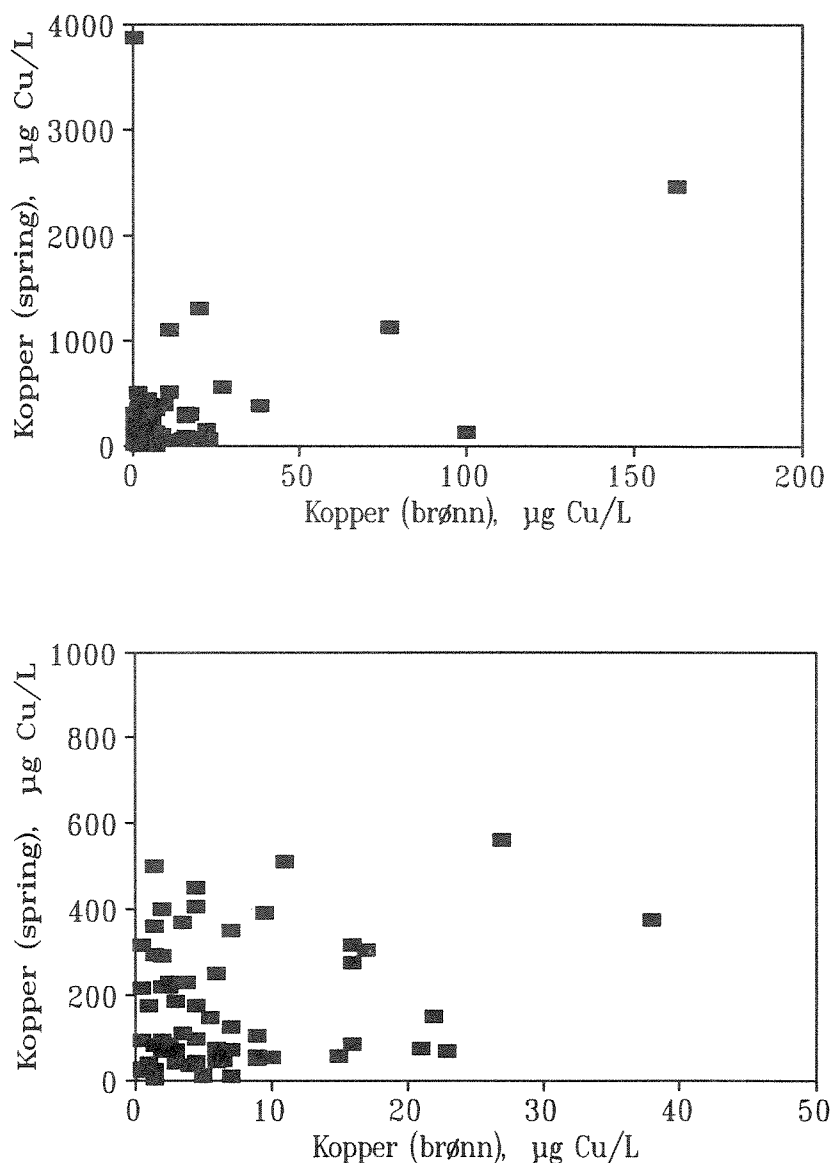


Figur 20. Forholdet mellom mangan i brønnvann og springvann. Øverste figur viser alle data, nedre figur viser et utsnitt. Regresjonslinje og 1:1-linje er vist i figurene.

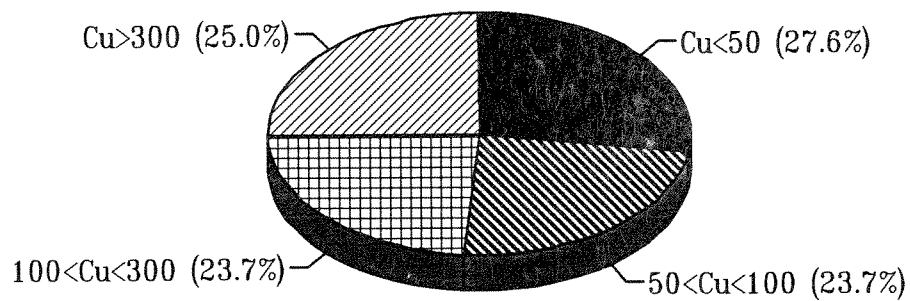
Kopper

Det var en meget sterk økning i kopperkonsentrasjonen i springvannet (Figur 21).

Figur 22 viser frekvensfordelingen av springvannsprøver etter kopperkonsentrasjon. Omlag en firedel av prøvene hadde høyere konsentrasjon enn $300 \mu\text{g Cu/L}$. 5 prøver hadde høyere konsentrasjon enn $1000 \mu\text{g Cu/L}$. Høyest målte konsentrasjon var $3900 \mu\text{g Cu/L}$. Det var ingen signifikant samvariasjon mellom kopperkonsentrasjonen i brønnvann og kopperkonsentrasjonen i springvann. Utløsning av kopper fra kopperrør er vist i en rekke undersøkelser, se f.eks. Bertills et al. (1989).



Figur 21. Forholdet mellom kopper i brønnvann og springvann. Øverste figur viser alle data, nedre figur viser et utsnitt.

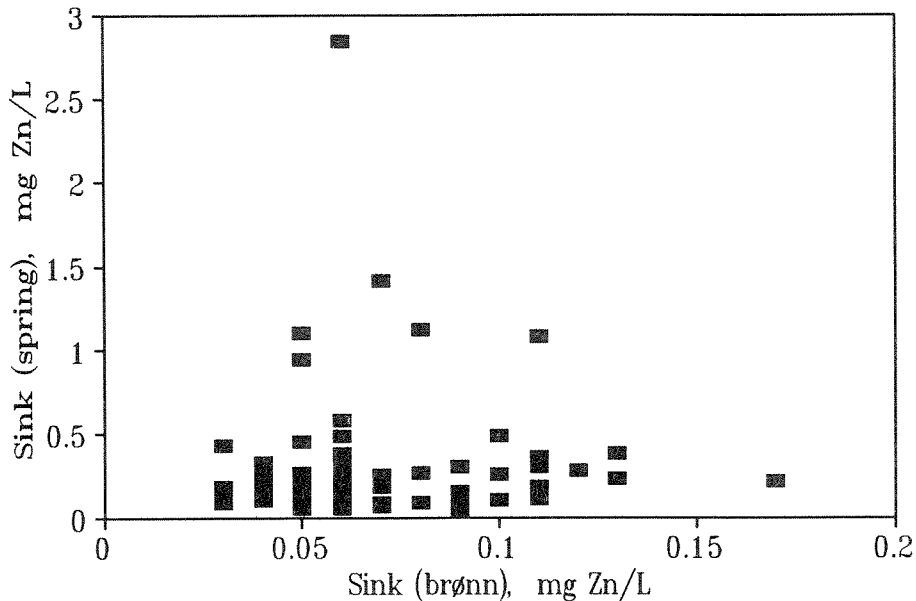


Figur 22. Frekvensfordeling av kopper i springvann ($\mu\text{g Cu/L}$).

Sink

For sink var det en sterk økning av konsentrasjonen fra brønnvann til springvann (Figur 23). Mens alle brønnprøver hadde mindre enn 0.2 mg Zn/L, lå et flertall av springprøvene over denne konsentrasjonen. 9 springprøver hadde høyere konsentrasjon enn 0.5 mg Zn/L. En prøve hadde 2.8 mg Zn/L.

Den til dels sterke økningen i sinkkonsentrasjon fra brønn til spring skyldes utløsning i ledningsnett. Sink er en viktig bestanddel i drikkevannssystemer, både i varmfor-sinkede rør og som legeringsbestanddel av messing i kraner og kuplinger. Sink er dessuten et svært uedelt metall, som lett løses ut fra metalloverflater.



Figur 23. Forholdet mellom sink i brønnvann og springvann.

Bly

Det var en klar økning i blykonsentrasjonen i springvannet. De fleste prøver av springvann lå imidlertid under $5 \mu\text{g Pb/L}$, som er normen for godt drikkevann (SIFF 1987). 5 prøver lå mellom 10 og $20 \mu\text{g Pb/L}$, mens en prøve hadde en konsentrasjon på $22 \mu\text{g Pb/L}$. Det var ingen signifikant samvariasjon mellom blykonsentrasjonen i brønnvann og blykonsentrasjonen i springvann. I Norge brukes det ikke rør av bly til vannledninger, men bly finnes som legeringsbestanddel i messing (ca. 2 %) og som urenheter i andre materialer, særlig sink. Tidligere inngikk bly i loddetinn (50 %) og som mykingsmiddel i plastrør. Utløsning av betydelige mengder bly fra plastrør er registrert, ifølge en referanse (Hensgem and DeGraeve 1972) i Englund et al. (1985).

Kadmium

Med unntak av en springprøve ($4.2 \mu\text{g Cd/L}$) var det ingen klare endringer i kadmiumkonsentrasjonen fra brønn til spring. Det viser at kombinasjon av vann-

kvalitet, rørmateriale og kontakttid mellom rør og vann ikke er tilstrekkelig til at kadmium løses ut fra rørene.

Ledningsnettets er en viktig kilde for kopper, bly og sink. Det skyldes at vannet er sterkt korrosivt for disse metallene. De fleste brønnene har også relativt lav pH. Bare et fåtall av brønnene har vann som er i nærheten av karbonatlikevekt. Det er lav alkalitet og sannsynligvis sterk overmetning av CO₂ i brønnen vannet.

Den vannkvaliteten som er funnet ligger i området mindre god/ikke tilrådelig i henhold til vannkvalitetskriterier gitt av Statens institutt for folkehelse (SIF 1987).

4.6. Endring av metallkonsentrasjon etter henstand

Ved henstand i rørene får vannet en spesielt lang kontakttid med innvendige røroverflater, kuplinger og kraner. Effekter som vist i avsnittet over må derfor ventes å bli forsterket. Av spesiell interesse har vært å se på endringen av metallkonsentrasjoner etter henstand. Mangan og de fire andre tungmetallene kopper, sink, bly og kadmium er undersøkt.

Bare for mangan var det en signifikant sammenheng mellom konsentrasjon i springvann og i henstandsvann. Sammenhengen beskrives ved likningen:

$$\text{Mn}(\text{henstand}) = 1.14 \cdot \text{Mn}(\text{spring}) - 6 \quad (r^2 = 0.80, n = 76)$$

Det lave stigningsforholdet og et lite konstantledd viser at konsentrasjonen var nesten uforandret etter henstand. Konklusjonen over om at mangan ikke løses ut fra ledningsnettets i særlig stor grad er derfor styrket.

For de andre metallene, også kadmium, var det en klar økning i konsentrasjonene etter henstand.

Kopperkonsentrasjonene økte sterkt etter henstand. 31 % av prøvene hadde kopperkonsentrasjon over 1000 µg Cu/L. 9 % hadde en konsentrasjon høyere enn 3000 µg/L. Største konsentrasjon var 5700 µg Cu/L.

Sinkkonsentrasjonene økte sterkt etter henstand. Mens de fleste prøver av springvannet (85 %) lå under 0.5 mg Zn/L, lå nesten alle prøver av henstandsvann over dette. 23 % hadde konsentrasjoner over 5 mg Zn/L. 4 prøver hadde sinkkonsentrasjon på over 10 mg Zn/L.

