


NGU Rapport 94.077 A

Vannkvalitet i Nord-Trøndelag og Fosen.  
Målinger av uorganiske kjemiske parametre  
i overflatevann

# RAPPORT

Rapport nr. 94.077A		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen
Tittel: Vannkvalitet i Nord-Trøndelag og Fosen - Målinger av uorganiske kjemiske parametre i overflatevann			
Forfatter: Per Ryghaug, Bernt O. Hilmo, Ola M. Sæther og Rolf Nilsen		Oppdragsgiver: NGU og Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernadv.	
Fylke: Nord og Sør Trøndelag		Kommune:	
Kartbladnavn (M=1:250.000)		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall: 78	Pris: Kr. 465,-
Feltarbeid utført: 1982/83 og 1989-1994		Rapportdato: 22/12-94	Prosjektnr.:63.2509.28
		Ansvarlig:	
Sammendrag:			
<p>Uorganiske kjemiske parametre er målt/analysert i overflatevann fra 635 lokaliteter geografisk spredt i hele Nord-Trøndelag og Fosen. Innsamlingen ble foretatt i to perionder (1982/83 og 1989). Formålet har vært å fremskaffe en oversikt over regionale variasjoner i vannkvaliteten til overflatevannet i området, vurdere denne i forhold til kvalitetskriterier gitt av SFT, og medvirke til en bedre forståelse av naturforholdene for å kunne sette igang tiltak som motvirker skader ved sur nedbør.</p> <p>Det må understrekes at vannkvalitetsbegrepet utelukkende er basert på uorganiske bestanddeler, videre at organiske parametre (bakterieinnhold, humusinnhold, m.v.) ikke er inkludert i materialet.</p> <p>Det er signifikante regionale forskjeller i vannkvaliteten i undersøkelsesområdet. Denne forskjellen er hovedsakelig naturlig betinget. Store deler av området har lavere pH enn ventet, og påvirker konsentrasjonsforholdet til bl.a. aluminium og jern. Bergarter rike på kvarts og feltspat og et tynt løsmassedekke er hovedårsaken til dette. I de sentrale fjordstrøk, der marine løsavsetninger og lettere løslige bergarter dominerer er alkaliteten betydelig høyere. I flere tilfeller synes også landbruksforurensinger å spille en vesentlig rolle i form av bl.a. økte nitratkonsentrasjoner.</p> <p>Resultatene er behandlet i lys av andre miljøprosjekter som omfatter denne landsdelen. Det er avdekket vannkvalitetsforhold som har betydning innen forurensningsovervåking, sur nedbørsproblematikken, vannforsyning, fiskeoppdrett/fiskehelse og miljørettet helseplan.</p> <p>I et vedlegg til rapporten (94.077 B) er det samlet 60 bilag som representerer en utfyllende dokumentasjon av resultatene.</p>			
Emneord: Geokjemi	kation	overflatevann	
kjemisk analyse	pH	grunnvann	
anion	ledningsevne		

# INNHold

	Side
<b>1 INNLEDNING</b> .....	8
1.1 Geologi-programmet .....	8
1.2 Formål .....	8
1.3 Vann som næringsmiddel .....	9
1.4 Oversikt over berggrunnen .....	9
1.5 Oversikt over løsmassene .....	10
<b>2 GJENNOMFØRING OG KONTROLL</b> .....	11
2.1 Prøveinnsamling .....	11
2.2 Analyser .....	12
2.3 Kvalitetskontroll .....	13
2.3.1 Reprøvetaking og reanalysering .....	14
2.3.2 Resultater .....	14
2.3.3 Konklusjon .....	15
2.4 Overvåkning .....	15
<b>3 DATAPRESENTASJON</b> .....	16
3.1 Analysetabeller .....	16
3.2 Statistikk og samvariasjon .....	16
3.3 Kartframstilling .....	19
<b>4 VURDERING AV RESULTATER</b> .....	20
4.1 Grunnleggende prosesser .....	20
4.1.1 Naturlige prosesser .....	20
4.1.2 Antropogene (menneskepåvirkede) prosesser .....	22
4.2 Den uorganiske kjemiske sammensetning av overflatevann.....	23
4.2.1 Surhetsgrad (pH) .....	24
4.2.2 Ledningsevne .....	25
4.2.3 Alkalitet .....	26
4.2.4 Kalsium .....	26
4.2.5 Magnesium .....	27
4.2.6 Natrium og klorid .....	28
4.2.7 Kalium .....	28
4.2.8 Aluminium .....	29
4.2.9 Jern og mangan .....	30
4.2.10 Silisium .....	30
4.2.11 Strontium .....	31
4.2.12 Kopper .....	31
4.2.13 Sink .....	32
4.2.14 Sulfat .....	32
4.2.15 Nitrat og nitritt .....	33
4.2.16 Fosfat .....	33

4.2.17	Fluorid .....	33
4.2.18	Bromid .....	34
4.3	Sammenligning med data fra andre undersøkelser .....	34
4.3.1	Regionale undersøkelser - jordsmonn og terrestriske moser .....	34
4.3.2	SNF-prosjektet; " Sur nedbørs virkning på skog og fis (1772-1980)" .....	35
4.3.3	Overvåkingsprogrammet for langtransportert forurenset luft og nedbør i Norge .....	35
4.3.4	Høylandet referanseområde (Høylandsprosjektet) .....	36
4.3.5	1000-sjøer undersøkelsen .....	37
4.3.6	Undersøkelser på svensk side .....	37
<b>5</b>	<b>ANVENDELSE AV RESULTATENE</b> .....	<b>38</b>
5.1	Vannkvalitet .....	38
5.1.1	Drikkevann .....	38
5.1.2	Vann til næringsmiddelindustri .....	40
5.1.3	Fiskestatus og settefiskproduksjon.....	40
5.2	Forurensing .....	42
5.2.1	Jordbruksforurensning .....	42
5.2.2	Gruveforurensing .....	43
5.3	Miljøovervåking .....	44
5.3.1	Overvåking av vassdrag .....	44
5.3.2	Jordsmonnets motstand mot forsuring .....	44
5.3.3	Bruk innenfor miljørettet helseplan .....	45
5.4	Geografisk informasjonssystem .....	46
<b>6</b>	<b>HOVEDKONKLUSJON</b> .....	<b>47</b>
<b>7</b>	<b>REFERANSER</b> .....	<b>49</b>

## TABELLER

Tabell	nr.	1.	Statistiske parametre for hele materialet og utvalgte områder ....	17
	«	2.	Samvariasjon av endel vannparametre .....	18
	«	3.	Innhold av fri syre ved lav og høy pH/ledningsevne .....	18
	«	4.	SFT's kvalitetsklasser for drikkevann .....	39

## FIGURER (side 51 - 72)

- Fig. 01. Oversiktskart - prøvepunkter og tidspunkt for prøvetakingen
02. Oversiktskart - berggrunn
03. Oversiktskart - løsmasser
04. Foto - vannprøvetaking med plastsprøyte
05. Foto - filtrering av prøven
06. Illustrasjon, det hydrogeologiske kretsløp
07. pH i overflatevann (kart, løpende median)
08. Symbolkart, surhetsgrad (pH) i overflatevann, samkopierte med berggrunnskart
09. Kart, bergartenes kjemiske løslighet og pH i overflatevann
10. Ledningsevne i overflatevann (kart, løpende median)
11. Alkalitet i overflatevann (kart, løpende median)
12. Kalsium (Ca) i overflatevann, (symbolkart samkopierte med løsmassekart)
13. Kalsium (Ca) i overflatevann (kart, løpende median)
14. Magnesium (Mg) i overflatevann (kart, løpende median)
15. Na/Cl-forholdet i overflatevann (kart, løpende median)
16. Aluminium (Al) i overflatevann, (symbolkart samkopierte med berggrunnskart)
17. Sulfat (SO<sub>4</sub>) i overflatevann i Nord-Trøndelag og Fosen (kart, løpende median)
18. Sulfat (SO<sub>4</sub>) i overflatevann, landsoversikt (kart, løpende median)
19. Nitrat (NO<sub>3</sub>) i overflatevann, (symbolkart samkopierte med løsmassekart)
20. Kakediagram, %-vis fordeling mellom hovedkomponentene i bekkevannsprøvene
21. Histogram, gjennomsnittkonsentrasjoner for hovedparametre i alle bekkeprøver, utvalg av prøver, samt nedbør på Høylandet
22. Drikkevannskvalitet i vannverk, Nord-Trøndelag fylke
23. Naturlig radioaktiv stråling fra berggrunn i Nord-Trøndelag
24. Malmforekomster i Nord-Trøndelag og Fosen (NGU's malmdatabase)
25. Vannkvalitet, fiskeopprett i ferskvann (kart, løpende median)
26. Forurensing av Børgin, nitrat (NO<sub>3</sub>) i overflatevann,
27. Skjerm bilde (Arcview), Logisk utvalg (pH < 5,5) i vannkvalitetsdatabasen (GIS)
28. Skjerm bilde (ArcView), interaktiv saksbehandling - vannforvaltning

## BILAG TIL RAPPORTEN (I eget bind - 94.077 B)

Bilag nr.	1.	Oversiktskart - lokal overvåking av 12 vassdrag
	2.	Spredningsdiagram for Al, Ca, Fe, K, Mg og Mn i forskjellige prøvekolleksjoner
	3.	Spredningsdiagram for Na, Si, Ti, Cu, Sr og Zn i forskjellige prøvekolleksjoner
	4.	Diagram, kvalitetskontroll - regional variasjon av pH
	5.	Diagram, kvalitetskontroll - regional variasjon av ledningsevne
	6.	Diagram, kvalitetskontroll - regional variasjon av kalsium
	7.	Diagram, middeltall for nedbør ved Høylandet bakgrunnstasjon
	8.	Spredningsdiagram, analyse uke 39 mot uke 48, kationer - hovedelementer
	9.	Spredningsdiagram, analyse uke 39 mot uke 48, kationer - sporelementer
	10.	Spredningsdiagram, analyse uke 39 mot uke 48, anioner
	11.	Spredningsdiagram, målinger i felt/lab.målinger, (pH, ledningsevne, alkalitet)
	12.	Diagram, lokal overvåking - pH i 12 stasjoner
	13.	Diagram, lokal overvåking - Kalsium i 12 stasjoner
	14.	Diagram, lokal overvåking - Nitrat i 12 stasjoner
	15.	Frekvensfordelingsdiagram - kationer
	16.	Frekvensfordelingsdiagram - anioner
	17.	Samvariasjon mellom Cl/Na og Cl/Mg
	18.	Samvariasjon mellom Na/Mg og Cl/SO <sub>4</sub>
	19.	Samvariasjon mellom SO <sub>4</sub> /Mg og SO <sub>4</sub> /Ca
	20.	Illustrasjon, glatting etter løpende median-metode
	21.	Symbolkart, pH i overflatevann
	22.	Symbolkart, Ledningsevne i overflatevann
	23.	Symbolkart, Alkalitet i overflatevann
	24.	Symbolkart, Kalsium (Ca) i overflatevann
	25.	Symbolkart, Magnesium (Mg) i overflatevann
	26.	Symbolkart, Natrium (Na) i overflatevann
	27.	Symbolkart, Klorid (Cl) i overflatevann
	28.	Symbolkart, Kalium (K) i overflatevann
	29.	Symbolkart, Aluminium (Al) i overflatevann
	30.	Symbolkart, Jern (Fe) i overflatevann
	31.	Symbolkart, Silisium (Si) i overflatevann
	32.	Symbolkart, Strontium (Sr) i overflatevann
	33.	Symbolkart, Kopper (Cu) i overflatevann
	34.	Symbolkart, Kopper (Cu) i bekkesedimenter
	35.	Symbolkart, Sink (Zn) i overflatevann
	36.	Symbolkart, Sulfat (SO <sub>4</sub> ) i overflatevann
	37.	Symbolkart, Nitrat (NO <sub>3</sub> ) i overflatevann
	38.	Symbolkart, Nitritt (NO <sub>2</sub> ) i overflatevann
	39.	Symbolkart, Fosfat (PO <sub>4</sub> ) i overflatevann
	40.	Symbolkart, Fluorid (F) i overflatevann
	41.	Symbolkart, Bromid (Br) i overflatevann
	42.	Samvariasjon mellom ledningsevne og S hovedbestanddeler
	43.	Samvariasjon mellom titrert alkalitet og beregnet alkalitet

## BILAG TIL RAPPORTEN (I eget bind - 94.077 B)

Bilag nr.	44a	%-vis gjennomsnittlig ionekonsentrasjon for sjøvann
	44b	%-vis gjennomsnittlig ionekonsentrasjon for nedbør, Høylandet
	45.	SFT's klassifiseringskjema, metallinnhold i vann v/ oppdrett av laksefisk
	46.	Forutsetningene for SFT's klassifiseringssystem, vannkvalitet v/ oppdrett av laksefisk
	47.	Utdrag av analysetabell, klasseinndeling og klassesum
	48.	Skjematisk oversikt, anvendt GIS-verktøy ved NGU
	49.	Referansedata for 34 prøvelokaliteter - kvalitetskontroll 1990
	50.	Referansedata for 12 overvåkningsstasjoner (1991 =>)
	51.	Analysetabell, kationer
	52.	Analysetabell, anioner
	53.	Analysetabell, Ledningsevne, pH, alkalitet
	54.	Analysetabell, kationer (kvalitetskontroll 1990)
	55.	Analysetabell, anioner (kvalitetskontroll 1990)
	56.	Analysetabell, Ledningsevne, pH, alkalitet (kvalitetskontroll 1990)
	57.	Analysetabeller, kationer (overvåkning 1991-1994)
	58.	Analysetabeller, anioner (overvåkning 1991-1994)
	59.	Analysetabeller, Ledningsevne, pH, alkalitet (overvåkning 1991-1994)
	60.	Prøvelokalitetskart, målestokk 1:500.000

## 1. INNLEDNING

### 1.1 Geologi-programmet

I 1978 ba Industridepartementet NGU om å utarbeide planene for et samordnet geologisk undersøkelsesprogram for Nord-Trøndelag og Fosenhalvøya (Boyd 1985). I perioden 1983 -87 ble det gjennomført en forberedende fase (fase 0) med økonomisk støtte fra Nord- og Sør-Trøndelag fylkeskommuner. Programmet startet formelt med første ordinære bevilgning fra næringsdepartementet i 1987 og avsluttes i desember 1996.

Målsetningen for programmet er å bidra til å styrke næringsgrunnlaget i området og dessuten medvirke til økt bruk av geologiske data innen ressurs- og miljøforvaltning. Registreringene/kartleggingen av malm-, industrimineral-, byggeråstoff- og grunnvannsressursene innen programområdet er basert på berggrunnsgeologiske, kvartærgeologiske, geofysiske og geokjemiske undersøkelser, og resultater er presentert i en lang rekke NGU-rapporter. De geokjemiske undersøkelsene i programarbeidet baserer seg på innsamling og kjemisk analyse av bekkesedimenter, jordprøver og vann.

I et forprosjekt til programmet testet man ut om bekkevann kunne egne seg til å avdekke regionale miljøkjemiske variasjoner (Sæther 1985), og det ble senere opprettet et eget prosjekt for dette formålet i 1989 (NGU-prosjekt 63.2509.28 - Miljøgeokjemi i Nord-Trøndelag og Fosen). Gjennom et samarbeid med fylkets miljøvernavdeling ble det i 1989 samlet inn overflatevann over de øvrige deler av programområdet (fig. 1.). Undersøkelsen ble fulgt opp med kvalitetskontroller i 1990, og tolv lokaliteter er deretter blitt prøvetatt en gang hvert år for å overvåke eventuelle endringer i det regionale vannkvalitetsbildet.

Data om grunnvannets kjemi er inkludert. Informasjonen er hentet fra en grunnvannsbrønn-database ved NGU, opparbeidet i gjennom programmet "Grunnvann i Norge" (ca. 100 prøver), og fra rapporter (Buan & Rueslåttén 1984, Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987).

### 1.2 Formål

Fakta om naturforholdene er av avgjørende betydning for å kunne avdekke eventuell oppstått forurensning eller andre miljøproblemer.

Formålet med undersøkelsene var å fremskaffe en regional oversikt over variasjonene i vannkvalitet til overflatevann i programområdet. Nord-Trøndelag og Fosen er tilsynelatende lite påvirket av langtransportert forurenset luft og nedbør. Dette var en av årsakene til at området ble valgt til referanseområde for SFT's overvåknings-undersøkelser på Høylandet (Aagaard & Framstad 1992). Undersøkelsen bør bestå av såvidt mange prøvelokaliteter at den kan fange opp variasjoner i vannkvalitet som skyldes varierende naturforhold. Den bør få betydning ved



planlegging av senere lokale overvåkingsprogram, og representere et referansemateriale for slike undersøkelser.

På grunn av den sterke påvirkning grunnvannet kan ha på overflatevannets kvalitet og omvendt, bør vannkvalitetsdata for både overflatevann og grunnvann sammenliknes.

### 1.3 Vann som næringsmiddel

Vann er vårt viktigste næringsmiddel, og rent vann med god kjemisk kvalitet blir stadig mer etterspurt. Ved siden av å være drikkevannskilde nyttes vann i næringsmiddelproduksjon (matvareproduksjon, bryggeri, produksjon av kildevann for salg o.s.v.) og til fiskeoppdrett.

I 1992 forsyntes bare ca. 15 % av befolkningen i Nord-Trøndelag med drikkevann av akseptabel kvalitet (Folkehelse, 1992). I løpet av 1994/95 vil mange, særlig større vannverk, få bedret vannkvaliteten som en følge av rensing eller utbygging av grunnvann, slik at 60-70% vil få drikkevann med akseptabel kvalitet. Med en nærmere tilknytning til resten av Europa vil det bli stilt strengere krav til vann brukt i næringsmiddelindustrien. Dette krever bruk av vannkilder med bedre kvalitet eller bedre rensing av eksisterende kilder. En regional oversikt over kjemiske vannkvalitetsdata av overflatevann er derfor et viktig hjelpemiddel i kartleggingen av nye vannkilder til bruk i næringsmiddelindustrien. Hovedproblemet med drikkevannskvaliteten er lav pH, høyt humusinnhold og tidvis bakteriologisk forurensning.

Pr. 1.1. 1992 forsyntes bare 7-8 % av landets befolkning med grunnvann, noe som er klart under landsgjennomsnittet (ca. 15 %) og langt under tilsvarende tall i de andre nordiske land. En økt satsning på kartlegging av grunnvannsforekomster i de siste 4 år gjør at stadig flere vannverk velger grunnvann som vannkilde, slik at om få år vil 15-20% forsynes med grunnvann i Norge. Vannkvaliteten i grunnvannsbrønnene er som oftest god (Buan og Rueslåttén 1984). Gravde brønner kan ha kvalitetsproblemer grunnet forurensning av overflatevann, mens i borebrønner er høy hardhet og for høyt jern- og manganinnhold et vanlig bruksmessig problem.

### 1.4 Oversikt over berggrunnen

Berggrunnen i Nord-Trøndelag og Fosen er meget variert, og domineres av sedimentære og vulkanske bergarter fra kambrisk til prekambrisk alder. Kartet på figur 2 er et forenklet utsnitt av et digitalt berggrunnskart fremstilt i et samarbeidsprosjekt mellom Sverige, Finland og Norge (Midt-Norden prosjektet) og er basert på nyere kartlegging i målestokk 1:50.000 til 1:250.000 (Solli, upubl. materiale). Bergartene er tildels sterkt omvandlet under den kaledonske fjellkjedefolding. Kyststrøkene er dominert av grunnfjell (1000 - 1800 mill. år gamle, mens de devonske sedimentene på Ørlandet (konglomerater og sandstien) er områdets yngste bergarter (ca. 350 mill.år).

Området sørøst for linjen Fosdalen-Snåsavatnet og opp til Sanddøladalene inngår i det som geologisk blir kalt Trondheimsfeltet, mens området nord for Sanddøladalene og øst for Namdalen kalles Grongfeltet. Dette er områder hvor bergartene stammer fra jordens oldtid (Palaeozoikum ca. 400-600 mill. år siden), men som i varierende grad ble omvandlet som følge av høy temperatur, høyt trykk, sterk folding og forskyvning under dannelsen av den kaledonske fjellkjede. Bergartene er hovedsakelig glimmerskifer, kalkstein, og grønnstein som senere er gjennomtrengt av dypbergarter som granitt og gabbro. De mest kjente kistforekomstene er knyttet til disse grønnsteinene, som er en omvandlet lavabergart.

Området vest for linjen Fosdalen - Snåsavatn - Kongsmoen har de eldste bergartene, og som ofte går under betegnelsen grunnfjellsbergarter i den vestlige gneisregionen. Disse er fra jordens urtid (Prekambrium). Slike bergarter er med på å danne en grunnfjellskorridor mellom Trondheimsfeltet og Grongfeltet, som strekker seg fra Gjøvsjøområdet til Sanddøladalene. Bergartene er hovedsakelig sure gneiser og diverse omvandlede dypbergarter.

Bergartenes varierende mineralinnhold, kornstørrelse og hardhet medfører at de kan ha meget varierende forvitringsegenskaper. I det etterfølgende vil det bli illustrert hvordan de varierende kjemiske og mekaniske egenskapene til bergartene påvirker løsmassedekketts egenskaper, og virker inn på vannkvaliteten.

## 1.5 Oversikt over løsmassene

Morenematerialet dannet under den siste istiden, er den dominerende jordart i Nord-Trøndelag og Fosen. De fleste steder er dette kun et tynt og usammenhengende dekke, med mye bart fjell inn i mellom. Tykkere morenedekke er hovedsakelig konsentrert til grensetraktene mot Sverige, og da spesielt i Lierne kommune. Moreneavsetningene er dessuten noe tykkere i dalførene. Morenematerialet er ofte sterkt preget av den lokale berggrunn, og materialet er sjeldent transportert av isen mer enn noen få km. Løsmassekartet på figur 3 er en digital utgave av løsmassekartet over Norge, målestokk 1:1 mill (Thoresen 1990).

En rekke mektige breelavsetninger ble dannet under isavsmeltingen for ni til elleve tusen år siden, og utgjør de viktigste grus- og sandressursene. De danner også grunnlag for de viktigste grunnvannsressursene.

Havavsetninger (silt- og leiravsetninger) har størst utbredelse og mektighet i Trondheimsfjordområdet og i hoveddalførene. De finnes i de fleste områder som ligger lavere enn den marine grense, d.v.s høyeste havnivå etter isavsmeltingen, og som i Trøndelag var 100-120 m ved kysten og økende til 180-200 m i innlandet). Havavsetningene utgjør de viktigste landbruksarealene i området. Elver og bekker har gravd seg dypt ned i de marine avsetningene. Dette endrer stabilitetsforholdene og har medvirket til tallrike leirskred. Utvaskingen av marine leiravsetninger kan sette preg på vannkvaliteten i vassdragene.

Strandavsetninger av sand og grus har størst utbredelse og mektighet i kystområdene under marin grense. Mektigheten er bare unntaksvis over 10m, men avsetningene kan likevel ha stor lokal betydning i grunnvannssammenheng og som sand- og grusressurser.

Elveavsetninger finnes langs de fleste vassdrag, og ligger ofte som et tynt lag over andre avsetninger. I hoveddalførene, der de kan ha stor mektighet og utbredelse, utnyttes de som sand- og grusressurs og landbruksareal.

Torv og myr er det mye av i Nord-Trøndelag og Fosen som følge av det relativt fuktige og kjølige klimaet. De fleste myrområdene er imidlertid for små til å være synlige på oversiktskartet (fig. 3).

Ved siden av å være en av våre økonomisk viktigste naturressurser, har løsmassene stor betydning for vannkvalitet og vannkjemi. Løsmassetykkelse, kornstørrelse og mineralinnhold spiller en viktig rolle i det hydrologiske kretsløp (fig. 6) og er med på å bestemme omfanget av avrenning, infiltrasjon og fordampning av nedbør, forvitningsreaksjoner og grunnvannsbidraget til vårt overflatevann. I forbindelse med utviklingen av digital geologisk informasjon i Nord-Trøndelag (Ryghaug 1992) er hele fylket nå dekket med digital løsmasseinformasjon, hentet fra kvartærgeologiske kart i målestokk 1:20.000 og 1: 50.000 (Ryghaug, under prod.).

## 2 GJENNOMFØRING OG KONTROLL

Metodikk for prøveinnsamling, analysering og presentasjon er valgt ut fra etablerte NGU-standarder basert på erfaringer fra lignende vannundersøkelser i Nordkalottprosjektet (Bølviken et al. 1990). Lignende undersøkelser er også utført i andre fylker; - Sogn og Fjordane fylke (Ryghaug 1986, Ryghaug & Bølviken 1987), - Nordland og Troms (Ekremsæther 1988). De økonomiske rammebetingelsene har gjort det nødvendig å inkludere vannprøver/-resultater fra den tidligere forundersøkelsen (Sæther 1985). Samme metodikk er imidlertid fulgt, og kvalitetskontroller utført for å belyse dataenes pålitelighet (2.3 kvalitetskontroll).

Resultatene er gitt i form av kart, diagrammer og tabeller. De viktigste kartene (illustrasjonene) er henvist til som figurer, og er samlet sist i rapporten. Rådatakart, kvalitetskontroll- og spredningsdiagrammer, analysetabeller etc. er samlet i et eget vedleggsbind. Dette er gjort for å gjøre rapporten mer oversiktlig og letter tilgangen til de viktigste resultatene. Figurene er oppgitt i den rekkefølge de først blir omtalt i rapporten.

### 2.1 Prøveinnsamling

Totalt er det samlet inn overflatevann fra 638 små elver og store bekker over hele Nord-Trøndelag og Fosen (prøvetetthet ca. 1 prøve pr. 30 km<sup>2</sup>). I en forberedende fase til geologiprogrammet ble det i august/september 1982 og -83 samlet inn vannprøver fra 243 lokaliteter vest for E6 i Nord-

Trøndelag (Sæther 1985). Prøvene er merket 5001-6205. Dette arbeidet ble senere (28/6-7/7 1989) fulgt opp med prøvetaking på Fosenhalvøya (87 lokaliteter), mens den resterende del av området ble prøvetatt i regi av Fylkesmannens miljøvernnavdeling i perioden 21/8 - 15/9 1990 (308 prøvelokaliteter). Prøvene er merket 66401-66795).

Prøvelokalitetene ble plukket ut på grunnlag av topografiske kart i målestokk 1:250.000, hvor man tilstrebet en så jevn geografisk fordeling som mulig. Nærmere lokalisering på kart i målestokk 1:50.000 ble foretatt i forbindelse med selve prøvetakingen. Lokaliteter nær kjørbar vei ble foretrukket av økonomiske årsaker. Samtlige lokaliteter er vist på prøvelokalitetskartet bilag 60. Hovedsakelig er prøveinnsamlingen utført tidlig på høsten (august/september). En har bevisst unngått snøsmeltingen om våren. Sensommeren/høsten 1989 var imidlertid preget av nokså mye nedbør.

Fra hver lokalitet ble det samlet inn tre prøver fra et skjikt 5-10 cm under vannoverflaten, to små polyetylen plastflasker (60 ml) for kjemisk analyse, og en stor plastflaske (½ liter) til bruk ved måling av pH, ledningsevne og alkalitet. Hver lokalitet fikk et unikt lokalitetsnummer (prøvenummer).

De to prøvene som skulle analyseres kjemisk ble etter tur sugd opp i en Millipore® plastsprøyte. Et Millipore® engangsfiler med poreåpning 0.45 mm ble påmontert sprøytespissen, og vannet ble presset gjennom filteret og ned i flasken (fig. 4). Samme filter ble brukt på begge prøvene fra lokaliteten med mindre det gikk tett. Ingen deler av utstyret, som kom i kontakt med prøvevannet, ble berørt av prøvetakerens hender e.l. Den ene av prøveflaskene, som skulle brukes til analyse av kationer, ble konservert (surgjort) med 300 ml superren 65% salpetersyre, fortrinnsvis om kvelden samme dag som prøveinnsamlingen fant sted. Prøvene ble oppbevart så mørkt og kjølig som mulig under feltperioden, og ble satt på kjølerom (ca 4°C) ved ankomsten til NGU.

## 2.2 Analyser

Analysemetodikken er den samme for alle prøvesettene. Metodene er nærmere beskrevet av Ødegård & Andreassen (1986).

Den surgjorte prøven ble analysert med ICP emisjonsspektrometer på totalkonsentrasjonen av 21 kationer [Al (aluminium), Ba (barium), Be (beryllium), Ca (kalsium), Cd (kadmium), Co (kobolt), Cu (kopper), Fe (jern), K (kalium), Li (lithium), Mg (magnesium), Mn (mangan), Mo (molybden), Na (natrium), Ni (nikkel), Pb (bly), Si (silisium), Sr (strontium), Ti (titan), V (vanadium) og Zn (sink)]. Analysene er utført ved NGU's laboratorier av B. Sjøberg og U. Lysholm under ledelse av M. Ødegård. Alle prøver ble da randomisert (stilt i tilfeldig rekkefølge med analysenummer 2001 - 2668, vist i bilag 51) før analyseringen tok til. I tillegg ble 30 prøver (mrk. 14001-14032) fra en lignende vannprøvetaking i Nordland og Troms fylker fra 1986 (Ekremsæther 1988) også inkludert for å gjøre det mulig å kalibrere/korrigere resultatene ved en

eventuell senere sammenstilling og kartpresentasjon av alle tre fylker. Disse resultatene er ikke nærmere beskrevet.

I den ikke surgjorte prøven ble 7 anioner bestemt med ionekromatografi [ $\text{Br}^-$  bromid),  $\text{Cl}^-$  (klorid),  $\text{F}^-$  (fluorid),  $\text{NO}_2^-$  (nitritt),  $\text{NO}_3^-$  (nitrat),  $\text{PO}_4^-$  (fosfat) og  $\text{SO}_4^-$  (sulfat)]. Analysene er utført ved NGU's laboratorier av E. Kvam under ledelse av B. Andreassen.

Målingene av pH og ledningsevne ble i 1982/83 kun utført i felt. Et felt-pHmeter av typen ACCUCHEM og et ledningsevne måleren RADIOMETER CDM 80, ble brukt ved disse feltnålingene (fig. 5). Målingene ble utført i en 1/2l plastflaske umiddelbart etter prøvetaking.

I prøvene fra 1989/90 ble ledningsevne, pH og alkalitet bestemt i NGUs laboratorier av T. Berg. Ledningsevnen ble målt med et RADIOMETER CDM 83 CONDUCTIVITY METER etter at målecellen var stabilisert (30 sekunder), og med en temperatur på ca. 21°C. Ved laboratoriemålingene av pH og alkalitet ble 100 ml prøve utpippetert og overført til titrerkolbe med magnet og røreverk. pH ble avlest med et RADIOMETER PHM 84 RESEARCH pH METER etter 2 min. under forsiktig omrøring. Ledningsevnen ble oppgitt i mS/cm.

Alkalitet ble bestemt etter Norsk standard 4754, hvor prøven titreres med 0.020 N HCl-løsning til pH 4.50. Resultatene ble oppgitt i mmol/l. Alkaliteten er i noen sammenhenger også oppgitt som (1 mmol/l=1000 mekv./l).

Alle analyseresultatene (også for reanalyseringene) er gjengitt i bilag 51 og 52. Anionekonsentrasjonene i det reanalyserte materialet (1982-83 prøver reanalysert i 1990) er tatt med i tabellen (bilag 52-1 til 52-4) kun for orienteringens skyld (prøvenummer 1 - 2205). Resultatene er ikke med i den videre bearbeiding (kartproduksjon etc.).

### 2.3 Kvalitetskontroll

Element-konsentrasjonene er normalt meget lave i vann sammenlignet med andre prøvemedia og i naturen forøvrig. Faren for forurensing under prøvetaking, preparering og analysering er derfor større enn for andre prøvemedia. Det ble derfor satt inn blanke kontrollprøver i prøveseriene.

