

NGU Rapport 91.228

Undersøkelse av forurenset grunn og grunnvann
ved Trandum militærleir

Rapport nr. 91.228		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen	
Tittel: Undersøkelse av forurenset grunn og grunnvann ved Trandum militærleir				
Forfatter: Arve Misund og Ola M. Sæther		Oppdragsgiver: Forsvarets bygningstjeneste, avdeling Hamar (FBT/HR)		
Fylke: Akershus		Kommune: Ullensaker		
Kartbladnavn (M=1:250.000) Hamar		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000) 1915 II Ullensaker		
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall: 137	Pris: 235,-	
Feltarbeid utført: Apr. - juli 1991		Rapportdato: 18.10.91	Prosjektnr.: 63.2563.00	Seksjonssjef: GAUTE STORØY
<p>Sammendrag:</p> <p>Norges geologiske undersøkelse fikk i oktober 1990 i oppdrag fra FBT/HR å undersøke løsmasser og grunnvann ved Trandum militærleir for mulige forurensninger. De hydrogeologiske undersøkelsene viser store variasjoner i hydraulisk konduktivitet. Den gjennomsnittlige nettohastigheten i området mellom Trandum fyllplass og Forsvarets brønnområde er beregnet til 1,58 m/døgn. Det skjer en forurensning av hydrokarboner (benzener og xylener) og enkelte uorganiske forbindelser (Ba, NH₃, H₂S, Fe og Mn) fra Trandum fyllplass. Hovedretningen på grunnvannsstrømmen er mot øst, dvs. mot sørenden av Transjøen. Forurensningsviften har en utstrekning på minimum 200 m østover fra fyllplassen. Undersøkelsene har ikke avdekket noen betydelig forurensning i massene eller grunnvannet under HVK verksted-vaskeplass. De forhøyede verdiene av Pb, Zn og Cu i "Styggedalen", skyldes trolig at området brukes som skytebane. I disse to områdene er det i tillegg målt de høyeste verdiene av NO₃⁻. For både Trandum fyllplass, HVK verksted-vaskeplass og Forsvarets brønnområde anbefales det videre overvåkning av grunnvannskvaliteten. <u>Forsvarets rørbrønner gir i dag vann med tilfredsstillende drikkevannskvalitet hva angår uorganiske parametre, mens forholdet med hensyn til organiske forbindelser er uavklart.</u></p>				
Emneord: Hydrogeologi		Miljøgeologi		Forurensning
Deponi		Spesialavfall		Forurenset grunn
Grunnvann		Geokjemi		Fagrapport

INNHOOLD

	Side
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	1
2. INNLEDNING	7
3. FORMÅL OG STRATEGI VED UNDERSØKELSEN	8
3.1 Formål	8
3.2 Strategi	8
3.2.1 Trandum fyllplass	9
3.2.2 HVK verksted - vaskeplass	9
3.2.3 Transjøen - nord	9
3.2.4 Konsekvensanalyse og forslag til tiltak	10
4. BESKRIVELSE AV LOKALITETEN OG NATURGRUNNLAGET	10
4.1 Løsmasseforhold	10
4.2 Geofysiske undersøkelser	11
4.3 Hydrogeologi	11
4.4 Forurensningsfare	12
4.4.1 Trandum fyllplass	13
4.4.2 HVK verksted - vaskeplass	14
4.5 Forsvarets brønnområde	14
5. FELTARBEID, METODER OG ANALYSER	15
5.1 Georadarmålinger	15
5.2 Vannprøvetaking	16
5.3 Masseprøvetaking	16
5.4 Kornfordelingsanalyser	17
5.5 Kjemiske analyser	18
5.5.1 Analysemetoder	18
5.5.2 Analyseprogram masseprøver	19
5.5.3 Analyseprogram grunnvann	19
6. GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD	19
6.1 Georadarmålinger	19
6.2 Samlet vurdering av løsmasseforhold	20
6.3 Hydrogeologiske forhold	21
6.3.1 Grunnvannskart	21
6.3.2 Umettet sone	22
6.3.3 Hydraulisk konduktivitet (K)	22
6.3.4 Effektiv porøsitet (n_e)	23
6.3.5 Nettohastighet (v_w)	23
6.3.6 Oppholdstider for grunnvannet	24
6.3.7 Total gjennomstrømning i feltet	25

7.	VURDERING AV ANALYSER AV JORD OG VANN	27
7.1	Masseprøver	27
	7.1.2 Organiske forbindelser	28
7.2	Vannprøver	28
	7.2.1 Uorganiske komponenter	28
	7.2.2 Organiske forbindelser	33
8.	VURDERING AV FORURENSNINGSTILSTAND OG OMFANG	35
8.1	Områdevis sammenligning	35
8.2	Konsekvensanalyse og forslag til tiltak	36
	8.2.1 Trandum fyllplass (1)	36
	8.2.2 HVK verksted - vaskeplass (2)	38
	8.2.3 Mistanke om diffus forurensning. (3)	39
	8.2.4 Forsvarets brønnområde	39
9.	LITTERATURHENVISNINGER	41

TABELLER

1:	Kjemiske elementer og organiske forbindelser analysert i masse- og grunnvannsprøver
2:	Oversikt over profiler og hydraulisk konduktivitet (K)
3:	Oversikt over profiler og effektiv porøsitet (n_e)
4:	Oversikt over profiler og nettohastighet (v_w)
5:	Anrikning av tungmetaller i masseprøver i forhold til målte bakgrunnsverdier. Borhullene er rangert etter fallende konsentrasjonsverdier
6:	Variasjon av målte parametre i grunnvann som funksjon av dybden i borhull 4 og 32
7:	Målte og beregnede konsentrasjoner av organiske miljøgifter i grunnvannsprøver sammenlignet med bakgrunnsverdier (A), krav om videre undersøkelser (B) og behov for tiltak (C) fra Nederland (konsentrasjon i $\mu\text{g/L}$)
8:	Uorganiske parametre i grunnvannsprøver sammenliknet med resultater fra andre undersøkelser og SIFFs kvalitetskrav til drikkevann. Alle konsentrasjoner i mg/L .