Det var en klar økning i blykonsentrasjonen etter henstand. En prøve av henstandsvann hadde 175 µg Pb/L. 3 prøver lå mellom 50 og 100 µg Pb/L, mens resten var under 50 µg/L.

Det var også en klar økning i kadmiumkonsentrasjonen etter henstand. Kadmiumkonsentrasjonen økte i to tilfeller fra 0.2 til 13-14 µg Cd/L. Øvrige analyser lå under 6 µg Cd/L. 22 % hadde kadmiumkonsentrasjon på over 1 µg Cd/L.

Metallkonsentrasjonene i det lille volumet henstandsvann som ble tappet ut om morgenen gir ikke et riktig bilde av hva konsumentene eksponeres for. Resultatene gir imidlertid et godt bilde av den evne vannet har til å løse ut metaller i ledningsnettet. Vannet er sterkt preget av utløsning fra messingkøplinger i kranen.

Resultatene av metallanalyser av springvann og henstandsvann viser at vannet var sterkt korrosivt og har evne til å løse ut betydelige mengder metaller fra ledningsnettet. Sammenfall av ufornuftige tappevaner og utsatte befolkningsgrupper gir økt sannsynlighet for uheldige helseeffekter av brønnvann i Agderfylkene.

De økonomiske tap korrosjonsskadene representerer og økte tap pga forsuring er vanskelige å tallfeste. Skadene er dels på ledningsnett og tekniske installasjoner, dels vannskader forårsaket av brudd på disse. Levlin (1985) har gjort et forsøk på å bruke innmeldte forsikringskader som grunnlag for å se på slike tap i Sverige. Kostnaden for korrosjonsskader på vannledninger inne i hus ble anslått til 340 mill.kr./år. Bergan et al. (1987) antok at summen av de direkte og indirekte korrosjonsskadene kan utgjøre mer enn en milliard kr./år i Norge.

5. SAMMENFATTENDE VURDERING

Vann i gravde drikkevannsbrønner i Agder-fylkene var med få unntak surt og mineralfattig. Vannkvaliteten var på mange måter den samme som finnes i overflatevann i det samme området. Marine avsetninger påvirker vannkvaliteten sterkt i ytre områder, spesielt i Aust-Agder. Det var derfor store forskjeller i vannkvalitet mellom kystnære og indre regioner.

Brønnvannet var forsuret av forurenset nedbør. Sulfatkonsentrasjonen var helt dominert av bidrag fra nedbør. Vannet er fra naturens side svært korrosivt. Forsuringen har økt brønnvannets korrosivitet.

Vannkvaliteten var "mindre god/ikke tilrådelig" i en rekke brønner i henhold til vannkvalitetskriterier gitt av Statens institutt for folkehelse (SIF). Metaller i ledningsnett løses ut. Det gjelder særlig kopper og sink, men også til en viss grad bly. Økte konsentrasjoner av kadmium ble bare funnet i vann som hadde stått i ledningsnett over natten.

Det antas at den generelle vannkvaliteten og forsuringen medfører større kostnader ved fornying av drikkevannsnett/tekniske installasjoner og utbedring av vannskader i denne landsdelen enn i andre deler av Norge. Siden en så stor andel av husholdningene i landsdelen har brønnvann som eneste vannkilde, bør en se på hvilke tiltak som kan bedre vannkvaliteten fra slike vannkilder. Boring etter dypere liggende grunnvann kan være et alternativ til rensing eller karbonatisering av vann fra eksisterende kilde.

Vannkvaliteten er generelt sett ikke helseskadelig, men sammentreff mellom utsatte befolkningsgrupper og uheldige tappevaner kan gi økt sannsynlighet for bruksmessige og helsemessige konsekvenser.

Undersøkelsen bør følges opp for å se på årstidsvariasjoner i generell vannkvalitet og forsuring. Årstidsvariasjoner er sannsynlige siden brønnvannet viser flere likhetstrekk med overflatevann. En tilsvarende undersøkelse av vann fra dype, borede brønner i Agder vil vise hvilke gevinster en kan oppnå ved å skifte over til slike vannkilder.

6. REFERANSER

Allard, B., Håkansson, K. and Karlsson, S. 1987. The importance of sorption processes in relation to trace element speciation and mobility. In: Speciation of metals in water, sediment and soil systems (Landner, L., ed.). s. 99-112.

Andersson, I. and Stokes, J. 1988. Investigation of potential groundwater acidification in Sweden using principal component analysis and regression analysis. SNV-rapport 3417. 60 s.

Bergan, E., Myhrstad, J.A. og Wiik, J. 1987. Vannledningsnett-sammfunnsmessige kostnader ved innvendig korrosjon og aktuelle tiltak. Vann 4: 416-420.

Bergkvist, B. 1986. Metal fluxes in spruce and beech forest ecosystems of south Sweden. - Doktorgrad. Avdeling for planteøkologi, Univ. i Lund.

Bertills, U., von Brömssen, U. og Sarr, M. 1989. Försuringsläget i enskilda vattentäkter i Sverige. SNV-rapport 3567. 157 s.

Boman, E. og Vik, E.A. 1985. Vannforsynings situasjonen i Lillesand kommune. Spesiell vekt på spredt bebyggelse. NTNFS utvalg for drikkevannsforskning. Rapport 15/85. 58 s.

Borg, H. 1987. Metal fractionation by dialysis-problems and possibilities. In: Speciation of metals in water, sediment and soil systems (Landner, L., ed.). s. 75-84.

von Brömssen, U. 1987. Acidification of groundwater supplies in Sweden. In: Acidification and water pathways. Proceedings from a workshop at Bolkesjø, May 1987, Vol II: 355-361.

Englund, J.-O., Jacks, G., Knutsson, G., Kucera, V. and Nordberg, L. 1985. Effects on groundwater. In: Effects of sulfur compounds and other air pollutants on soil and groundwater (Nordberg, L., ed.) SNV-rapport 3002, s. 43-64.

Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters-a large scale titration. In: Ecological impact of acid precipitation (Drabløs, D. and Tollan, A. eds.). SNSF-project, s. 68-74.

Henriksen, A. 1982. Alkalinity and acid precipitation research Vatten, 38: 83-85.

Henriksen, A. 1983. Forsuringsmodeller - kan de brukes? Nittonde nordiska symposiet om vattenforsuring, Växjö 1983-05-03--05. Nordforsk.

Henriksen, A. and Wright, R.F. 1978. Concentration of heavy metals in small Norwegian lakes. Water Res. 12: 101-112.

Henriksen, A., Kirkhusmo, L. og Sønsterud, R. 1989. Landsomfattende grunnvannsnett (LGN). Grunnvannets kjemiske sammensetning. O-86171, NIVA. 63 s.

Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T. 1990. Tålegrenser for overflatevann-Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA, O-89210. 49 s.

Hensgem, C. and DeGraeve, D. 1972. Importance de l'apport alimentaire en plomb dans l'est de la Belgique. In: Proceedings of the International Symposium of Environmental Health Aspects of Lead, Amsterdam, 2-6 October 1972. Luxembourg, Commission of the European Communities.

Hindar, A. 1990. Arealavrenning av nitrogen og fosfor til vassdrag i Aust-Agder. O-89171, NIVA-Sørlandsavdelingen. 51 s.

Hindar, A. og Nilssen, J.P. 1983. Årsrapport 1980/81. Kalkingsprosjektet i Gjerstad, Aust-Agder (Hindar, A. og Nilssen, J.P., red.). Kalkingsprosjektet, rapport 6-1983. 101 s. + App.

Hindar, A. og Kleiven, E. 1990. Chemistry and fish status of 67 acidified lakes at the coast of Aust-Agder, Southern Norway, in relation to post-glacial marine deposits. Acid Rain Research, report 21/1990. 47 pp.

Jacks, G. and Knutsson, G. 1981. Känsligheten för grundvattenförsuring i olika delar av landet (förstudie). K.H-M- Tek. Rap. 11. Statens Vattenfallsverk, Vällingby.

Jonasson, S.A., Lång, L.-O. og Swedberg, S. 1985. Faktorer som påverkar pH och alkalinitet - en analys av sura brunnsvatten i sydvästra Sverige. SNV-rapport 3021. 84 s.

Kristiansen, H. 1989. Betydningen av surt/korrosivt vann for vannforsyningen i Agderfylkene. O-88182, NIVA. 24 s.

Levlin, E. 1985. Försurningsbetingade korrosionsskador på vattenledningar i hus och mark. En förstudie av korrosionsbildningen. SNV-rapport 1978. 34 s.

Linder, M. 1988. Gropfrätning av typ III i kallvattenledningar av koppar-orsaker och motåtgärder. Korrosionsinstitutet, Rapport 1987:2.

Maijer, C. and Padget, P. (eds.) 1987. The geology of southernmost Norway: an excursion guide. Geological Survey of Norway, Special Publication no. 1. 109 pp.

Morrison, G.M.P. 1987. Approaches to metal speciation analysis in natural waters. In: Speciation of metals in water, sediment and soil systems (Landner, L., ed.). s. 55-73.

Norton, S.A. and Henriksen, A. 1983. The importance of CO₂ in evaluation of effects of acidic deposition. Vatten 39: 346-354.

NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Norges vassdrags- og energiverk.

Riiber, K. og Bergstrøm, B. 1990: Aust-Agder fylke. Kvartærgeologisk kart - M 1:250.000. Norges geologiske undersøkelse.

SFT 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. Statens forurensningstilsyn, rapport 375/89. 274 s.

SIFF 1987. Kvalitetsnormer for drikkevann. Veiledningshefte G2. Statens Institutt for Folkehelse. 72 s.

Skogheim, O.K. og Sevaldrud, I.H. 1986. Change in fish populations in southernmost Norway during the last decade. *Water, Air, and Soil Pollution* 30: 381-386.

Sverdrup, H.U., Johnson, M.W. and Fleming, R.H. 1942. *The oceans, their physics, chemistry and general biology*. Prentice-Hall, New York. 1087 pp.

Vik, E.A. 1989. Vannkvalitetsendringer på norske vannforsyningsnett pga. innvendig korrosjon. *Vann* 3: 448-463.

Westling, O. 1990. Kväve som förorening-effekter och spridning. Deposisjon och avrinning. Foredrag ved IVL-konferansen 1990. IVL-Stockholm, Rapport, 40 s.

Wright, R.F. and Snekvik, E. 1978. Acid precipitation: chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 765-775.

Wright, R.F., Lotse, E. and Semb, A. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. *Nature* 334: 670-675.

7. PRIMÆRDATA

Tabellene på de følgende sidene viser samtlige vannkjemiske data for hver enkelt lokalitet. En lokalitet omfatter 1) brønnvann, 2) rennende springvann og 3) henstandsvann. Disse kodene er brukt i tabellene og plassert ved siden av den enkelte parameter.