Som følge av den relativt store avstand i tid mellom første og siste prøveinnsamling, ble det lagt inn kvalitetskontroller for å teste i hvilken grad materialet kunne sammenstilles. Man ønsket bedre kontroll med reproduserbarheten til de geografisk betingede geokjemiske fordelinger, undersøke eventuelle forskjeller mellom feltnålinger og laboratoriemålinger, samt påvise eventuelle forandringer av konsentrasjonene under de lagringsbetingelser prøvene var utsatt for. Dette ble gjort ved reanalysering av eldre prøvemateriale og reprøvetaking.

### 2.3.1 Reprøvetaking og reanalysering

Av de ialt 243 prøvene fra 1982/83 var det mulig å analysere kationekonsentrasjonen om igjen i 182 av prøvene samtidig med prøvene fra 1989. I tillegg ble 10 av disse lokalitetene reprøvetatt i 1989.

I perioden 17-20 september 1990 ble ytterligere en kvalitetskontroll ble utført (etter at analyseresultatene var tilgjengelige). I 34 lokaliteter fra ulike geokjemiske provinser og lokaliteter med ekstrem-verdier (bilag 4-6), ble prøver tatt på nytt. Kontrollmåling av pH, ledningsevne og alkalitet ble utført både i felt og i laboratoriet 1 uke og 10 uker etter prøvetaking. Det mer stabile ORION RESEARCH SA250 pH METER ble brukt ved pH-målinger i felt, mens alkaliteten ble bestemt i felt med AQUAMERCK hurtigtest. Laboratoriemålingene (referert til som uke 39 og 48), samt måling av ledningsevne i felt, fulgte den samme prosedyre som laboratoriemålinger beskrevet under kap. 2.2.

### 2.3.2 Resultater

Det er ikke indikasjoner på at den relativt store avstand i tid mellom to av prøvekolleksjonene har betydning for de regionale fordelinger. Regionale geokjemiske mønstre er utviklet på tvers av grensen mellom prøvekolleksjonen (fig. 1).

Selv om en ikke kunne forvente å få reproduisert enkeltverdiene, viser det samlede bildet at de store regionale geografiske trendene lar seg reproducere (bilag 4-6). Høy-områder forblir høy-områder selv om konsentrasjonsnivåen endrer seg.

En av SFT's bakgrunnsstasjoner i det statlige program for forurensingsovervåking, er lagt til Høylandet (lokalitet nr. 8 på bilag 1). De månedlige middeltall for målinger av pH i 1988 og 1989 er illustrert på bilag 7. Middeltallet for pH målt på Høylandet varierer lite sammenlignet med variasjonen i de regionalt geografisk spredte overflatevannprøvene fra hele Nord-Trøndelag og Fosen.

Alle analysetall fra de gjennomførte kvalitetskontroller er samlet i vedlegget (bilag 54 til 56). Variasjonen i måle- og analyseresultatene for forskjellige dubletter og reanalyser er presentert som spredningsdiagram i rapportens vedleggsbind.

Nesten alle kationer (bilag 2 og 3), hvor konsentrasjonen lå over følsomhetsgrensen til analysemetoden for et tilstrekkelig antall prøver, viser god reproduserbarhet ( $R > 0.90$ ). Dette gjelder både ved reanalysering av 1982/83-prøvene, såvel som for de 34 nye kontrollprøvene, (benevnt som uke 39 og uke 48 på bilag 8 og 9). Spredningsdiagrammene for anionene, som sammenligner analyseresultatene for de 34 kontrollprøvene, er vist på bilag 10. Samvariasjonen er meget god for både kationer og anioner, med unntak av fluorid som viser en større spredning. Det er også god overenstemmelse mellom resultatet av pH-, alkalitet- og ledningsevne målinger utført i felt og i laboratoriet uke 39 (ikke illustrert) og uke 48 (bilag 11).

Lokaliteter ved Leksdalsvannet, hvor det ble målt ekstremt lave pH-verdier (og høy ledningsevne) i 1983 (gammelt prøvenr. 6014, 6013 og 6001 i bilag 56-1), inngikk i reprovotakingen. Ekstremverdiene lot seg ikke reprodusere og forklares best med lokal forurensing fra landbruket på det aktuelle tidspunktet. Målefeil utelukkes av forskeren som utførte målingene. Innsjøen ligger i et landbruksområde, og det også tidligere er antatt at innsjøen bl.a. mottar betydelige mengder næringssalter (Reinertsen & Langeland 1980). De lave pH-verdiene ved innsjøen Holden (lok. 6031 og 6035), kunne heller ikke reproduseres ved senere provotaking og bør derfor ikke tillegges stor vekt.

### 2.3.3 Konklusjon

Ideelt sett burde vannprøvene vært innsamlet over et meget kort tidsrom (på høsten) samme år. Med andre ord skulle lokalitetene fra 1982-83 (Sæther 1985) ha vært prøvetatt på nytt i 1989. I ettertid er man blitt klar over at dette også muligens ville ha medført mindre kostnader. Mye innsats er nå lagt ned i å undersøke om kvaliteten samlet sett var god nok for en sammenstilling. Når dette er sagt viser kontrollundersøkelsene at det foreliggende materialet er fullt ut anvendbart i regional skala. Ettersom vanndata er beheftet med tildels betydelige døgn- og årstidsvariasjoner er de eksakte måle- og analyseverdiene av mindre interesse. Det er først og fremst de store regionale mønstrene det bør fokuseres på, hvor et konsentrasjonsnivå karakteriserer et større område som er vesentlig forskjellig fra omliggende områder, og der denne forskjellen overstiger sesongvariasjonene. Effekten av ekstreme sesongvariasjoner kan ytterligere reduseres ved å beregne medianverdier for konsentrasjonene/måleverdiene innenfor en gitt radius (bilag 20), og presentere denne som en løpende medianverdi i form av et rastergridd som dekker hele undersøkelsesområdet (se avsnitt 4.2).

Ser man på enkeltverdiene er reproduserbarheten god for de fleste kationer og anioner. Ledningsevne målingene er stabile og reproduserbare. Måling av pH er normalt omtalt som vanskelig og ustabil. Flere undersøkelser har imidlertid vist at pH-verdiene i prøver som lagres er relativt stabil, og at pH-endringen over tid er marginal. Dette er også registrert ved tilsvarende undersøkelse i Sogn og Fjordane (Nilsen 1989), hvor feltmålt pH ble kontrollert mot laboratoriemålt pH i innsamlet prøve etter 6 års lagring.

## 2.4 **Overvåkning**

Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Nord-Trøndelag igangsatte i 1991 en lokal overvåkning av enkelte vassdrag hver høst fordelt på 12 prøvestasjoner (bilag nr. 1). Av disse ble 9 av lokalitetene valgt ut på grunnlag av resultatene fra denne regionale vannkvalitetsundersøkelsen,

mens de 3 andre inngår i NIVA's 1000-sjøersundersøkelse (NIVA 1987) . Denne gjentatte kontrollen bidrar til å belyse den naturlige variasjon i konsentrasjonsforholdene.

Resultatene fra overvåkningen (1991-1994) er gjengitt i tabell 57 til 59. Resultater fra første års overvåkning (1991) er videre sammenlignet med kontrollprøvene fra 1990 og prøver fra 1982/83 og 1989 (bilag 12-14). Den målte pH og ledningsevne, samt analyseverdier for Ca, Fe, NO<sub>3</sub> og SO<sub>4</sub> viser alle at selv om den eksakte analyseverdi kan variere endel innen hver lokalitet, vil forholdet mellom de større regionale geokjemiske provinsene en mer utvikling over tid.

### **3 DATAPRESENTASJON**

#### **3.1 Analysetabeller**

Samtlige enkeltanalyser er dokumentert i tabeller (bilag 51-53), ordnet etter stigende prøvenummer etterfulgt av X- (østlig) og Y- (nordlig) koordinater i ED50 (European Datum Transverse Mercator projection og UTM grid (sone 32, ED50). Katione- og anionekonsentrasjonen i prøver samlet inn i 1982/83, ble som tidligere nevnt analysert på nytt i 1990. Bilag 51 og 52 gjengir resultatene fra såvel den første analyseringen (prøvene mrk. 1-39 og 2001-2205), og reanalyseringen fra 1990 hvor de samme prøver var merket 5001-5039 og 6001-6205). Alle resultater er lagret på Excel regnearkformat og kan fås ved henvendelse til NGU.

#### **3.2 Statistikk og samvariasjon**

Tabeller med de vanligste statistiske parametre som minimumsverdi, maksimumsverdi, aritmetisk gjennomsnitt og medianverdier for hver parameter er vist i tabell 1. Til sammenligning er nedbørsdata fra Høylandet bakgrunnsstasjon og et utplukk av bekkevannsprøvene som omfatter Høylandet og området mellom Frosta og Inderøya også inkludert i tabellen. I analysefilene ble alle < -tegn fjernet, d.v.s. analyseverdier mindre enn deteksjonsgrensen ble satt lik denne grensen. I tabell 1 vil derfor minimumskonsentrasjonen for elementene Al, Fe, K, Mg, Mn, Si, Ba, Cu, Mo, Ni, Sr og Zn være det samme som deteksjonsgrensen for analysemetoden (se bilag 51), og en minimum anionekonsentrasjon på 0.00 vil si at prøven ikke er analysert. Ettersom dette får stor påvirkning på det aritmetiske gjennomsnittet (sum konsentrasjon/antall prøver) er medianverdien (verdien ved 50-prosentilen) et sikrere mål.

Frekvensfordelingsdiagram er en annen måte å få oversikt over konsentrasjonsforholdene (bilag 15 og 16). Diagrammene viser konsentrasjonen til de kjemiske parametrene avsatt langs en logaritmisk x-akse (absissen), mens y-aksen (ordinaten) viser den kumulative prosent inndelt etter Gauss-integralet for en normalfordeling. Kurvene på diagrammet viser for eksempel hvor mange prosent av prøvene som har en kjemisk konsentrasjon over eller under et bestemt nivå.



**Tabell 1. Minimums- og maksimumsverdier, aritmetisk gjennomsnitt og medianverdi for de viktigste komponentene i elve-/bekkevannsprøver fra Nord-Trøndelag og Fosen.**

	---- Nord-Trøndelag og Fosen ----- bekkevann, (n = 632)				----Høylandet---- nedbør bekkevann (n = 36)		Frosta/Inderøy bekkevann (n = 93)
	MIN.	MAKS.	GJ.SN.	MEDIAN	GJ.SN.	GJ.SN.	GJ.SN.
Ledevn uS/cm	7.30	1320.00	54.43	33.0		28.4	111.5
pH	3.20	8.40	6.29	6.33	4.9	5.7	6.9
H <sup>+</sup> uekv/l	631.0	0.0	4.31		12.0	3.7	13.7
Alk. mmol/l	0.00	3.00	.14	0.05			
Al *	ppm	0.10	0.56	0.15	0.11		
Ca	ppm	0.19	95.43	4.15	1.82	0.14	1.4
Fe *	ppm	0.01	4.06	0.21	0.13		
K *	ppm	0.05	80.00	1.14	0.50	0.10	4.4
Mg *	ppm	0.07	25.26	0.92	0.54	0.26	0.5
Mn *	ppm	0.05	1.10	0.05	0.05		
Na	ppm	0.59	100.00	4.41	3.00	2.21	2.7
Si *	ppm	0.30	4.23	0.69	0.51		
Ba *	ppb	25.00	27.00	25.00	25.00		
Cu *	ppb	1.00	61.40	1.87	1.00		
Mo *	ppb	10.00	15.00	10.01	10.00		
Ni *	ppb	40.00	65.00	40.04	40.00		
Sr *	ppb	1.00	619.00	19.10	8.40		
Zn *	ppb	6.00	167.70	7.58	6.00		
Br <sup>-</sup> **	ppm	0.00	1.50	0.01	0.00		
Cl <sup>-</sup>	ppm	0.60	357.70	7.11	4.30	3.94	3.7
F <sup>-</sup> **	ppm	0.00	2.20	0.08	0.10		
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> **	ppm	0.00	5.00	0.02	0.00		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> **	ppm	0.00	55.00	0.61	0.00	0.44	0.2
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> **	ppm	0.00	2.50	0.01	0.00		3.1
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	ppm	0.20	75.30	2.56	1.70	0.64	1.4
							4.8

\*) Minimumsverdien = deteksjonsgrensen. Dette er spesielt viktig å merke seg for Ba, Mo og Ni, hvor deteksjonsgrensen er svært høy, og minimumsverdien derfor er misvisende.

\*\*\*) 0.00 = ikke analysert

Kurveforløpene viser at de fleste parameterene er tilnærmet lognormalt fordelt. Nærmere forklaring er gitt i Bølviken (1973).

Samvariasjon mellom forskjellige parametre er beregnet ved hjelp av Pearsons korrelasjonskoeffisient (tabell 2) som uttrykker hvilken grad av samvariasjon det er mellom variable som en tallverdi mellom -1.0 og +1.0. Fullstendig positiv samvariasjon får verdien +1.0, negativ samvariasjon verdien -1.0, og ingen samvariasjon gir verdier i nærheten av null. Med så mange naturlige og antropogene faktorer, som kan ha innvirkning på den kjemiske kvaliteten i vassdrag, kan det ikke forventes entydige. Av korrelasjonskoeffitabellen fremgår det at flere av parametrene samvarierer meget godt (tilfredstiller et signifikansnivå  $p = < 0.005$ ), mens andre er ikke korrelert når hele materialet vurderes under ett. Meget god korrelasjon er det f.eks. mellom natrium og klorid, magnesium og klorid, magnesium og sulfat, natrium og sulfat samt klorid og sulfat. Beregningen er utført på uttransformerte data, og er avhengig av normalfordelte data for å gi et pålitelig bilde av samvariasjonen.

Ettersom våre data er noe skjevfordelte er de viktigste korrelasjonskoeffisientene kontrollert ved hjelp av spredningsdiagram. Ekstreme enkeltverdier kan få sterk innvirkning på resultatet.

**Tabell 2. Korrelasjonsmatrise, overflatevann fra lokaliteter i Nord-Trøndelag og Fosen (n = 632).**

	pH	H <sup>+</sup>	Led	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	Cl <sup>-</sup>	F <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
pH	1.00											
H <sup>+</sup>	-0.38	1.00										
Led	0.26	0.08	1.00									
Al	-0.30	0.01	0.04	1.00								
Ca	0.50	-0.04	0.67	-0.12	1.00							
Fe	-0.12	0.02	0.13	0.37	0.07	1.00						
K	0.25	-0.03	0.54	-0.02	0.53	0.13	1.00					
Mg	0.29	-0.03	0.97	0.04	0.64	0.14	0.54	1.00				
Na	0.12	-0.02	0.91	0.18	0.41	0.19	0.51	0.89	1.00			
Cl <sup>-</sup>	0.07	-0.02	0.87	0.11	0.26	0.10	0.32	0.87	0.91	1.00		
F <sup>-</sup>	0.01	0.08	0.58	0.08	0.29	0.08	0.19	0.58	0.52	0.58	1.00	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0.10	0.79	0.28	-0.05	0.25	0.04	0.18	0.19	0.10	0.06	0.10	1.00
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.26	-0.02	0.94	0.03	0.65	0.09	0.54	0.92	0.84	0.83	0.57	0.17

Spredningsdiagrammet for Cl<sup>-</sup> og Na (R= 0.91), og mellom Cl<sup>-</sup> og Mg (R= 0.87) er vist på bilag 17. Korrelasjonen mellom Na og Mg (R= 0.89) og mellom Cl<sup>-</sup> og SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (R= 0.83) er også god (bilag 18). SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> har den beste samvariasjonen mot Mg (r= 0.92) som vist på bilag 19. Den er noe dårligere mot Na (R=0.84) mot Ca (R=0.65). Korrelasjonene viser at den marine innflytelse er sterk i materialet.

Ledningsevnen viser som ventet god samvariasjon med flere av kationene (kalsium, magnesium, kalium, natrium og strontium) og noen anioner (klorid, sulfat og tildels fluorid). Fri syre (H<sup>+</sup> ioner) så vel som pH (som er en logaritmisk funksjon av innholdet av fri syre) er dårlig korrelert med øvrige parametre (tabell 2). Den tilsynelatende gode korrelasjonen mellom innhold av fri syre og nitrat (R=0.79) skyldes innvirkning av fire ekstremverdier og kan derfor ikke tillegges vekt. En tommelfingerregel, som vist i tabell 3, illustrerer forholdet mellom fri syre og oppløste stoffer ved henholdsvis lav pH og høy pH.

**Tabell 3. Innholdet av fri syre ved lav og høy pH/ ledningsevne**

	Lav ledningsevne	Høy ledningsevne
Lav pH	Noe fri syre, mange protoner, lavt innhold av andre komponenter	Mye fri syre, mange protoner og/eller høyt innhold av oppløste stoffer
Høy pH	Få protoner og lite innhold av oppløste stoffer	Lite fri syre, få protoner og høyt innhold av oppløste stoffer

### 3.3 Kartframstilling

Prøvelokalitetene er plottet på kart i målestokk 1:500.000 sammen med prøvenummer. Kystlinje, vann og vassdrag (N250) er basert på data fra Statens kartverk (bilag 60).

For de viktigste kjemiske parametrene målt i vann er det laget fargekart basert på et internt kartsystem som beregner en løpende median i et regulært rutenett (gridd) som dekker hele det undersøkte området. Den løpende veide medianverdien er beregnet for elementkonsentrasjonen til alle prøver som ligger innenfor et vindu (en sirkel) med valgt radius (interpolasjonsradius = 20 km). I tillegg ble en indre sirkel på 5 km brukt til å gi en sterkere grad av vektlegging av de nærmeste prøvepunktene til cellen. Vinduet beveger seg systematisk over området innenfor et rutenett med ruter (cellestørrelse) på 500 x 500 m. Den beregnede medianverdi blir tilknyttet ruten (cellen). Områder uten prøvetaking fikk på denne måten tildelt den mest sannsynlige medianverdi. Glatting av dataene etter denne løpende medianmetoden medfører at kartbildet ikke blir påvirket av eventuelle ekstreme enkeltverdier (bilag 20). Det er de store regionale trendene (fordelingene) som kommer fram, og som ikke vil være like påvirket av lokale dag- og sesongvariasjoner.

Medianverdien er delt inn i 36 klasser som har fått farge etter en fargeskala som går fra blått (lav medianverdi) til rødt (høy medianverdi). For pH er denne fargeskalaen snudd for å få sterkere fokus på de lave pH-verdiene. I tillegg til medianverdiene er de enkelte lokaliteter representert på kartet med små sirkler. Fargen representerer den eksakte måle-/analyseverdien etter samme fargeskala. Sammenlignes konsentrasjon/farge på enkeltlokalitetene med kartet bunnfarge (median-griddet), er det få lokaliteter hvor den lokale konsentrasjon fraviker den regionale konsentrasjonen, noe som antyder stor grad av autokorrelasjon naboprøver i mellom (homogenitet).

For å illustrere samvariasjonen mellom vannparametrene og geologi (berggrunn og løsmasser), er symbolkart for noen utvalgte parametre (pH, Al, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) samkopiert med fargekart over berggrunn og løsmasser (fig. 8, 12, 16 og 18) hentet fra NGU's kartserie i målestokk 1:1 mill og nedfotografert til A4-format (Sigmond m.fl. 1983, Thoresen 1990). Resultatene er diskutert under kap. 4.2.

Alle relevante måle-/analyse-data finnes ved NGU plottet som symbolkart i svart/hvit på papir og foil i målestokkene 1:500.000 og 1:1 mill. I bilaget til rapporten er kartene forminskert til A4-format og representerer et kart for hver variabel (bilag 21 til 41). Symbolet (en svart åttekant) viser hvor prøven er tatt, og symbolets størrelse er et mål på størrelsen av den målte verdi i prøven gruppert etter en logaritmisk inndelt skala. Verdien for den øvre grense for hver gruppe er vist under symbolet i tegnforklaringen. Symbolrekken for de fleste kartene er inndelt slik at variabelens gjennomsnittsverdi ligger omkring nest minste symbol. Vannkonturen er hentet fra Statens kartverks digitale N250-kart. Kartproduksjonen er utført ved NGU av J. Ekremsæther og R. Nilsen.

## 4. VURDERING AV RESULTATENE

### 4.1 Grunnleggende prosesser

For å kunne gi en vurdering av uorganiske kjemiske parametre i overflatevann er det naturlig å innlede med det hydrologiske kretsløp (fig. 6). Den hydrologiske balansen kan beskrives med følgende likning:

$$P = Q + E \pm dR$$

P - nedbør

Q - avrenning

E - evapotranspirasjon (transpirasjon fra biologisk aktivitet og fordampning)

dR- forandring i magasinert overflatevann og grunnvann

Fra vannet faller ned som nedbør og til det samles i vassdrag vil det kunne påvirkes av mange ulike kjemiske miljø. Den kjemiske sammensetningen på ferskt overflatevann vil dermed være avhengig av en rekke naturlige og antropogene (menneskepåvirkede) faktorer.

#### 4.1.1 Naturlige prosesser

En rekke naturlige prosesser virker inn på vannkvaliteten. Et mangfold av litteratur omhandler dette emne, så vi vil her begrense oss til å trekke fram noen sentrale stikkord.

##### 4.1.1.1 Nedbør og fordampning.

Nedbørskjemien varierer med avstanden fra kysten. Nedbør i kystområdene har høyere konsentrasjon av Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup>, Na, Mg, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (de vanligste ioner i havvann) enn nedbør i innlandsstrøk (Låg 1969, Låg & Steinnes 1976). Ved store nedbørsmengder og -intensitet vil en betydelig andel av nedbøren renne av på overflaten, og den kjemiske sammensetningen av overflatevann blir mer påvirket av nedbørskjemien (Ryghaug & Bølviken 1987). Økt fordampning fører til mindre avrenning og følgelig en oppkonsentrasjon av løste stoffer i overflatevannet. I en oversikt over nedbørskjemien fra fire stasjoner i Sør-Norge i 1983 (Sæther & Andreassen 1989) er konsentrasjonsnivå og kilder nærmere diskutert.

#### 4.1.1.2 Kontakt med vegetasjon

Vegetasjonsdekket fører til forandringer i vannkjemien på grunn av fordampning og oppkonsentrasjon av løste stoffer fra nedbøren, ved interaksjon med nedbøren og ved oppløsning av tørt nedfall på vegetasjonen. Videre har det lenge vært kjent at en forsuring av jordsmonn kan skje naturlig i våre barskoger ved at basekationer (magnesium og kalsium) som tas opp av vegetasjonen fjernes ved flatehogst (Rosenquist 1977).

#### 4.1.1.3 Avrenning/infiltrasjon

Hvor mye av nedbøren som renner av direkte på overflaten og hvor mye som infiltreres i grunnen er avhengig av overflatens beskaffenhet, topografien og evapotranspirasjonen. I en sand/grusavsetning uten vegetasjonsdekke vil over 60 % kunne infiltreres, mens i leiravsetninger infiltreres under 10 %. Vann som infiltreres i grunnen vil få en mye lenger oppholdstid og mye større kontaktflate med det omkringliggende materiale, og dette fører til store endringer i kjemisk sammensetning på vannet.

#### 4.1.1.4 Forvitningsreaksjoner

Nær overflaten er mineralene i berggrunn og løsmasser ikke i kjemisk likevekt med omgivelsene. Det foregår en kontinuerlig forvitring i form av oppløsning, hydrolysereaksjoner og ionebytting i denne sonen. Forvitringen er avhengig av en rekke forhold som mineralsammensetning, kontaktflaten mot vann/luft, oppholdstid og kjemisk miljø. Nedbørsvann med pH-verdi på 4.5-5.5 vil påskynde denne prosessen. Forvitningsprodukter vil løses i vannet og transporteres med dette eller felles ut igjen under endrede kjemiske forhold. Gjennom forvitningsreaksjoner vil derfor den kjemiske sammensetningen på overflatevann og grunnvann kunne påvirkes av mineralsammensetningen i berggrunn og løsmasser i nedslagsfeltet.

Bergarter som forvitrer lett f. eks. karbonater, leirskifre, fyllitter vil dermed kunne påvirke vannkvaliteten mer enn bergarter bestående av mineraler med stor motstand mot forvitring (granitter, kvartsitter, kvartsrike gneiser og kvartssandsteiner). Det er vist at forvitringen av mineraler og bergarter øker med økende innhold av kalsium, magnesium og jern på bekostning av natrium, kalium og aluminium (Graff & Røste 1985, -86, -91). Det vil i praksis si at mørke mineraler, som biotitt, kloritt, amfibol m. fl., forvitrer lettere enn lyse mineraler som kvarts og kalifeltspat (Dixon og Weed 1977).

#### 4.1.1.5 Grunnvannsbidrag

Under våre geologiske, klimatiske og topografiske forhold vil som regel grunnvannsspeilet ligge slik at vassdragene mates med grunnvann. Dette medfører at den kjemiske sammensetningen i bekke- og elvevann vil variere med størrelsen av grunnvannsbidraget. I flomperioder vil det vesentligste av vannet i vassdragene stamme direkte fra avrenning av nedbørsvann eller smeltevann, mens i tørkeperioder vil en større andel stamme fra grunnvannet.

Hvor stor innvirkning grunnvannet har på den kjemiske sammensetning i et vassdrag er også avhengig av hvor mye av nedbøren som magasineres i grunnvannet før det igjen renner ut og samles i vassdrag (Freeze og Cherry 1979). Derfor vil det være størst samvariasjon mellom grunnvannskjemi og den kjemiske sammensetning av bekke- og elvevann i perioder med lav vannføring og i områder der mye av overflatevannet infiltreres. I flomperioder og i områder med tette jordarter eller mye bart fjell vil grunnvannsbidraget til vassdragene være lite i forhold til overflateavrenning. Det vil da bli dårligere korrelasjon mellom overflatekjemi og grunnvannskjemi.

#### 4.1.1.6 Utlutning av fossilt salt fra marine avsetninger

Under isavsmeltingen lå havnivået i Trøndelag mellom 100 og 200 m høyere enn idag, og store mengder løsmasser ble avsatt i havet. Dette førte til at disse løsmassene fikk salt havvann i porene. Utvasking av slikt fossilt salt skjer fortsatt fra de tetteste jordartene og kan gi et økt tilskudd av løste stoffer til vassdragene.

#### 4.1.2 Antropogene (menneskepåvirkede) prosesser

Særlig i de bebygde områdene er vannkvaliteten i vassdragene påvirket av antropogen aktivitet (forurensning) som:

- utslipp av urensset eller ufullstendig rensset kloakk og avløpsvann
- sigevann fra fyllinger og avfall direkte i vassdraget
- utslipp/avrenning fra industri & bergverk (gruver/skjerp)
- forurensning fra jordbruket. Avrenning av gjødsel/sprøyterester fra dyrkamark og punktutslipp fra gjødselkjellere og førsiloer
- sur nedbør

Disse prosessene har stor innvirkning på vannets hygieniske parametre (bakterier etc.), som ikke er omfattet av denne undersøkelsen, men den vil også føre til en økning i løste uorganiske stoffer.

Vannet vil få en sammensetning som avhenger av hvilken type forurensning vassdraget har blitt utsatt for.

Industriutslipp fører til høyere konsentrasjoner av bl.a oppløste karbon-, svovel- og nitrogenforbindelser og tungmetaller (bly, kadmium, sink og kobber).

Utslipp av urensset eller ufullstendig rensset kloakk og avløpsvann, vil føre til økte konsentrasjoner av bl.a fosfor og nitritt. Innføringen av fosfatfrie vaskemidler har imidlertid ført til vesentlig lavere innhold av fosfat i avløpsvann. Hovedmengden av fosfat skyldes derfor kloakk i likhet med nitritt.

Sigevann fra søppelfyllinger, og avfall direkte i vassdraget, inneholder vanligvis høye konsentrasjoner av klorid, nitrat, sulfat og tungmetaller, i tillegg til organiske forbindelser som ikke er målt her.

## 4.2 Den uorganiske kjemiske sammensetning av overflatevann

Konsentrasjonen av de fleste kationer og anioner i overflatevannet innen Nord-Trøndelag og Fosen spenner over mer enn én tiererpotens (tabell 1, side 51). De geokjemiske kartene viser tydelige regionale mønstre i fordelingen av de enkelte variable, med tildels betydelige forskjeller i overflatevannets kjemi fra det ene området til det andre.

Nedenfor følger en sammenligning mellom vannkvalitetsdata i overflatevann relatert til grunnvann, berggrunnsgeologi, løsmassegeologi og marin påvirkning. Sammenligningen mellom kvaliteten av overflatevann og grunnvann vil være noe influert av at målsetningen for de to undersøkelsene har vært forskjellig. Grunnvannsprøver er samlet inn for å kunne gi en vurdering av grunnvannets egnethet til drikkevann (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987), og kommer således bare fra bebygde områder, mens overflatevannsprøvene representerer en regional fordeling. Andre årsaker til at en sammenligning mellom prøveserier av overflatevann og grunnvann er vanskelig er at konsentrasjonen for flere av grunnvannsparametrene viser liten geografisk variasjon, og at grunnvannsbrønnene ligger innenfor områder hvor også overflatevannet viser liten variasjon i konsentrasjonene som f.eks. områdene rundt Trondheimsfjorden.

Ut fra den generelle beskrivelsen av naturlige prosesser (kapittel 4.1), som kan påvirke den uorganiske kjemiske sammensetningen i overflatevann, er det naturlig å beskrive og tolke resultatene av vannkjemianalysene på bakgrunn av:

- marin påvirkning (Ledn.evne, Na, Mg, Ca, Cl, Br og  $\text{SO}_4^{2-}$ )
- berggrunn/løsmasser (pH, Na, Mg, Ca, K, Fe, Al, Sr,  $\text{SO}_4^{2-}$ , F og alkalitet)
- grunnvannskjemi (pH, Na, Mg, Ca, K, Cl og  $\text{SO}_4^{2-}$ )
- biotiske faktorer (vegetasjonstype, jordsmonnsdannende prosesser)

De vannparametrene som er mest relevant for sammenligninger, står oppført i parentes.

Den geografiske fordeling av resultatene (de geokjemiske kartene på bilag 21-41) viser i likhet med korrelasjonsmatrisen i tabell 2, at ioner som normalt følger hverandre vannkjemisk (Ca, Mg, Na, K,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ , ledningsevne og alkalitet), og de pH-relaterte variable (Al, Fe, F, Zn, Cu), opptrer svært likt fra område til område.

Ikke alle de analyserte elementene er kartframstilt eller behandlet under eget kapittel. Elementer som titan (Ti), barium (Ba), beryllium (Be), kadmium (Cd), kobolt (Co), lithium (Li), molybden (Mo), nikkel (Ni), bly (Pb) og vanadium (V) har tilnærmet alle analyser under deteksjonsgrensen. Noen enkelt-anomalier som en Mo-verdi på 15 ppb (øst for Lyngenfjorden i Namsos kommune), og en Ni-verdi på 65 ppb (sydøst i Verdal kommune) forekommer. Ettersom de ikke kan settes i sammenheng med kjente mineraliseringer eller malmprovinser bør de behandles som om de representerte forurenset prøve.

#### 4.2.1 Surhetsgrad (pH)

Surhetsgraden i overflatevann i Nord-Trøndelag og Fosen variere meget sterkt geografisk (fig. 7 og bilag 21. Store provinser peker seg imidlertid ut med tilnærmet homogene forhold. Mye av dette kan forklares ut fra vår kunnskap om berggrunnen og dennes varierte mineralsammensetning. De sure og basiske bergarter kan vise til store forskjeller i kjemisk løslighet og motstandsevne mot forvitring. At bergartstypen derfor har stor innvirkning på vannkvaliteten (i både overflatevann og grunnvann) er tydelig når symbolkartet fra bilag 21 sammenstilles med berggrunnskartet (fig. 8).