FIGURLISTE

1:	Detaljkart for Trandum- og Hersjø-området
2:	Oversiktskart Øvre Romerike
3:	Oversikt som viser beliggenheten av uttatte og analyserte masseprøver i borhullene
4:	Kvartærgeologisk kart
5:	Oppbygging av et marint delta
6:	Refraksjonsseismiske profil - Gardermoen
7:	Gjennomsnittlig årsnedbør på Øvre Romerike grunnvannsmagasin
8:	Vannbalanse på Øvre Romerike grunnvannsmagasin
9:	Utsnitt av Hydrogeologisk kart for Øvre Romerike (1:20000)
10:	Skisse av gjennomstrømningsprøvetaker
11.1:	Avlesning av proporsjonalitetsfaktoren, C
11.2:	Avlesning av det totale porevolum, n
11.3:	Avlesning av relativt nyttbart porevolum
12:	Lokalisering av profil for georadarmålinger
13:	Tolkningskart for georadarprofiler

- 14: Foto fra Trandum fyllplass som viser løsmassesammensetningen i topplaget
- 15.1: Vertikalsnitt som viser løsmassesammensetningen mellom borhull 27 og 36 (Figur 1)
- 15.2: Vertikalsnitt som viser løsmassesammensetningen mellom borhull 24 og Forsvarets brønner
- 15.3: Vertikalsnitt som viser løsmassesammensetningen mellom borhull 34 og Forsvarets brønner
- 15.4: Vertikalsnitt som viser løsmassesammensetningen mellom borhull 3 og 23
- 15.5: Vertikalsnitt som viser løsmassesammensetningen mellom borhull 26 og 80
- 16: Grunnvannskart for Trandum militærområde juni 1991
- 17: Vannstandsvariasjoner i perioden 1966 til 1991 ved grunnvannsstasjon på Hauer seter
- 18.1: Konturkart som viser fordelingen av pH
- 18.2: Konturkart som viser fordelingen av ledningsevne
- 18.3: Konturkart som viser fordelingen av klorid
- 18.4: Konturkart som viser fordelingen av temperatur
- 18.5: Konturkart som viser fordelingen av nitrat
- 18.6: Konturkart som viser fordelingen av sulfat
- 18.7: Konturkart som viser fordelingen av barium
- 18.8: Konturkart som viser fordelingen av bor
- 19: Diagram som viser pH plottet mot redoks-potensialet
- 20: Diagram som viser pH plottet mot ledningsevne
- 21: Kart som viser oppholdstider inn mot Forsvarets vannforsyningsbrønner (Klemetsrud 1986)

VEDLEGG

- 1: Kornfordelingsanalyser (NGU)
- 2: Generell beskrivelse av georadarmålinger (NGU)
- 3: Vannstandsmålinger og hydrauliske parametre (NGU)
- 4: Konsentrasjon av metaller i masseprøver (NGU)
- 5: Konsentrasjon av målte parametre i vannprøver (NGU)
- 6: Kvalitetsnormer for jord og vann (SIFF & Nederland)
- 7: Analyse av "Priority pollutants" i Bh 3 (SI)
- 8: Analyser av organiske forbindelser (IKU)

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Norges geologiske undersøkelse (NGU) fikk i oktober 1990 i oppdrag fra Forsvarets bygningstjeneste avdeling Hamar (FBT/HR) å undersøke løsmasser og grunnvann ved Trandum militærleir for mulige forurensninger. Oppdraget er en følge av brev av 28.09.90 fra Statens forurensningstilsyn (SFT) hvor det ble gitt pålegg om undersøkelser av, og tiltak mot, forurensninger fra Trandum fyllplass samt områder under og rundt vaskeplassen for kjøretøy ved HVK verksted-vaskeplass. Feltarbeider er gjennomført i form av boring og georadarundersøkelser i perioden april til juni 1991. Vannprøvetakingen er foretatt tre ganger; i uke 22, 26 og 30. På de samme tidspunktene er grunnvannsstanden målt. I tillegg er det montert en limnigraf i Bh 21, rett øst for Trandum fyllplass.

Tidligere kvartærgeologisk kartlegging og undersøkelser i dette prosjektet viser at Trandum-området er rotpunkt i et klassisk isranddelta. Isbreen lå øst for Trandum, og isranddeltaet ble dannet av breelver som avsatte løsmasser i brekanten. De brene forholdene vises med raske skiftninger mellom fine og grove masser, opptil 50 meter tykke permeable masser dominert av sand og grus og et utpreget dødisterreng. Ingen reflektorer registrert ved undersøkelsene med georadar er lateralt utholdende. Dette indikerer at det kun stedvis kan være ledehorisonter eller barrierer for eventuell spredning av forurensning.

De hydrogeologiske undersøkelsene utført i dette prosjektet viser store variasjoner i hydraulisk konduktivitet i avsetningen ved Trandum militærleir. Den gjennomsnittlige nettohastigheten i området mellom Trandum fyllplass og Forsvarets brønnområde er beregnet til 1,58 m/døgn. I den sørlige delen av området er det i tidligere undersøkelser beregnet en tilsvarende hastighet på 4-8 cm/døgn.

Det er påvist forhøyede verdier av en rekke målte parametre i løsmasser og grunnvann. Grunnvannet har fra naturens side en relativt høy pH, som ligger rundt 8. Selv de mest forurensede prøvene under Trandum fyllplass har pH over 6. Den generelt høye pH i avsetningen gjør at tungmetallene bindes i massene nedstrøms de mest forurensede områdene.

Trandum fyllplass

Det skjer en forurensning av hydrokarboner (benzener og xylener) og enkelte uorganiske forbindelser (Ba, B, Cl, NH₃, H₂S, Fe og Mn) fra Trandum fyllplass. Grunnvannskartet viser at hovedretningen på grunnvannsstrømmen er mot øst, dvs. mot sørenden av Transjøen. Forurensningsviften har en utstrekning på minimum 200 m østover fra fyllplassen. Borhullene 25 og 23 dekker en strekning på 200 m i denne retningen, mens avstanden til Transjøen er 800 m. I Bh 27 (Bygning 111, 200 m sørvest for Bh 23) er det ikke registrert forurensning av uorganiske parametre. Kjemiske analyser av overflatevann i sørenden av Transjøen viser

noe forhøyede verdier for SO_4^{2-} , Mn og Fe sammenlignet med hva som er tilfellet i vann fra den nordre del av Transjøen.

Det anbefales overvåkning av fyllplassen, og dette kan skje fra Bh 21 som ligger rett nedstrøms. Det bør etableres et omfattende analyseprogram, helst med kontinuerlig overvåkning av temperatur, pH, ledningsevne og redoks-potensial. I tillegg bør det regelmessig tas ut vannprøver fra nivåbestemte brønner med korte filtre opptil ca. 15 m under grunnvannsstand.

HVK verksted-vaskeplass

Undersøkelsene har ikke avdekket noen betydelig forurensning i massene eller grunnvannet under HVK verksted-vaskeplass. Avløpsvannet ledes til "Styggedalen", men det er heller ikke her registrert noen forurensninger som kan tilskrives aktiviteten på vaskeplassen. De forhøyede verdier av Pb, Zn og Cu i "Styggedalen", skyldes trolig at området brukes som skytebane. I disse to områdene er det i tillegg målt de høyeste verdiene av NO_3^- . Nitrogen fra avgasser ved skyting kan være en potensiell kilde til forhøyede NO_3^- -verdier.