Løpenr.		1	2	3	4	5	6
Ident. nummer		133	134	48	54	80	78

FELT	da	52.5	40.0	11.3	13.8	4.3	2.5
pH (1)		5.75	6.16	6.31	6.04	5.84	5.63
pH (2)		5.63	6.10	6.49	6.01	6.15	5.57
kond (1)	mS/m	4.7	4.9	6.6	6.3	5.1	6.1
kond (2)	mS/m	4.8	5.0	10.6	6.2	6.6	4.2
FARGE	mg Pt/L	3	7	10	10	10	25
TOTP	ug P/L	2	2	3	2	3	17
NO3	ug N/L	970	740	55	610	10	305
NH4	ug N/L	10	5	13	17	5	17
Fe (1)	ug Fe/L	20	10	305	230	50	130
Fe (2)	ug Fe/L	10	75	85	215	435	255
CL	mg Cl/L	3.3	2.3	2.3	5.2	5.2	4.5
SO4	mg SO4/L	4.30	7.60	7.60	1.80	7.30	7.60
Ca (1)	mg Ca/L	4.14	4.20	8.27	6.33	4.30	2.81
Ca (2)	mg Ca/L	4.10	4.24	16.20	6.19	6.60	2.83
MG	mg Mg/L	0.57	0.68	0.74	0.91	0.82	0.72
RA1 (1)	ug Al/L	65	30	50	55	120	150
RA1 (2)	ug Al/L	75	20	25	50	60	90
ALK-E	uekv/L	145	140	405	186	169	68
NA	mg Na/L	2.15	2.03	2.46	3.06	3.91	3.13
K	mg K/L	1.11	2.31	1.10	1.80	0.60	0.64
Cu (1)	ug Cu/L	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0	38.0
Cu (2)	ug Cu/L	3870.0	315.0	22.0	175.0	220.0	375.0
Cu (3)	ug Cu/L	4430.0	1140.0	100.0	2970.0	1300.0	1670.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	1.6	1.3	0.3	0.7	0.1	0.8
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0	2.5	1.0	1.5	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	2.0	1.0	1.0	2.0	5.5	4.5
Pb (3)	ug Pb/L	5.0	12.0	7.0	5.5	2.5	95.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.05	0.07	0.09	0.03	0.04	0.11
Zn (2)	mg Zn/L	0.12	0.07	0.10	0.43	0.33	0.33
Zn (3)	mg Zn/L	4.97	4.62	7.30	3.15	0.32	3.86
Mn (1)	ug Mn/L	21	1	40	13	4	6
Mn (2)	ug Mn/L	24	2	12	16	20	8
Mn (3)	ug Mn/L	25	4	17	24	20	7

Løpenr.		7	8	9	10	11	12
Ident. nummer		83	207	208	62	64	65

FELT	da	5.0	55.8		9.3	3.0	5.0
pH (1)		6.36	5.89		5.95	5.42	5.50
pH (2)		5.73	5.74	6.94	6.77	5.53	5.76
kond (1)	mS/m	5.6	6.1		3.5	1.9	2.6
kond (2)	mS/m	5.6	4.9	11.7	4.6	1.9	5.5
FARGE	mg Pt/L	2	35		90	8	25
TOTP	ug P/L	3	10		14	3	13
NO3	ug N/L	10	105		460	30	85
NH4	ug N/L	8	70		41	20	15
Fe (1)	ug Fe/L	25	1030		175	20	100
Fe (2)	ug Fe/L	15	605	100	20	15	1025
CL	mg Cl/L	5.8	4.6		1.8	0.8	1.2
SO4	mg SO4/L	7.20	9.00		7.20	4.30	4.30
Ca (1)	mg Ca/L	4.16	4.49		3.55	1.45	1.92
Ca (2)	mg Ca/L	3.15	3.83	12.20	5.08	1.43	3.72
MG	mg Mg/L	1.21	1.20		0.62	0.20	0.77
RA1 (1)	ug Al/L	50	80		200	270	270
RA1 (2)	ug Al/L	45	85	20	90	345	50
ALK-E	uekv/L	185	182		48	26	97
NA	mg Na/L	3.76	3.42		1.51	0.89	0.73
K	mg K/L	0.52	0.76		0.71	0.17	0.55
Cu (1)	ug Cu/L	100.0	6.0		77.0	0.5	2.0
Cu (2)	ug Cu/L	130.0	250.0	4.0	1120.0	22.0	93.0
Cu (3)	ug Cu/L	510.0	4640.0	3970.0	280.0	260.0	1120.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1		0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	4.2	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	0.3	0.6	0.2	0.6	0.1	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0		1.5	1.0	1.5
Pb (2)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	22.0	1.0	5.5
Pb (3)	ug Pb/L	1.5	6.0	3.0	3.5	1.5	7.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.05	0.07		0.06	0.06	0.07
Zn (2)	mg Zn/L	0.05	0.07	0.26	2.84	0.12	1.41
Zn (3)	mg Zn/L	3.39	1.44	1.07	0.74	0.29	0.83
Mn (1)	ug Mn/L	2	20		20	55	20
Mn (2)	ug Mn/L	2	20	5	5	40	60
Mn (3)	ug Mn/L	2	16	50	2	10	35

Løpenr.		13	14	15	16	17	18
Ident. nummer		67	212	66	46	63	47

FELT	da	5.3		23.3	10.0	4.5	3.3
pH (1)		6.20		5.80	5.87	6.33	6.66
pH (2)		6.25	6.13	5.50	6.13	6.27	
kond (1)	mS/m	6.0		4.2	11.7	9.2	18.1
kond (2)	mS/m	6.4	3.3	3.8	14.4	11.2	
FARGE	mg Pt/L	5		5	70	15	5
TOTP	ug P/L	16		2	34	3	7
NO3	ug N/L	555		15	495	545	330
NH4	ug N/L	230		10	55	115	10
Fe (1)	ug Fe/L	50		20	385	475	5
Fe (2)	ug Fe/L	45	10	20	1020	2540	
CL	mg Cl/L	2.1		2.4	10.7	5.4	18.0
SO4	mg SO4/L	5.20		2.20	7.20	3.50	5.60
Ca (1)	mg Ca/L	5.55		3.53	9.67	10.20	18.30
Ca (2)	mg Ca/L	6.00	2.06	2.77	16.30	14.10	
MG	mg Mg/L	1.10		0.55	1.61	0.77	3.61
RA1 (1)	ug Al/L	35		200	280	90	125
RA1 (2)	ug Al/L	25	20	220	265	120	
ALK-E	uekv/L	356		168	338	474	1198
NA	mg Na/L	3.15		2.26	7.96	4.90	11.70
K	mg K/L	1.49		1.09	3.65	1.76	1.84
Cu (1)	ug Cu/L	0.5		0.5	21.0	16.0	7.5
Cu (2)	ug Cu/L	23.0	56.0	28.0	73.0	315.0	
Cu (3)	ug Cu/L	990.0	490.0	350.0	560.0	1540.0	
Cd (1)	ug Cd/L	0.1		0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
Cd (3)	ug Cd/L	0.2	2.9	0.1	0.2	0.4	
Pb (1)	ug Pb/L	1.0		1.0	1.0	2.0	1.5
Pb (2)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	
Pb (3)	ug Pb/L	1.5	175.0	1.0	8.0	3.0	
Zn (1)	mg Zn/L	0.09		0.06	0.06	0.08	0.07
Zn (2)	mg Zn/L	0.03	0.06	0.05	0.19	1.12	
Zn (3)	mg Zn/L	7.31	9.37	1.56	0.64	5.84	
Mn (1)	ug Mn/L	8		4	18	170	9
Mn (2)	ug Mn/L	5	4	4	21	325	
Mn (3)	ug Mn/L	3	6	5	21	155	

Løpenr.		19	20	21	22	23	24
Ident. nummer		117	59	88	2	21	129

FELT	da	5.0	2.0	2.3	52.5	10.0	6.5
pH (1)		6.41	5.80	6.31	5.66	6.56	7.07
pH (2)		6.27	5.73	6.62	5.62	6.79	7.48
kond (1)	mS/m	11.2	6.1	7.2	5.0	11.9	25.5
kond (2)	mS/m	11.7	6.5	10.6	5.4	23.2	31.9
FARGE	mg Pt/L	30	5	8	3	10	5
TOTP	ug P/L	14	3	3	3	3	9
NO3	ug N/L	290	945	80	30	15	40
NH4	ug N/L	40	30	35	5	55	45
Fe (1)	ug Fe/L	610	80	45	25	215	170
Fe (2)	ug Fe/L	1110	145	105	270	575	55
CL	mg Cl/L	5.5	4.4	6.0	4.4	7.0	20.9
SO4	mg SO4/L	4.30	2.20	11.70	4.30	11.30	10.60
Ca (1)	mg Ca/L	17.80	3.98	6.05	3.74	14.50	28.00
Ca (2)	mg Ca/L	17.00	4.84	10.70	4.22	31.00	42.00
MG	mg Mg/L	0.85	0.89	0.72	0.50	1.18	3.52
RA1 (1)	ug Al/L	105	190	600	345	135	45
RA1 (2)	ug Al/L	55	160	280	240	20	20
ALK-E	uekv/L	691	118	268	142	669	1437
NA	mg Na/L	4.22	3.88	5.06	3.82	5.60	16.00
K	mg K/L	1.21	1.98	1.29	0.66	1.36	2.36
Cu (1)	ug Cu/L	9.0	9.0	4.5	23.0	15.0	3.0
Cu (2)	ug Cu/L	48.0	105.0	96.0	67.0	58.0	72.0
Cu (3)	ug Cu/L	720.0	1000.0	335.0	830.0	470.0	35.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2
Cd (3)	ug Cd/L	0.1	0.5	0.2	5.3	0.1	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	1.5	1.0	1.0	2.0	2.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	2.0	1.0	3.0	1.0	1.0	2.5
Pb (3)	ug Pb/L	9.0	60.0	1.5	13.0	2.0	1.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.13	0.07	0.06	0.09	0.11	0.12
Zn (2)	mg Zn/L	0.23	0.08	0.25	0.30	0.11	0.28
Zn (3)	mg Zn/L	0.64	5.19	2.06	2.61	2.22	1.57
Mn (1)	ug Mn/L	35	80	65	20	20	135
Mn (2)	ug Mn/L	90	120	35	25	30	85
Mn (3)	ug Mn/L	80	160	45	20	20	75

Løpenr.		25	26	27	28	29	30
Ident. nummer		23	3	128	20	200	25

FELT	da	43.5	4.3	4.0	9.8	1.5	
pH (1)		5.93	6.39	6.01	6.01	5.81	
pH (2)		6.37	6.04	6.25	6.62	5.31	0.00
kond (1)	mS/m	5.3	4.8	7.1	5.8	6.5	
kond (2)	mS/m	8.2	2.9	8.1	10.2	5.6	34.1
FARGE	mg Pt/L	8	5	8	50	10	
TOTP	ug P/L	3	2	2	6	3	
NO3	ug N/L	460	1210	200	20	345	
NH4	ug N/L	5	51	5	25	15	
Fe (1)	ug Fe/L	15	135	25	1610	10	
Fe (2)	ug Fe/L	505	1055	285	160	45	365
CL	mg Cl/L	4.4	4.2	5.9	2.3	7.0	
SO4	mg SO4/L	6.20	9.30	3.50	3.50	7.70	
Ca (1)	mg Ca/L	4.28	6.09	7.16	6.25	4.31	
Ca (2)	mg Ca/L	9.08	5.07	8.48	13.80	2.51	53.00
MG	mg Mg/L	0.67	0.89	0.96	0.82	0.74	
RA1 (1)	ug Al/L	65	130	65	120	305	
RA1 (2)	ug Al/L	30	70	35	20	540	20
ALK-E	uekv/L	116	185	273	298	99	
NA	mg Na/L	3.41	3.76	3.94	3.07	4.74	
K	mg K/L	0.88	1.62	0.85	0.92	1.00	
Cu (1)	ug Cu/L	27.0	7.0	6.0	10.0	16.0	
Cu (2)	ug Cu/L	560.0	70.0	75.0	53.0	275.0	2.0
Cu (3)	ug Cu/L	2680.0	240.0	740.0	2670.0	2120.0	255.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	1.2	0.2	0.6	0.1	14.0	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	1.5	1.0	1.5	3.0	2.5	
Pb (2)	ug Pb/L	2.0	1.0	2.0	3.0	1.0	1.0
Pb (3)	ug Pb/L	6.5	20.5	7.5	30.0	9.5	1.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.05	0.06	0.06	0.07	0.10	
Zn (2)	mg Zn/L	1.10	0.14	0.58	0.08	0.26	0.04
Zn (3)	mg Zn/L	1.77	2.12	8.79	1.31	1.80	1.95
Mn (1)	ug Mn/L	9	65	2	30	7	
Mn (2)	ug Mn/L	30	130	7	6	11	945
Mn (3)	ug Mn/L	25	135	11	10	15	1380