Dette blir lettere å illustrere ved å foreta en klassifisering av bergartenes kjemiske løslighet (fig. 9). Det digitale berggrunnskartet (fig. 2) ble klassifisert på basis av bergartenes ulike innhold av kvarts og mørke mineraler, og resultatet av forsøk som viser at silikatmineralenes løslighet kan deles inn etter forholdet mellom ikke-silikatoksyder og  $\text{SiO}_4$ -tetraedere i bergartsmineralene (Graff & Røste 1986). Klassen "meget lav løslighet" representerer hovedsakelig kvartsitt, kvartsskifer, granitt, grannittisk gneis, trondhemitt og granodioritt. Klassen "lav løslighet" består av gneis, migmatittisk gneis og øyegneis, mens "middels løslighet" inneholder båndgneis, metagråvakke, hornblendegneis, glimmerskifer og fyllitt. Klassen "høy løslighet" består av bergarter som kalkstein, amfibolitt, grønnstein, grønnskifer, gabbro, metagabbro og ultramafiske bergarter. Sure kvartsrike bergarter vil ha liten løslighet, mens basiske og kalkrike bergarter vil ha høy til middels løslighet.

Berggrunnskartet som ligger til grunn er meget forenklet (har liten målestokk), og det kan være stor variasjon i bergartssammensetningen innen hver kartlagt enhet. Faktorer som ulike mekaniske egenskaper og forskjellig tykkelse på løsmassedekket er f.eks. ikke tatt i betraktning. Når dette løslighetskartet sammenstilles digitalt med pH-målingene i overflatevannet (ved hjelp av et geografisk informasjonssystem, jfr. kapittel 5.5, side 44) ser en tydelig sammenheng mellom



områder med lav løslighet og områder med gjennomgående lav pH (store symboler) målt i overflatevann (fig. 9). Områder med middels god til høy løslighet har høy pH (små symboler).

Overflatevann vil bestå av varierende mengder grunnvann som følge av varierende vannføring, topografi, løsmassetykkelser og infiltrasjonsforhold. Ettersom grunnvann normalt har høyere pH enn overflatevann vil dette ha innvirkning på overflatevannets pH, og bidra til lokale variasjoner. Videre er det en viss sammenheng mellom naturlig lav pH i overflatevann og vannets humusinnhold.

Områder med lav pH i overflatevannet vil i mange tilfeller være et uttrykk for at jordartene i området har liten bufferkapasitet. Evnen til å motstå forsuring, f.eks. gjennom sur nedbør, kan derfor bli dårligere i slike områder. Dette vil senere bli behandlet gjennom en undersøkelse av jordprofiler NGU gjennomfører i samarbeid med fylkeslandbrukskontoret i Nord-Trøndelag.

De ekstremt lave pH-målingene ved Leksdalsvannet i Verdal kommune, hvor det i 4 prøver ble målt pH mellom 3,6 til 4,0, er høyst sannsynlig ikke naturlig betinget. Andre målinger i Leksdalsvannet (Reinertsen & Langeland 1980) viser en pH-variasjon på 6.7-7.2 i fem målinger fra juni til oktober. Våre egne kontrollprøver i 1990 viste pH 5.97 til 6.51.

Konsentrasjonen av flere uorganiske kjemiske variable i bekkevannet vil være påvirket av vannets surhetsgrad. Når pH kommer under ca. 5.5 økes vannets evne til å løse Al, Cu, Zn og Fe fra jordlagene og berggrunnen. Dette kommer tilsyne på de geokjemiske kartene som f.eks. for Al (fig. 16), hvor områder med de høyeste konsentrasjonene av nevnte elementer, i grove trekk er de samme som områder med lav pH-verdi. Dersom pH øker felles stoffene ut fra løsningen og bindes i belegg bestående av oksyder og hydroksyder på steiner og sandkorn i vassdraget. Området fra Grong til Røyrvik har f.eks. betydelig høyere konsentrasjoner av de nevnte grunnstoffer i berggrunn og løsmasser (Sæther 1985). Grunnstoffene befinner seg imidlertid ikke i vannløslig tilstand under de gjeldende pH-forhold i dette området. Basiske bergarter og mye kalk i grunnen medfører her høy pH i vassdragene og lite oppløste tungmetaller i bekkevannet. Tungmetallinnholdet i vann behøver derfor ikke følge den kjemiske variasjonen i berggrunn og løsmasser på stedet.

Nedbøren i Nord-Trøndelag og Fosen kommer i dominerende grad med nordvestlige og vestlige vinder og er ikke spesielt sur (Aagaard & Framstad 1992). Data fra Sverige (Naturvårdsverket 1991, Degerman m.fl. 1992) viser at de østligste delene av fylket (Lierne og deler av Snåsa og Meråker) er utsatt for surere nedbør når denne kommer fra syd/sydpst. En senkning av pH-nivået kan registreres i deler av grenseområdene, selv om områdene domineres av lettere løslige basiske bergarter (fig. 9).

#### 4.2.2 Ledningsevne

Sammenlignes ledningsevne og summen av kationer ( $H^+$ , Ca, Mg, K og Na) ved hjelp av et spredingsdiagram (bilag 42) viser samvariasjonen seg som meget god ( $R= 0.9$ ). Måling av

ledningsevnen i vann gir derfor oversikt over det totale ioneinnholdet i en vannprøve. Fri syre ( $H^+$ ) er dårlig korrelert med øvrige parameter (tabell 1). Tabell 3 gir en vurdering av forholdet mellom fri syre og mengde oppløste stoffer.

Kart med den geografiske fordeling av ledningsevnen (fig. 10 og bilag 22), viser fordelingsmønstre som er i overenstemmelse med fordelingen av Ca, Cl, Mg, Na,  $SO_4^{2-}$  og K. Den målte ledningsevnen synes å være styrt av utbredelsen av de marine avsetninger, avstand fra kysten og innholdet av lettløslige mineraler i berggrunnen. Den blir trolig forsterket av landbruksaktivitetene i de samme områdene. Områder hvor overflatevannet har lav ledningsevne er dominert av bergarter med lav løslighet (bergarter med lavt innhold av karbonat, kloritt og mørke mineraler).

#### 4.2.3 Alkalitet

Alkalitetsmålinger ble ikke utført på materialet fra 1982/83, og er derfor kun målt i 394 av prøvene. For å få et bedre vurderingsgrunnlag er alkaliteten derfor beregnet teoretisk for ialt 632 prøvepunkter på grunnlag av Ca- og Mg- innholdet med korreksjon for marint klorid og sulfat. Metoden er utarbeidet av NIVA (Henriksen 1983). Et spredningsdiagram (bilag 43) viser at det er god overensstemmelse mellom beregnet alkalitet og analytisk bestemt alkalitet. Beregnet alkalitet er derfor benyttet ved uttegningen av kart over alkaliteten. Alkalitetskartene (fig. 11 og bilag 23) har derfor fordelingsmønstre som er lik Ca- og Mg-kartene.

#### 4.2.4 Kalsium

Kalsiumkonsentrasjonene i overflatevann er lav og uten store geografiske variasjoner i Norge. Oppløst kalsium kan stamme fra flere forskjellige kilder:

- Oppløsning av kalkholdige bergarter og mineraler.
- Oppløsning av biogent dannet karbonat (skjellsand)
- Avrenning fra jordbruksområder, særlig fra områder som blir kalket.
- Utlutning av fossilt salt fra marine avsetninger
- Nedbøren

Kalsiumkonsentrasjonen i overflatevannprøvene (fig. 12 og 13 samt bilag 24) er gjennomgående høyest i leirområdene på østsiden av Trondheimsfjorden og i enkelte kystområder fra Ørlandet til Leka. Det er imidlertid store variasjoner i Ca-konsentrasjonen i kystområdene, noe som trolig skyldes varierende avrenning fra jordbruksområder og store forskjeller i Ca-bidraget fra oppløsning av skjellsand. Også områder med med kalkrik berggrunn slår ut med høyere Ca-

konsentrasjoner, f.eks. langs Snåsavatnet og i området Inderøy - Stjørdal, mens områder med kalkfattige bergarter (gneis og granitt) er lavkonsentrasjonsområder.

De høye Ca-konsentrasjonene på Vikna, som avviker noe fra kyststrøkene som helhet, skyldes skjellsandinnholdet i vassdragets sedimenter. De spesielt høye strontium-konsentrasjoner (Sr) i overflatevannet og i bekkesedimenter (Sæther 1985) fra dette området, har samme årsak. Strontium er et grunnstoff som er sterkt knyttet til opptreden av kalsium i mineraler i såvel organismer som i berggrunn.

Grunnvannsprøver fra fjellbrønner (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, 1987) har gjennomgående høyere konsentrasjoner av kalsium enn overflatevannet. Over halvparten av de prøvetatte fjellbrønnene har en Ca-konsentrasjon som er større enn 25 mg/l, Folkehelsas anbefalte norm for drikkevann (SIFF 1987). Ca-konsentrasjonen i prøvetatte undersøkelsesbrønner og kilder i løsmasser er gjennomgående lavere (ca. 25 % har Ca-innhold over 25 mg/l).

Den geografiske fordelingen av kalsiuminnholdet i grunnvann er i grove trekk nokså uniform, men med en tendens til at grunnvannsprøver fra områder med kalkrik berggrunn har noe høyere Ca-innhold enn grunnvann fra gneis- og granittområder. Overflatevann viser en sterkere differensiering, noe som kan knyttes til landbruksaktivitet og oppløsning av Ca fra skjellsand i tillegg til den større regionale spredningen og fordelingen av prøvepunktene sett i forhold til grunnvannsbrønnene.

#### 4.2.5 Magnesium

Magnesiumkonsentrasjonen i overflatevannet er høyest i kystområder, i områder med marin leire (fig. 14 og bilag 25) og der også Na-konsentrasjonen er høy. I bilag 17 er kloridkonsentrasjonen plottet mot konsentrasjonen av Mg i overflatevannsprøvene. De fleste prøvene har et høyere forhold mellom Mg og Cl enn hva som er tilfellet i havvann, noe som indikerer at magnesiuminnholdet i vannprøvene også stammer fra andre kilder enn fra det marine miljø. Den viktigste kilden er trolig forvitring av Mg-holdige bergarter og mineraler.

Bidraget fra berggrunnen er imidlertid ikke sterkt nok til å overskygge det marine bidraget på Mg-kartene, bortsett fra på Leka hvor berggrunnen er spesielt rik på Mg-holdige lettløslige bergarter. De to vannprøvene fra Leka har over 7 mg/l magnesium og et Mg/Cl<sup>-</sup> forhold som er langt over det man finner i havvann. En vannprøve fra et kildeutslag fra fjell på Leka er også rik på Mg i forhold til andre ioner (NGU 1992).

I grunnvannsprøver fra fjellbrønner i området (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987) viser Mg-konsentrasjonen ingen tydelige regionale forskjeller, selv om det kan virke som om konsentrasjonen jevnt over er noe høyere i områder med kalkrik berggrunn og i områder der bergartene er mindre motstandsdyktig mot forvitring (skifer- og grønnsteinområdene sør i fylket og i Lierne).

#### 4.2.6

#### Natrium og klorid

Natrium og klorid i overflatevann viser begge avtagende konsentrasjoner fra kysten og flere mil inn over land (bilag 26 og 27). Lignende fordelinger er også registrert i Sogn og Fjordane (Ryghaug & Bølviken 1987). Låg & Steinnes (1976) viste en lignende fordeling av halogener i humusprøver fra 13 lokaliteter i Nord-Trøndelag, og kunne gjennom den sterke korrelasjonen mellom Cl<sup>-</sup> og utlutbart Na og Mg indikere at marine salter ble transportert innover land med vind og nedbør.

En annen kilde for Na og Cl<sup>-</sup> i overflatevann vil være utluting av fossilt salt fra marine sedimenter. De høyeste konsentrasjoner av Na og Cl<sup>-</sup> (over 10 mg/l Na og over 18 mg/l Cl<sup>-</sup>) finnes i områdene under marin grense. I tillegg til kystområdene mellom Ørlandet og Leka har også leirområdene på østsiden av Trondheimsfjorden høye konsentrasjoner.

Også enkeltvis viser vannanalysene god samvariasjon mellom klorid og natrium (bilag 17), og konsentrasjonsforholdet mellom de to er svært nær det tilsvarende forholdet i havvann. I sjøvann er forholdet Na/Cl<sup>-</sup> lik 10.6/19, d.v.s. 0.56 (bilag 44a) basert på innholdet av ionene i mg/l. Analyseresultatene for overflatevannet viser at i 58 av 632 prøver ligger forholdet innenfor +/- 95% av verdiene for NaCl i sjøvann. Dette indikerer at i endel prøver (ca. 10%) stammer hele natriuminnholdet fra sjøvann i nedbøren. I 62 prøver er det underskudd av Na, og i hele 512 prøver overskudd av Na i forhold til Cl<sup>-</sup>. Hovedkilden for natrium er derfor trolig natriumholdige mineraler. Forholdet mellom Na og Cl<sup>-</sup> i overflatevannet er kartfremstilt (fig. 15) og viser en dominans av klorid i kystområdene og i Trondheimsfjordområdet (lavt Na/Cl<sup>-</sup>-forhold), mens Na dominerer mer i indre strøk. Lierne har et lavere Na/Cl<sup>-</sup>-forhold enn forventet i et innlandsområde.

En lignende tendens gjelder også for grunnvannsprøver, idet alle prøver med Na-konsentrasjoner over 25 mg/l og Cl<sup>-</sup>-konsentrasjoner over 37 mg/l ligger i områder som er lavere en den øvre marin grense. På grunn av for liten prøvetetthet i grunnvannsmaterialet er det vanskelig å se forskjeller mellom kyst- og fjordstrøk. Den viktigste kilden for Na og Cl<sup>-</sup> i grunnvann er utluting av fossilt salt fra marine sedimenter og infiltrasjon av saltholdig overflatevann. Det kan konkluderes med at det er god sammenheng mellom Na- og Cl<sup>-</sup>-innholdet i overflatevann og grunnvann.

#### 4.2.7

#### Kalium

Overflatevann med høyest konsentrasjon av kalium (> 3 mg/l) finnes i området rundt Trondheimsfjorden, i Ytre Namdalen (fra Namdalseid til Vikna) og i Bjugn - Ørlandområdet (bilag 28). Felles for alle områder med høy kalium-konsentrasjon er at de ligger under marin grense, og at det drives jordbruk i området (kalium er en hovedbestanddel i kunstgjødsel). Vannprøver med over 3 mg/l K har ofte også mer enn 10 mg/l Na. Det er likevel lite som tyder på

at nedbøren utgjør en betydelig K-kilde ettersom det ikke kan påvises et generelt høyere K-innhold i prøver fra kystområdene i forhold til prøver fra innlandsområder.

Den høyeste kalium-konsentrasjon i grunnvannsbrønner ( $> 5$  mg/l) er påvist i området rundt Trondheimsfjorden (sør for Beitstadfjorden), i ytre Namdalen (fra Namdalseid til Vikna) og i fjellbrønner i Lierne. Det er således god overensstemmelse med K-konsentrasjonen i overflatevann fra de to førstnevnte områdene. Det er videre en klar tendens til at K-konsentrasjonen i grunnvann i fjell er høyere i lett forvitrede og K-rike bergarter som fyllitt og glimmerskifte sør for Beitstadfjorden. Den forholdsvis høye K-konsentrasjonen i fjellbrønner i Lierne tilskrives berggrunnen. Det kan konkluderes med at områder med høye kalium-konsentrasjoner i overflatevannet også har høye K-konsentrasjoner i grunnvannet.

#### 4.2.8 Aluminium

Selv om aluminium er et av de vanligste metallene i naturen, med høye konsentrasjoner bl.a. i leirmineraler (fig. 16 og bilag 29), er innholdet av oppløst aluminium vanligvis lavt i norske vannforekomster. Vel og merke dersom vannet har nøytrale pH-verdier. Dersom pH faller under 5 øker imidlertid vannets evne til å løse Al fra mineralene i bergarter og jordarter (Baker og Schofield 1980). Aluminium-buffersystemet erstatter det normale bikarbonat buffer-systemet, og man kan få Al-konsentrasjoner som kan være toksisk for bl.a. fisk. Denne økningen av Al-konsentrasjonen kan iaktas ved å sammenligne aluminiumskart (fig. 16) og pH-kartet (fig. 8), hvor de høyeste Al-konsentrasjoner fremkommer innen områder hvor pH er lav. Spesielt er dette tilfellet innenfor områdene med lite løselige granittiske bergarter og gneiser rundt Namsos og østover til Høylandet. Dette er også underbygget gjennom en korrelasjonskoeffisient mellom pH og Al på -0.30 (tabell 2).

Det totale Al-innhold i overflatevannet er over grensen på 0,1 mg/l (som gjelder for fullrenset drikkevann) for nesten 50% av prøvene. Maksimalverdien er så høy som 0,6 mg/l. Dette er verdier på høyde med det en har i de sure vassdragene i Sør-Norge (Overrein m.fl. 1980, Henriksen m.fl. 1988). Det er imidlertid ikke skilt mellom de uorganiske Al-forbindelsene (labilt Al) og organisk bundet aluminium, noe som gjør det vanskeligere å vurdere giftvirkningen på fisk og andre ferskvannsorganismer. Videre vil høyt Al-innhold i drikkevann kunne forårsake utfelling av Al-hydroksyder i vannledningsnettet, og Al er blitt vist oppmerksomhet i forbindelse med opptreden av visse typer sykdommer på nervesystemet hos mennesker (Flaten 1985).

Aluminiumkonsentrasjonen i grunnvann (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987) er ofte lavere enn for overflatevann. Dette henger trolig sammen med en høyere pH-tilstand i grunnvannet. De høyeste konsentrasjonene i grunnvannet er forøvrig målt i områder hvor også overflatevannet er Al-rikt.

#### 4.2.9 Jern og mangan

I naturen frigjøres jern ved forvitring av jernholdige mineraler (ofte mørke mafiske mineraler), og opptrer i overflatevann hovedsakelig komplekst bundet til humusmolekyler. Jernet holdes da i en kolloidal løsning og felles ikke ut. Toverdige jernsalter har stor løslighet, mens treverdige jernforbindelser felles ut som jernhydroksyd når pH overstiger 3.5-4.0. Jerninnholdet i sterkt humuspåvirket surt vann kan derfor bli svært jernrikt. Konsentrasjonene av jern i overflatevannet har derfor en geografisk fordeling (bilag 30) som ligner variasjonen i pH. Flere av høykonsentrasjonsområdene, med konsentrasjoner over 0,5 mg/l, har lav pH og har samtidig de høyeste kopper- og aluminiumkonsentrasjonene. Områdene behøver ikke nødvendigvis være de områder hvor berggrunn og bekkesedimenter er rikest på jern (Sæther 1987). Berggrunn og løsmasser i Grongfeltet er f.eks. betydelig mer jernrik enn området rundt Namsos uten at dette synes å påvirke Fe konsentrasjonen i overflatevannet fordi vannets pH er høyere.

I grunnvannet opptrer jern oftest som toverdige jern, og jern-innholdet er ikke spesielt høyere enn i overflatevannet (<1,9 mg/l). Store områder har et jerninnhold i både overflatevann og grunnvann som vil gi vannet bruksproblemer for husholdning og næringsmiddelindustrien.

Maksimalkonsentrasjonen for mangan i overflatevannet ble målt til 1.1 ppm, men kun et fåtall prøver hadde konsentrasjoner over følsomhetsgrensen for analysemetoden (0.05 ppm). Det er derfor ikke presentert kart over fordelingen av Mn i overflatevann. Kvalitetskontroller (bilag 8) viser imidlertid en god reproduserbarhet for de fremkomne verdier.

#### 4.2.10 Silisium

Silisium i overflatevann har hovedsakelig sitt opphav i forvitring av lettere løslige silikatmineralene som kloritt glimmermineraler og enkelte feltspater, og samvarierer derfor med grunnstoffer som løses fra slike mineraler (Na, Mg, Ca, Sr, og  $\text{SO}_4^{2-}$ ). På grunn av den lave løsligheten av de sureste bergartene som kvartsitter, gneiser og granitter, er Si-innholdet i overflatevann sterkere knyttet til utbredelsen av de marine avsetningene (leirmineraler) enn Si-rike bergarter (bilag 31).

Si-konsentrasjonene i grunnvann er markert høyere enn for overflatevann, men dataene gir ikke uttrykk for å ha en geografisk fordeling som kan tilbakeføres til forskjeller i berggrunnen. Det er ikke knyttet noen komplikasjoner eller krav til silisium-innholdet i sammenheng med vurdering av vannkvalitet.

#### 4.2.11 Strontium

Strontium i berggrunnen er nært knyttet til kalsium-rike mineraler. Konsentrasjonen av Sr i overflatevannet vil derfor være preget av løslighetsevnen hos disse Ca-mineralene. Samvariasjonen med Ca er meget god ( $r=0.95$ ), slik at Sr-kartet (bilag 32) er svært likt Ca-kartet (bilag 24). Konsentrasjonen av Sr i overflatevann er nært knyttet til utbredelsen av marine avsetninger i Trondheimsfjord-området og langsmed kysten. Konsentrasjonen av Sr i overflatevannet på Vikna er høyt som følge av høyt skjellsandinnhold i vassdragenes sedimenter. Innholdet av Sr og Ca i bekkesedimenter (Sæther 1987) bekrefter dette.

Konsentrasjonen av Sr i grunnvann er betydelig høyere enn i overflatevann fra samme område. Økende innslag av grunnvann i overflatevannet vil derfor bidra til å øke Sr-konsentrasjonene. Det er ikke knyttet noen kvalitetskrav til innholdet av Sr i drikkevann.

#### 4.2.12 Kopper

Konsentrasjonen av kopper i overflatevann har ofte sitt opphav i ulike kismineraler i berggrunnen. Kun ca. 25 prøver har konsentrasjoner over 10 mg/l, som er deteksjonsgrensen for analysemetoden. SIFF's norm for god drikkevannskvalitet ligger på 5mg/l (SIFF 1987). Denne undersøkelsen er derfor ikke egnet til å vurdere kopperinnholdets innvirkning på drikkevannskvaliteten.

Når dataene presenteres på kart (bilag 33) er det interessant å merke seg at konsentrasjonene i overflatevannet ikke er høyest i områder som Grongfeltet og Trondheimsfeltet, hvor kopperkonsentrasjonen i bekkesedimenter (berggrunn og løsmasser) kan bli meget høye (bilag 34). Derimot dominerer kopper i deler av gneisområdene i vest. Selv om det fra prøve til prøve ikke er samvariasjon mellom lav pH og høye Cu-konsentrasjoner i overflatevannet, ligger områdene med høyest kopperinnhold innenfor områder som er dominert av lav pH. Dette er imidlertid ikke områder med spesielt kopperholdig berggrunn.

Høyeste konsentrasjon som ble funnet var over 60 mg/l i prøvelokalitet 6163 i Namdalen innenfor en glimmerskifer som kan inneholde kismineraliseringer. Analyseresultatet ble reproduisert ved reanalyse (prøvenr. 2163 under reanalyse). Kun i Meråker (prøvelok. 66451 og 66472) faller høye Cu-verdier sammen med registrerte kis-mineraliseringer.

Prøvelokalitet 66518 i Verdal kommune, nordvest for innsjøen Feragen er en Cu-anomali (35 mg/l) assosiert med den eneste Ni-verdi som lå over deteksjonsgrensen (65 mg/l). Det ligger ikke kjente mineraliseringer i nærheten av lokaliteten, og Ni-verdien er så høy at den mer sannsynlig må tilskrives forurensing.

Gjennomsnittskonsentrasjonene for Cu i grunnvann er noe høyere enn for overflatevann, men synes ikke å ha en geografisk betinget variasjon som styrer Cu-fordelingen i overflatevannet.

#### 4.2.13 Sink

Konsentrasjonen av sink følger geografisk hovedtrekkene for konsentrasjonen av kopper, og er spesielt høy der pH er lav (bilag 35). Korrelasjonskoeffisienten er 0.44 mellom Zn og Cu, men for begge disse tungmetallene er mange av prøvene målt til under deteksjonsgrensen. På samme måte som for kopper er områder med høye Zn-konsentrasjoner ikke preget av sink-rik berggrunn (Sæther 1987). I en prøve fra Meråker, hvor Zn-verdien er hele 167.7 mg/l, skyldes dette kismineraliseringer i berggrunnen.

Sinkinnholdet i overflatevannet ligger langt under de krav som SIFF (1987) setter til drikkevann (< 0.3 mg/l) for hele undersøkelsesområdet. I de undersøkte grunnvannsbrønner (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987) er sinkinnholdet vesentlig høyere, og kan overstige grenseverdien. Det synes ikke å være noen sammenheng mellom den geografiske fordelingen av sink i grunnvann og den som opptrer for overflatevann.

#### 4.2.14 Sulfat

Samvariasjon mellom sulfat og natrium er høy ( $R=0.84$ ) i overflatevannet (tabell 2). En sammenligning av konsentrasjonsforholdene for sulfat og natrium i vannprøvene viser at det i 620 av 632 prøver er overskudd på sulfat i forhold til natrium. I sjøvann er forholdstallet  $SO_4^{2-} : Na$  lik 1 : 4. Kun i 5 prøver er forholdt som for sjøvann, og i 7 prøver er det overskudd på natrium (eller underskudd på sulfat). Innholdet av sulfat og svovelforbindelser i løsmassene er den mest sannsynlige årsaken, mens variasjoner i berggrunnen synes å spille mindre rolle. Sulfat fra nedbør synes i liten grad å påvirke sulfatinnholdet i overflatevannet.

En sammenstilling av konsentrasjonene av sulfat og klorid på bilag 19 viser et tilsvarende sulfatoverskudd. Samvariasjone mellom  $SO_4^{2-}/Mg$  og  $SO_4^{2-}/Ca$  (bilag 20), og den geografiske fordelingen av  $SO_4^{2-}$ -konsentrasjonene (fig. 17 og bilag 36) indikerer en nær sammenheng med dominerende jordtype. Nesten alle høye konsentrasjoner ligger innen områder dominert av marine avsetninger.

Når resultatene sammenstilles med lignende data fra hele landet (fig. 18), er det tydelig å merke seg at høykonsentrasjonsområdene har et lokalt preg i Nord-Trøndelag og nivået noe lavere langs kysten av Sør-Norge (SIFF/NGU, upubl. materiale).

Grunnvann har betydelig høyere sulfatinnhold enn overflatevann, innen leirområdene i området (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987). Det høyere sulfatinnholdet i grunnvannet innen Lierne kommune kan skyldes sulfidrike bergarter, og synes ikke å influere på forholdene i overflatevannet. Data fra Sverige (Åslund 1988) indikerer imidlertid at grenseområdene i perioder kan være utsatt for sur nedbør fra øst som kan ha betydning for overflatevannet.



#### 4.2.15 Nitrat og nitritt

Elve- og bekkevann vil under naturlige forhold ha nitratverdier som tilsvarer nedbørens nitratinnhold. Tilskuddet fra bergartsdannede mineraler synes ubetydelig. De fleste overflatevannsprøvene har nitratkonsentrasjoner under 1 mg/l, som er i overensstemmelse med registreringer av SIFF (1987). Lavlandet langs østsiden av Trondheimsfjorden, der det mest intensive jordbruket i Trøndelagsfylkene foregår (fig. 19 og bilag 37), viser imidlertid meget høye nitratkonsentrasjoner (maks. 55 mg/l). Dette er konsentrasjoner som bare kan tilskrives avrenning fra gjødslet dyrket mark og/eller avløpsvann. Analyser av grunnvann fra fjellbrønner i dette området viser også gjennomgående høyere nitratkonsentrasjoner i forhold til overflatevann (Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag 1987).

Innholdet av nitritt i overflatevann er normalt meget lavt, og det er heller ikke mange lokaliteter som har konsentrasjoner over deteksjonsgrensen på 0.05 mg/l (bilag 38). Lokalitetene som fremkommer med verdier over denne grensen (maksimum på 5 mg/l), langs kysten og i Trondheimsfjordområdet, representerer trolig vassdrag med betydelig innslag av avløpsvann og/eller husdyrgjødsel. Disse konsentrasjonene ligger langt over selv den høyest registrerte verdi i grunnvann fra området.

#### 4.2.16 Fosfat

Innholdet av fosfat i overflatevannet er for de fleste vassdrag lavt og ligger under følsomhetsgrensen til analysemetoden (0.05 mg/l). De få lokalitetene, med konsentrasjoner over denne grensen (bilag 39), ligger i jordbruksområder. Årsaken er derfor trolig avrenning fra dyrket mark og/eller avløpsvann. Maksimumskonsentrasjonen ligger her på 2.5 mg/l.

#### 4.2.17 Fluorid

Generelt er fluoridkonsentrasjonene i overflatevann meget lav, men kan i enkelte vassdrag overskride 1,5 mg/l som er Folkehelsens norm for maksimalt innhold av fluorid i drikkevann (SIFF 1987). Verdier på ca. 1,0 mg F/l ansees for å være gunstige verdier i drikkevann med tanke på god tannhelse. Hovedkilden til fluorid i overflatevann er mineraler som flusspat, apatitt og glimmermineraler, mens den i nedbør hovedsakelig skyldes forurensing fra industri (Sæther & Andreassen 1989). Når konsentrasjonene er høye skyldes dette oftest mineralet flusspat som kan opptre som sprekkefyllinger i kvartsrrike bergarter som gneis og granitt. De høyeste konsentrasjoner opptrer innen Namdalseid og Namsos kommuner. Høyeste fluoridkonsentrasjonen ble målt til 3,9 mg/l (ppm).

Vann fra dype borebrønner kan skape helseproblemer (Bjordal m.fl. 1992a). Fluoridkonsentrasjonene i grunnvann er normalt noe høyere enn for overflatevann, og spesielt når grunnvannet hentes opp fra fjellbrønner. Grunnvannsdata fra Nord-Trøndelag viser at 14% av fjellbrønnene overstiger kvalitetskravet på  $Fe \leq 1,5$  mg/l.

#### 4.2.18 Bromid

Bromidinnholdet i sjøvann ligger på ca. 67 mg/l. Den vanligste kilden til bromid i overflatevann nær kysten er derfor marine salter som bringes over land med vind og nedbør (Låg & Steinnes 1976). Utluting av fossilt salt fra marine sedimenter er også bidragsyter. Normalt skulle derfor kart over bromidkonsentrasjonene i overflatevann (bilag 41) gi et geografisk mønster som ligner klorid med høye konsentrasjoner langs kysten. Når dette ikke slår til skyldes det dårlig følsomhet ved den anvendte analysemetode (i dette tilfelle er deteksjonsgrensen 0.05 mg/l). Konsentrasjonen av bromid i drikkevann i Norge varierer til sammenligning mellom 0,01 til 0,07 mg/l (Flaten 1985). De 11 lokalitetene på kartet som har ekstremt høye bromidkonsentrasjoner (maksimalverdi 2,6 mg/l), kan ikke forklares ut fra naturlige prosesser og må snarere tilskrives antropogen påvirkning. I grunnvannet ligger konsentrasjonene normalt mellom 0,03 og 0.3 mg/l, og viser omtrent samme regionale fordeling som klorid.

### 4.3 **Sammenligning med data fra andre undersøkelser**

I tiden før og etter at denne undersøkelsen av overflatevannet i Nord-Trøndelag og på Fosen ble gjennomført, har en rekke andre prosjekter og undersøkelser knyttet til naturmiljøet vært gjennomført i Norge og våre naboland. Selv om det ville vært ønskelig å kommentere våre resultater i lys av hele dette materialet, har vi i denne omgang begrenset kommentarene til prosjektarbeid som inkluderer måledata fra det aktuelle området, og sammenholdt våre resultater med disse.