Forsvarets brønnområde

I Bh 43, som ligger ca. 40 m fra Forsvarets brønner, er det påvist forhøyede verdier av bl.a. THC, Ba og NO_3^- . Borhullene 31 og 51 som ligger oppstrøms Bh 43 viser lavere verdier for disse parametrene. En mulig kilde til de forhøyede verdiene i Bh 43 kan være en gammel avfallsplass som ligger ca. 100 m vest for dette borhullet. Den høyeste måleverdien av totalt organisk karbon (TOC) ligger over SIFFs krav til drikkevann ($\text{TOC} < 5,0 \mu\text{g/L}$) og det er derfor noe usikkerhet mht. forurensning av organiske forbindelser. De forhøyede verdiene av totalt hydrokarbon (THC) i Bh 43 kan tyde på at kilden til en mulig forurensning i Forsvarets brønner ligger oppstrøms Bh 43. Råvannet fra Forsvarets brønner (tatt 13.09.91) viser lave verdier på Ba og de andre uorganiske parametrene. Dette skyldes trolig den store andelen av vann fra Transjøen. Vannet i Transjøen viser akseptable verdier med hensyn på drikkevannskvalitet. For å avklare mulig forurensning av THC anbefales det å ta regelmessige vannprøver av kranvannet i Trandum militærleir. Det anbefales videre prøvepumping av Forsvarets brønner ved lav grunnvannsstand for å kartlegge grunnvannsspeilets helning og få bedre kunnskap om de hydrauliske betingelsene i grunnvannsmagasinet. I forbindelse med prøvepumpingen må det også gjennomføres et omfattende analyseprogram, helst med kontinuerlig overvåkning av temperatur, pH, ledningsevne og redoks-potensial. Overvåkingen bør omfatte utpumpet vann fra Bh 43 og direkteuttak fra brønnen på vannverket. Forsvarets rørbrønner gir i dag vann med tilfredstillende drikkevannskvalitet hva angår uorganiske parametre, mens forholdet med hensyn på organiske parametre er uavklart.

3. FORMÅL OG STRATEGI VED UNDERSØKELSEN

3.1 Formål

Formålet med undersøkelsen har vært å besvare de spørsmål som er reist av Statens forurensningstilsyn (SFT) i pålegg om undersøkelser av 28.09.90, der det står at:

Undersøkelsen skal ha et omfang som gir sikre holdepunkter for konklusjoner vedrørende

- *utbredelse av miljøgiftige stoffer under Trandum fyllplass/HVK verksted-vaskeplass. Hvor stort grunnområde kan være forurensset ved HVK verksted-vaskeplass. Observerte og potensielle spredningsveier, oppholdstider og konsentrasjoner.*
- *miljømessige konsekvenser av en eventuell forurensningsspredning, herunder en konsekvensanalyse for Forsvarets grunnvannsverk ved Transjøen.*

Med grunnlag i resultatene fra undersøkelsesprogrammet skulle det utarbeides forslag til tiltak.

3.2 Strategi

Figur 1 viser plasseringen av borpunktene. Figur 3 viser bordyp og brønnutforming i hvert enkelt borpunkt, samt hvor det er tatt ut masseprøver og vannprøver. Her fremgår også hvilke prøver som ble analysert på forskjellige parametre.

I Bh 3, som ligger midt i Trandum fyllplass, er det foretatt en analyse av priority pollutants ved Senter for industriforskning (SI). Dette er en analyse av 70 organiske forbindelser (Vedlegg 7). Listen kommer opprinnelig fra United States Environmental Protection Agency (EPA). Analysen er utført for å få en oversikt over hvilke forurensningskomponenter som finnes i det antatte kildeområdet for forurensningen.

Det er analysert på mineralolje (THC) i de to første seriene vannprøver. I henhold til budsjett er det kun målt totalt organisk karbon (TOC) i den tredje serien.

Det er utført målinger med georadar for å se om det kunne påvises lagdeling som kunne være ledehorisonter eller barrierer for eventuell spredning av forurensning.

3.2.1 Trandum fyllplass

Ut fra eksisterende opplysninger og kjennskap til de hydrogeologiske forholdene i området foreslo NGU følgende undersøkelser:

I deponiet tas det masseprøver i fem borhull. Prøvene tas fra bunnen av fyllingen og nedover i de naturlige masser, ikke fra selve fyllingen. Det tas ut seks prøver i hvert punkt, ned til 20 meters dyp (figur 3) for å kartlegge forurensningen i de naturlige jordmassene under deponiet. I to av punktene (Bh 3 og 4) settes det ned rør for innsamling av vannprøver. For å bedømme avrenning, vannkvalitet og beliggenheten av overgangen mellom grove masser og finsand/silt, plasseres seks observasjonsbrønner mellom fyllplassen og Transjøen. Brønnene Bh 22, 23, 24 og 25 er satt med 5 cm (2") diameter, og brønn Bh 21 har 10 cm (4") diameter. Disse kan senere anvendes til beredskap og overvåking. Det opprettes også en referansebrønn (Bh 26) oppstrøms deponiet for uttak av masse- og vannprøver.

3.2.2 HVK verksted - vaskeplass

Ut fra de eksisterende opplysninger foreslo NGU følgende:

Det må benyttes georadar for å kartlegge beliggenheten av grunnvannsstanden og overgangen mellom grove og fine masser i området mellom HVK verksted-vaskeplass/"Styggedalen" og Forsvarets vannverk på Trandum. Disse resultatene vil si noe om mulige transportveier for eventuell forurensning fra HVK verksted-vaskeplass/"Styggedalen" mot Forsvarets brønnområde. Det antas at fire brønner med 5 cm (2") diameter (Figur 1) er tilstrekkelig for å kartlegge avrenning, vannkvalitet og sedimentfordeling. I Bh 32 tas det ut nivåbestemte vannprøver for beskrivelse av eventuelle endringer i vannkjemien med dyp. Det er også plassert to borhull for masseprøvetaking på vaskeplassen (Bh 37 og 38). I tillegg plasseres en PVC-brønn med 10 cm (4") diameter nedstrøms vaskeplassen (Bh 31, se Figur 1). Denne kan også anvendes senere til beredskap og overvåking.

3.2.3 Transjøen - nord

For å kunne utarbeide en konsekvensanalyse for Forsvarets grunnvannsverk ved Transjøen var det nødvendig med undersøkelser i området ved nordenden av Transjøen.

Følgende undersøkelser ble foreslått:

Undersøkelser med georadar for å få en oversikt over beliggenhet av grunnvannsstand og sedimentfordeling (særlig overgangen mellom grove og fine sedimenter). Det plasseres tre brønner med 5 cm (2") diameter (Figur 1) for uttak av masseprøver og vannprøver. Den ene av disse brukes for fremtidig overvåking og beredskap.