Løpenr.		31	32	33	34	35	36
Ident. nummer		148	139	140	137	145	136

FELT	da	13.5	2.0	5.5	4.5	0.0	1.0
pH (1)		5.12	7.29	6.00	6.05	6.24	5.97
pH (2)		5.05	7.40	6.81	5.96	6.65	5.95
kond (1)	mS/m	3.9	5.5	4.6	7.8	6.6	7.8
kond (2)	mS/m	4.2	5.7	5.3	8.4	12.8	8.4
FARGE	mg Pt/L	5	5	3	25	15	8
TOTP	ug P/L	2	2	6	15	8	2
NO3	ug N/L	515	260	1660	240	130	750
NH4	ug N/L	5	5	35	60	25	5
Fe (1)	ug Fe/L	5	10	10	35	55	15
Fe (2)	ug Fe/L	10	25	0	95	75	20
CL	mg Cl/L	0.6	3.7	2.4	9.2	6.8	7.5
SO4	mg SO4/L	7.20	7.20	3.80	8.50	4.70	2.60
Ca (1)	mg Ca/L	1.54	4.66	3.24	6.56	5.36	5.89
Ca (2)	mg Ca/L	1.63	5.55	4.84	7.29	13.30	6.99
MG	mg Mg/L	0.69	0.45	0.36	0.90	0.71	0.82
RA1 (1)	ug Al/L	650	190	650	370	310	170
RA1 (2)	ug Al/L	545	150	420	395	115	120
ALK-E	uekv/L	11	0	0	228	182	183
NA	mg Na/L	2.57	3.51	2.30	5.80	5.19	5.68
K	mg K/L	0.85	1.05	1.00	1.12	1.04	1.56
Cu (1)	ug Cu/L	1.0	5.0	4.5	22.0	3.0	0.5
Cu (2)	ug Cu/L	40.0	9.0	175.0	150.0	185.0	93.0
Cu (3)	ug Cu/L	730.0	200.0	4060.0	940.0	630.0	590.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.5	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.2	0.1	0.6	0.1	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	13.0	0.1	2.9	1.0	0.9	0.5
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.5	1.5	1.0	1.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	2.0	1.0	1.0
Pb (3)	ug Pb/L	5.0	2.0	27.5	11.0	9.0	4.5
Zn (1)	mg Zn/L	0.05	0.06	0.09	0.06	0.11	0.06
Zn (2)	mg Zn/L	0.10	0.08	0.15	0.21	0.36	0.14
Zn (3)	mg Zn/L	5.06	2.39	6.35	5.22	3.11	2.06
Mn (1)	ug Mn/L	15	15	19	3	12	30
Mn (2)	ug Mn/L	14	12	25	5	19	35
Mn (3)	ug Mn/L	25	13	20	10	16	30

Løpenr.		37	38	39	40	41	42
Ident. nummer		142	141	39	154	209	111

FELT	da	2.3	0.0		0.0	0.0	2.0
pH (1)		6.42	6.01		6.94	5.84	5.78
pH (2)		6.37	6.27	5.40	7.15		
kond (1)	mS/m	5.6	13.0		5.7	4.5	9.3
kond (2)	mS/m	6.3	16.6	3.6	9.5		
FARGE	mg Pt/L	15	25		3	3	45
TOTP	ug P/L	6	15		13	2	11
NO3	ug N/L	470	1035		75	675	865
NH4	ug N/L	45	80		30	15	40
Fe (1)	ug Fe/L	75	515		10	10	120
Fe (2)	ug Fe/L	75	1300	1430	20		
CL	mg Cl/L	6.7	10.1		3.4	5.0	9.2
SO4	mg SO4/L	6.20	9.80		3.50	2.70	11.00
Ca (1)	mg Ca/L	3.16	10.06		5.14	3.68	4.91
Ca (2)	mg Ca/L	4.23	15.50	1.53	11.30		
MG	mg Mg/L	0.39	2.50		0.42	0.54	1.09
RA1 (1)	ug Al/L	230	235		75	195	750
RA1 (2)	ug Al/L	130	100	250	70		
ALK-E	uekv/L	120	432		339	68	154
NA	mg Na/L	6.04	8.86		3.29	2.41	8.74
K	mg K/L	0.71	2.58		3.11	0.46	1.48
Cu (1)	ug Cu/L	1.5	1.5		6.5	5.5	3.0
Cu (2)	ug Cu/L	81.0	27.0	21.0	47.0		
Cu (3)	ug Cu/L	150.0	70.0	250.0	145.0	285.0	
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1		0.1	0.1	0.2
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1		
Cd (3)	ug Cd/L	0.2	0.1	0.1	0.1	4.6	
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0		1.0	1.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	1.0	2.0	1.0	1.0		
Pb (3)	ug Pb/L	2.0	5.5	1.5	1.5	14.0	
Zn (1)	mg Zn/L	0.04	0.09		0.05	0.07	0.15
Zn (2)	mg Zn/L	0.18	0.09	0.08	0.09		
Zn (3)	mg Zn/L	1.18	0.36	4.06	0.10	0.80	
Mn (1)	ug Mn/L	25	50		80	17	30
Mn (2)	ug Mn/L	35	95	195	155		
Mn (3)	ug Mn/L	45	135	275	75	17	

Løpenr.		43	44	45	46	47	48
Ident. nummer		109	163	138	160	31	157

FELT	da	1.3	10.0		4.0	0.0	2.3
pH (1)		5.28	5.98		5.37	5.21	5.88
pH (2)		5.68	5.99	7.92	6.07	5.23	5.67
kond (1)	mS/m	7.4	8.9		7.2	4.7	2.8
kond (2)	mS/m	8.9	9.4	30.6	9.2	4.8	2.8
FARGE	mg Pt/L	5	3		8	8	10
TOTP	ug P/L	11	2		2	3	6
NO3	ug N/L	105	40		30	140	100
NH4	ug N/L	15	10		20	5	5
Fe (1)	ug Fe/L	100	10		15	30	115
Fe (2)	ug Fe/L	135	215	25	180	25	50
CL	mg Cl/L	10.3	13.9		9.5	5.1	2.4
SO4	mg SO4/L	6.80	2.20		3.00	8.80	7.60
Ca (1)	mg Ca/L	2.00	5.80		2.55	2.13	2.02
Ca (2)	mg Ca/L	4.07	6.01	85.00	6.42	2.16	1.87
MG	mg Mg/L	1.12	1.39		1.12	0.70	0.27
RA1 (1)	ug Al/L	570	95		250	290	205
RA1 (2)	ug Al/L	370	45	20	90	330	155
ALK-E	uekv/L	91	220		56	30	54
NA	mg Na/L	8.66	7.48		7.10	4.00	2.20
K	mg K/L	1.06	1.06		0.41	0.51	0.41
Cu (1)	ug Cu/L	1.5	163.0		3.5	2.0	4.0
Cu (2)	ug Cu/L	360.0	2460.0	9.0	370.0	290.0	35.0
Cu (3)	ug Cu/L	850.0	1480.0	28.0	140.0	230.0	1000.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1		0.2	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	2.9	0.1	0.1	0.1	0.4	2.7
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0		1.0	1.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	3.5	2.0	1.0	1.0	2.5	1.0
Pb (3)	ug Pb/L	21.0	2.5	1.5	2.0	1.5	4.5
Zn (1)	mg Zn/L	0.09	0.03		0.05	0.06	0.17
Zn (2)	mg Zn/L	0.13	0.18	0.08	0.27	0.12	0.22
Zn (3)	mg Zn/L	6.25	4.44	0.08	0.29	6.18	2.82
Mn (1)	ug Mn/L	18	30		30	14	10
Mn (2)	ug Mn/L	23	26	3	55	14	11
Mn (3)	ug Mn/L	20	40	5	135	16	5

Løpenr.		49	50	51	52	53	54
Ident. nummer		197	198	124	72	167	40

FELT	da	9.5	0.8	1.3	7.8	4.5	3.0
pH (1)		6.20	5.61	5.20	4.94	5.33	4.80
pH (2)		6.50	6.10	5.42	4.94	5.49	5.23
kond (1)	mS/m	7.0	4.5	3.6	4.8	3.5	5.8
kond (2)	mS/m	11.4	5.7	3.7	4.7	4.2	3.9
FARGE	mg Pt/L	7	5	5	3	7	20
TOTP	ug P/L	4	2	11	2	2	2
NO3	ug N/L	85	10	35	685	45	75
NH4	ug N/L	5	5	35	41	11	20
Fe (1)	ug Fe/L	55	10	30	10	135	80
Fe (2)	ug Fe/L	95	55	50	30	130	155
CL	mg Cl/L	2.6	3.9	4.7	5.3	3.4	5.5
SO4	mg SO4/L	5.90	8.10	6.30	6.80	5.40	4.80
Ca (1)	mg Ca/L	8.50	2.43	1.31	1.27	2.41	0.25
Ca (2)	mg Ca/L	15.80	4.71	1.79	1.07	3.07	1.54
MG	mg Mg/L	0.72	0.70	0.46	0.41	0.25	0.43
RA1 (1)	ug Al/L	80	210	230	1100	630	270
RA1 (2)	ug Al/L	30	65	270	1060	330	155
ALK-E	uekv/L	413	61	7	8	81	-5
NA	mg Na/L	2.98	3.41	2.94	3.50	2.58	3.53
K	mg K/L	0.94	0.41	0.24	0.24	0.27	0.05
Cu (1)	ug Cu/L	4.5	3.8	1.5	1.5	2.0	0.5
Cu (2)	ug Cu/L	405.0	230.0	4.5	500.0	400.0	215.0
Cu (3)	ug Cu/L	560.0	200.0	7.0	510.0	700.0	540.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	0.1	0.7	0.3	1.0	0.1	0.8
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	2.0	2.0	1.0	3.0	4.5	3.0
Pb (3)	ug Pb/L	4.5	2.0	1.0	85.0	6.0	7.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.11	0.05	0.08	0.04	0.06	0.07
Zn (2)	mg Zn/L	0.18	0.94	0.09	0.22	0.49	0.25
Zn (3)	mg Zn/L	1.32	1.25	1.56	10.30	2.08	11.60
Mn (1)	ug Mn/L	55	9	2	7	15	9
Mn (2)	ug Mn/L	55	15	3	9	11	5
Mn (3)	ug Mn/L	40	15	45	11	10	5