#### 4.3.1 Regionale undersøkelser - jordsmonn og terrestriske moser

Over lengere tid har det vært utført regionale studier av jordbunnskjemien og dennes relasjon til nedbørens kjemiske sammensetning (Låg 1969). Prøvematerialet som har vært brukt har vært humus-prøver samlet inn i forbindelse med Landsskogstakseringen. Det ble tidlig påvist at store regionale forskjeller i den kjemiske sammensetningen av nedbøren over Norge påvirker kjemien i jordsmonnet og graden av utvasking av f.eks. Mg, og avtagende konsentrasjoner av Na, Mg, Ca og

halogener (klorid, bromid) fra kysten og inn over land (Låg & Steinnes 1976). Senere er også terrestriske moser (f.eks. etasjemose) vært brukt som indikator på langtransporterte luftforurensinger (Steinnes m.fl. 1992). Denne undersøkelsen viser at for de fleste langtransporterte tungmetaller avtar nivåene fra sørlandet mot midt-Norge. Vårt undersøkelsesområde ligger i lavområdet for de fleste av disse elementene.

#### 4.3.2 SNSF-prosjektet: " Sur nedbørs virkning på skog og fisk (1972-1980)"

Undersøkelsen i SNSF-prosjektet er hovedsakelig utført i de sydlige deler av Norge, og da innen granittiske områder med lav bufferkapasitet. En stasjon på Fosen og en på Ytterøy var blandt de 20-30 stasjonene hvor nedbøren ble prøvetatt daglig. Ingen forsuring av ferskvann kunne forventes her fordi området har et betydelig innhold av kalkstein. De mest følsomme områdene er omtalt som områder med tynt overdekke og kvartsholdige bergarter.

Surhetsgraden (pH) i avrenningsvann opplyses å være bestemt av konsentrasjonen av mobile anioner (spesielt sulfat), jordartenes basemetningsgrad og avrenningsforholdene. Ionebytting, forvitring og akkumulering/løsning av sulfat m.m. vil innvirke på den kjemiske sammensetning av avrenningsvannet. Det er god samvariasjon mellom sulfat- og  $H^+$ -konsentrasjoner målt i nedbør ved norske nedbørstasjoner. Det kan påvises at når jordartene er sure og nedbøren har et høyt ioneinnhold (f.eks. langs kysten med høye Na-konsentrasjoner), vil avrenningsvannet være surt selv om  $H^+$  er det dominerende kation eller ikke (Overrein m.fl. 1980). Den mest sannsynlige årsak tillegges de mobile anionene, og da spesielt den økte konsentrasjon av sulfat. Den toksiske effekten av aluminium avhenger av pH, og synes å ha et maksimum i vann med pH lik 5.0. Årsakene til fiskedøden er godt dokumentert jfr. Overreins (1980) lange referanseliste.

SNSF-prosjektet må betraktes på begynnelsen til satsningen på å få avdekket virkningene av sur nedbør i Norge. Det er senere påvist betydelig økning i skader på innlandsfisk fra 1980 til 1990 (Kroglund m.fl. 1994).

#### 4.3.3 Overvåkingsprogram for langtransportert forurenset luft og nedbør i Norge

Statens forurensningstilsyn (SFT) har hovedansvaret for gjennomføringen av et overvåkingsprogram for langtransportert forurenset luft og nedbør i Norge. Programmet startet i 1980 etter avslutningen av forskningsprosjektet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk". En av de 36 målestasjonene, som drives av Norsk institutt for luftforskning (NILU), er lokalisert til

Høylandet. Her måles kjemiske hovedkomponenter i nedbøren ukentlig, og månedlige nedbørsprøver analyseres på sporelementene bly, kadmium og sink.

Resultatene offentliggjøres i årsrapporter, og data fra 1990-målingene (SFT 1991) er sammenstilt med våre resultater (fig. 21). På figuren er nedbørsdata fra Høylandet sammenstilt med gjennomsnittsverdiene for de viktigste uorganiske kjemiske bestanddelene ( $H^+$ , Ca, K, Mg, Na, Cl,  $NO_3^-$  og  $SO_4^{2-}$ ) i overflatevannet i Nord-Trøndelag og Fosen, hentet fra tabell 1. For å bedre sammenligningsgrunnlaget er det gjort utplukk av overflatevanndata innenfor Høylandet-området (36 stk.), definert som lavområde, og 93 bekkevannsprøver fra området Frosta-Inderøy (som har spesielt høye kation-konsentrasjoner).

Nedbøren på Høylandet hadde en gjennomsnittlig pH på 4,9 i 1990 (pH 5,1 i 1989) som er markert lavere enn gjennomsnittet for overflatevannet fra hele Nord-Trøndelag og Fosen. Ionekonsentrasjonene er også som ventet lavere i nedbøren. I bekkevann fra området Frosta-Inderøy ligger gjennomsnittlig ionekonsentrasjon betydelig over gjennomsnittet for bekkevann fra hele programområdet. Sammenligningen av nedbør og bekkevann innen Høylandet-området alene viser høyere pH og økt konsentrasjon av kationer og sulfat i bekkevannet, mens klorid- og nitratinnholdet er høyest i nedbøren.  $H^+$ -konsentrasjonen er beregnet ut fra pH-verdien i hver enkelt prøve. Det er derfor ikke nødvendigvis samsvar mellom gjennomsnittlig pH-verdi og gjennomsnittlig  $H^+$ -konsentrasjon.

Overflatevannets hovedkomponenter er også presentert som kakediagram (fig. 20). Den kan sammenlignes med den %-vise fordeling av ioner i sjøvann (bilag 44a) og med nedbørsdata fra Høylandet (bilag 44b). Den prosentvise andel av oppløste stoffer i nedbøren fra Høylandet har store likhetstrekk med forholdene i sjøvann. Nedbøren i de kystnære områder kan betraktes som sterkt fortynnet sjøvann, men med et noe større innhold av sulfat og fri syre. I bekkevannet er det et betydelig tilskudd av Ca, Si, Al, K, Mg, Fe og  $SO_4$  i forhold til sjøvann, mens Cl og Na er redusert i forhold til nedbør og sjøvann.

#### 4.3.4 Høylandet referanseområde (Høylandsprosjektet)

Høylandet ble valgt som et referanseområde bl.a. for sin perifere plassering i forhold til Europas industrisentra og luftforurensingene derfra. Prosjektet utførte studier av jordbunnskjemi, ioneovertsettning fra nedbør til vann og målinger av luftens og nedbørens sammensetning. Sluttrapporten fra prosjektet, som ble gjennomført i perioden 1986 til 1989 i regi av Miljøverndepartementet er ennå ikke fullt ut publisert, men er under sluttredigering (Aagaard & Fremstad (under utarb.). Registreringene gir et meget detaljert bilde av bl.a. de vannkjemiske forholdene i det ca. 800 km<sup>2</sup> store referanseområdet på Høylandet. Parametre som pH, Al, og  $SO_4^-$  viser sterke variasjoner i sine konsentrasjonsmønstre innen feltet. Det er videre skilt mellom uorganisk og organisk bundet aluminium i dette materialet, og foretatt sammenligninger med data fra Birkenes i Sør Norge hvor effekten av sur nedbør er betydelig. Resultatene viser at det på

Høylandet er lite langtransporterte tilførsler gjennom nedbør. Det totale innhold av aluminium i overflatevann kan være nokså likt for Høylandet og Birkenes, men den største del av aluminiuminnholdet på Høylandet er organisk bundet og derfor neppe skadelig for fiske og andre ferskvannsorganismer. I Birkenes dominerer labilt (uorganisk bundet) aluminium, som er toksisk.

Når sluttrapporten fra dette prosjektet foreligger vil det være mulig å sammenholde analyseresultater og gjennom dette få større grunnlag for å kunne tolke de regionale mønstrene ytterligere. Forskningsinnsatsen må økes for bedre å klarlegge viktige delprosesser som styrer kvaliteten på avrenninger og de biologiske prosesser som avhenger av dette.

#### 4.3.5 "1000-sjøer undersøkelsen"

Undersøkelse av eventuelle endringer i vannkvalitet i ca. tusen av landets sjøer fra 1974/75 til 1986 (NIVA 1987), konkluderer med ingen systematisk endring i pH i denne perioden på Sørlandet, mens nitrat og aluminiumskonsentrasjonene har økt. Selv om innsjøene på Vestlandet ikke er like sure som på Sørlandet, retter undersøkelsen oppmerksomhet mot periodevis surstøt som følge av store nedbørsmengder og lav bufferkapasitet på avrenningsvannet. Av de ialt 1005 innsjøene som ble undersøkt i 1986 lå ca. 30 i Nord-Trøndelag og på Fosen. Resultatene viser en pH mellom 5.0 og 6.0 på Fosen og større enn 6.0 i innlandet. Sjøsalt-korrigert sulfat og labilt aluminium ligger begge under 25 meq/l, mens nitratkonsentrasjonen ligger under 50 meq/l med unntak av to lokaliteter. Summen av kalsium- og magnesiumkonsentrasjonene viser et mer variert bilde (Henriksen m.fl. 1988).

Data fra 1000-sjøers undersøkelsen i 1986, supplert med data fra 1989 ble oversendt fra NIVA og er fremstilt som preliminaire løpende mediankart på samme måte som bekke-/elvevannet i denne rapporten. NIVA har enda ikke benyttet disse kartene i publiseringer. Et sulfatkart for hele Norge (fig. 18) gir oss imidlertid muligheten til å se Nord-Trøndelag- og Fosen-materialet i nasjonal sammenheng, og en betydelig lavere sulfat-konsentrasjon i overflatevann innen programområdet er tydelig.

#### 4.3.6 Undersøkelser på svensk side

Miljøvårdsenheten i Jämtlands län har registrert en senkning av overflatevannets pH til under 5 i grensestrøkene mot Norge i de senere år (Åslund 1988). Alkaliteten er lav og forsurningsskader har medført dramatisk reduksjon i antall arter bunndyr og en økende algevekst. Så mye som 60 fjellsjøer av ialt 275 er sterkt påvirket. Ved vind fra syd-sydøst er pH i nedbøren ned i 3,9 - 4,8, mens nedbør fra vest har pH 5 - 5,5. Selv om den dominerende vindretning ved sterk nedbør i Nord-Trøndelag er vestlig, kan det ikke utelukkes at grensestrøkene i perioder utsettes for surstøt

fra øst med kortvarige surstøt i forhold til de mer normale forhold slik det fremkommer ved vår undersøkelse.

Mer omfattende materiale om forsureningstilstanden i svenske sjøer (Naturvårdsverket 1991, Degerman m. fl. 1992) viser at de fleste av Jämtlandssjøene i grensetraktene er påvirket av sur nedbør og har liten evne til å motvirke forsureningen. Selv om det også i Sverige er de sydøstlige landsdeler som er hardest rammet, betinger forholdene i Jämtland en fortsatt overvåking i Lierneområdet, og det bør legges vekt på ytterligere samarbeid på tvers av riksgrensen.

## 5 ANVENDELSE AV RESULTATENE

### 5.1 Vannkvalitet

#### 5.1.1 Drikkevann

I norske kvalitetskriterier for drikkevann er det bare satt krav til stoffer som har direkte helsemessig betydning. Ut over dette er det kun gitt anbefalinger. Våre normer ligger som regel innenfor kravene i EU.

Pr. 1.1. 1992 fikk kun 15 % av befolkningen i Nord-Trøndelag og Fosen drikkevann av akseptabel kvalitet (Folkehelsa, 1992). Hovedproblemet med vannkvaliteten i dette området er høyt humusinnhold (gulbrunt vann), som er uønsket fordi det gir tilslamming og bakterievekst i ledningsnettet samtidig som det vanskeliggjør desinfeksjonen i renseanleggene. Bakteriologiske problemer, lav pH og lav alkalitet er andre årsaker til at kun 6 av 24 kommuner i Nord-Trøndelag samlet sett har en tilfredsstillende drikkevannsforsyning (fig. 22). Innen Nord-Trøndelag fylket leverer 46 av 136 registrerte vannverk vann med pH under 6.5, noe som tilsvarer Folkehelsas nedre grense for akseptabel pH på drikkevann (Fylkesmannen i Nord-Trøndelag 1990).

Vår undersøkelse omfatter ikke hygieniske parametre, slik at en fullstendig vurdering av egnethet som drikkevann ikke er mulig. Dessuten utnyttes bekker og elver kun i mindre grad til drikkevann direkte. Ut fra våre målinger av pH og alkalitet alene fremgår det imidlertid at kun 196 av prøvene tilfredsstiller Folkehelsas normer for godt drikkevann. Etter SFT's kvalitetskriterier deles vannkvaliteten inn i fire klasser (SFT 1989). Tabell 4 viser en matrisse hvor x-aksen representerer kravene til alkalitet i de fire klassene og Y-aksen kravene til pH i de samme klasser. En ekstra klasse (0) for alkalitet er ført opp i matrisen fordi flere av våre prøver hadde høyere alkalitet enn 0.6 mmol/l (600mekv./l) som er kravet til klasse 1. Når klasse 0 og 1 for alkalitet sees i sammenheng har kun 31% av vannprøvene vannkvalitet som er "godt egnet eller egnet" til drikkevann hva krav til pH og alkalitet angår.

**Tabell 4. SFT's kvalitetsklasser for drikkevann.**

**Antall prøver som tilfredstiller de respektive klasser er angitt i tabellen. Kun pH og alkalitet er tatt i betraktning.**

Kvalitetsklasse	pH i kvalitetsklasse	Alkalitet i kvalitetsklasse				
		0	1	2	3	4
Godt egnet	1	49	123	93	11	5
Egnet	2	2	22	100	24	5
Mindre godt egnet	3	0	6	44	33	22
Ikke egnet	4	1	6	33	29	24

Mange av de analyserte vannprøvene har dessuten for høye konsentrasjoner av jern og aluminium til at de kan få godkjent drikkevannskvalitet. Et høyt innhold av kalsium anses av mange for å være fordelaktig. Et for lavt Ca-innhold og for lav alkalitet kan bedres ved alkalisering, mens for høyt Al- og Fe-innhold reduseres vanligvis med oksydering, ionebytting eller utfelling. Høyt humusinnhold i drikkevannskilder er mer ressurskrevende å fjerne.

Fluoridets betydning for tannhelsen er godt kjent. Fordi fluoridinnholdet i norsk drikkevann generelt er lavt, anbefaler helsemyndighetene et fluortilskudd til barn. Nyere resultater viser imidlertid at fluoridinnholdet i vann kan variere sterkt fra sted til sted, og at det kan være så høyt at ytterligere fluor-tilskudd resulterer i skadevirkninger på tenner og skjelett (Bjorvatn m.fl. 1992a). Likeså er det kjent at konsentrasjonene, kan ha store sesongmessige variasjoner (Bjorvatn m.fl. 1992b). Spesielt er dette tilfelle der det er registrert høye konsentrasjoner. Sesongvariasjonene er imidlertid ikke større enn at en lokalitet med høye konsentrasjoner forblir høy (anomal) hele året gjennom, mens lokaliteter med henholdsvis midlere og lave konsentrasjoner fortsetter å ha det samme innbyrdes forhold.

Pr. 1.1.92 forsyntes bare 7-8 % av innbyggerne i Nord-Trøndelag med grunnvann, noe som er klart under landsgjennomsnittet (ca. 15 %) og langt under tilsvarende tall i andre nordiske land. Grunnvann har normalt god hygienisk kvalitet, meget lavt humusinnhold og lav og stabil temperatur. Bruk av grunnvann i drikkevannsforsyningen vil derfor ofte være en rimelig metode for å forbedre vannkvaliteten.

Normalt kan grunnvann ha høyere konsentrasjoner av fluorid enn overflatevann. Spesielt dersom grunnvannet kommer fra borebrønner i fjell. I områder som Namdalseid-Namsos-Overhalla (bilag 40), er det registrert relativt høye fluorkonsentrasjoner i overflatevannet (>1 mg/l) som skyldes flusspatmineraliseringer i berggrunnen. Det er derfor viktig å registrere

fluoridinnholdet i grunnvannet fra fjell dersom dette ønskes brukt som drikkevann i slike områder. Det samme gjelder radon i områder med høyere radioaktivitet i berggrunnen enn vanlig (fig. 23) eller områder kjent for sine malmforekomster (fig. 24).

### 5.1.2 Vann til næringsmiddelindustri

Vann er vårt viktigste næringsmiddel, og rent vann med god kjemisk kvalitet blir en stadig mer etterspurt vare. Foruten til drikkevannsforsyning nyttes vann til næringsmiddelproduksjon som matvareproduksjon, øl- og brusproduksjon samt produksjon av naturlig kildevann (mineralvann). Fiskeoppdrett er et annet anvendelsesområde med krav til vannkvalitet men som vil bli omtalt i kapittel 5.1.3.

Dårlig vann er en alvorlig trusel for næringsmiddelindustrien når vi nå må tilpasse oss EØS-avtalens bestemmelser. For Nord-Trøndelag fylke er dette en stor utfordring når hele 79 % av vannverkene er karakterisert som ikke tilfredstillende (Folkehelse 1992). I tillegg til de problemer som er beskrevet under kapittel 5.1.1 vil driftstekniske forhold som korrosjon på utstyr mv. sette krav til pH og alkalitet.

I alt er 87% av vannverkene i fylket er basert på overflatevann. Grunnvann vil i mange tilfeller være et godt alternativ til overflatevannkilden, både hva kvalitet og kostnad angår. Enkelte bruksmessige problemer som høy hardhet, høyt jern- og manganinnhold eller for høyt saltinnhold kan oppstå spesielt i de dypere brønnene. Videre er det en økende fare for at vårt grunnvann skal bli forurenset. Alt dette taler for større innsats for å lokalisere nye og bedre vannkilder, samt en bedre forvaltning og sikring av disse.

### 5.1.3 Fiskestatus og settefiskproduksjon

Det er påvist en nær sammenheng mellom vannets surhetsgrad og reduksjon i fiskebestanden (Baker & Schofield 1980, Poppe 1990). I overflatevann hvor saltinnholdet er lavt, er reduksjonen sterkere enn i vann med høyere saltinnhold under samme pH-forhold. Det er derfor mulig å belyse endel hovedtrekk vedrørende vannkvalitetens betydning for fiskeoppdrett/fiskestatus i området også gjennom denne undersøkelsen. Fargekartene, som viser medianverdiene for de enkelte vannparametre, viser at store områder har homogene forhold, og som er signifikant forskjellig fra andre områder. Det er grunn til å anta at disse mønstrene overskygger variasjonene som forårsakes av årstidsvariasjoner.

På grunn av at vår prøvetaking/analyser representerer enkeltresultater basert på to prøvekolleksjoner med seks års mellomrom, er det ikke hensiktsmessig å konsentrere seg om hvorvidt verdier overstiger en gitt tålegrense eller ikke. Slike grenseverdier har også vist seg å være vanskelig å fastsette fordi ulike fiskeslag og artenes ulike alderstrinn har forskjellige



tålegrenser. Det hevdes også at individer av samme art, men i forskjellige vassdrag, kan (gjennom tusner av år) ha utviklet forskjellig toleranse mot f.eks. tungmetaller på grunn av den store forskjell i naturlig metallkonsentrasjon som er tilstede mellom vassdragene (Zachariassen m.fl. under utarb.). Videre er det kjent at giftvirkningen kan bli forskjellig når to eller flere giftstoffer virker sammen, og at faktorer som oksygeninnhold, karbondioksyd, partikkelinnhold, organisk stoff og temperatur, som ikke er inkludert i denne undersøkelsen, også kan influere sterkt på giftvirkningen (Poppe 1990). Den syrenøytraliserende kapasitet (ANC, d.v.s de viktigste basekationer minus sterke syrers anioner) som er brukt til å sette slike tålegrenser (Henriksen m.fl. 1990) er derfor ikke utarbeidet for dette materialet.

Det er tidligere rapportert betydelig tungmetalleksponering (Cd, Cu, Zn) hos fisk innen Grongfeltet i forbindelse med gruvedriften i området (Sørstrøm & Rikstad 1985). Særlig markert har dette vært for Huddingsvatnet, Huddingselva, Tunnsjøen og Gjersvika. Konsentrasjonene som er funnet i fiskelever og -muskulatur er imidlertid oppgitt til å være langt lavere enn det som er skadelig for fisken eller for den som spiser fisken. Vannkvalitetsundersøkelsen gir ingen indikasjoner på forhøyede tungmetallinnhold i elvene/bekkene innen dette området, selv om det utvilsomt skjer endel forurensning fra de mange gruver og skjerp i området. En relativt høy pH i vannet medfører at metallene felles ut meget raskt og binder seg bl.a. til sedimentene i bekke-elvefaret. Akkumuleringen av tungmetaller skjer derfor trolig gjennom hele næringskjeden fra kompleksbundet metall, via små organismer, og ender opp i fisken selv med moderate konsentrasjoner i overflatevannet.

SFT har utarbeidet et klassifiseringssystem for kvalitet av ferskvann som skal anvendes til oppdrett av laksefisk (SFT 1989). Dette er delt inn i 4 klasser basert på grenseverdier for en rekke vannparametre (bilag 45). Ved klasse 1 er ingen form for vannbehandling nødvendig, mens vann i klasse 4 ikke er tilrådelig å anvende til oppdrett av matfisk/settefisk. Kriteriene ved klasseinndelingen er gjengitt i bilag 46. Våre data for pH, alkalitet, kalsium, jern, mangan, kobber og sink ble delt inn etter dette klassifiseringssystemet og en klassesum ble beregnet. Bilag 47 viser et utsnitt av analysetabellen, og viser kolonnene med klassefisering av analyseresultatene og beregnet klassesum. Klassesummen ble brukt ved kartfremstilling av resultatet (fig. 25). Kartet, som baserer seg på en beregning av den løpende medianverdi for parameteren klassesum for hver lokalitet, deler området inn i flere regioner med skarpe forskjeller i vannkvalitet til bruk i fiskeoppdrett i ferskvann. Området omkring Namsfjorden og Overhalla framstår som de mest ugunstige områdene for fiskeoppdrett i ferskvann. Det er viktig å merke seg at det er store områder (med rød farge) hvor klassifiseringen tilsier at vannkvaliteten er mindre god. Lav pH, lav alkalitet og høye jernverdier er de største medvirkende årsaker til dette mønsteret. Lignende kartmateriale er også fremstilt for Nordland og Troms (Nilsen 1990).

Aluminium ble utelatt i denne klassifiseringen av våre data fordi det ikke her er skilt mellom uorganisk og organisk bundet aluminium. Dersom man antar at noe av aluminiumskonsentrasjonen i overflatevannet (fig. 16) også skyldes uorganiske forbindelser (labilt aluminium som er mest skadelig for fisken (Poppe 1990), vil mønsteret for dårlig vannkvalitet bli

ytterligere forsterket. Giftigheten som følge av surt, aluminiumsrikt vann er i følge Poppe helt avhengig av kalsiumverdiene. Aluminium er løst i store mengder fra jordartene under forsurende tilstander, og aluminium buffersystemet erstatter det normale bikarbonat buffer-systemet når innsjøen's pH kommer under 5. Det er vist av Baker og Schofield (1980) at organisk bundet aluminium ikke er toksisk for fisk. Ved pH 5 eksisterer  $Al_3^+$ ,  $Al(OH)^{++}$  og  $Al(OH)_2^+$  i tilnærmedesvis like deler. Den toksiske effekten blir hovedsakelig forbundet med en eller begge hydroksydene. I tillegg er det ofte Al-fluorid -komplekser. I pH-området under 5.5 vil labilt Al være giftig i konsentrasjoner på 30mg/l dersom kalsiumkonsentrasjonen er under 1 mg/l. Surstøt i form av raske markerte endringer i pH og Al-innhold har dessuten lenge vært påaktet som viktigere enn selve pH-nivået og tilhørende Al-konsentrasjon.

Det er ikke registrert fisketomme elver eller vatn i fjellområdene innen det utsatte (mørkt røde) området (L.I.Paulsen pers. meddel.), men en viss reduksjon i fisketetthet og problemer med å få settefisk til å overleve, har vært registrert flere steder. En gradvis utviklet toleranse for relativt sure forhold kan være bygget opp hos de stedege fiskestammene, mens innført settefisk kan ha andre toleransegrenser og klarer derfor ikke å tilpasse seg (Zachariassen m.fl. under utarb.). Kart av typen som vist i fig. 25 kan derfor bidra til en bedre vurderingen av hvilke områder som har fiskesstammer med tilnærmedesvis samme toleranser, og påfølgende valg av settefisk.

Det er ikke mulig på grunnlag av dette kartet å bedømme hvor grensen for dårlige og akseptable forhold eksakt går i terrenget. Enkelte lokale variasjoner kan iakttas ved at små fargepunkt (som viser klassesummen i det enkelte prøvepunkt) har en annen farge enn rasterbildet (den løpende-medianverdien) forøvrig.

Undersøkelserområdet til Høylandsprosjektet (Aagaard & Framstad, under utarb.) ligger innenfor et område som er klassifisert som meget dårlig. Når dataene fra Høylandsprosjektet er offentliggjort, bør det vurderes nye sammenstillinger av data og koblinger bør opprettes mellom NGU's datasett og NINAS database for fiskestatus i Nord-Trøndelag. Fiskestatuskartlegging som beskrevet av Kroglund m.fl. (1994) bør gjennomføres i flere av i områdene.

## 5.2 Forurensing

### 5.2.1 Jordbruksforurensing

Forurensing som følge av jordbruk knyttes gjerne til økte konsentrasjoner av nitrat. Nitratkartet (bilag 37) viser sterkt forhøyede verdier (dvs. over 1,0 mg/l  $NO_3^-$ ) i fjordområdene i de sentrale deler av fylket der jordbruksaktiviteten er størst (Stjørdal, Levanger, Inderøy og Beitstad). Spesielt synes fjordarmen Børgin i Inderøy kommune å være utsatt (figur 26). I den øvrige del av fylket er nitrat-konsentrasjonene hovedsakelig lave.

De spredte forhøyede konsentrasjonene av nitritt ( $NO_2^-$ ) i bekker og elver langs kysten (bilag 38) er det ikke lett å finne noen entydig forklaring på. Høye nitritt-verdier er ofte en

indikasjon på kloakk-forurensing (SIFF 1987), og kan være en indikasjon at kloakk går urensset ut i resipienten. Forhøyet nitritkonsentrasjon i vassdraget kan imidlertid også ha naturlige årsaker. Oksydasjon av jern og mangan, og utfelling av disse som oksyder og hydroksyder primært fra myrområder, reduserer nitrat til nitritt. En enkeltstående grovmasket undersøkelse som denne er imidlertid ikke tilstrekkelig til å gi vurderingsgrunnlag for denne typen forurensing.

Jordbruksforurensninger (f.eks. nitrat) kan også ha stor innvirkning på fiskebestanden i flere vassdrag slik det er registrert ved lokale undersøkelser av miljøvern avdelingen av Haukland m.fl. (1986) i Verdalsvassdraget. Denne effekten vil nødvendigvis ikke gå frem av kartet på figur 24 ettersom nitrat ikke var med blandt kriteriene for klassifiseringen. Verdalselva framkommer derfor med tilfredstillende forhold (blå farge). Det opplyses imidlertid at ungfisk her vokste dårligst i lite forurensede bekker, mens den vokste best når forurensningen var moderat. De sterkeste forurensede bekkene var imidlertid fisketomme. Innen Steinkjer kommune har Fylkesmannens Miljøvern avd. (Paulsen m.fl. 1989) undersøkt forurensingsgrad og vannkvalitet i 31 elver og bekker. Av 29 tidligere fiskeførende elver konkluderes det med at 11 (38%) er helt eller delvis tom for fisk, sannsynligvis på grunn av jordbruksforurensing.

### 5.2.2 Gruveforurensing

I programområdet er det i NGU's bergarkiv registrert en mengde gruver og skjerp. Et utdrag av de viktigste forekomstene og tilhørende malmprovinser er gitt i figur 24. Av disse er det først og fremst kisgruvene som har størst betydning som forurensningskilde for vassdrag p.g.a. sitt innhold av kopper-, sink- og blyulfider. De største forekomstene er Skorovass (nedlagt i 1983) og Joma, men det er kjent en rekke andre mindre forekomster innen Grongfeltet, i Meråkerområdet, på Ytterøy, Leksvik-Mosvik-området og Fosdalen. Forekomstene er knyttet til kaledonske sedimenter og vulkanitter og som ofte er omgitt av et basisk bergartsmiljø med mye kalkstein. Selv om det kan påvises en god del tungmetallforurensing og forsuring av vassdrag som drenerer gruvne og spesielt de gamle gruvetippene, viser de regionale vanndataene at dette hovedsakelig har en lokal effekt. De geokjemiske kartene for pH, Cu og Zn tyder på at svovelsyren, som dannes når kisen oksyderer, relativt raskt nøytraliseres av kalkmineralene og at tungmetallene felles ut (på steiner) i bekke-/elvedfarene i nærmiljøet av forekomstene. De laveste pH-verdiene og de høyeste konsentrasjoner av Cu og Zn i overflatevann opptrer i områder utenfor de største malmførene områdene, og har ikke noe med bergverksindustri å gjøre. Kun unntaksvis i enkeltlokaliteter, som f.eks. i Meråkerområdet, kan konsentrasjonene av Cu-, Zn- og  $\text{SO}_4^-$  i overflatevannet tilbakeføres til gruveforurensing.

## 5.3 Miljøovervåking

### 5.3.1 Overvåking av vassdrag

Resultatene fra denne undersøkelsen kan representere et regionalt referansemateriale ved fremtidig overvåking av vassdrag. Miljøvernavdelingen i Nord-Trøndelag fortsetter den årlige prøvetakingen av 12 prøvestasjoner fordelt over hele fylket, hvorav 9 lokaliteter er plukket ut som følge av denne undersøkelsen (bilag 1). Andre kriterierne for valg av prøvestasjonene har vært basert på miljøvernavdelingens egne data om fiskeressursene, NIVA's "1000-sjøers undersøkelse" og data fra Miljøvårdsenheten i Jämtlands län i Sverige. Overvåkingen forventer over tid å fange opp eventuelle vannkjemiske variasjoner og trender som fraviker det man kan betegne som normalt for delområder og fylket under ett. Resultatene så langt (bilag 12-14 og analysetabellene 57 til 59) viser til nå hovedsakelig normal variasjon uten klare tegn til systematiske endringer. Prøvetakingen i 1992 av lokalitet 1 som viser imidlertid ekstremverdier som kun kan forklares med lokal forurensing.

Resultatene underbygger de lokale særtrekk i konsentrasjonsnivå som bl.a. skyldes lokale geologiske forhold. Lavkonsentrasjonsområder forblir lavkonsentrasjonsområder og visa versa.

Tre områder synes å peke seg ut som spesielt viktige å overvåke; 1) Området Namdalseid-Namsos-Overhalla, som fra naturens side har sure vassdrag. 2) Områder på østsiden av indre deler av Trondheimsfjorden, som blant annet p.g.a. høye nitratverdier synes å være sterkt utsatt for landbruksforurensinger. 3) Området langs grensen i Lierne og Snåsa kommuner, som kan være utsatt for surstøt når nedbøren kommer fra syd og sydøst.

### 5.3.2 Jordsmonnets motstand mot forsurening

En av konklusjonene fra Høylandsprosjektet er at det ikke kan påvises langtransporterte tilførsler av forurensende komponenter gjennom nedbør (Aagaard & Fremstad, under utarb.). I materialet fra vår regionale undersøkelse er det heller ikke indikasjoner på slik påvirkning. Det er imidlertid registrert at store områder ut fra naturforhold har et meget surt overflatevann, og jordartene vil ha liten evne til å motstå en eventuelt ytterligere forsurening eller kraftige surstøt. Dette var årsaken til at NGU i 1990 initierte et samarbeid med Fylketslandbrukskontoret i Nord-Trøndelag og NIJOS for å få målt de øvre jordlags motstand mot forsurening. Dette var tidligere gjennomført i Sør-Norge (Bølviken m.fl. 1990b) og i Sogn og Fjordane (Ryghaug 1990). En viktig konklusjon fra disse arbeidene var at økt utluting av hovednæringsstoffer (som f.eks. Mg) p.g.a. surere nedbør, medfører en midlertidig økning i lettøstlig Mg, for så på sikt å resultere i et akselererende underskudd.