3.2.4 Konsekvensanalyse og forslag til tiltak

De utførte undersøkelser og vurderinger sammenstilles og bearbeides til en konsekvensanalyse med forslag om tiltak.

4. BESKRIVELSE AV LOKALITETEN OG NATURGRUNNLAGET

Oversiktskart for Gardermoen /Trandumområdet er gitt i figur 1 og 2. Trandum militærleir ligger på den sentrale delen av Gardemo-sletta i Ullensaker kommune, Akershus fylke.

4.1 Løsmasseforhold

Figur 4 viser et utsnitt av det kvartærgeologiske kartet for området. Dannelsen av isranddeltaet ved Trandum er beskrevet av Østmo (1975) og Longva (1987). Under nedsmeltingen av innlandsisen for ca. 9500 år siden, gjorde isen enkelte stopp i tilbaketrekningen. Isen gjorde et slikt stopp ved Hauer seter. Fra elver under breisen ble det spylt frem masser som ble avsatt i fjorden foran brefronten (Figur 5). De avsatte massene bygde seg opp i to deltaer, et med rot punkt ved Li og et ved Trandum. Strukturen i isranddeltaene kjennetegnes ved at sedimentene ble spylt frem av smeltevannselver. Når elvene strømmet ut i fjorden avtok transportevnen momentant, det tyngste materialet ble avsatt nærmest brefronten, mens det finere materialet holdt seg flytende lengre. Slik ble det laget skrålag med grovest materiale nærmest isfronten. Skrålagene ble bygd opp til havnivå. Oppå skrålaget ble det avsatt et topplag (sandurlag) med grovere masser og tilnærmet horisontal lagdeling. Topplaget er ofte avsatt under varierende strømretninger, som i dag sees som smeltevannskanaler i overflaten (Figur 4). Deltaene ble stedvis bygd opp til 20 m over

daværende havnivå på 205 m o.h. Ved Trandum militærleir ble avsetningene bygd opp til 210 m o.h.

Topplagene danner to vifteformer ut fra deltasentrene (Figur 4). Trandumdeltaets struktur er i stor grad "ødelagt" av rester av nedgravd is som har dannet dødisgroper (opptil 28 m dype) under isavsmeltingen. Under og utenfor topplaget finnes skrålag igjen. Disse består i større og større grad av finmateriale utover og i dybden. Det undersøkte området utgjør 1 km². Vegetasjonen utenom leirområdet består hovedsakelig av gran.

4.2 Geofysiske undersøkelser

I perioden 1965-1974 ble det utført hydrologiske og hydrogeologiske undersøkelser i området rundt Trandum militærleir. To seismiske profiler ble målt nær området, og utdrag av disse er presentert i Figur 6 (Hillestad, 1975). Resultater fra disse målingene viste at dybden er ca. 30 m ned til vannmettet sone og 90 m ned til fjell. Grunnvannet strømmer mot øst i retning Hersjøen (Jørgensen & Østmo, 1990). Gjennomsnittlig oppholdstid for grunnvann i avsetningen er 30 år.

Georadarmålinger med samme utstyr som det NGU benyttet har gitt gode resultater i andre deler av Gardermo-avsetningen (Sigurdsson, 1991). Tilsvarende målinger med en annen utstyrsenhet inne på Trandum militærleir har imidlertid ikke gitt overbevisende resultater (Pedersen & Ingebretsen, 1990).

4.3 Hydrogeologi

I hydrogeologisk sammenheng betegnes området som "Øvre Romerike grunnvannsmagasin". Dette er et selvmatende grunnvannsmagasin som i hovedsak drenerer mot Hersjøen, 1 - 2 km nordøst for Trandum. Uttrykket selvmatende innebærer at nydannelsen av grunnvann i hovedsak skjer ved direkte infiltrasjon av nedbør og smeltevann, og ikke ved infiltrasjon fra sjøer og vassdrag. Transport av forurensning vil derfor først skje ved infiltrasjon gjennom umettet sone og deretter ved grunnvannsstrømning i mettet sone.

Den gjennomsnittlige nedbøren i perioden 1966-74 var 794 mm/år (Jørgensen og Østmo, 1990; Figur 7). Gjennomsnittlig evapotranspirasjon var 400 mm/år. Dette gir en tilførsel til grunnvannsmagasinet på 394 mm/år (Figur 8). Av "Øvre Romerike grunnvannsmagasin" har 55,1 km² avrenning til elva Rissa. Delfeltet som innbefatter Trandum militærleir utgjør 9 km²

(Figur 9). Dette er ca. 16 % av den totale avrenningen i Rissa. Det skjer altså en grunnvannstrøm fra vest gjennom Trandum militærområde og videre til Hersjøen.

Klemetsrud (1984) skriver at "*Trandum tilhører Transjøområdet nedbørsfelt, med avrenning til Hersjøen. Størstedelen av avrenningen fra feltet skjer via Transjøen. Utenom avrenningen til Hersjøen fra løsavsetningene og Transjøbekken, innvinnes en stor del av avrenningen til Forsvarets vannforsyning ved rørbrønner plassert rett nord for Transjøen. Periodevis kan uttaket fra rørbrønnene være så stort, at totalavrenningen på 135 l/s fra Transjøområdet utnyttes.*"

Østmo (1975) konstanterer at grunnvannsspeilet vanligvis ligger i overgangen mellom finsand og silt. Grunnvannet blir styrt av dette. Snekkerbakken (1990) mener at dette ikke er tilfellet da dødislandsskapet har sunket inn og består av grovt materiale sør og øst for Trandum. Her finner man at grunnvannsspeilet ligger flere titalls meter oppe i topplaget. I Transjøprosjektet ble det registrert grove masser ned til 50 meters dyp (Figur 15.5) (C. H. Knutsen, 1980). Helningen på grunnvannsspeilet øker fra Transjøen mot Gardermoplatået (Østmo, 1976). Dette har sammenheng med at massene avtar i kornstørrelse over samme område (Klemetsrud, 1986). Området er ellers godt beskrevet i hydrogeologiske kart og rapporter, og det henvises særlig til Østmo (1976), Jørgensen & Østmo (1990) og Jørgensen, Stuanes og Østmo (1991).