Løpenr.		55	56	57	58	59	60
Ident. nummer		194	195	183	180	179	171

FELT	da	0.0	2.3	3.8	0.0	2.3	1.0
pH (1)		5.64	5.65	5.62	6.12	5.46	6.00
pH (2)		5.49	5.46	5.86	6.34	5.51	6.10
kond (1)	mS/m	4.9	4.2	7.4	7.2	6.1	11.5
kond (2)	mS/m	5.8	4.1	7.4	15.5	6.1	12.1
FARGE	mg Pt/L	20	65	10	60	75	15
TOTP	ug P/L	7	14	2	9	2	18
NO3	ug N/L	345	15	60	45	50	260
NH4	ug N/L	24	96	10	47	7	7
Fe (1)	ug Fe/L	230	17500	25	2000	60	40
Fe (2)	ug Fe/L	135	3200	15	680	65	50
CL	mg Cl/L	3.3	4.3	7.3	9.3	7.8	12.5
SO4	mg SO4/L	9.80	5.40	8.50	7.20	9.00	12.00
Ca (1)	mg Ca/L	3.56	2.45	3.45	3.34	1.91	8.13
Ca (2)	mg Ca/L	4.30	2.41	6.45	10.60	1.87	9.50
MG	mg Mg/L	0.68	0.45	0.95	0.39	1.01	1.49
RA1 (1)	ug Al/L	250	460	200	95	420	140
RA1 (2)	ug Al/L	150	455	110	35	355	120
ALK-E	uekv/L	99	111	145	275	71	349
NA	mg Na/L	2.33	3.10	5.60	10.40	6.14	9.88
K	mg K/L	1.21	0.55	0.83	0.71	0.76	1.08
Cu (1)	ug Cu/L	11.0	1.0	2.0	2.0	7.0	11.0
Cu (2)	ug Cu/L	510.0	22.0	90.0	69.0	350.0	1100.0
Cu (3)	ug Cu/L	1860.0	195.0	1590.0	230.0	490.0	1290.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	0.9	0.1	1.3	0.3	5.9	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5	2.0
Pb (2)	ug Pb/L	2.5	1.0	2.0	2.0	1.0	7.5
Pb (3)	ug Pb/L	9.0	1.0	5.0	20.0	10.0	9.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.13	0.04	0.05	0.05	0.10	0.11
Zn (2)	mg Zn/L	0.38	0.10	0.10	0.22	0.10	1.08
Zn (3)	mg Zn/L	6.04	0.67	2.88	12.20	2.16	1.69
Mn (1)	ug Mn/L	65	60	35	200	30	6
Mn (2)	ug Mn/L	70	55	20	25	30	4
Mn (3)	ug Mn/L	70	50	40	45	30	4

Løpenr.		61	62	63	64	65	66
Ident. nummer		192	188	186	57	189	190

FELT	da	1.5	0.0	2.3	4.5	40.0	1.8
pH (1)		6.08	5.66	5.83	5.08	6.30	6.88
pH (2)		6.51	5.71	5.72	5.10	6.03	7.02
kond (1)	mS/m	8.8	14.3	4.0	4.8	5.7	12.3
kond (2)	mS/m	12.4	15.1	4.8	4.8	6.7	16.1
FARGE	mg Pt/L	30	3	5	8	3	8
TOTP	ug P/L	5	4	3	2	2	12
NO3	ug N/L	670	28	35	60	80	80
NH4	ug N/L	6	5	32	31	15	5
Fe (1)	ug Fe/L	60	15	10	95	10	40
Fe (2)	ug Fe/L	105	20	15	590	35	135
CL	mg Cl/L	8.4	22.4	5.8	6.0	6.6	14.6
SO4	mg SO4/L	9.80	16.00	5.40	7.00	8.10	10.50
Ca (1)	mg Ca/L	7.80	4.48	1.99	1.10	4.10	8.66
Ca (2)	mg Ca/L	15.90	5.02	2.32	1.08	4.70	15.70
MG	mg Mg/L	0.77	2.00	0.43	0.59	0.67	2.03
RA1 (1)	ug Al/L	300	200	130	850	155	40
RA1 (2)	ug Al/L	170	190	90	750	90	40
ALK-E	uekv/L	326	172	61	47	147	512
NA	mg Na/L	6.84	16.20	3.90	4.74	4.48	10.30
K	mg K/L	2.46	2.04	0.12	0.22	0.40	0.83
Cu (1)	ug Cu/L	2.5	4.5	3.5	5.0	5.5	7.0
Cu (2)	ug Cu/L	220.0	450.0	110.0	13.0	145.0	125.0
Cu (3)	ug Cu/L	590.0	3240.0	370.0	115.0	1110.0	890.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	3.0	0.9	0.4	0.4	0.3	2.0
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0
Pb (2)	ug Pb/L	1.5	3.0	3.5	1.0	1.5	2.5
Pb (3)	ug Pb/L	25.0	6.0	3.0	1.5	2.0	11.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.06	0.05	0.06	0.07	0.05	0.08
Zn (2)	mg Zn/L	0.33	0.45	0.29	0.18	0.13	0.27
Zn (3)	mg Zn/L	2.23	7.82	4.42	1.90	11.10	0.97
Mn (1)	ug Mn/L	20	6	3	35	5	3
Mn (2)	ug Mn/L	20	7	5	35	4	7
Mn (3)	ug Mn/L	15	8	5	60	5	7

Løpenr.		67	68	69	70	71	72
Ident. nummer		58	106	169	168	107	101

FELT	da	5.0	0.0	8.3	0.0	4.5	0.0
pH (1)		6.14	6.18	6.82	4.44	5.92	5.48
pH (2)		6.35	5.87	6.62	4.65	5.68	5.40
kond (1)	mS/m	5.8	5.9	8.9	11.7	3.8	2.9
kond (2)	mS/m	9.9	6.1	9.8	11.2	3.9	3.0
FARGE	mg Pt/L	15	15	3	10	5	3
TOTP	ug P/L	3	9	6	2	6	3
NO3	ug N/L	10	100	355	240	60	55
NH4	ug N/L	77	26	5	15	7	2
Fe (1)	ug Fe/L	1480	190	5	65	40	50
Fe (2)	ug Fe/L	910	220	15	25	50	20
CL	mg Cl/L	6.8	6.1	9.2	5.3	4.2	3.5
SO4	mg SO4/L	3.70	6.30	9.80	30.00	5.90	4.80
Ca (1)	mg Ca/L	3.83	5.47	4.97	5.58	2.05	0.86
Ca (2)	mg Ca/L	10.40	5.70	6.40	5.60	2.04	1.12
MG	mg Mg/L	0.63	0.45	2.15	2.85	0.57	0.34
RA1 (1)	ug Al/L	100	115	20	1700	225	410
RA1 (2)	ug Al/L	45	100	20	1700	190	370
ALK-E	uekv/L	216	229	311	0	83	48
NA	mg Na/L	4.98	3.65	7.40	4.04	3.08	2.85
K	mg K/L	0.82	1.29	0.70	3.14	0.36	0.10
Cu (1)	ug Cu/L	3.0	9.0	20.0	2.5	4.5	2.5
Cu (2)	ug Cu/L	39.0	57.0	1300.0	230.0	44.0	85.0
Cu (3)	ug Cu/L	270.0	770.0	1460.0	5770.0	500.0	145.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	0.1	0.6	0.2	0.7	0.4	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	1.0	1.5	2.0	1.0	1.0	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	1.0	1.5	3.0	9.0	1.0	2.0
Pb (3)	ug Pb/L	1.0	40.0	2.5	35.0	2.5	1.5
Zn (1)	mg Zn/L	0.04	0.05	0.06	0.10	0.09	0.03
Zn (2)	mg Zn/L	0.26	0.05	0.18	0.49	0.06	0.14
Zn (3)	mg Zn/L	0.31	3.90	2.02	3.12	2.52	3.46
Mn (1)	ug Mn/L	245	3	1	145	30	14
Mn (2)	ug Mn/L	470	5	1	145	30	10
Mn (3)	ug Mn/L	65	16	1	145	25	9

Løpenr.		73	74	75	76	77	78
Ident. nummer		170	100	96	99	98	122

FELT	da	2.5	8.0	10.0	21.3	5.5	1.0
pH (1)		5.89	5.55	5.31	6.25	5.51	5.99
pH (2)		5.89	5.63	5.58	6.10	5.51	6.12
kond (1)	mS/m	7.4	3.5	2.7	3.6	2.6	4.6
kond (2)	mS/m	7.9	4.3	3.1	5.0	2.7	6.7
FARGE	mg Pt/L	3	20	10	10	8	3
TOTP	ug P/L	2	3	2	8	2	3
NO3	ug N/L	170	60	15	35	45	975
NH4	ug N/L	5	4	29	4	15	13
Fe (1)	ug Fe/L	10	35	45	50	65	20
Fe (2)	ug Fe/L	10	125	85	70	80	45
CL	mg Cl/L	14.0	5.1	3.1	2.4	2.8	4.2
SO4	mg SO4/L	5.40	5.00	4.30	5.00	4.10	5.90
Ca (1)	mg Ca/L	6.97	1.48	0.70	3.51	0.86	2.81
Ca (2)	mg Ca/L	8.50	2.19	1.11	7.30	1.31	5.58
MG	mg Mg/L	0.56	0.39	0.29	0.31	0.28	0.75
RA1 (1)	ug Al/L	385	245	190	245	430	210
RA1 (2)	ug Al/L	175	155	200	155	335	110
ALK-E	uekv/L	94	63	23	179	49	102
NA	mg Na/L	3.67	2.54	2.85	2.30	2.54	3.38
K	mg K/L	0.52	0.13	0.08	0.29	0.19	0.45
Cu (1)	ug Cu/L	6.0	6.5	1.5	9.5	7.0	17.0
Cu (2)	ug Cu/L	42.0	56.0	295.0	390.0	10.0	305.0
Cu (3)	ug Cu/L	280.0	93.0	3440.0	295.0	225.0	230.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3
Cd (2)	ug Cd/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.3
Cd (3)	ug Cd/L	0.3	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1
Pb (1)	ug Pb/L	3.0	1.5	1.0	2.0	1.0	3.0
Pb (2)	ug Pb/L	7.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.5
Pb (3)	ug Pb/L	12.5	1.0	3.5	1.0	1.0	1.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.09	0.05	0.03	0.05	0.07	0.11
Zn (2)	mg Zn/L	0.07	0.24	0.09	0.18	0.09	0.30
Zn (3)	mg Zn/L	1.03	0.41	0.95	2.61	4.52	0.23
Mn (1)	ug Mn/L	50	25	7	4	2	35
Mn (2)	ug Mn/L	55	30	16	8	2	16
Mn (3)	ug Mn/L	55	35	10	14	5	20

Løpenr.		79
Ident. nummer		149

FELT	da	4.5
pH (1)		6.26
pH (2)		6.61
kond (1)	mS/m	9.4
kond (2)	mS/m	12.3
FARGE	mg Pt/L	10
TOTP	ug P/L	5
NO3	ug N/L	120
NH4	ug N/L	6
Fe (1)	ug Fe/L	50
Fe (2)	ug Fe/L	325
CL	mg Cl/L	10.4
SO4	mg SO4/L	9.20
Ca (1)	mg Ca/L	7.55
Ca (2)	mg Ca/L	13.60
MG	mg Mg/L	1.30
RA1 (1)	ug Al/L	35
RA1 (2)	ug Al/L	20
ALK-E	uekv/L	418
NA	mg Na/L	8.68
K	mg K/L	0.80
Cu (1)	ug Cu/L	16.0
Cu (2)	ug Cu/L	84.0
Cu (3)	ug Cu/L	230.0
Cd (1)	ug Cd/L	0.1
Cd (2)	ug Cd/L	0.1
Cd (3)	ug Cd/L	0.2
Pb (1)	ug Pb/L	1.0
Pb (2)	ug Pb/L	3.5
Pb (3)	ug Pb/L	9.0
Zn (1)	mg Zn/L	0.06
Zn (2)	mg Zn/L	0.38
Zn (3)	mg Zn/L	6.11
Mn (1)	ug Mn/L	65
Mn (2)	ug Mn/L	70
Mn (3)	ug Mn/L	35