NIJOS ble oppfordret til å prioritere Nord-Trøndelag ved sitt prosjekt "Overvåking av skogens sunnhetstilstand" og 148 prøver fra 52 lokaliteter ble samlet inn i 1991. Disse prøvene ble

benyttet i en hovedoppgave ved NTH (Tørseth 1992), og senere av Bølviken og medarbeidere (1991). Resultatene peker bl.a. på at følsomheten for forsuring er større i Nord-Trøndelag enn i Sør Norge. Faren for magnesiummangel er imidlertid ikke så stor som i Sør-Norge.

NIJOS tar kun prøver under skoggrensen, og prøvetettheten ble vurdert som for liten dersom man ønsket å få målt de ulike jordarters motstand mot forsuring innen fylket. Fylkeslandbrukskontoret i Nord-Trøndelag tok derfor på seg oppgaven å samle inn prøver fra henholdsvis humuslag, bleikjordslag, utfellingslag og undergrunn på ca 800 ulike lokaliteter spredt ut over hele fylket. Alle humusprøver og undergrunnsprøver, samt et representativt utvalg av lokaliteter som inneholdt prøve i alle fire jordsjiktene har i løpet av 1994 fått surhetsgrad, forsuringfølsomhet og de viktigste utløste kationer bestemt etter hovedsakelig samme prosedyre som prøvene fra Sør Norge og fra Sogn og Fjordane.

Det er ventet at resultatene fra denne jordsmonnsundersøkelsen og undersøkelsen av overflatevannets uorganiske bestanddeler tilsammen vil bidra til en bedre forståelse av de kompliserte mekanismene som fører til forsuring av jordsmonn/ vassdrag, og den økende utvasking av viktige næringsemner fra jorda.

### 5.3.3 Bruk innenfor miljørettet helseplan

Vannkvalitet ansees for å være et av de viktigste virksomhetsområdene innenfor miljørettet helsevern. I Nord-Trøndelag er Steinkjer kommune kommet langt i målformuleringer og prioriteringer på dette området. I en miljøplan for Steinkjer kommune (Steinkjer kommune 1989) betegnes arbeidet med å begrense forurensingen til vann og fra fast avfall som en hovedutfordring. Gjennomførte detaljundersøkelser viser at forurensingssituasjonen i vassdragene er foruroliggende. Forholdene i Snåsavatnet f.eks. er betydelig forverret de senere årene på grunn av økt utslipp av næringssalter.

De regionale vannkvalitetsdata vil i sammenheng med en lokal miljøplan først og fremst kunne virke som en regional oversikt, og som viser hvordan de lokale variasjonene forholder seg til hele fylket. I Steinkjer kommune viser resultatene liten fare for forsuring av vassdragene, men innholdet av næringssalter i overflatevannet (fig. 10-14) viser at Steinkjer området hører med til fylkes mest belastede områder. Dataene er grove og kan bare synliggjøre regionale problemer, samt bidra til en forsterking av argumentene om at noe må gjøres.

Konsentrasjonen av fluorid i overflatevannet indikerer behov for økt aktsomhet i et 60x80 km<sup>2</sup> stort område i Namsostraktene. Ekstra oppmerksomhet, med supplerende fluormålinger, kreves dersom grunnvann blir nytt til drikkevann i dette området.

Det er rettet endel oppmerksomhet mot innholdet av den radioaktive gassen radon i drikkevann og luft i bolighus. Området med høy naturlig radioaktiv stråling fra berggrunnen vil under spesielle forhold gi grunnlag for høye radonkonsentrasjoner i boligens drikkevann (Ryghaug 1984). Radonmålinger er ikke gjennomført ved denne regionale vannkvalitetsundersøkelsen. Høye

konsentrasjoner av radon har ofte lokal karakter, og målingene må utføres på prøvepunktet umiddelbart etter prøvetakingen. NGU har tidligere gjennomført radiometriske målinger langs veier i programområdet (Grønlie 1984), etterfulgt av et tolkningskart (Hysingjord 1987) som viser at enkelte områder (spesielt Namsosområdet og lokalt i Verran) er mer utsatt for forhøyet naturlig radioaktiv stråling fra berggrunnen enn normalt (figur 21). Situasjonen krever først og fremst aktsomhet ved benyttelse av grunnvann som drikkevannskilde i disse områdene. Senere har store deler av fylket fått radioaktive komponenter (U, Th, K, og Cs) målt med helikopter. Resultater fra Meråker- og Snåsaområdet (Walker & Smethurst 1993), viser at Cs-konsentrasjoner påkaller miljømessig oppmerksomhet i tilknytning til drikkevann, saue- og reinsdyrsdrift og ferkvannsfiske.

#### 5.4 Geografisk informasjonssystem

Innføring av geografiske informasjonssystemer (GIS), et edb-basert digitalt system for innsamling, lagring, tolkning/analyser og presentasjon av stedfestede data, har bidratt til å øke anvendelsen av geologisk informasjon i areal- og ressursforvaltningen betydelig. Systemene øker tilgjengeligheten og sambruken av de ulike datasett, og gir den lokale planlegger/forvalter helt nye muligheter til å foreta sine beslutninger på et bredest/best mulig grunnlag.

NGU har nå tatt i bruk denne teknologien i sitt arbeid med å registrere naturforholdene knyttet til berggrunn, løsmasser og grunnvann (Ryghaug 1992, 1995). Data legges inn i fagdatabaser (Oracle®-databaser), produksjonen av basiskart skjer digitalt og bidrar til en sterkere satsning på avledede og mer brukertilpassede temakart (bilag 48). Systemer som ARC/INFO®, ERDAS® og INTERGRAPH® er tatt i bruk, og det tas sikte på å kunne overføre data til andre systemer, som f.eks. Pumatoc/WinMap SQL, ved hjelp av SOSI-formatet (Statens kartverk 1992).

Som flere av illustrasjonene i denne rapporten viser er vannkvalitetsdataene lagt inn i GIS-systemet både i rasterform (løpende mediankart som Erdas-filer) og i vektorform som punktinformasjon i Arc/Info (fig. 27). De digitale kartbasene kan mottas ved henvendelse til NGU. De er utviklet for å kunne fungere som et digitalt referansemateriale for fylkeskommunene og fylkets miljøvernmyndigheter i forbindelse med deres egne lokale undersøkelser. Gjennom brukervennlige desktop GIS-systemer som ArcView, som håndteres under Microsoft Windows, er det mulig å gjøre logiske søk, grafiske framstillinger og brukertilpassede presentasjoner av datasettene. Fig. 27 viser skjermvinduet i ArcView (versjon 1), hvor alle lokaliteter med pH større enn 5.50 er framhevet i fargen magenta både i tabell og kartbilde.

NGU har pr. idag framstilt digital kartdatabase for regional berggrunn (fig. 2), regional (fig. 3) og detaljert kommunevis løsmasseinformasjon for Nord-Trøndelag fylke (Ryghaug 1992 og 1995). Videre blir informasjon om grunnvannsbrønnene i fylket organisert på denne måten. Dette muliggjør en interaktiv sammenstilling av relevant informasjon om vannressursene på en helt annen måte enn tidligere. Ved å legge til relevant informasjon inn i et GIS vil det være mulig

å skaffe seg oversikt over vannressurspotensialet, de viktigste kundene og mulige forurensingsfarer (fig. 28), og dermed legge forholdene bedre til rette for en overvåking av vannkvaliteten over tid.

## 6 HOVEDKONKLUSJON

De uorganiske bestanddelene i overflatevann innen Nord-Trøndelag fylke og Fosen representerer geografiske fordelinger som danner markerte miljøkjemiske provinser. Provinsene er signifikante i regional skala. Konsentrasjonene er i hovedtrekk naturlig betinget, og representerer det som fortiden må oppfattes som hovedtrenden (den dominerede situasjon) i området. De naturlige sesongvariasjoner vurderes ikke til å være store nok til å endre provinsenes kjemiske hovedsignatur. Det er ikke mulig å påvise effekter av eventuell sur nedbør i det foreliggende materialet.

Overflatevannets alkalitet, ledningsevne og innhold av Ca-, Mg-, Na-,  $\text{SO}_4^{2-}$ -,  $\text{NO}_3^-$ -, Sr-, Si- og K-ioner viser høye konsentrasjoner i de sentrale fjordstrøk. Årsaken henger nøye sammen med utbredelsen av de marine hav- og strandavsetningene (leire og silt), landbruksaktiviteten i dette området og lettløslige bergarter. Undersøkelsene gir ikke grunnlag for å skille ut hva som skyldes naturlige forhold og hva som kan være antropogene forurensinger, men i deler av området (bl.a. ved fjordarmen Børgin og i indre deler av Hjellebotn, Beistadfjorden) krever forholdene at tiltak gjennomføres for å bedre vannkvaliteten.

I store deler av kyststrøkene i Nord-Trøndelag og det meste av Fosen har overflatevannet lave pH-verdier. Surhetsgraden er i dominerende grad naturlig betinget og skyldes hovedsakelig varierende bergartstype, løsmassetype og -tykkelse. Jordsmonnet i dette området vil ha liten bufferevne, og dermed liten evne til å motvirke en eventuell sur nedbør. Dersom man sammenstiller pH-data, berggrunnsdata og vannsystem i et geografisk informasjonssystem, og forstørrer kartbildet flere ganger, fremkommer en sterk samvariasjonen mellom henholdsvis lav pH og sure bergarter med lav løslighet, samt høy pH og lettere løslige glimmerskifre etc.

I et område på ca 4800 km<sup>2</sup> innen Namdalseid, Namsos og Overhalla kommuner er vannkvaliteten i følge undersøkelsen så dårlig at overflatevannets betydning som drikkevann eller vann til næringsmiddelindustrien er avhengig av omfattende rensetiltak. Vannkvaliteten antas også å ha negativ innvirkning på fiskebestanden i vassdragene i dette området.

Fluoridkonsentrasjonene i overflatevannet er flere steder innen det samme området høye nok til å nødvendiggjøre økt påaktsomhet når dette anvendes som drikkevann, og spesielt ved eventuell overgang til grunnvann fra fjellbrønner. Lokalt bør også naturlig radioaktivitet fra berggrunnen, med kontroll av radonkonsentrasjonene i grunnvannet, tas hensyn til i den forbindelse.

Analysemetoden som er brukt har for dårlig følsomhet når det gjelder tungmetallene til å kunne uttale seg om tungmetallenes betydning for vannkvaliteten. Forurensing fra kjente gruveområder er imidlertid registrert.

Ny informasjon om vårt miljø (Universitetsforlaget 1994) og miljøvernpolitiske redgjørelser (Miljøverndepartementet 1994) er under kontinuerlig utvikling, og flere databaser med naturressurs- og miljødata er under oppbygging. Dette medfører et økende behov kraftige digitale verktøy og -systemer for å sikre en forsvarlig forvaltning av dataene. Innføring av geografiske informasjonssystemer, sterkere fokusering på standardiserte temakoder, bedre kvalitetssikring av data og standard overføringsformater vil etterhvert øke mulighetene til å sammenstille informasjon fra ulike kilder. Dette vil føre til en bedre utnyttelse, ajourhold og presentasjon av miljøinformasjonen.

Datamaterialet presentert i denne rapporten er lagret på digital form og egner seg godt til ytterligere bearbeiding og fordypning. Fargekartene er lagret som grafiske bildefiler i ERDAS billedbehandlingsformat, men kan også overføres til de fleste vanlige grafikkformat. Alle rådataene er lagret som Excel regnearkfiler og som punktkart (kartdatabase) i Arc/Info-format. Ved henvendelse til NGU er det mulig å få tilgang til disse data, og eventuelt få bistand til å søke i kartdatabasene for så å kunne foreta supplerende beregninger og andre mer detaljerte sammenstillinger.



## 7. REFERANSER

- Baker, J.P. og Schofield, C.L., 1980: Aluminium toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondack surface water quality. In: *Drabløs, D. and Tollan, A. (eds): Ecological impact of acid precipitation, SNSF-project, p. 292-293*
- Bjorvatn, K., Thorkildsen, A.H. Raadal, M. og Selvig, K.A. 1992a: Fluorinnhold i norsk drikkevann. *Den norske tannlegeforenings tidende 1992: 102: nr. 3.*
- Bjorvatn, K., Thorkildsen, A.H. og Holteberg, S. 1992b: Sesongmessige variasjoner i fluoridinnholdet i sør- og vestnorsk grunnvann. *Den norske tannlegeforenings tidende 1992: 102: nr. 4.*
- Boyd, R., 1985: Plan for et samordnet geologisk undersøkelsesprogram for Nord-Trøndelag og Fosenhalvøya, 1985-94. *NGU Rapport nr. 85.014.*
- Buan, J.E. og Rueslåttén, H.G 1984: Vannkvalitet i fjellbrønner, Nord-Trøndelag. *NGU Rapport 84.099, 33s*
- Bølviken, B., 1973: Statistisk beskrivelse av geokjemiske data. *NGU skrifter nr. 285, 10s*
- Bølviken, B., Kullerud, G. and Loucks, R.R. 1990a: Geochemical and metallogenic provinces: a discussion initiated by results from geochemical mapping across northern Fennoscandia. In: A.G. Darnley and R.G. Garrett (Editors), *International Geochemical Mapping. J. Geochem. Explor., 39: 49-90.*
- Bølviken, B. og medarbeidere, 1990b: Forsuringsstatus, forsuringfølsomhet og lettløslige basekationer i naturlig jordsmonn, Sør-Norge. *NGU Rapport 90.156, 32s*
- Bølviken, B. og medarbeidere, 1991: Surhet, forsuringfølsomhet og lettløslige basekationer i naturlig jord fra Nord-Trøndelag. *NGU Rapport 91.250, under utarbeidelse*
- Dixon, J. B. and Weed, S. B. 1977: Minerals in Soil Environments. *Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin USA*
- Degerman, D., Engblom, E., Lingdell, P.E., Melin, E. og Olofsson, E. 1992: Forsuring i fjällen. *Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium, rapport nr. 1, 112s*
- Ekker, S. 1992: Oppdatering av brønnregisteret for Nord-Trøndelag, (*upublisert*)
- Ekremsæther, J., 1988a: Geokjemisk kartlegging i Nordland og Troms. Dokumentasjon for innholdet av kationer og ledningsevne i bekkevann. *NGU Rapport 88.075, 44s*
- Ekremsæther, J., 1988b: Geokjemisk kartlegging i Nordland og Troms. Dokumentasjon for innholdet av anioner i bekkevann. *NGU Rapport 88.213*
- Flaten, T.P., 1985: Drikkevann i Norge - en landsomfattende undersøkelse av geografiske variasjoner i kjemisk sammensetning. *NGU Rapport 85.207, 244s*
- Freeze, R. A. and Cherry, J. A. 1979: Groundwater. *Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J. 0732*
- Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, teknisk avdeling, (1987): Grunnvannsbrønner i Nord-Trøndelag -vannkvalitet. *Rapport*

- Folkehelse, 1992: Resultater fra Driftsoppfølgingsprogrammet (DOP) på vassverk i Nord-Trøndelag, *Foreløpig rapport*.
- Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, 1990: Fylkesmannens vassverksregister (*upublisert*).
- Graff, P.R. og Røste, J.R. 1985: Utluting av silikatmineraler med mineralsyrer. *NGU Rapport 85.105, 50s*
- Graff, P.R. og Røste, J.R., 1986: Utluting av silikatbergarter i 6N saltsyre. *NGU Rapport nr 86.150*
- Graff, A. og Røste, J.R. 1991: Utluting og beregning av mol-brøk for bergarter, bekke- og flomsedimenter. *NGU Rapport 91.161, 9s*
- Grønlie, A., 1984: Naturlig radioaktiv stråling fra berggrunnen i Nord-Trøndelag fylke. *NGU Rapport 84.100*
- Haukland, J.H., Andreassen, S.A. og Rikstad, A., 1986: Fisk og forurensing i sidebekkene til Verdalselva. *Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernavdeling. Rapport nr. 2*
- Henriksen, A. 1983: Forsuringsmodeller - kan de brukes? Nordforsk: *19 Nordiska Symposiet om Vattenforskning. Helsingfors 1983, s. 305-325*
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S and Brakke, D.F. 1988: Lake Acidification in Norway - Present and predicted chemical status. *Ambio Vol. 17, No. 4, p 259-266*
- Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. 1990: Tålegrenser for overflatevann - kjemiske kriterier for tilførsel av sterke syrer. *Naturens tålegrenser, NIVA - fagrapport 2, 49 sider*
- Hysingjord, J. 1987: Radioaktiv stråling fra berggrunnen. Nord-Trøndelag. *Kart i M 1:500.000, NGU*
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G., Staurnes. M., Gausen. D og Sandøy, S. 1994: Sur nedbør i Norge. Staus, utviklingstendenser og tiltak. *Utredning for DN nr. 1994-10, 99s*
- Låg, J., 1969: Noen generelle jordbunnskjemiske problemer i relasjon til nedbørens kjemiske sammensetning. *Den Norske Veterinærforening, 21. årgang, nr. 3, s. 117-124*
- Låg, J. og Steinnes, E., 1976: Regional distribution og halogens in norwegian forest soils. *Geoderma, 16, s 317-325*
- Miljøverndepartementet 1994: Miljøvernpolitisk redegjørelse, faktadel side 15. *Miljøverndepartementet T-1022 ISBN 82-7243-980-8*
- Naturvårdsverket 1991: Förurning och kalkning av svenska vatten. *Naturvårdsverket informerar, monitor 12, 144s*
- NGU (1992): Analyser av grunnvannsprøver tatt i forbindelse med prosjektet "Grunnvann i Norge" *Upublisert*.
- Nilsen, R., 1989: pH stabilitet i vannprøver ved langtidslagring. *Intern NGU Rapport 89.001*
- Nilsen, R. 1990: Geokjemisk kartlegging i Nordland og Troms. Kvalitet av overflatevann. *NGU Rapport 90.162, 146s*

- NIVA 1987: 1000 lake survey 1986, Norway. *The Norwegian State Pollution Control Authority, Report 283/87, 33s*
- Overrein, L., Seip, H.M. og Tollan, A., 1980: Acid precipitation - effects on forest and fish. *Final report of the SNSF-project 1972-1980, fagrapport FR 19.*
- Paulsen, L.I., Korssjøen, B. og Rikstad, A., 1989: Fisk og forurensing i elver og bekker i Steinkjer. *Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernnavdeling. Rapport nr. 5*
- Paulsen, L.I., personlig meddelelse 1990: *Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, miljøvernnavdeling*
- Poppe, T.T. 1990: Fiskehelse - sykdommer, behandling, forebygging. *John Grieg forlag.*
- Reinertsen, H. og Langeland, A., 1981: Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag sommeren 1980. *Det Kgl. Norske Videnskabers selskab, museet, rapport zoologisk serie 1981-11, 32s*
- Rosenquist, I.Th. 1977: Sur jord - surt vann. *Ingeniørforlaget, Oslo. 123s*
- Ryghaug, P. 1984: En uran-anomali i Telemark og dennes innvirkning på radon-innholdet i drikkevann. *VANN nr 2. 1984 - 18. årg.*
- Ryghaug, P., 1986: Geokjemisk kartlegging, Sogn og Fjordane, Sluttrapport. *NGU Rapport nr. 86.087.*
- Ryghaug, P. and Bølviken, B. 1987: Geographical distribution of some elements in stream water, Sogn og Fjordane, Norway. In: *J. Låg (ed), Geomedical Consequences of Chemical Composition of Freshwater. Universitetsforlaget.*
- Ryghaug, P., Nilsen, R og Ekremsæter, J., 1990: Jordsmonnets motstand mot forurensing i Sogn og Fjordane. *NGU Rapport nr. 90.120.*
- Ryghaug, P. 1992: Geografiske informasjonssystemer skaper geologi for samfunnet. *NGU's årsmelding for 1992*
- Ryghaug, P. 1995: Expanded use of superficial deposit information in local government with geographical information systems. *NGU bulletin, in press.*
- SFT, 1989: Vannkvalitetskriterier for ferskvann. *SFT-håndbok TA-630, 1989.*
- SFT, 1991: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Årsrapport 1990. Rapport 466/91*
- SIFF 1987: Kvalitetsnormer for drikkevann. *Veiledningshefte G2, Oslo*
- Sigmond, E.M.O, Gustavson, M. og Roberts, D. 1983: Berggrunnskart over Norge - 1:1 million - *Norges geologiske undersøkelse*
- Solli, A. og Lutro, O. unpubl. digitalt berggrunnskart over Nord-Trøndelag. In: Lundquist, T., Kousa, H., Lukkarinen, O., Lutro, O., Roberts, D., Solli, A., Stevens, M. og Welhed, P. 1996: Berdrock map of Central Fennoscandia, Scale 1:1 000.000. *Geological Surveys of Finland (Espoo), Norway (Trondheim) and Sweden (Uppsala). 1996.*
- Steinnes, E., Rambæk, J.P. & Hanssen, J.E. 1992: Large-scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere, in press*

- Steinkjer kommune 1989: Miljøplan for Steinkjer kommune, målformulering, prioriteringer, statusbeskrivelse. *Steinkjer, den 23. des. 1989*
- Sørstrøm, S.E. og Rikstad, A., 1985: Tungmetaller i fisk i Indre Namdalen, Fylkesrådmannen i Nord-Trøndelag, miljøvern avdeling. Rapport nr. 8
- Sæther, O.M., 1985: Geokjemi i Nord-Trøndelag - humus, bekkemoser, bekkesedimenter og bekkevann i områdene vest for riksvei E6. *NGU Rapport 85.168, 85.169, 85.170 og 85.171.*
- Sæther, O.M. 1987: Geokjemi i Nord-Trøndelag - en regional oversikt. *NGU Rapport 87.082*
- Sæther, O.M. og Andreassen, B.Th., 1989: Fluor i nedbør i Sør Norge: konsentrasjon og kilde. *NGU Rapport 89.106, 43s*
- Thoresen, M. 1990: Kvartærgeologisk kart over Norge. Tema: Jordarter. M 1:1 mill. *Norges geologiske undersøkelse*
- Tørseth, K., 1992: Basekationer, surhet og motstand mot forsuring i naturlig jord i Norge. *NGU Rapport 92.246, 140s*
- Universitetsforlaget AS, 1994: Naturmiljøet i tall 1994. En samarbeidsutgivelse mellom Statistisk sentralbyrå, *Direktoratet for naturforvaltning og Statens forurensingstilsyn. ISBN 82-00-02485-7*
- Walker, P. and Smethurst, M. 1993: The distribution of Cs<sup>137</sup> in the Meråker and Grong/Snåsavatnet Areas. *NGU Rapport 93.045, 44s*
- Zachariassen, K.E., Blakar, I., Rueslåtten, H., Bølviken, B. og Einarson, S.: Heavy metals in freshwater ecosystems: Natural concentrations and effects on animals. *Under utarbeidelse.*
- Ødegård, M. og Andreassen, B.Th. 1986: Methods for Water Analysis at the Geological Survey of Norway. In: *Låg, J. (ed): Geomedical Consequences of Chemical Composition of Freshwater. Universitetsforlaget*
- Aagaard, K & Framstad, E., eds. 1992: Status of the Høylandet Reference Area - Biology, Soil and Water Chemistry. *NINA Trondheim/Oslo - MS, under utarbeidelse*
- Åslund, J.E. 1988: Vattenprovtagning i Jämtlands län - Snøavsmålningsperioden 1988. *Miljøvårdsenheten i Jämtlands län*

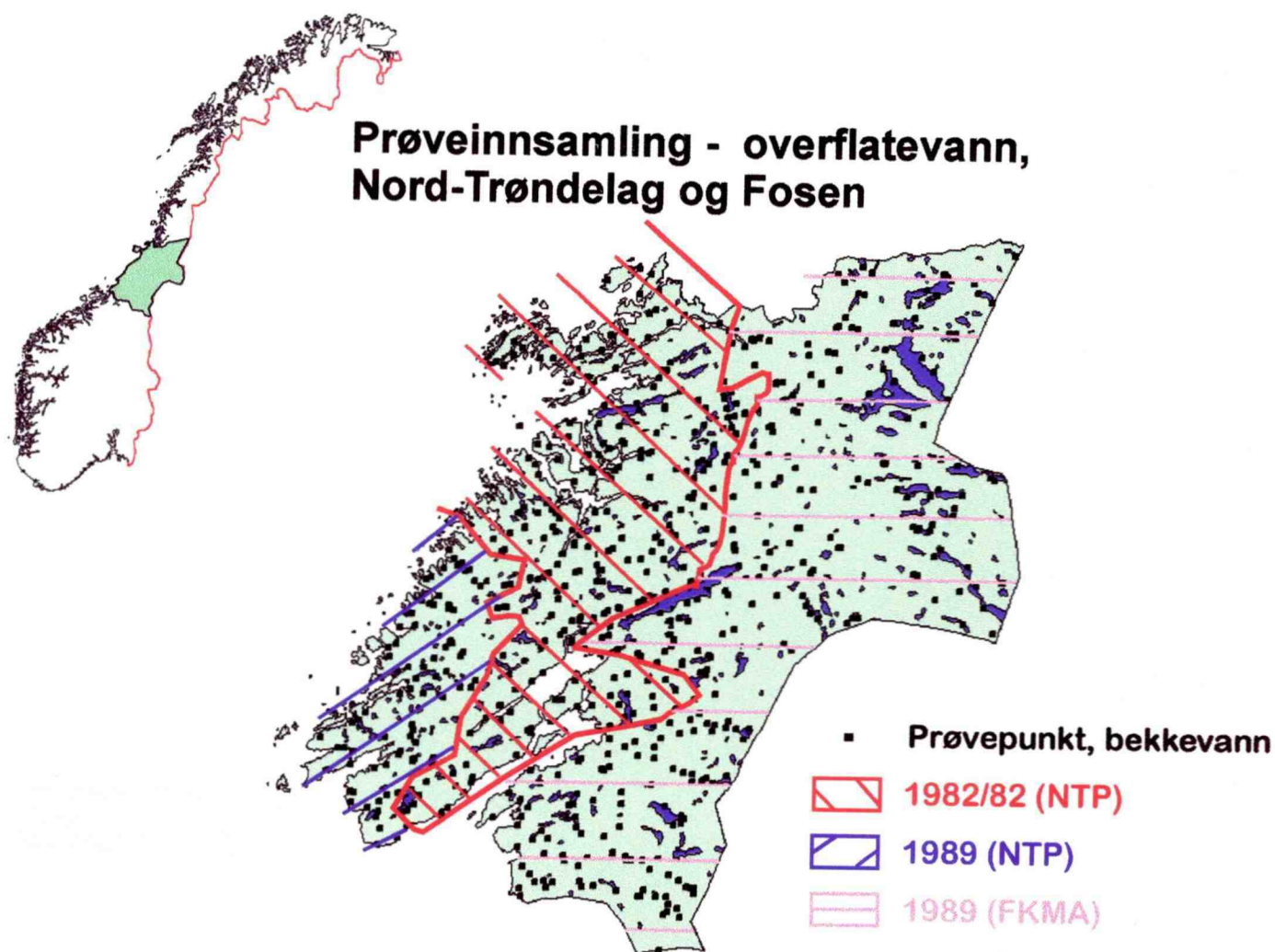


Fig. 1. Prøveinnsamlingen i sentrale områder ble utført av Nord-Trøndelag prosjektets (NTP) forprosjekt i 1982/82. Fosenområdet ble prøvetatt høsten 1989, mens resten ble samlet inn av fylketsmannens miljøvernnavdeling (FKMA) høsten 1989.

# Berggrunnskart basert på hovedenheter

## Tegnforklaring

-  Devonske bergarter  
Sandstein og konglomerat.
-  Kaledonske intrusiver  
Granittiske bergarter
-  Gabbro og ultramafitt
-  Helgelandsdekkekomplekset  
Sedimentære bergarter
-  Trondheimsdekkekomplekset  
Sedimentære bergarter
-  Vulkanske bergarter
-  Sevedekket  
Sedimentære bergarter
-  Vulkanske bergarter og  
basiske intrusiver
-  Særvdekket  
Kvartsitt og sandstein
-  Prekambriske bergarter  
Granittiske gneiser og sure  
vulkanitter. Små områder med gabbro  
og sediment.

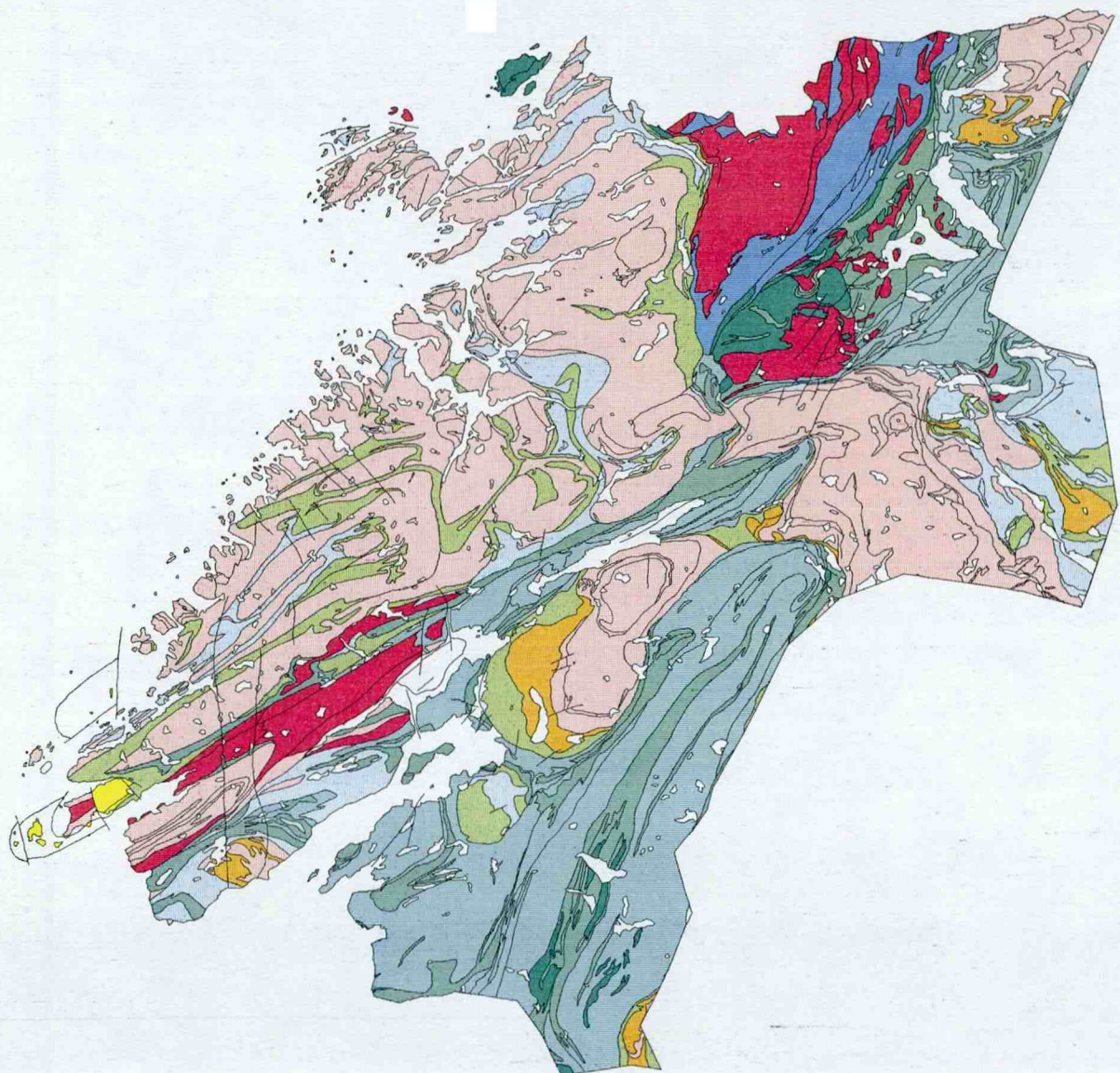


Fig. 2.