4.4 Forurensningsfare

For miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Oslo og Akershus er det utarbeidet en rapport om "Grunnvannet på Øvre Romerike - Sårbarhetskartlegging" (Snekkerbakken, 1990). I denne rapporten er området ved Trandum militærområdet vurdert til å være i kategorien for største relative sårbarhet. I forbindelse med eventuell plassering av flyplass på Gardermoen gjennomfører Luftfartsverket en utredning om eventuelle konsekvenser for grunnvannsforkomstene. Grunnvannet på Øvre Romerike er ansett som en viktig naturressurs (drikkevann) som bør vernes for fremtidig utnyttelse. Forurensningsmyndighetene og geofaglige institusjoner har derfor i den senere tid i særlig grad fokusert på "potensielle forurensende aktiviteter" i dette området. Trandum fyllplass og HVK verksted-vaskeplass er nettopp to slike lokaliteter. Når det gjelder mer regionale forurensningskilder utenom Gardermoen lufthavn viser Snekkerbakken (1988) til de mange depoter (nedgravde tanker) med drivstoff og brensel. Bensin kan f.eks. merkes i meget små konsentrasjoner, og den løser seg lett i vann (sammenlignet med diesel og fyringsolje). Eksempler fra Sverige viser at det etter ca. 10 års sanering fremdeles fins påvisbare mengder bensin i vannet. Disse depoter, trafikk til flyplass og militæranlegg, samt interne ledningssystemer, må sikres for å beskytte grunnvannet. Andre mulige forurensningskilder er grusdrift, jordbruk, transport m.v.

Som nevnt i Klemetsrud (1986) og Snekkerbakken (1988) vil det være nødvendig for beredskapen å forberede eller sette ned noen brønner og strategiske punkter for pumping av vann ved akutte utslipp. Klemetsrud (1986) har anbefalt plasseringen av en overvåkningsbrønn mellom Gardermoen lufthavn og Trandum militærleir (Figur 21). Som et resultat av akutte oljelekkasjer er slike brønner i dag plassert ved Trandum militærleir, Bygning 111 og på Sessvollmoen, Bygning 14. Borhullene 21 og 31 kan brukes til utpumping av forurenset vann.

I 1990-91 har NGU utført to grunnundersøkelser som følge av lekkasjer fra nedgravde oljetanker. Den ene lekkasjen fant sted bare 400 m sørøst for Trandum fyllplass (Storrø, 1991) og den andre ved Sessvollmoen (Banks, 1991). Ved disse lokalitetene er det ikke registrert betydelig forurensning av grunnvannet, men det er anbefalt hydraulisk avskjæring av det potensielt forurensede området, og en videre overvåking av grunnvannskvaliteten.

4.4.1 Trandum fyllplass

Trandum fyllplass har fra 1954 til 1978 fungert som både sivil og militær fyllplass. I tillegg til vanlig husholdningsavfall må en anta at spesialavfall fra verksted og lager, bl.a. blyakkumulatorer (Pb, Ni, og Fe), tørrbatterier (Hg, Cd, Zn og Ni) og bilbatterier (Pb, SO_4^{2-}), samt rester av maling og løsningsmidler er deponert regelmessig. Det er også rapportert om deponering av store mengder spillolje fra tankbiler. Brennbart materiale ble brent før nedgraving.

Avfallet har vært levert til fyllinga fra:

- SDR, Trandum leir (tidl. KSØ)
- Hærens sambands hovedlager og verksted på Dal (nå A-Dal)
- Trandum tekniske verksted (nytt)
- Gardermoen flystasjon
- Sessvollmoen, IØ 1
- Sessvollmoen tekniske verksted
- FDI 4, Onsrud
- Arsenalet på Haugerseter
- LFK Haugerseter
- IMØ
- Krigsskolen - Linderud

Statens forurensningstilsyn (SFT) påpeker også at *avfallet før 1983 - 84 ikke har vært kontrollert med tanke på spesialavfall. De lokale avfallsleverandørene har såvidt vites ikke benyttet alternative fyllplasser.*

Fyllingen startet i nordre og vestre del av deponiområdet. Fyllmassene ble lagt ut i seks meters bredde og to meters tykkelse, og dekket til med sand. Det er lagt ut sju lag, og dagens mektighet er ca. ti meter. Etter 1978 er det vesentlig deponert bygningsmaterialer og grovavfall. Etter befaringsdatoen 23.05.90 skrev SFT: *Fyllingen var slik den fremstod, veldrevet med gode rutiner for å unngå at bl.a. spesialavfall ble lagt i fyllingen.*

Undersøkelser utført av NGU i 1984 (Klemetsrud, 1984) konkluderer med at *det skjer en nedsivning av forurenset vann til grunnvannet som renner ut mot Transjøen. På bakgrunn av at søppelet har blitt dumpet siden 1954, er det en bemerkelsesverdig lav grad å spore av forurensning utenom sentralt i fyllingen. Videre står det at avrenning fra søppelplassen vil nå ut til Transjøen etter ca. 11 år utfra gradienten på grunnvannet. Dette vil si at tidsaspektet for stoffer som lar seg nedbryte er til stede. I hvilken grad nedbryting og rensing skjer kan vi ikke ta standpunkt til, men bare fastslå at det skjer en avrenning av forurenset vann ut mot Transjøen.*

4.4.2 HVK verksted - vaskeplass

Betongdekket på vaskeplassen ble bygd under krigen. Vannet fra vaskeplassen ble frem til begynnelsen av 50-åra ledet til utløp ved den nedlagte kummen (Figur 1). Etter 1950 er avløpsvannet ledet videre ned i "Styggedalen" hvor det ledes til en kum ved Bh 32 som har avløp til en dam som "henger" to meter over det naturlige grunnvannspeilet i området. Under befaringsdatoen 12.10.90 ble dammen betegnet som "grumsete" samt at det var tegn til oljebelegg. Fra 1985 er det innstallert oljeavskiller for vannet fra vaskehallen. Før denne tid er det ikke opplysninger om at spillolje er slått ut. Fra 1976 er området også brukt som tankanlegg. Tankene ligger i betongkummer med avtrekk, etablert i 1976. Tankene er kontrollert og glassfiberbelagt innvendig i desember 1990. Under befaringsdatoen 12.10.90 var det en tydelig oljehinne på vannet nede i "Styggedalen".

4.5 **Forsvarets brønnområde**

Virksomheten i dette området omfatter bl.a. uttak av løsmasser og produksjon av matjord. Fra dette området er det lagt ut dreneringsrør som munner ut i nordenden av Transjøen, 100-150 m fra vannverket.

Den første grunnvannsbrønnen ble inninstallert i 1963. Anlegget består av tre brønner hvorav to er i drift. Brønnene er ca. 30 m dype og plassert i sand-grusmateriale som danner raskanten i den nordre del av dødisgropa hvor Transjøen ligger. Vannuttaket er ca. 40 L/s. Ved avrenningstall på 15 L/s pr. km² trekker brønnene på et areal som utgjør ca. 2,5 km².

Mange installasjoner og aktiviteter i Gardermo-området betegnes av forurensningsmyndighetene som "potensielt forurensende". Disse fremgår av Morland et al (1990). Gardermoen militære og sivile flyplass, samt en rekke andre militære og sivile aktiviteter i området må også betegnes som potensielt forurensende.