FIGURVEDLEGG A1-A7

Følgende fargekart er vedlagt:

Figur A1: Surhetsgrad (pH)

Figur A2: Konduktivitet, mS/m

Figur A3: Kalsium, mg Ca/L

Figur A4: Reaktivt aluminium, mg Al/L

Figur A5: $\text{Ca}^* + \text{Mg}^*$ (sjøsaltkorrigerede konsentrasjoner), $\mu\text{ekv/L}$

Figur A6: SO_4^* (sjøsaltkorrigerede konsentrasjoner), $\mu\text{ekv/L}$

Figur A7: SO_4^* , prosent av total-sulfat

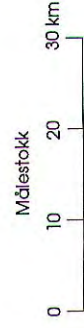
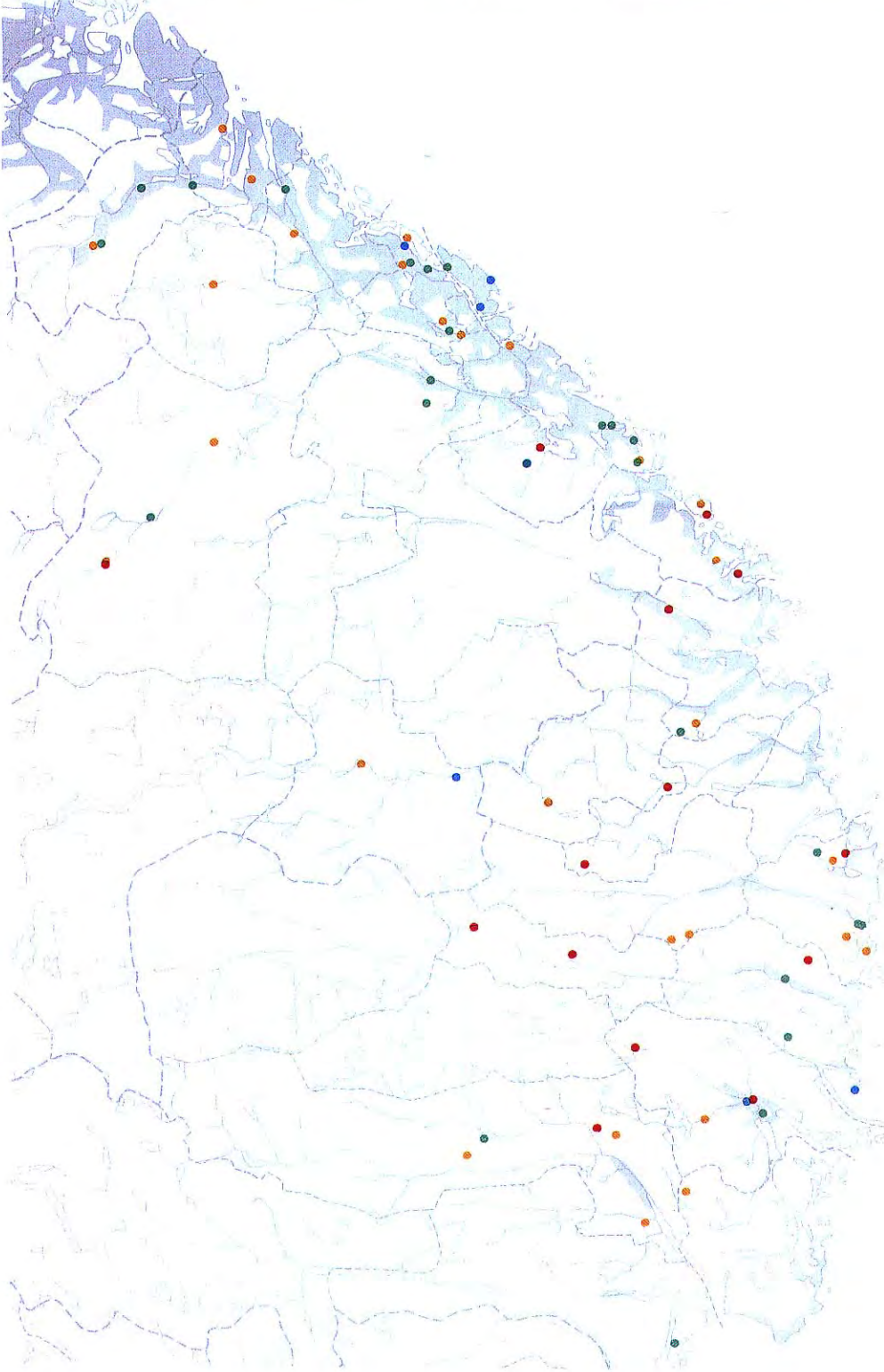
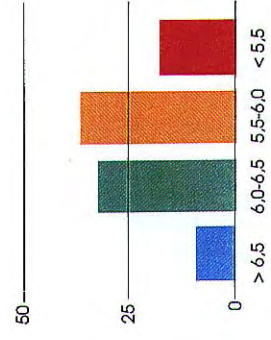
Fargekartene viser regional fordeling og frekvensfordeling for de enkelte parametrene.

FORSURING AV
BRØNN
VANN
AGDER
1988



Figur A1. Surhetsgrad, (pH)

- Over 6,5
 - 6,0 - 6,5
 - 5,5 - 6,0
 - Under 5,5
- %-fordeling



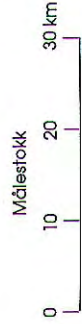
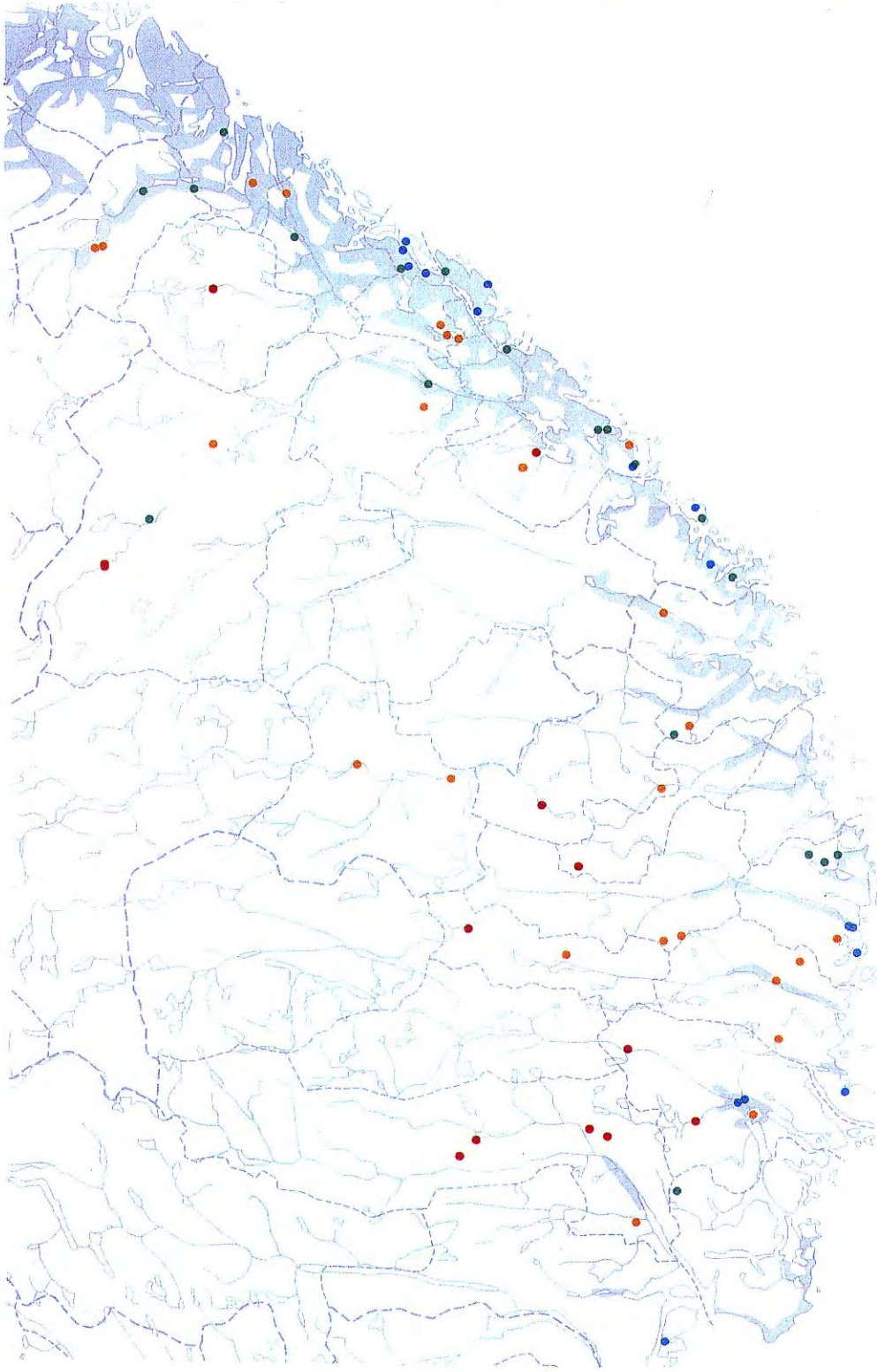
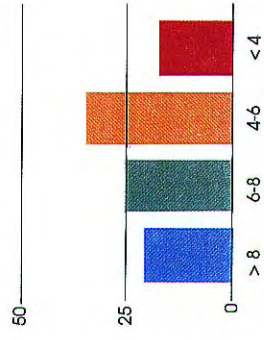
Miljøverndepartementet
 Norsk institutt for vannforskning - NIVA
 Kartgrunnlag M 1:600 000
 Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
 bearbejdet av NIVA
 Design: Petter Wang, mNGD
 Trykk: Reclamo, 1990