Forenklet berggrunnskart, Nord-Trøndelag og Fosen. Basert på digital kartdatabase (Solli og Lutro unpubl. materiale)

# Nord-Trøndelag og Fosen

Løsmassekart,  
Data hentet fra kvartærgeologisk kart over Norge (1:1 mill.)

N250-gamle konturer



Kyst


 Kyst


Vann


 Vann


Løsmassekart 1:1M

 Morene

 Breelvavsetning

 Hav-/fjordavsetning

 Strandavsetning

 Elveavsetning

 Torv/myr

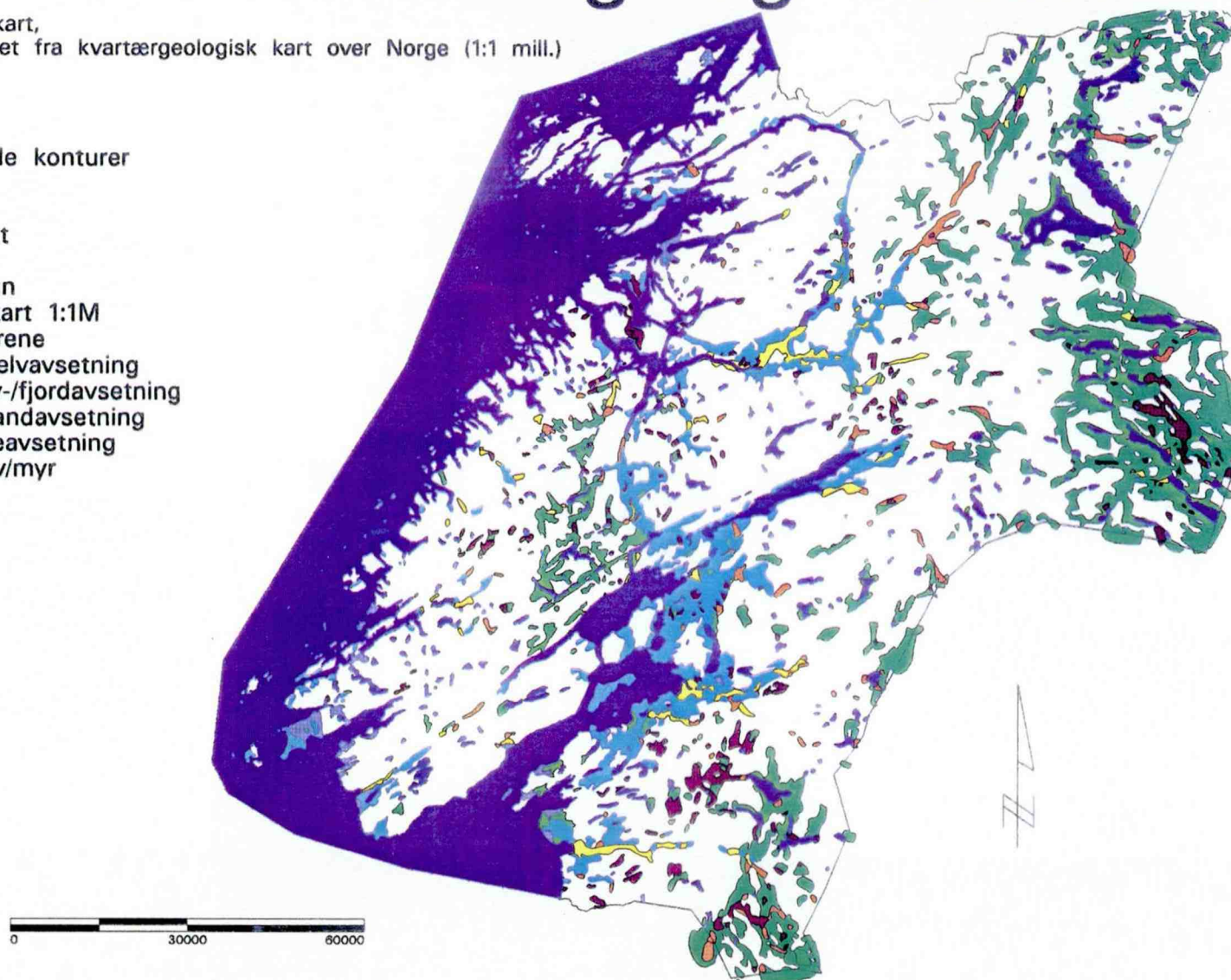
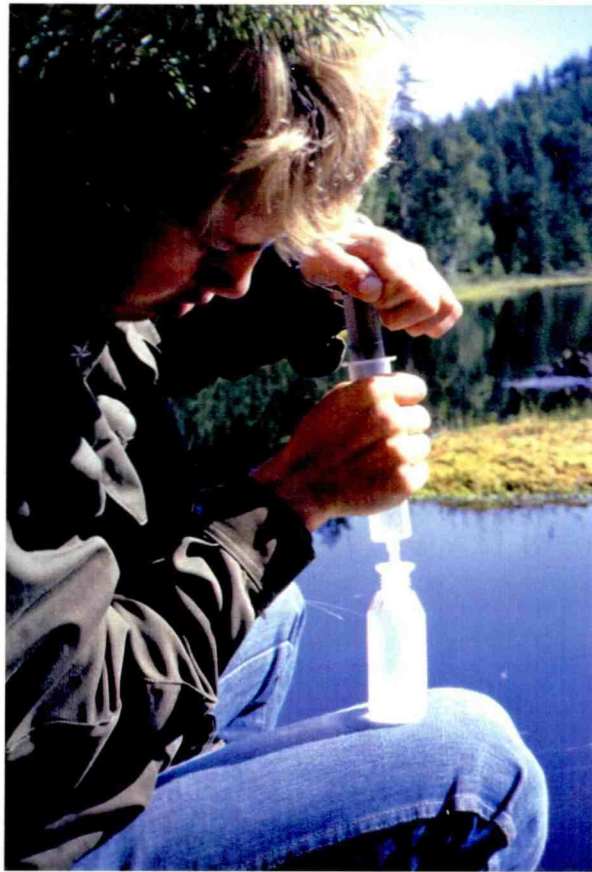
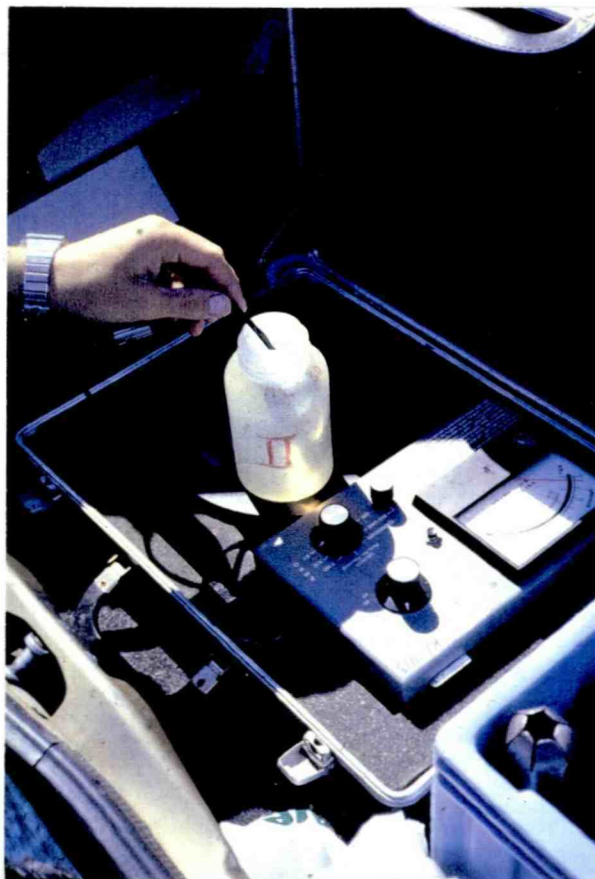


Fig. 3.

Løsmassekart, Nord-Trøndelag og Fosen. Basert på en digital gjengivelse av utsnitt fra løsmassekart over Norge, målestokk 1:1 mill. (Thoresen 1990).



*Fig. 4. Prøvetaking av 60 ml overflatevann med Millipore® plastprøyte og filtrering av vannprøven gjennom 0,45 µm Millipore® engangsfiler ned i plastflaske.*



*Fig. 5. Måling av ledningsevne på prøvelokaliteten med RADIOMETER CDM 83 CONDUCTIVITY METER i ½ l prøveflaske.*



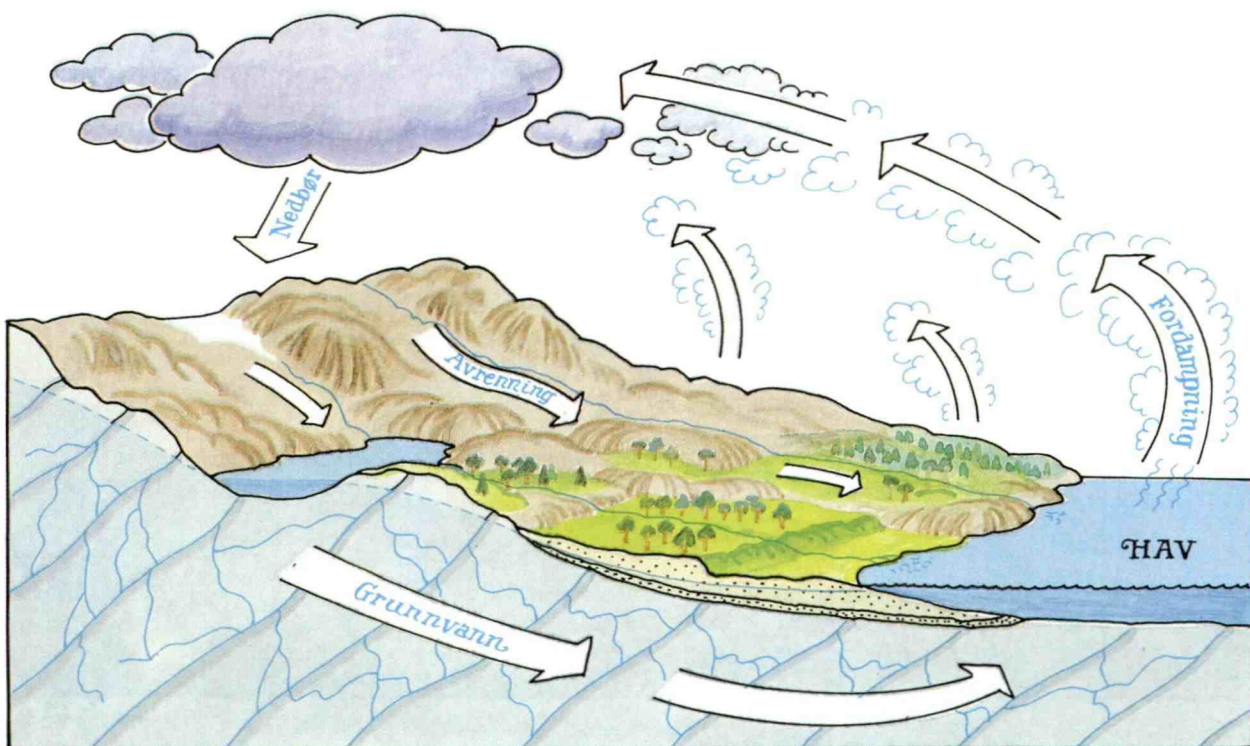


Fig. 6. Skjematisk illustrasjon av vannets kretsløp. Grunnvannet fornyes ved at vann trenger ned i porøse løsmasser og sprekker i berggrunnen (Illustrasjon: Alf Næsheim)

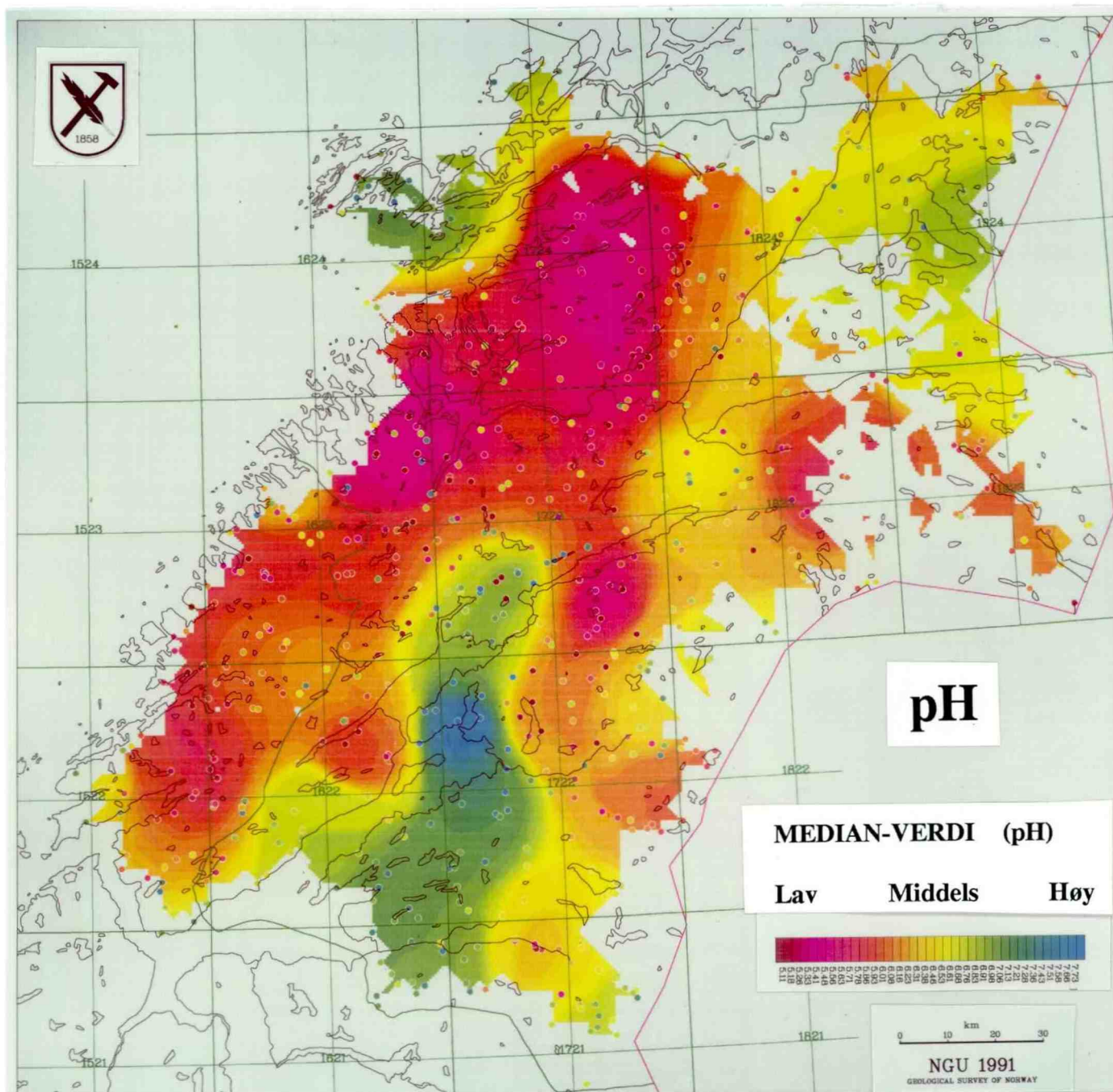


Fig. 7.

Surhetsgraden (pH) i overflatevann. Den løpende medianverdien (50 prosentilen) er beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse 500x500 meter og interpoleringsradius på 5 og 20 km. Små sirkler viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir pH-verdien i hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).

# NORD - TRØNDELAG OG FOSEN

Bekkevann: Ph

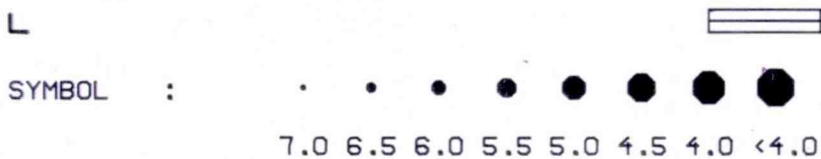
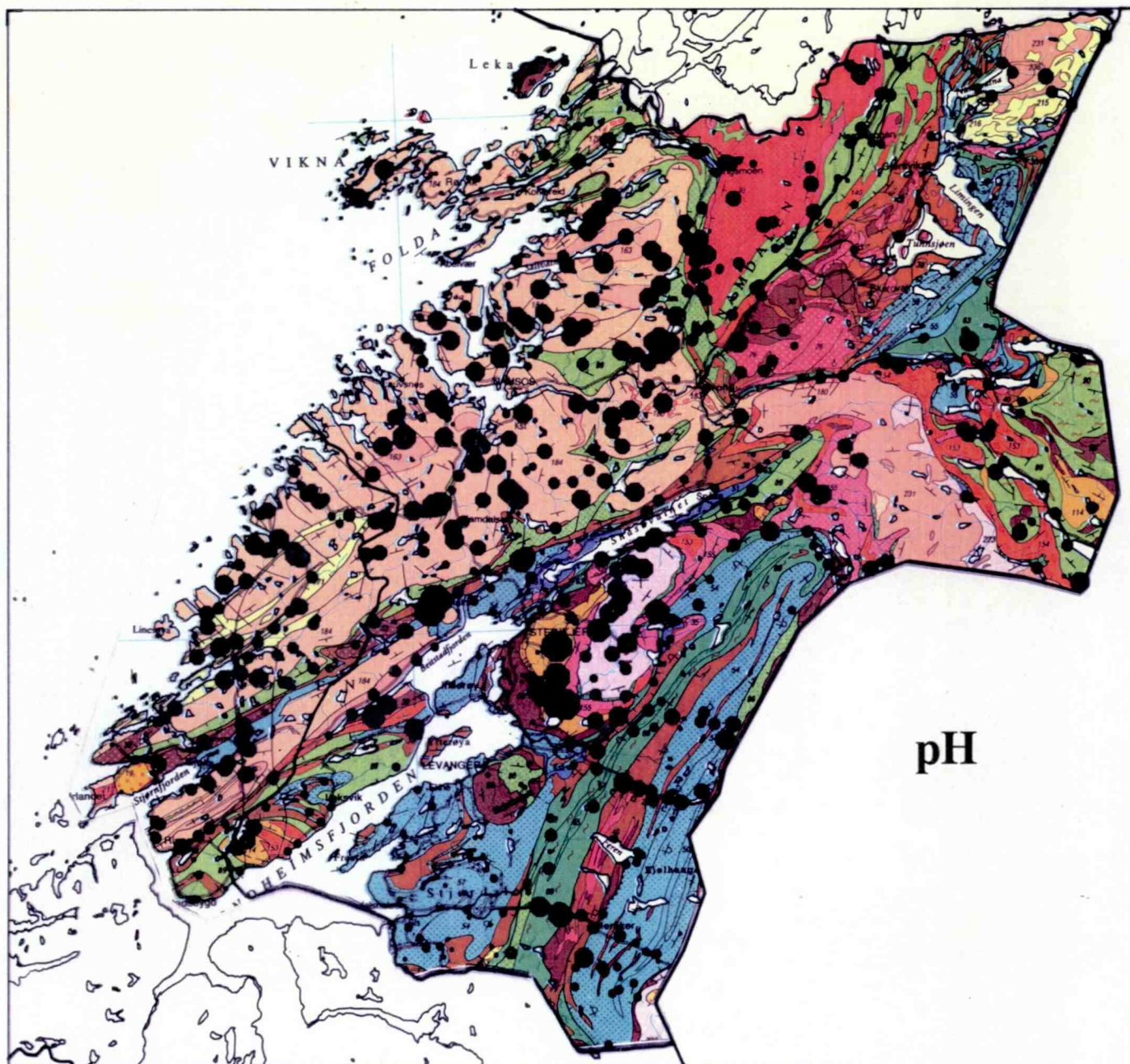


Fig. 8. Surhetsgrad (pH) i overflatevann (symboler), samkopiert med utsnitt av berggrunnskart over Norge (Sigmond & Roberts 1983), - tegnforklaring på fig. 2.

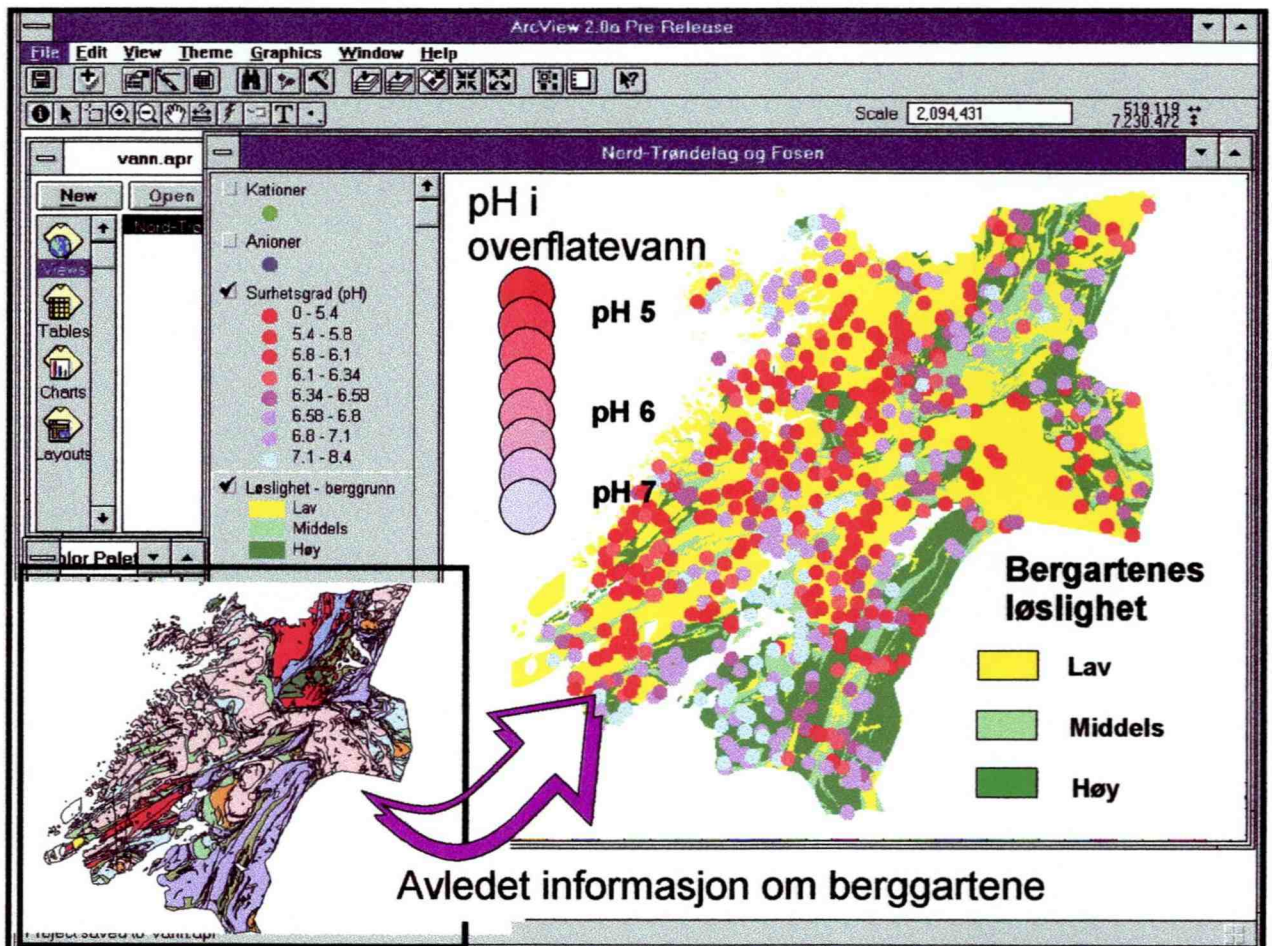


Fig. 9.

Surhetsgrad (pH) i overflatevann og bergartens løslighet. Digital sammenstilling. Bergartenes løslighet er avledet fra digitalt berggrunnskart (fig. 2) basert på en klassifisering av innholdet av kvarts og mørke mineraler.

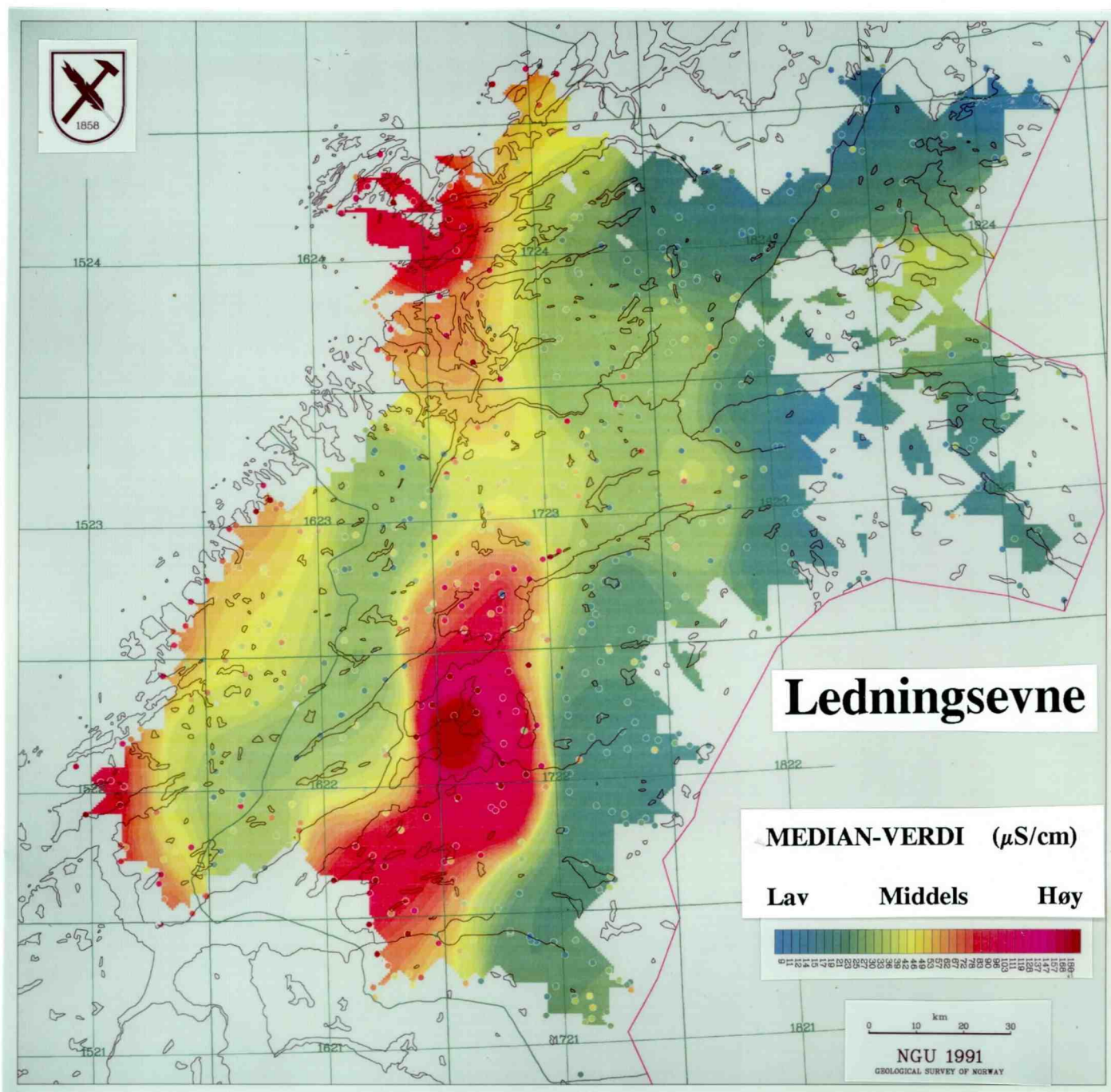


Fig. 10.

Ledningsevne i overflatevann. Den løpende medianverdien (50 prosentilen) er beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse 500x500 meter og interpoleringsradius på 5 og 20 km. Små sirkler viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir ledningsevnen i hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).

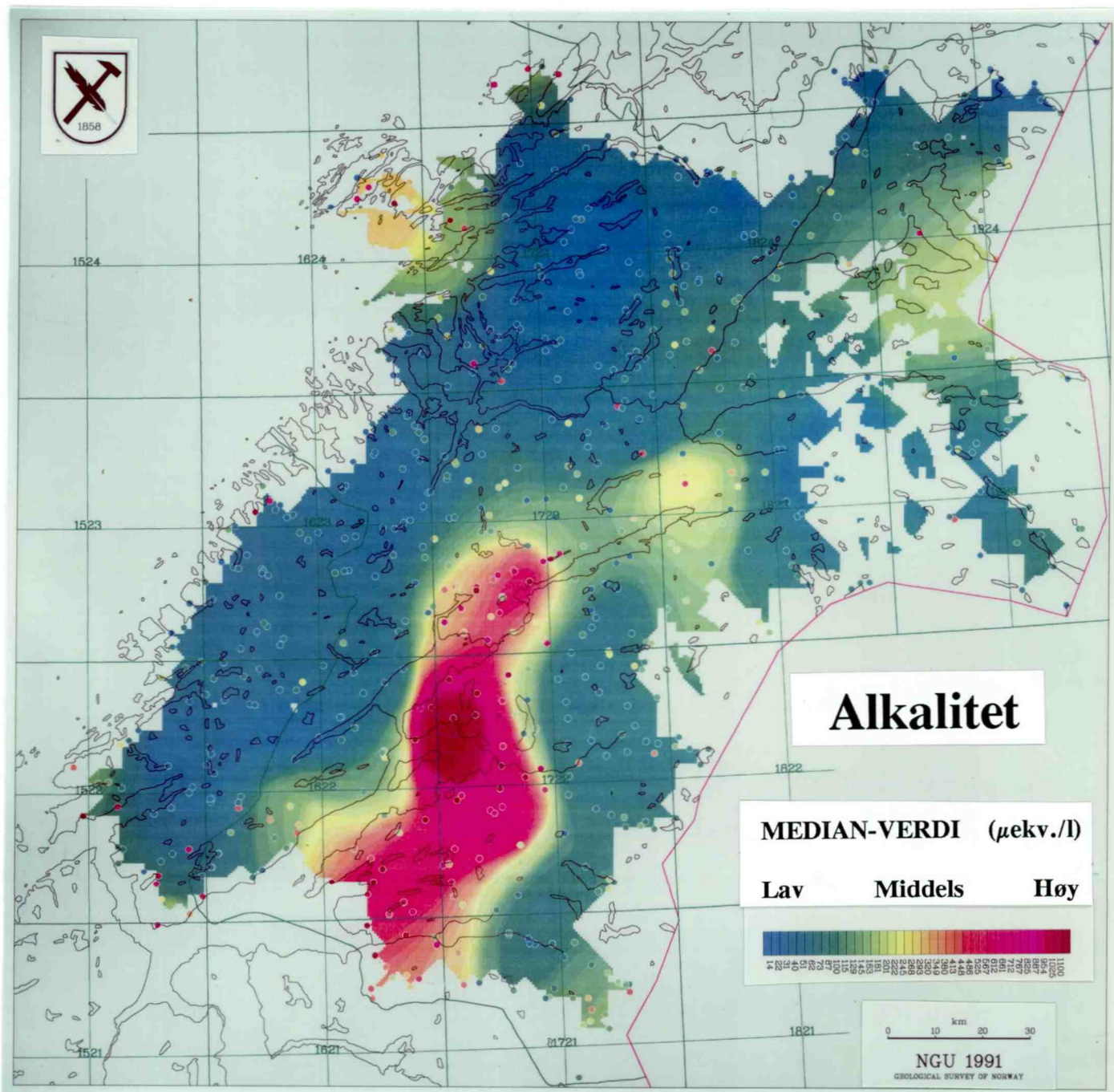


Fig. 11. Beregnet alkalitet i overflatevann. Den løpende medianverdien (50 prosentilen) er beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse 500x500 meter og interpoleringsradius på 5 og 20 km. Små sirkler viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir den beregnede alkalitet for hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).