5. FELTARBEID, METODER OG ANALYSER

Feltarbeider i form av boring og geofysiske undersøkelser ble utført i perioden april-juni 1991. Prøvetakingen av grunnvann er foretatt tre ganger; uke 22, 26 og 30. Samtidig ble grunnvannsstanden målt (Vedlegg 3). I tillegg er det montert limnigraf i Bh 21, rett nedstrøms Trandum fyllplass.

Beliggenheten av alle borhull (Bh) med prøvetakingspunkter, brønnetableringer og georadarprofil er vist i Figur 1. I Bh 1, 2, 5, 37 og 38 er det kun tatt ut masseprøver. I de andre borhullene er det i tillegg satt ned brønner (2" PEH-rør, 4" 'Preussag' PVC (SBF-DN 115)-rør og filter med 0,3 mm slisser) for uttak av grunnvannsprøver. Under boringene er det gjort registreringer av løsmassenes sammensetning i dypet, og resultatene er presentert i Vedlegg 1. I Figur 3 er det også merket av hvilket nivå det er utført analyser av kornfordeling. Kornfordelingsanalysene finnes i Vedlegg 1.

5.1 Georadarmålinger

Forsøksmålinger med georadar er tidligere utført av Tønnesen (1990). En generell beskrivelse av georadarmålingene og de teoretiske prinsipper disse er basert på finnes i Vedlegg 2 (Mauring og Rønning, 1991). I alt er det profilert ca. 4,8 km fordelt på 18 profiler. Georadaren som ble benyttet var av typen pulseEKKO IV (Sensors & Software, Inc.). Antennenes senter-frekvens var på 50 MHz. Opptaksintervallet var 0,8 ns. Det ble gjort 4 opptak for hastighets-analyse.

5.2 Vannprøvetaking

Den store mektigheten av umettet sone (de fleste plasser mellom 20 og 30 m) har gjort det nødvendig å bruke Odex-boringer for å kunne sette ned PEH-rør til de nødvendige dyp. Det er brukt to forskjellige borrhigger, begge med Odex-utstyr; Nemek fjellboringsrigg har boret hullene 21 og 31 (4" PVC-rør) og hullene 23, 24, 26, 32, 36, 43 og 51 (2" PEH-rør). De øvrige er utført med lett belterigg (Borro). Brønnene er filtersatt fra ca. 0,5 m over grunnvannstand, og i tre til fem meters lengde (Figur 3).

Prøver av grunnvannet er tatt fra borhullene 3, 4, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 31, 32, 34, 35, 36, 41, 42, 43, 51, og Forsvarets vannforsyningsbrønner (Figur 1). Dessuten er det tatt vannprøver fra Transjøbekken, fra Transjøen, drensledning fra området nord for Transjøen, kranvann fra Sør-Gardermoen og fra Byging 111 i Trandum militærleir. Det er totalt analysert 69 vannprøver fordelt på tre prøvetakingsrunder. Grunnvannet er pumpet opp med Grundfos MP 1 prøvetakingspumpesystem beregnet for 2" brønner. Det er pumpet ut minst fem brønnvolum for å sikre stabil vannkvalitet før vannprøven ble tatt. For å kontrollere at vannkvaliteten hadde stabilisert seg under pumpingen ble det i andre prøvetakingsrunde (i slutten av juni) benyttet en gjennomstrømningscelle (YSI modell 3560) med målinger av temperatur, pH, ledningsevne og redoks-potensial. Fra Danmark anbefales det å vente til ledningsevnen er stabil før prøven tas (Kirkegaard, 1989). Prøvene er filtrert og tilsatt HNO₃ i felt. Etter prøvetaking har prøvene stått på kjølelager.

Det er også undersøkt hvordan vannets kjemiske sammensetning varierer på forskjellig dyp under grunnvannsspeilet i Bh 4 og 32. Kjeldsen (1989) anbefaler å bruke korte filtre, og ta ut vannprøver fra forskjellige dyp i samme borhull. En detaljert kartlegging av den kjemiske lagdelingen av grunnvannet på Trandum krever en innsats som langt overskrider siktemålet for denne undersøkelsen.

5.3 Masseprøvetaking

Det er i alt tatt ut 113 masseprøver. Et utvalg på 73 av disse er analysert (Figur 3), mens de øvrige masseprøvene er oppbevart på kjølelager. Metoden som har vært benyttet for masseprøvetaking er ulik for de to typer borrhigger;

Nemek: Senkhammer/foringsrør ble drevet ned til prøvetakingsnivået og røret ble blåst reint med luft. Borstrengen ble så trukket opp og det ble montert på en prøvetakingssylinder. Den ble senket ned i brønnen igjen og slått ned ca. 50 cm, før borstrengen med prøven ble trukket

opp igjen. Det ble overhodet ikke benyttet spylevann under boringene og soyaolje ble benyttet for smøring av senkborhammer.

Borro: Det ble benyttet en gjennomstrømningsprøvetaker med mål som angitt i figur 10. Prinsippet for denne er at materialet strømmer fritt gjennom prøvetakeren under neddriving. Materiale fra det dyp hvor neddrivingen stanser forblir i prøvetakeren. Det er kun benyttet slag og tildels rotasjon (ikke spyling med luft eller vann) under denne prøvetakingen.

Ved begge bormetodene er det benyttet slag for å drive prøven inn i prøvetakeren. Dette kan på grunn av sammenpressing i prøvetakeren føre til en overrepresentasjon av de minste kornstørrelsene, særlig dersom det kiles fast en stein i fronten av prøvetakeren (Klemetsrud, pers. medd.).

Hvilke dyp prøvene er tatt fra i de enkelte borpunkt fremgår av Figur 3. Masseprøvene veier ca. 300 gram. Samtlige masseprøver er bevart på "Norgesglass" med gummipakning i lokket. Glass regnes som bedre egnet til innsamling av oljeholdige prøver enn plast (Grøn et al., 1989).

5.4 Kornfordelingsanalyser

Ved undersøkelsene på Trandum er prøvene banket inn i prøvetakeren, og dette har trolig ført til en overrepresentasjon av de fineste kornfraksjonene. Erfaringer fra mange grunnvannsanlegg i Norge viser at det er mer korrekt å bruke d_{20} enn d_{10} ved beregning av hydrauliske parametre (Klemetsrud, pers. medd.).

I dette prosjektet er det brukt en modifisert metode (ved å bruke d_{20} i stedet for d_{10}) etter Beyer & Schweiger (Langguth & Voigt, 1980) til å beregne hydraulisk konduktivitet (K-verdi), porøsitet og effektiv porøsitet med utgangspunkt i kornfordeligskurvene.

Metoden kan benyttes når:

$$u = d_{60} / d_{20} < 20$$

(u) avleses fra kornfordelingsanalyser

Ved å bruke verdien (u) kan man i Figur 11.1 lese av proporsjonalitetsfaktoren (C). C er et uttrykk for effekten av kornfordeling, kornform, kornorientering og pakningstetthet på den hydrauliske konduktiviteten.