FORSURING AV
BRØNN
VANN
AGDER
1988

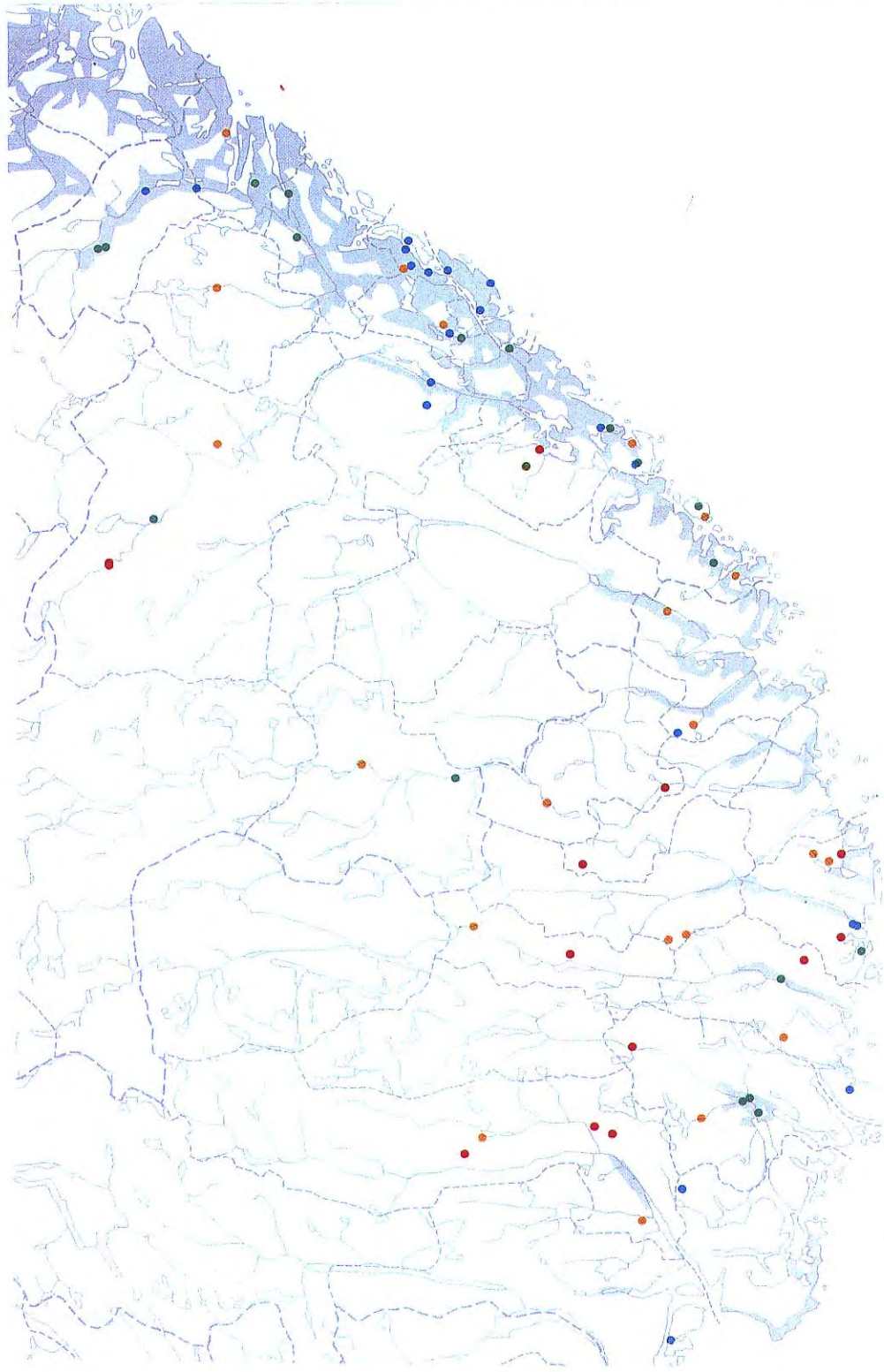


Figur A2: Konduktivitet, mS/m

- Over 8
 - 6 - 8
 - 4 - 6
 - Under 4
- %-fordeling

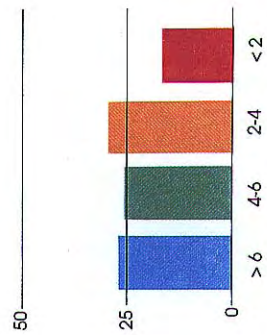


Miljøverndepartementet
Norsk institutt for vannforskning - NIVA
Kartgrunnlag M 1:600 000
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbejdet av NIVA
Design: Petter Wang, mNGD
Trykk: Reclamo, 1990



Figur A3. Kalsium, mg Ca/l

- Over 6
 - 4 - 6
 - 2 - 4
 - Under 2
- %-fordeling



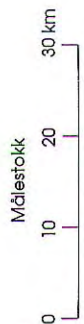
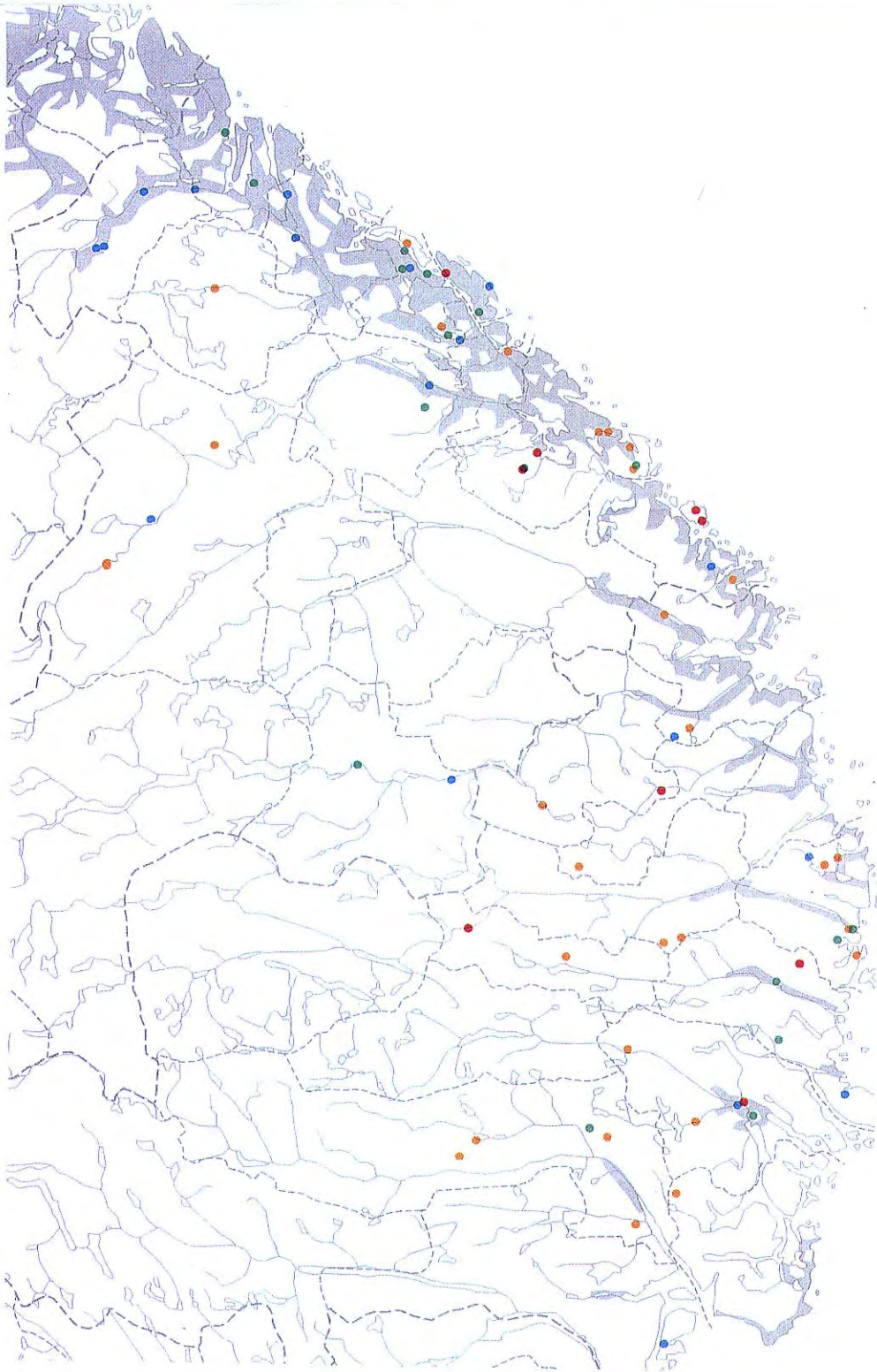
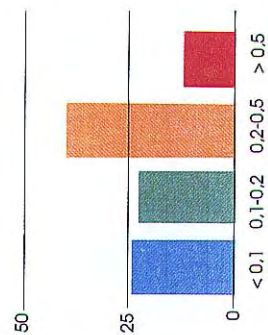
Målestokk
0 10 20 30 km

Miljøvederpartementet
Norsk institutt for vannforskning -NIVA
Kartgrunnlag M 1:600 000
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbejdet av NIVA
Design: Petter Wang, m/NGD
Trykk: Reclamo, 1990



Figur A4. Reaktivt aluminium,
mg Al/l

- Under 0,1
 - 0,1 - 0,2
 - 0,2 - 0,5
 - Over 0,5
- %-fordeling



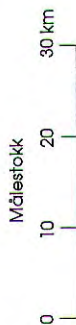
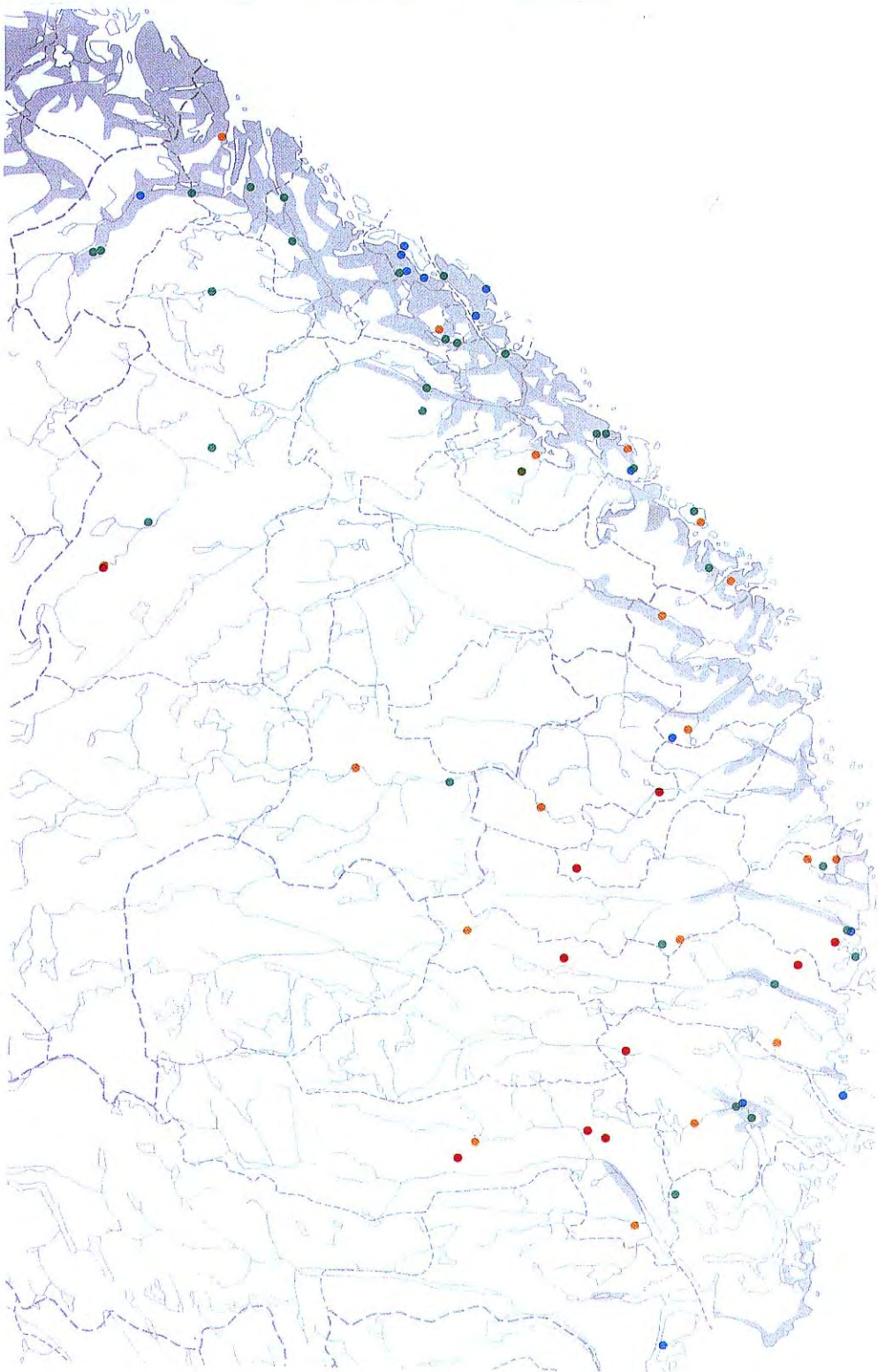
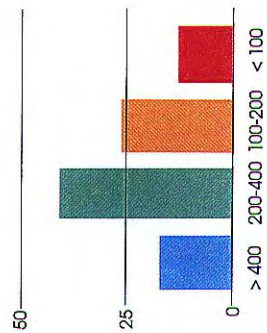
Miljøveddepartementet
Norsk Institutt for vannforskning - NIVA
Kartgrunnlag M 1:600 000
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbejdet av NIVA
Design: Petter Wang, mNGD
Trykk: Reclamo, 1990