# NORD - TRØNDELAG OG FOSEN

Bekkevann: Ca konsentrasjon (ppm). ICAP analyse

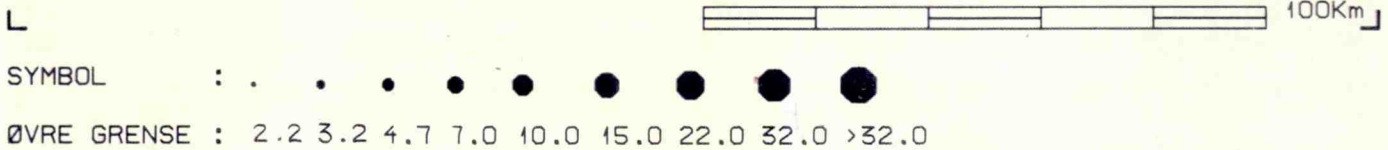
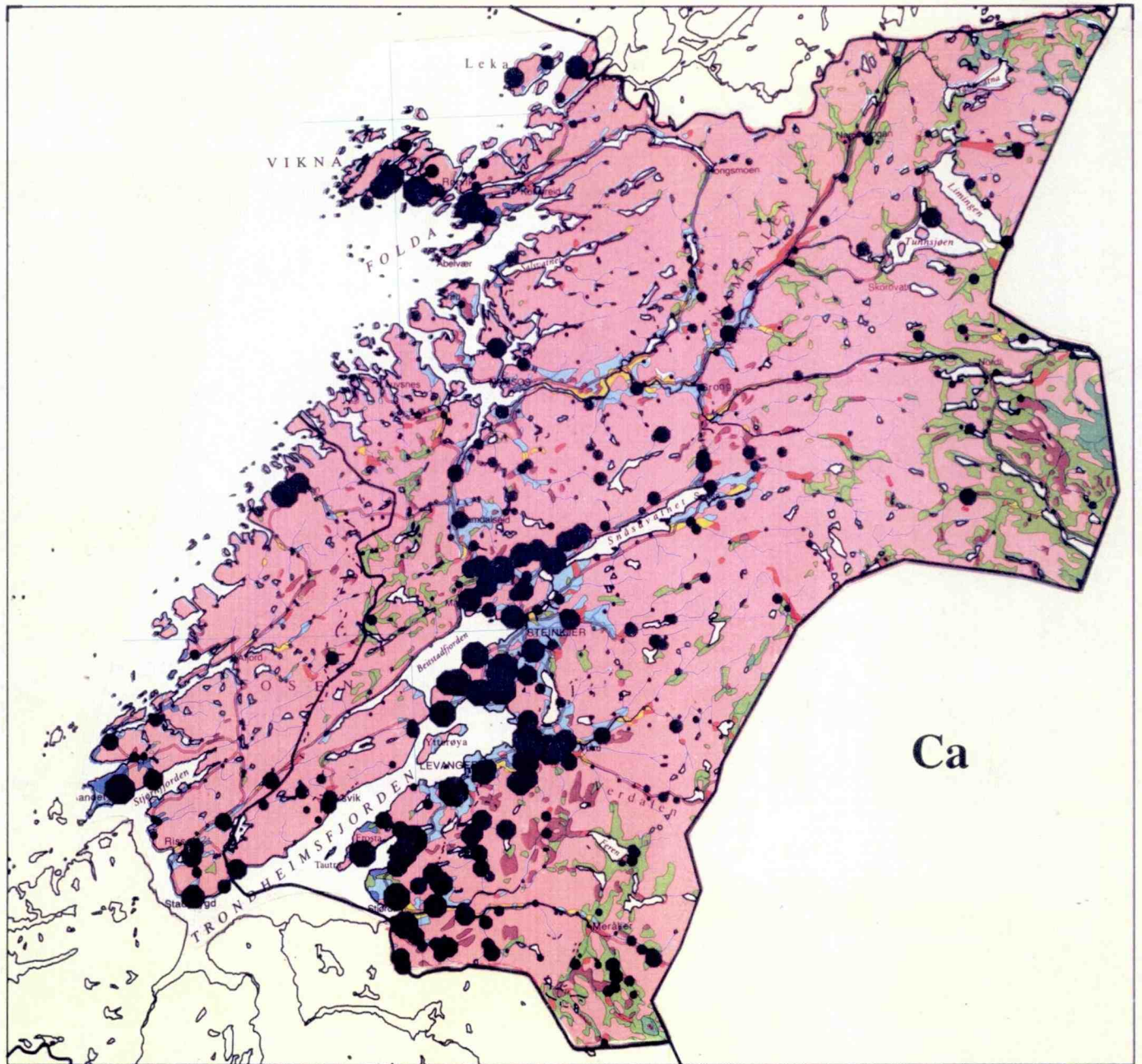
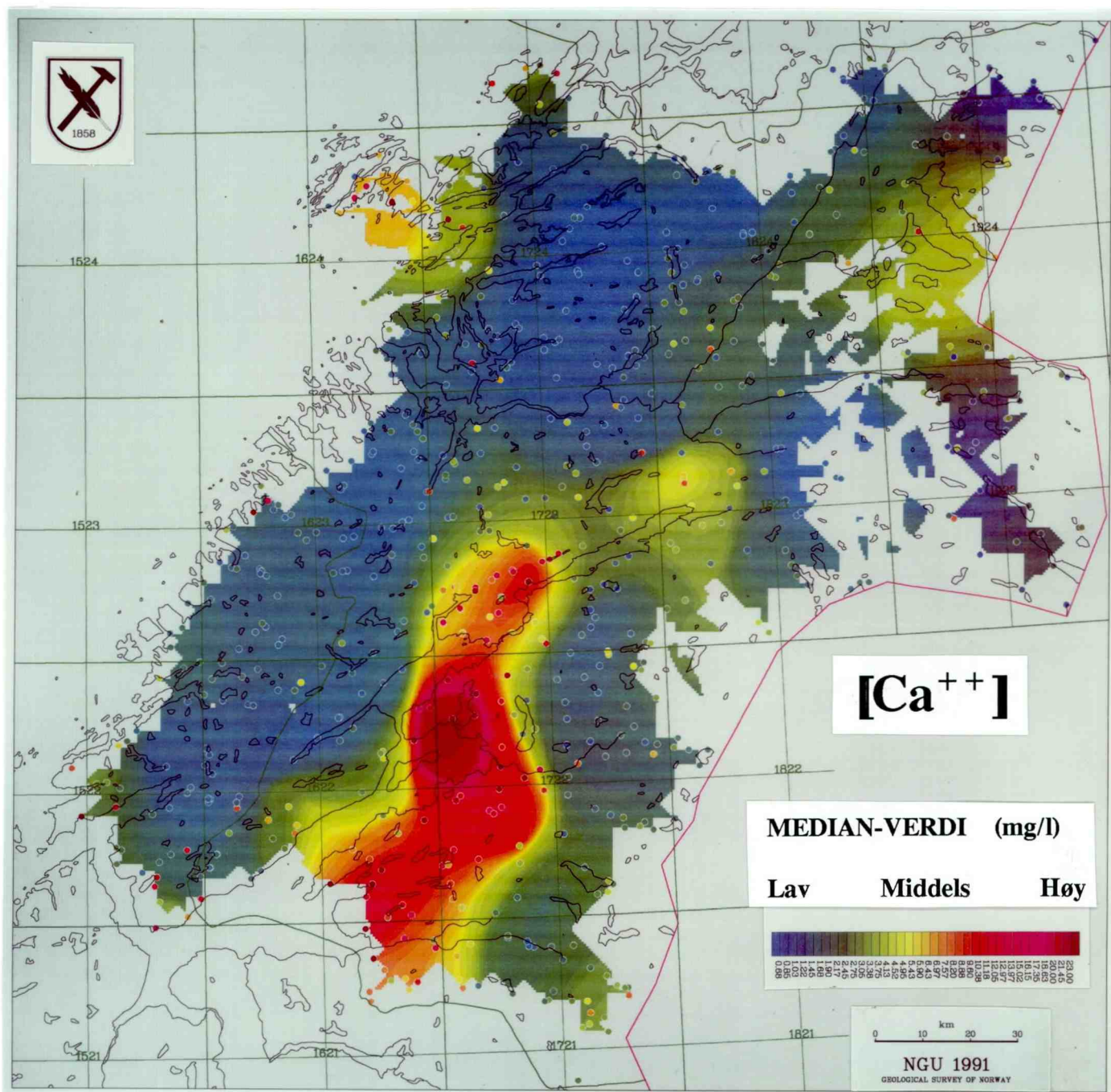


Fig. 12. Kalsium (Ca) i overflatevann (symboler), samkopiert med utsnitt av løsmassekart over Norge (Thoresen 1990), - tegnforklaring på fig. 3.





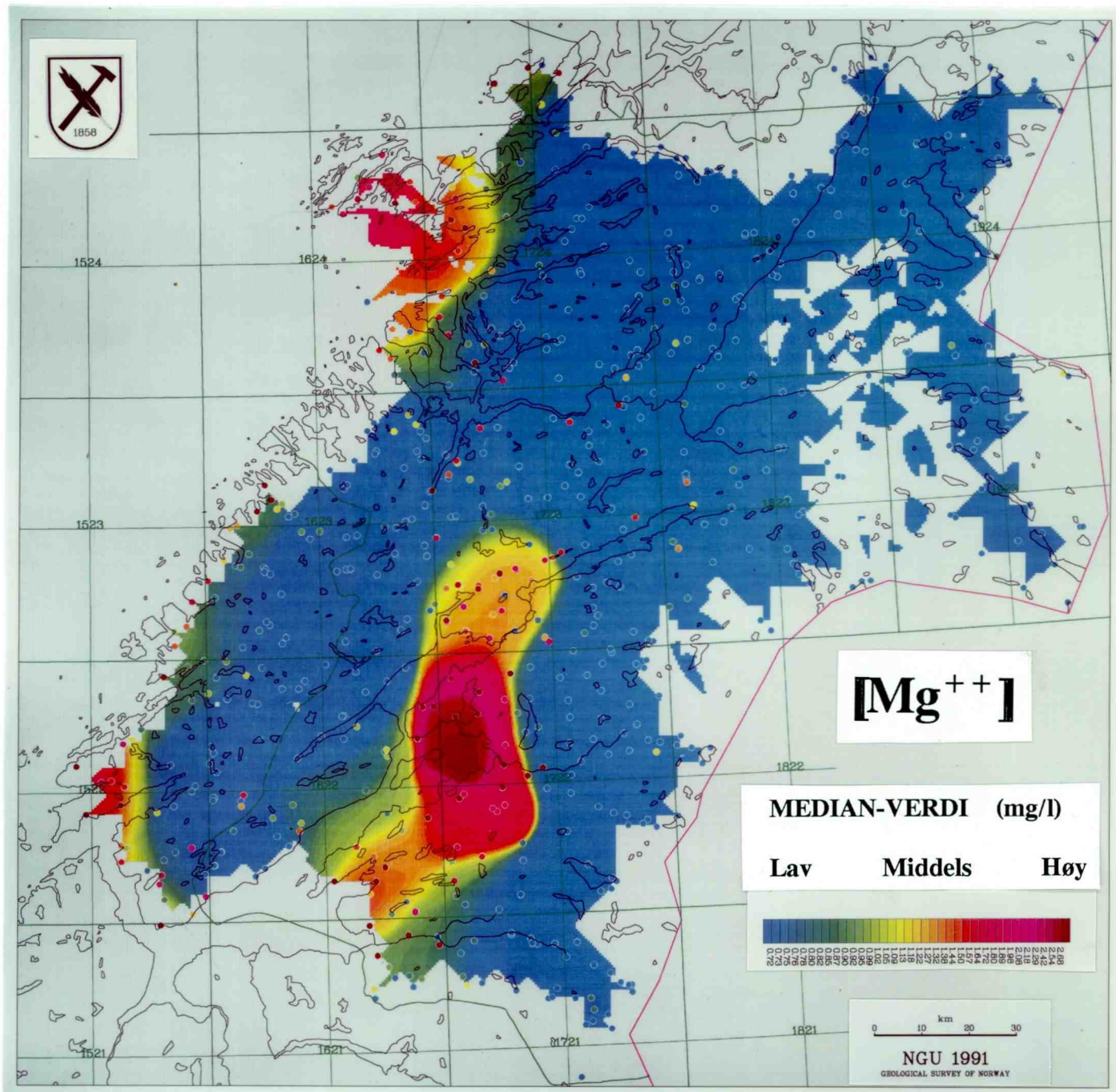


Fig. 14.

*Magnesium (Mg) i overflatevann. Den løpende medianverdien (50 prosentilen) er beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse 500x500 meter og interpoleringsradius på 5 og 20 km. Små sirkler viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir magnesiumkonsentrasjonen i hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).*

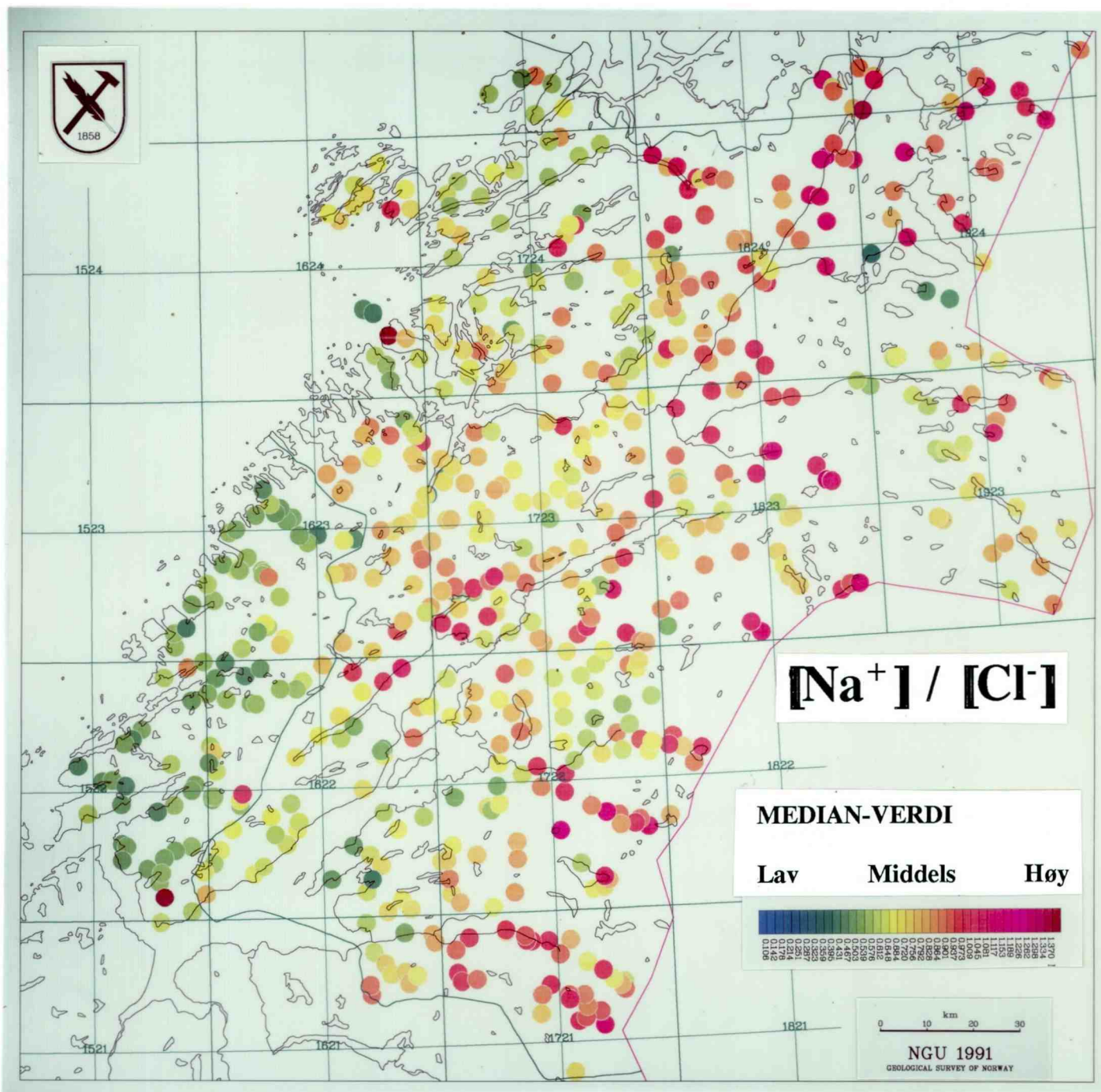
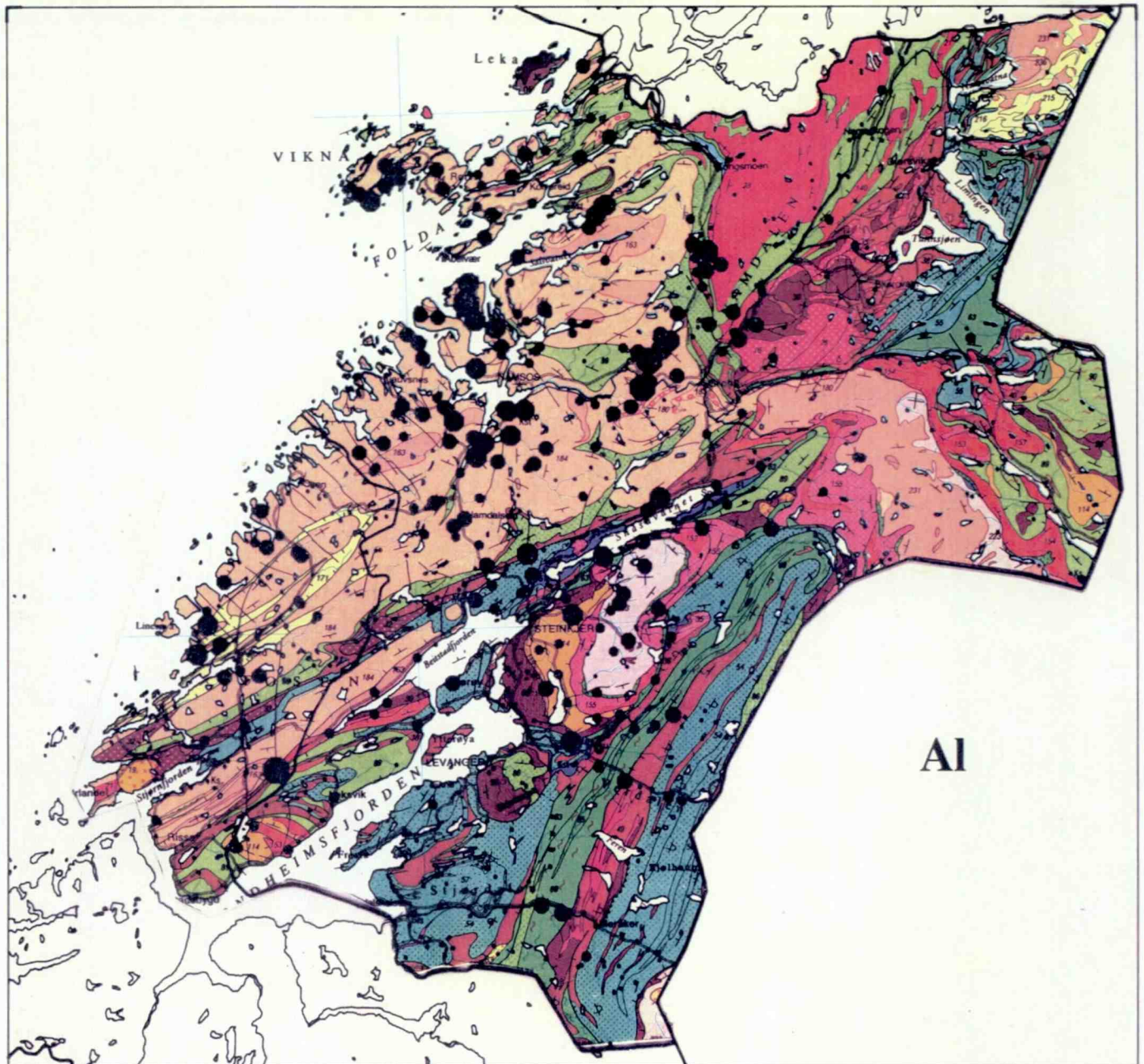


Fig. 15. Natrium/klorid-forholdet (Na/Cl) i overflatevann. Sirklene viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir forholdstallet i hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).

# NORD - TRØNDELAG OG FOSEN

Bekkevann: Al konsentrasjon (ppm). ICAP analyse



L

SYMBOL : .    •    ●    ●    ●

ØVRE GRENSE : .15   .22   .32   .47   > .47

Fig. 16. Aluminium (Al) i overflatevann (symboler), samkopiert med utsnitt av berggrunnskart over Norge (Sigmond & Roberts 1983), - tegnforklaring på fig. 2.



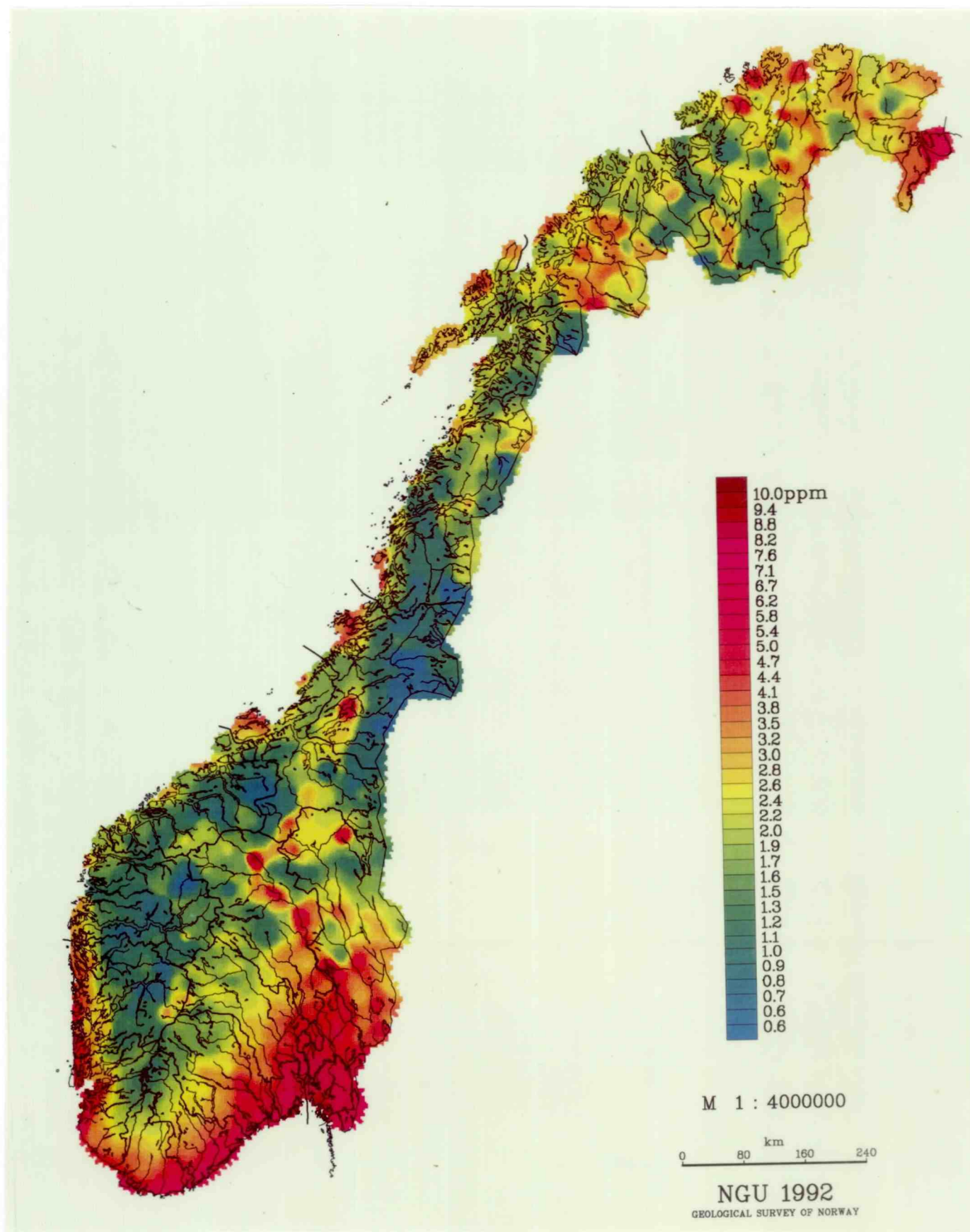


Fig. 18. Landsdekkende fordeling av sulfat ( $SO_4^{2-}$ ) i overflatevann. Konsentrasjonen representerer medianverdien (50-prosentilen) beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse  $2 \times 2$  km og interpoleringsradius på 21 km. Basert på 2305 prøvepunkter fra NIVA («1000 sjøersundersøkelsen 2») supplert med data fra NGU.

# NORD - TRØNDELAG OG FOSEN

Bekkevann:  $\text{NO}_3$  konsentrasjon (ppm). IC analyse

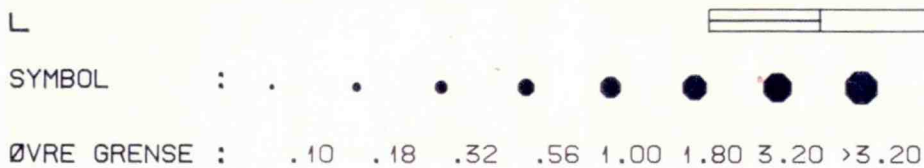
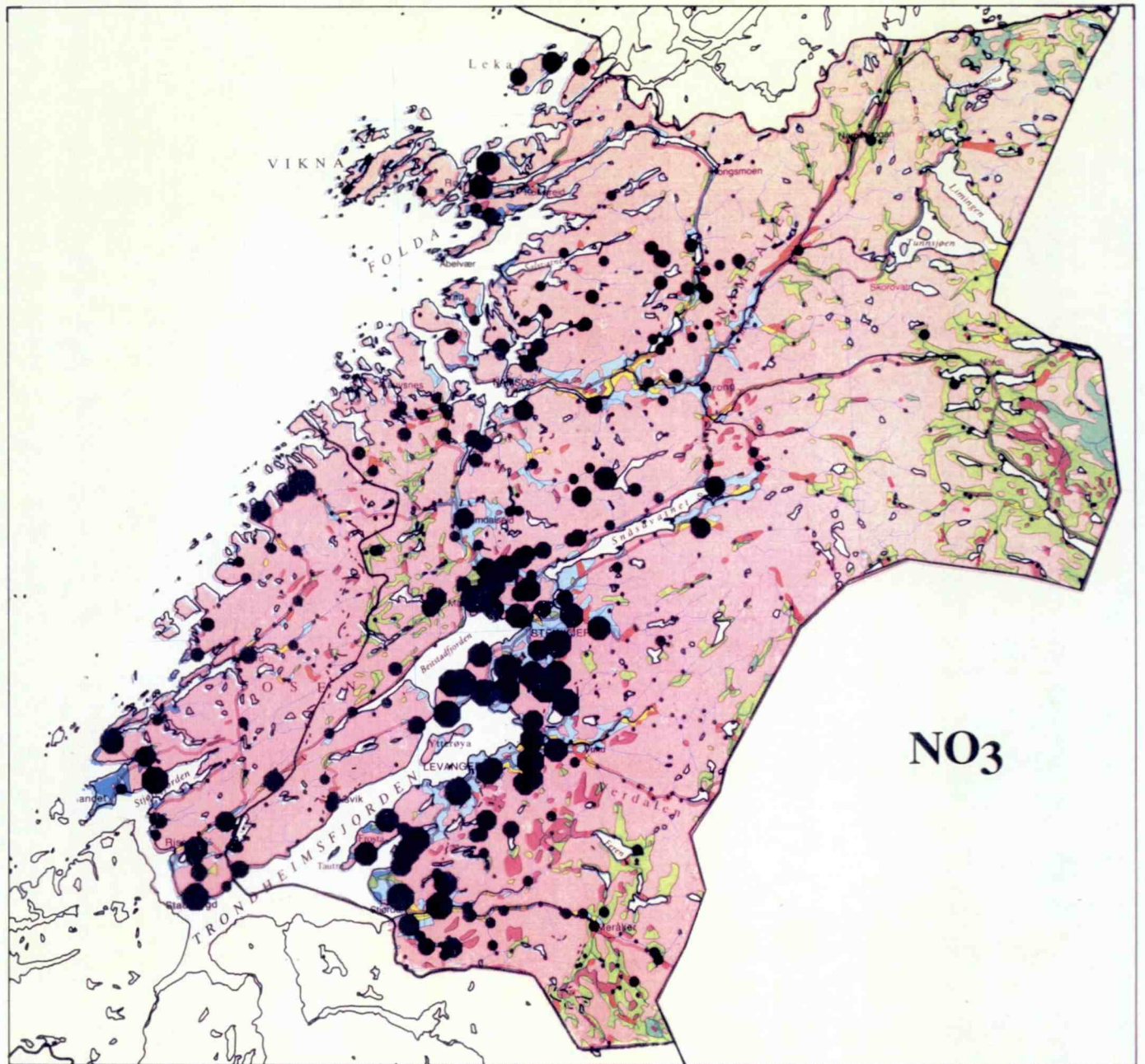


Fig. 19. Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) i overflatevann (symboler), samkopiert med utsnitt av løsmassekart over Norge (Thoresen 1990), - tegnforklaring på fig. 3.