Den hydraulisk konduktivitet beregnes ved:

$$k = C \cdot d_{20}^2$$

Porøsiteten (n) finnes i Figur 11.2 når (u) er kjent. For å finne hvor stor del av porevolumet som leder vann, brukes K -verdien til å lese av S_0 i Figur 11.3.

Den effektive porøsiteten (n_e) regnes ut fra følgende ligning:

$$n_e = S_0 \cdot n \quad \text{der } S_0 : \text{relativt nyttbart porevolum}$$

Kornfordelingsanalyser og beregnede parametre finnes i Vedlegg 1. Kornfordelingsanalysene som er lagt til grunn for beregning av de hydrauliske parametrene er foretatt på sedimentprøver fra området umiddelbart under grunnvannsspeilet.

5.5 Kjemiske analyser

5.5.1 Analysemetoder

For uorganiske analyser av masseprøver og vannprøver er det benyttet NGUs standard prosedyrer for bestemmelse av kationer (plasmaspktrometri) og anioner (ionekromatografi) (Ødegård & Andreassen, 1987). Masseprøvene er basert på analyse av syreuttrekk (1 gram prøve og 20 mL 7N HNO₃) ved autoklavoppslutning etter Norsk Standard NS4770 (1980). Resultatene er gitt i Vedleggene 4 og 5. De organiske analysene er utført ved Senter for industriforskning (SI) og ved Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser (IKU). Metodene er beskrevet i Vedleggene 7 og 8.

Tabell 1: Kjemiske elementer og organiske forbindelser analysert i masse- og grunnvannsprøver.

Masseprøver	Vannprøver
Si, Al, Fe, Ti, Mg, Ca, Na, K, Mn, P, Cu, Zn, Pb, Ni, Co, V, Mo, Cd, Cr, Ba, Sr, Zr, Ag, B, Be, Li, Sc, Ce, La, Hg	Si, Al, Fe, Ti, Mg, Mg, Ca, Na, K, Mn, P, Cu, Zn, Pb, Ni, Co, V, Mo, Cd, Cr, Ba, Sr, Zr, Ag, B, Be, Li, Sc, Ce, La, Y, SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , Br ⁻ , NO ₂ ⁻ , Cl ⁻ , F ⁻
THC PAH	THC, TOC PAH

5.5.2 Analyseprogram masseprøver

Av de 117 masseprøvene som ble samlet inn ble 67 plukket ut for analyse av tungmetaller (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn), og 37 for analyse av kvikksølv (Hg). Analyse-resultatene er plottet i Vedlegg 4 som funksjon av dyp. Et utvalg av masseprøvene ble analysert på organiske forbindelser; to stk. på PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og åtte stk. på THC (totale hydrokarboner).

5.5.3 Analyseprogram grunnvann

Grunnvannsprøvene ble analysert på en lang rekke uorganiske forbindelser (dvs. 27 kationer og 7 anioner foruten pH, ledningsevne og alkalitet). Et utvalg av vannprøvene ble analysert på organiske forbindelser inklusive PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), THC (totale hydrokarboner), og TOC (totalt organisk karbon). En del av de analyserte grunnstoffene og de organiske forbindelsene er miljøfarlige.

Alle analyseverdiene er sammenliknet innbyrdes og med referansebrønnen Bh 26, som ligger vest for Trandum fyllplass. Denne beliggenheten ble valgt fordi grunnvannsspeilet faller mot øst, dvs. den ligger oppstrøms fyllplassen.

6. GEOLOGISKE OG HYDROGEOLOGISKE FORHOLD

6.1 Georadarmålinger

Penetrasjonsdypet for georadarmålingene på Trandum varierer fra ca. 10 til ned mot 30 meter. Sett i forhold til tidligere erfaringer må dette betraktes som akseptabelt penetrasjonsdyp. Målingene har imidlertid gitt lite informasjon om grunnvannsspeil og materiale under dette (ses allikevel i P5, P11 og P13, Figur 13). Ved den aktuelle problemstilling, hvor en var interessert i å kartlegge lag som kunne være ledehorisonter/barrierer for spredning av forurensning, er dette en klar ulempe. Det store dyp til grunnvannsspeil (ca. 30 m) får ta en del av skylden for manglende informasjon.

Georadaropptakene viser få tydelige reflektorer, og de som opptrer er lateralt lite utholdende. Dette indikerer en sammensatt geologi, noe som bekreftes fra observasjoner i massetak ved fyllplassen. Her ses linser av meget grovt materiale i en grunnmasse av sand/grus. Denne type avsetning kan bidra til redusert penetrasjon ved at en del av energien diffraktes i stedet

for å bli reflektert, og kan samtidig være årsak til støy i opptakene. De ulike reflektorene representerer trolig veksling i kornstørrelse, hvor horisonter med finkornig materiale er i stand til å holde på større vanninnhold.

I nær alle eksempler på opptak er det en horisontal reflektor på et dyp i området 5-10 meter. Under dette er det i noen tilfeller indikert skråsjiktning (P2, P4, P12, P13, P20, P22 og P24, Figur 13). Dette indikerer en klassisk deltautbygning med 'topset' og underliggende 'foreset'. Fallretningen på skråsjiktningen varierer. Lengst mot nord faller skråsjiktene tilsynelatende mot vest (P2, P4 og P13). Profilene 20, 22 og 24 indikerer klart fall mot nord.

Ved spyleplass (P4) faller skråsjiktene mot vest. Lokalt kan dette være gunstig med henblikk på kanalisering av eventuell forurensning vekk fra grunnvannskilden for Trandum leir. Fallretningen på skråsjiktene lengst i sør synes å gå i motsatt retning av hva en skulle forvente ut fra den regionale avsetningsretningen. Dette kan enten skyldes at en lokalt har hatt dreining i avsetningsretning eller at massene er spylt ut oppover i front av isen.

Boringer ved Bygning 111 påviste en overgang til mer finkornet materiale (finsand/silt) på ca. 19 m dyp. Mange georadaropptak viser reflektorer på ca. 10 - 20 m dyp (P1, P2, P3, P4, P7, P9, P10, P12, P13, P22, P24) som muligens kan representere overgang mellom disse materialtypene. De kan også representere overgangen til finere sediment, og ved boring er det påvist et hardt lag i denne overgangen (aurhelle). Ved boringer er det vist at grunnvannspeilet ligger dypere enn denne grensen, og den kontrollerer ikke grunnvannsnivået.