FORSURING AV
BRØNN
VANN
LAGDER
1988

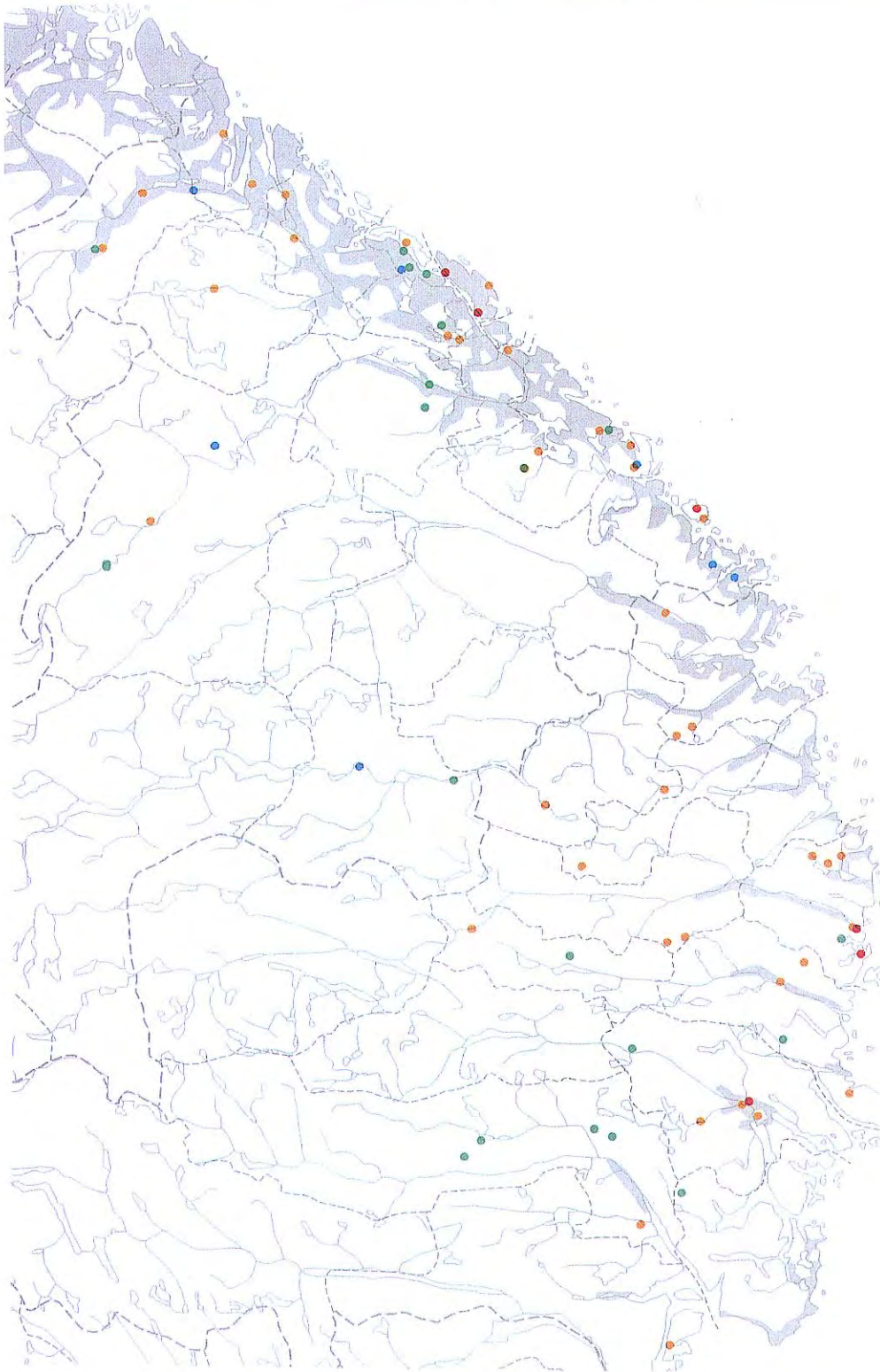


Figur A5. Ca + Mg, $\mu\text{ekv/l}$
(sjøsaltkorrigeret)

- Over 400
 - 200 - 400
 - 100 - 200
 - Under 100
- %-fordeling

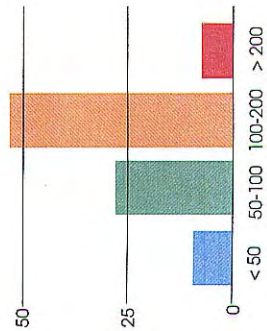


Miljøverndepartementet
Norsk Institutt for vannforskning - NIVA
Kartgrunnlag M 1:600 000
Bruksrett 15/87 Statens kartverk,
bearbejdet av NIVA
Design: Petter Wang, mNGD
Trykk: Reclamo, 1990



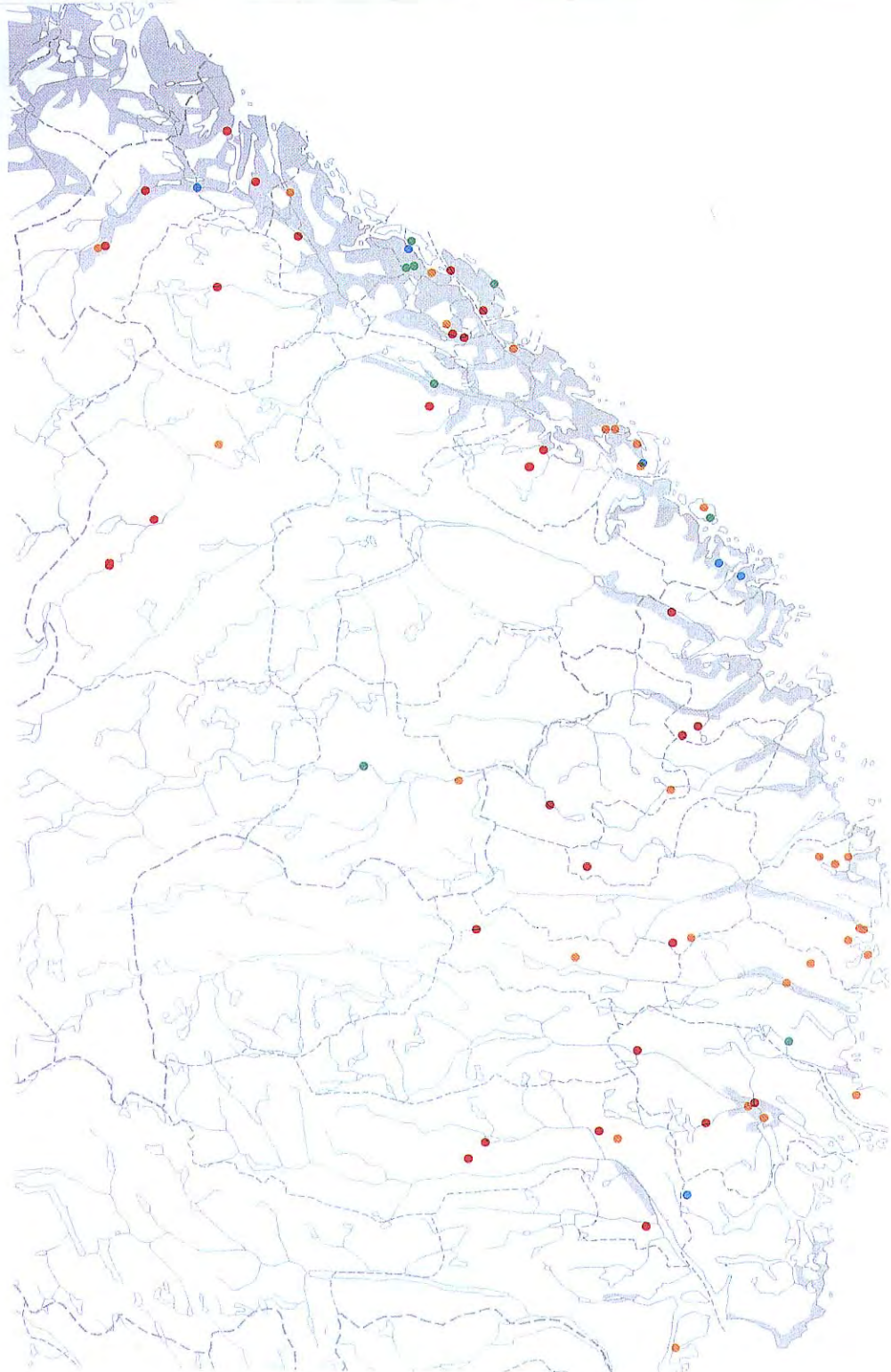
Figur A6. Sulfat, $\mu\text{ekv/l}$
(sjøsalikorrigert)

- Under 50
 - 50 - 100
 - 100 - 200
 - Over 200
- %-fordeling



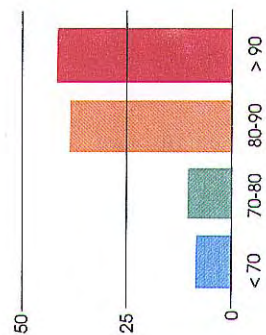
Målestokk
0 10 20 30 km

Miljøverndepartementet
Norsk institutt for vannforskning -NIVA
Kartgrunnlag M 1:500 000
Brukstett 15/87 Statens kartverk,
bearbejdet av NIVA
Design: Peffer Wang, m/NGD
Trykk: Reclamo, 1990



**Figur A7. Ikke-marine sulfat,
 % av total-sulfat**

- Under 70
 - 70 - 80
 - 80 - 90
 - Over 90
- %-fordeling



Målestokk
 0 10 20 30 km

Miljøverndepartementet
 Norsk institutt for vannforskning -NIVA
 Kartgrunnlag M 1:600 000
 Brukstett 15/87 Statens kartverk,
 bearbejdet av NIVA
 Design: Petter Wang, m.INGD
 Trykk: Reclamo, 1990

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577-1800-9