## Bekkevann, gjennomsnitt Nord-Trøndelag 632 prøver

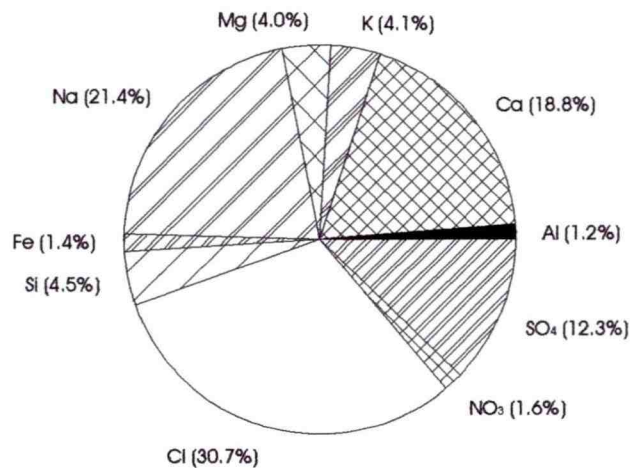


Fig. 20. Prosentvis fordeling av gjennomsnittskonsentrasjonene for hovedkomponenter i overflatevann, Nord-Trøndelag og Fosen (632 prøver). ( $\text{HNO}_3^-$ -innholdet er ikke målt)

## Oversikt over innhold av utvalgte ioner Gjennomsnittsverdier

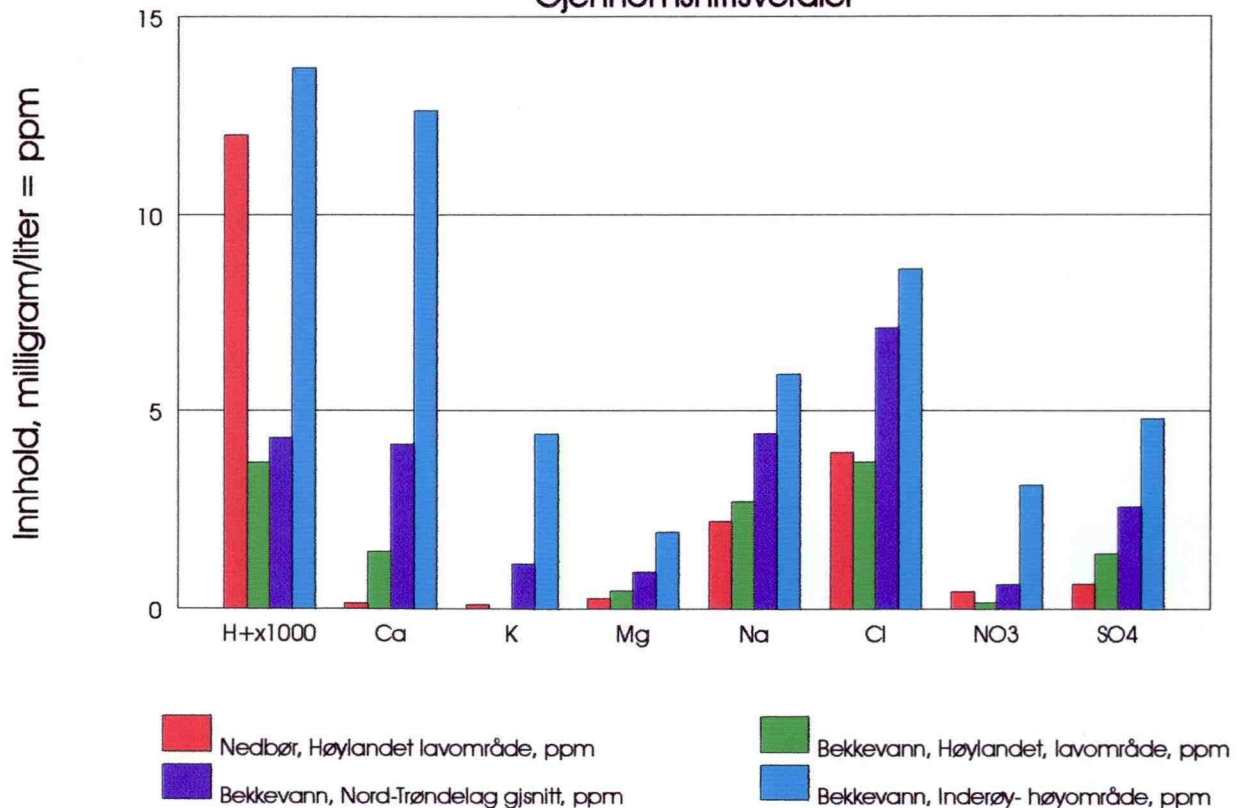
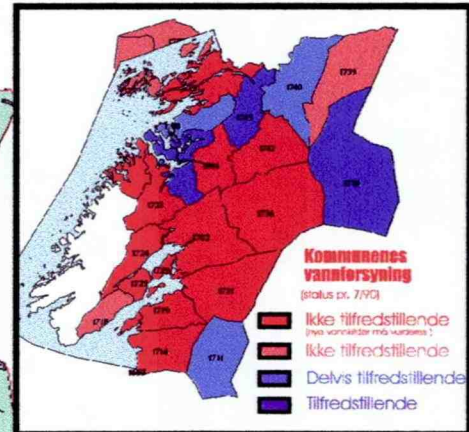
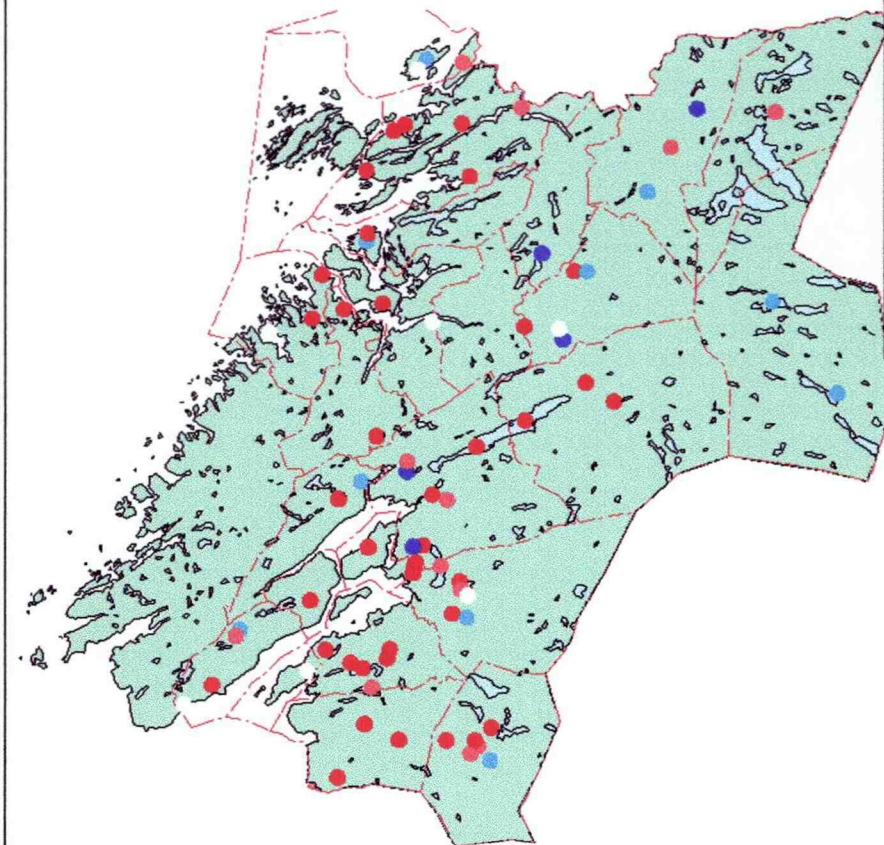


Fig. 21. Gjennomsnittskonsentrasjoner for hovedkomponentene i overflatevann (bekkevann) fra hele Nord.-Trøndelag og Fosen, utvalgte delområder (Høylandet og Frosta-Inderøy) samt nedbørsdata (1990) fra Høylandet bakgrunnstasjon (SFT 1991).

## Vannverk i Nord-Trøndelag



### Vannkvalitet

- Ikke tilfredsstillende (krever store utbedringer)
- Ikke tilfredsstillende (kan bli tilfredst. med enkle midler)
- Tilfredsstillende (m/ merknader)
- Tilfredsstillende
- Ikke vurdert

Fig. 22.

Drikkevannskvalitet til vannverk i Nord-Trøndelag i 1990. Kartene representerer en digital omforming av rapportdata fra Folkehelsas driftsoppfølging av vannverk (Folkehelsa 1992) presentert på datagrunnlag fra GIS-prosjektet i Nord-Trøndelag (Ryghaug 1992).



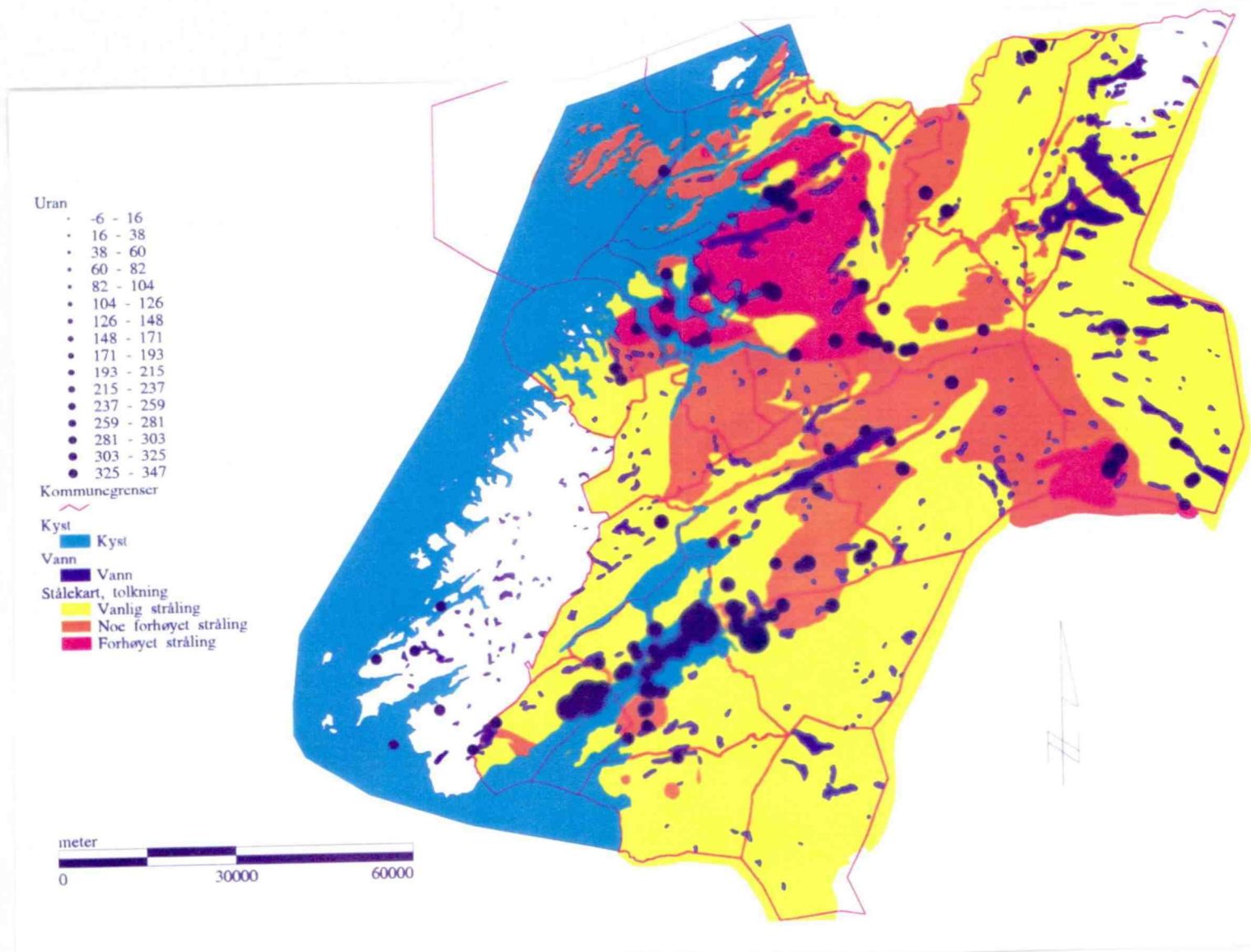


Fig. 23.

Naturlig radioaktiv stråling fra berggrunnen i Nord-Trøndelag (Hysingjord 1987), supplert med analyser av uran (symboler) i enkeltlokaliteter (Grønlie 1984). Dataene vil også bli levert digitalt som en del av GIS-prosjektet i Nord-Trøndelag (Ryghaug 1992)

# Malmforekomster og malmprovinser

## Nord-Trøndelag og Fosen

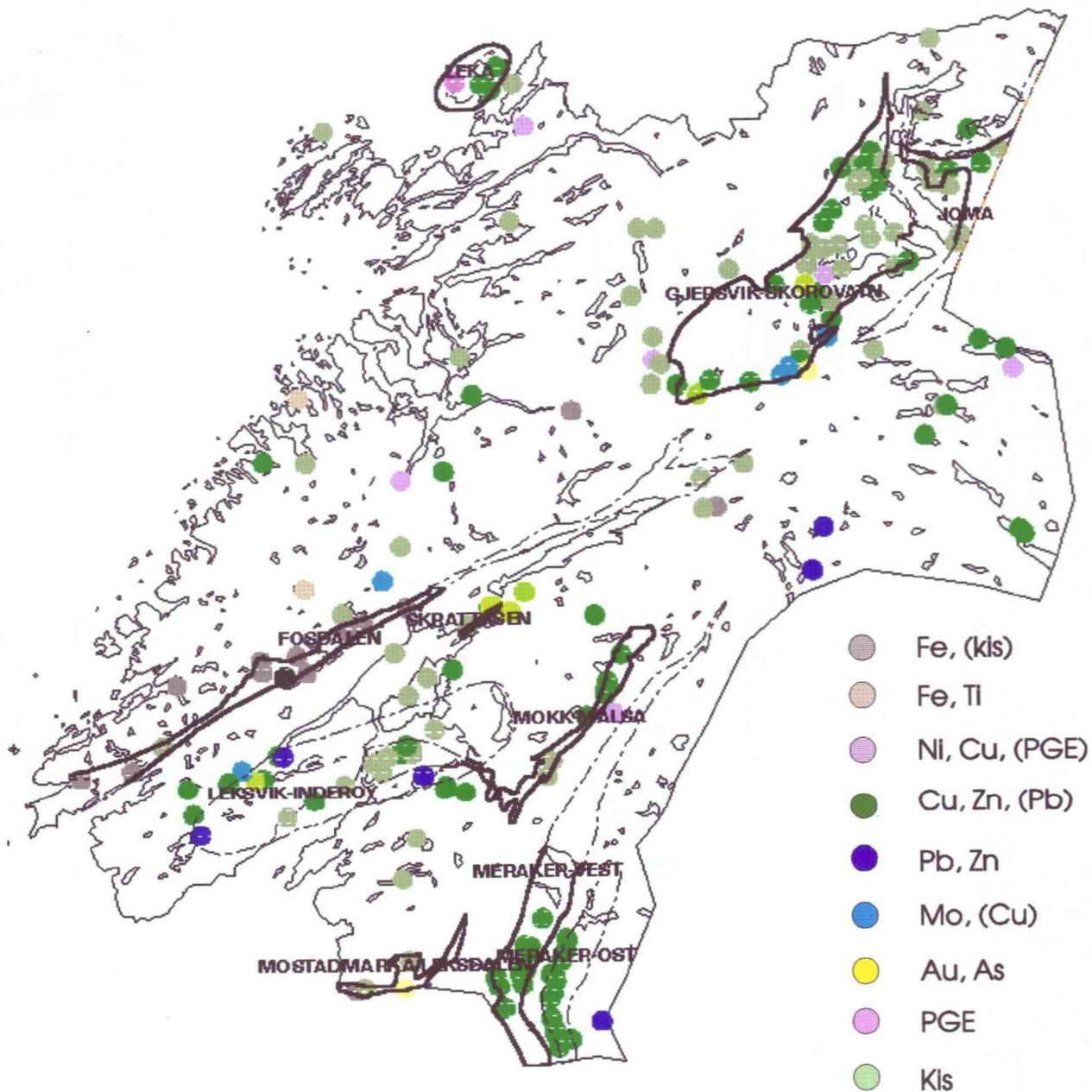


Fig. 24.

Malmforekomster og malmprovinser i Nord-Trøndelag og Fosen. Forekomstene er hentet fra NGUs malmdatabase (oracle), og malmprovinsene er fremstilt på bakgrunn av samtolkning av digitalt berggrunnskart og malmgeologisk informasjon i malmdatabasen.

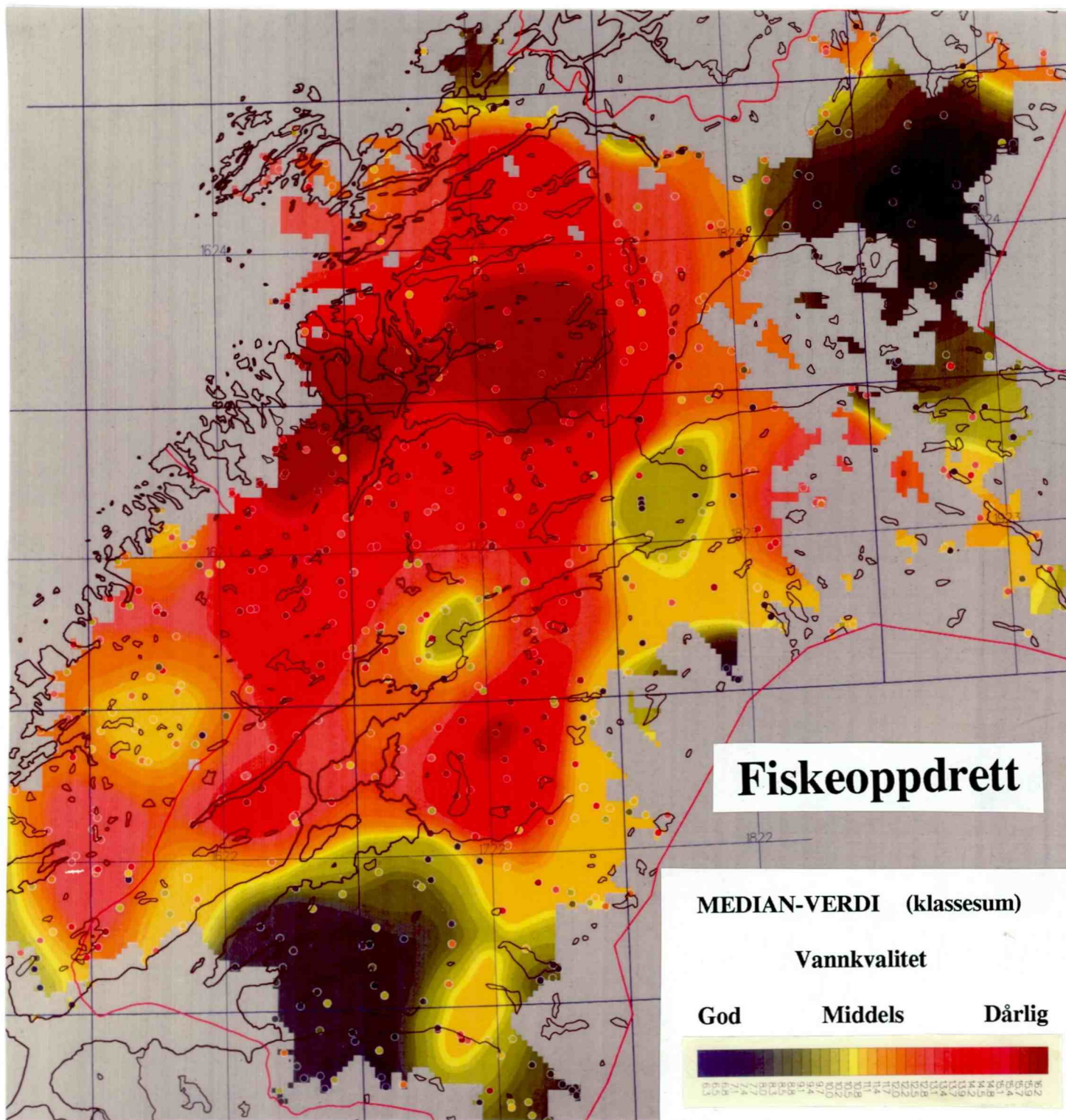


Fig. 25. Overflatevannets egnethet til bruk i fiskeoppdrett. Den løpende medianverdien (50 prosentilen) er beregnet innenfor et regulært rutenett med cellestørrelse 500x500 meter og interpoleringsradius på 5 og 20 km. Små sirkler viser beliggenheten til de 632 prøvelokalitetene, og hvor fargen angir klassesummen for pH, alk., Ca, Fe, Mn, Cu og Zn i hver enkeltprøve (jfr. fargeskalaen).

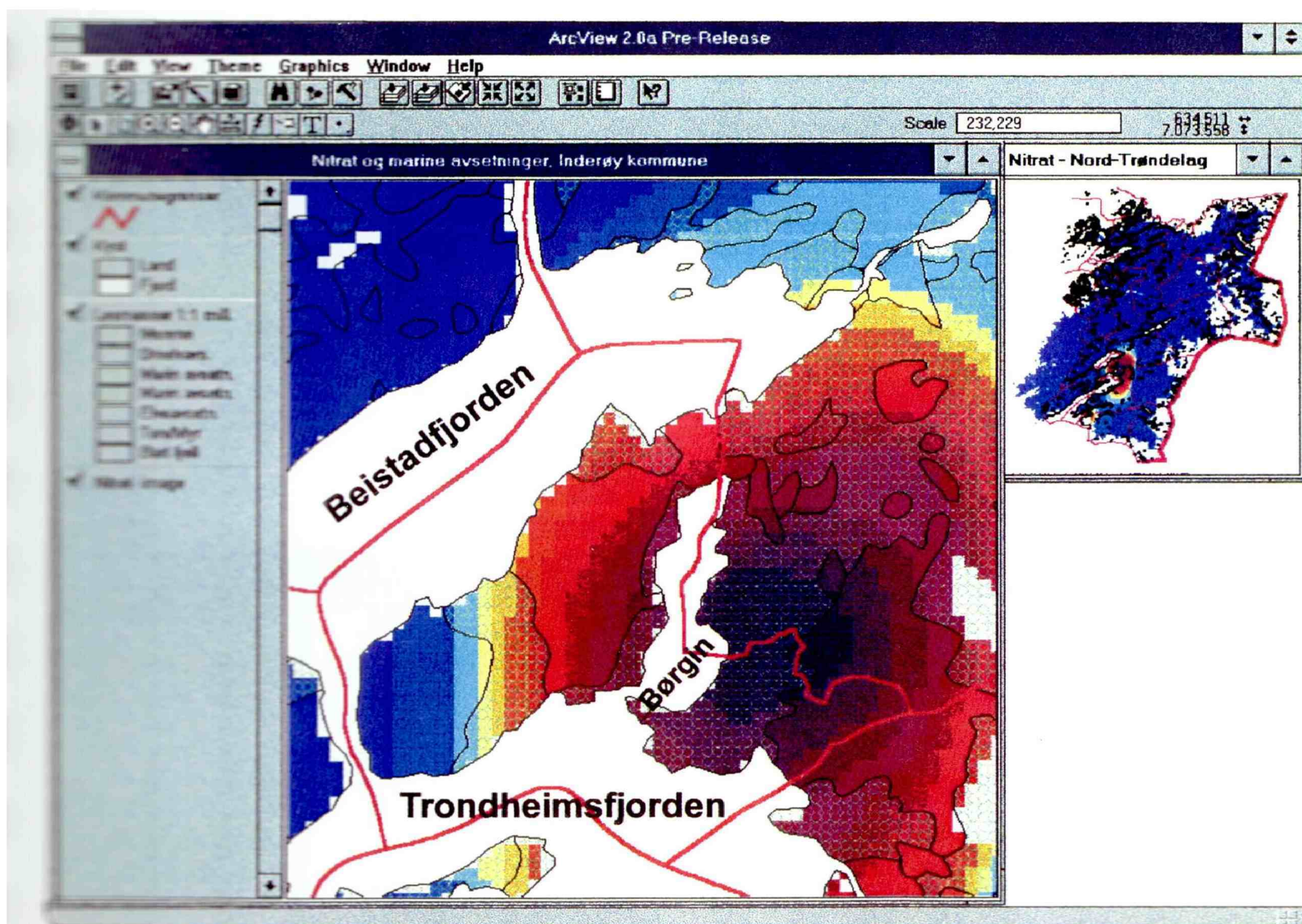


Fig. 26.

Høye nitratkonsentrasjoner i bekkene (fiolette og røde farger) og utbredelsen av marine avsetninger i det samme området. Figuren i øvre høyre hjørne viser nitratfordelingen i hele Nord-Trøndelag (løpende medianverdier basert på rådataene vist på fig. 19). Hovedfiguren viser sentrum av anomalien ved fjordarmen Børgin på Inderøy. De marine avsetningen (grønn skravur) er basert på utplukk fra digitalt løsmassekart (1:1 mill.). Figuren illustrerer også brukergrensesnittet til programvaren ArcView-2.

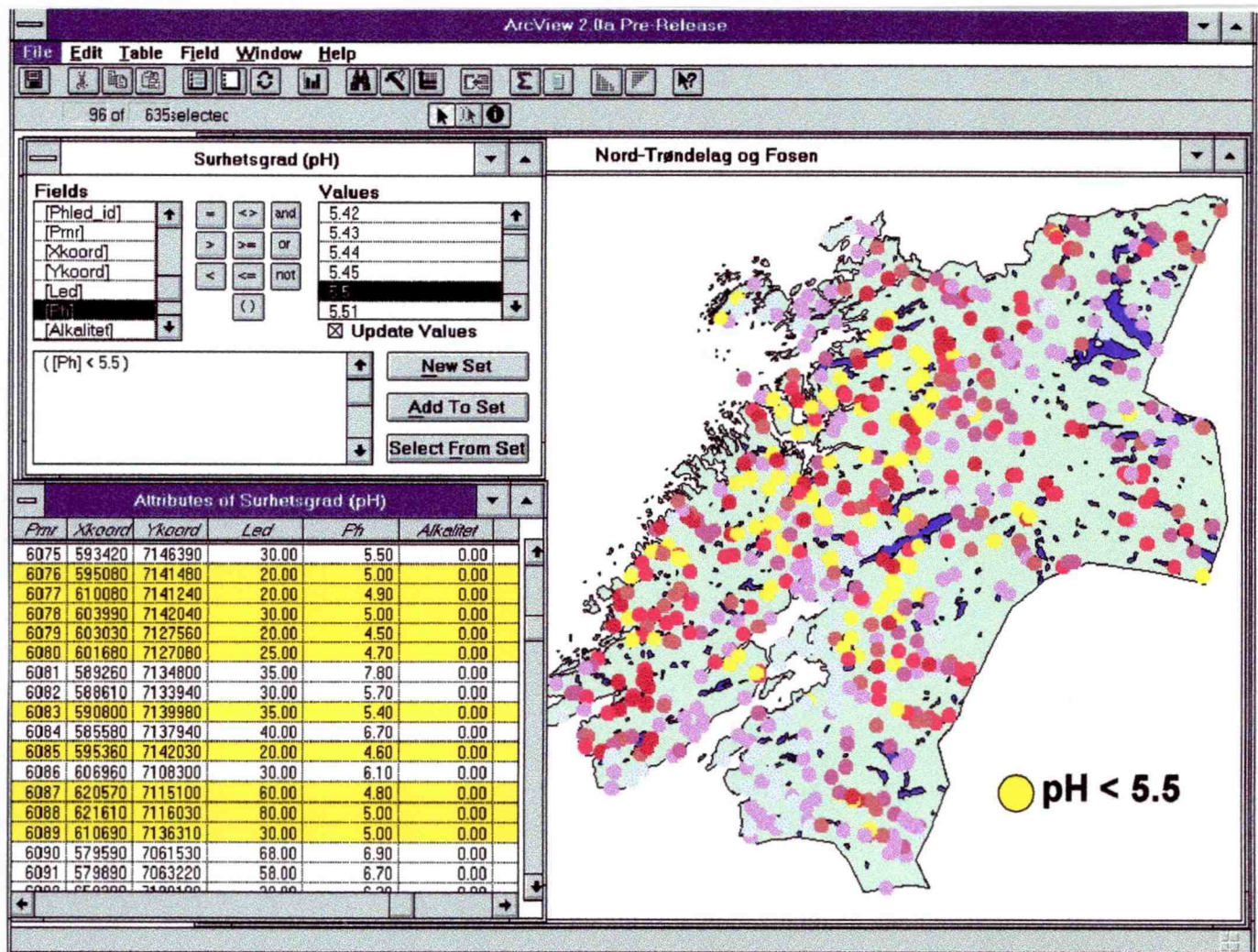


Fig. 27. Organisering av vannkvalitetsdataene i en kartdatabase, og interaktiv behandling i ArcView, muliggjør bl.a. logiske søk og seleksjoner. Her blir alle prøvelokaliteter med pH > 5.5 simultant markert med fargen magenta både i kart og tabell.

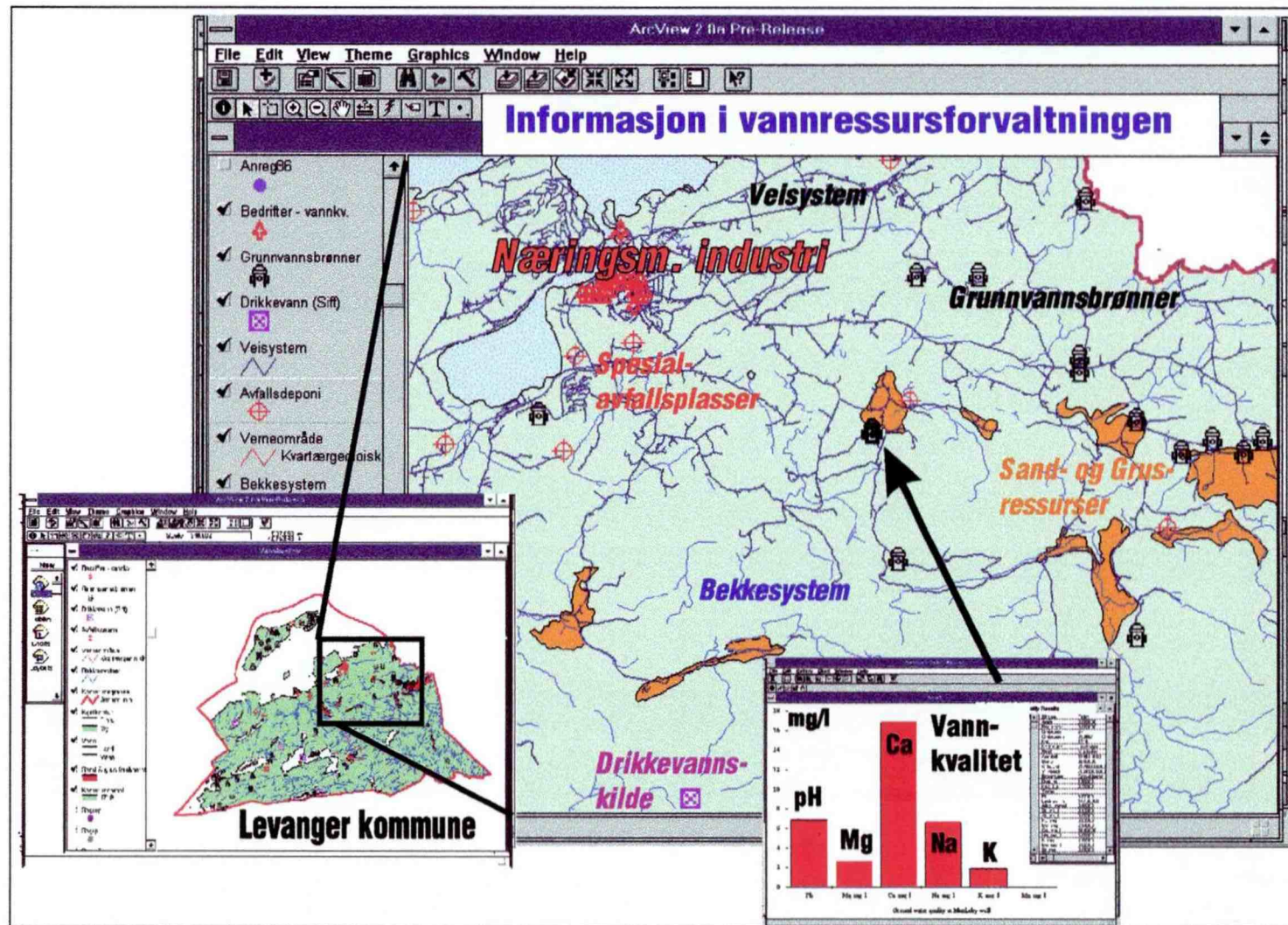


Fig. 28.

Interaktiv sammenstilling av database-informasjon som er av betydning for forvaltningen av vannressursene. Grunnvannsbrønner, sand & grus forekomster, eksisterende vannverk, spesialavfallsplasser og lokalisering av næringsmiddelindustri/reiselivsnæring som krever bedre vannforsyning. Desktop GIS-programvare (ArcView) åpner for dataseleksjon, analyse og presentasjoner.