6.2 Samlet vurdering av løsmasseforhold

Området ved Trandum militærleir er trolig dannet ved oppsprekking av en stagnerende brefront (Longva, pers. medd.). De oppsprukne ismassene ble etter hvert dekket av løsmasser, og da isen smeltet ble det typiske dødsterrenget dannet, som i dag sees som bl.a. Transjøen, Trandum fyllplass og "Styggedalen". Den oppsprukne breen har ført til svært varierende strømningsforhold med oppbygning av mindre lokale delta som samlet danner avsetningen ved Trandum militærleir. Dette bekreftes også av georadarundersøkelsene som skrålagning i flere retninger, og lite kontinuerlige reflektorer.

Boringer i Bh 27 (Figur 15.1) sør på området viser en klar overgang til finere masser i et nivå 177 m o.h. I Bh 23 som ligger 200 m mot nordvest er det grus og stein i det samme området. Omtrent de øverste 10 m av avsetningen (sandurflata) domineres av grus og stein og synes å være avsatt under skiftende elveløp og stor sedimentasjonstransport. I grustaket ved Trandum fyllplass (Figur 14) samt vedlagte skisse viser de store vekslingene i løsmassesammensetning. Resultatene viser også at i dødisgropene er det store mektigheter med grus og sand under grunnvannstand. Ved Forsvarets grunnvannsbrønner i nordenden av

Transjøen er det minimum 30 m sand og grus ned til dybde ca. 145 m o.h. Under Trandum fyllplass er det registrert sand og grus opptil ti meter under grunnvannspeilet. Profil D - D' (Figur 15.1) gjennom Bh 27, 51 og 31 ligger utenom dødisgropene og på tvers av hoveddreneringa fra breen. Boringer og masseprøver viser en overgang til finere masser i nivå ca. 190 m o.h. for Bh 27 og 51, og 185 m o.h. i Bh 31. I disse punktene er det ikke tegn til overgang til grovere masser i dypet; det er det imidlertid i Bh 36 som ligger i den nordre del av profilet. Figur 15.2 viser et profil fra A - A' (Figur 1). Også dette profilet kan indikere at det "finere" laget har minst mektighet under dødisgropene.

6.3 Hydrogeologiske forhold

6.3.1 Grunnvannskart

Den generelle grunnvannsstrømmen i Trandumområdet er i følge Østmo (1976) fra vest til øst (Figur 9). På grunnlag av undersøkelser i dette prosjektet er det fremkommet et grunnvannskart for juni 1991, som bygger på 18 peilebrønner samt grunnvannsstanden i Transjøen og Bh 79 nord for Transjøen (Figur 16). Som det fremgår av kartet er observasjonspunktene vesentlig konsentrert om tre områder, slik at retningen og gradienten på grunnvannsspeilet er noe usikkert i området mellom Bh 23, 51 og 43. Kartet stemmer imidlertid bra med de undersøkelsene som er gjort ved Bygning 111, 200 m sørøst for Bh 23 (Storrø, 1990), og det regionale grunnvannskartet vist i Figur 9 (Østmo, 1976). Gradienten på grunnvannsspeilet er ca. 0,013 i området mellom Trandum fyllplass og Transjøen. I området fra "Styggedalen" til nordenden av Transjøen er gradienten noe steilere mellom Bh 31 og 43 ($i = 0,024$). Begge disse målingene samsvarer med Østmos (1976) kart.

I de fleste observasjonsbrønnene synker grunnvannstanden med ca. 15 cm gjennom hele måleperioden fra mai til juli. Det er plassert en limnigraf i Bh 21 som har registrert et jevnt fall i grunnvannsstanden på 10 cm i perioden 27. juni til 19. august 1991. I området ved Trandum fyllplass (Bh 3 og 26) samt ved nordenden av Transjøen (Bh 41, 42 og 43) stiger grunnvannstanden. I Bh 3 er stigningen på ca. 1 m, mens variasjonene ved Transjøen er på ca. 10 cm i Bh 2. Stigningen ved Transjøen skyldes trolig en stigende vannstand i Transjøen, som også får stor tilførsel av grunnvann fra området nord og sør for Trandum.

Maksimalvannstanden for grunnvannsmagasinet på Øvre Romerike inntreffer i normalår omkring 1. juli. Vannstandsendingen under denne magasinoppfyllingen er normalt mindre enn en meter. Fra årene 1966 til 1991 har det imidlertid vært variasjoner på opp til fire meter ved en grunnvannsstasjon på Hauer seter (Figur 17). Dette kan være et viktig aspekt med hensyn til forurensningsspredning fra deponiet; dvs. om vannet har vært i direkte kontakt med de deponerte massene eller ikke. Olje som normalt er lettere enn vann og derfor flyter

oppå grunnvannet kan pga. denne fluktuasjonen i grunnvannsstanden ha forurenset masser som i dag ligger både over og under grunnvannsspeilet.

6.3.2 Umettet sone

Mektigheten på umettet sone varierer fra ca. 34 m i Bh 51 til ca. 1 m ved Bh 41. I Trandum fyllplass er det ca. 11 m ned til grunnvannsspeilet, men grunnvannsspeilet lå over bunnen av gropa da deponeringen startet. Mektigheten av umettet sone går for øvrig frem av profilene i Figurene 15.1 - 15.5.

6.3.3 Hydraulisk konduktivitet (K)

Som det fremgår av Tabell 2 er den gjennomsnittlige verdien for hydraulisk konduktivitet ($4 \cdot 10^{-4}$ m/s) nesten lik for profil A - A' og B - B'. Dette sammenfaller med Snekkerbakken (1990) som på grunnlag av 94 kornfordelingsanalyser fra Trandum- og Lideltaet har beregnet en K-verdi på $6,4 \cdot 10^{-4}$ m/s for topplaget ved Trandum (>45 m mektighet). Dette samsvarer også godt med beregninger foretatt av Krusemann & Ridder (1990) som mener verdien for mellomssand ligger mellom $2,3 \cdot 10^{-4}$ m/s og $5,7 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Tabell 2: *Oversikt over profiler og hydraulisk konduktivitet (K)*

Profil	Laveste (m/s)	Høyeste (m/s)	Gjennomsnitt (m/s)
A - A'	$5,7 \cdot 10^{-5}$ (Bh 25)	$8,4 \cdot 10^{-4}$ (Bh 24)	$4 \cdot 10^{-4}$
B - B'	$1,2 \cdot 10^{-5}$ (Bh 31)	$7,4 \cdot 10^{-4}$ (Forsv. brønn)	$3,7 \cdot 10^{-4}$
C - C'	$1 \cdot 10^{-2}$ (Bh 3)	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (Bh 23)	$4,7 \cdot 10^{-3}$

For finsandlaget under det grove topplaget har Snekkerbakken (1990) beregnet en K-verdi på $7,4 \cdot 10^{-5}$ m/s. Dette svarer omtrent til målinger rett under grunnvannstanden i Bh 25, 31 og 21. For Bh 3 viser kornfordelingsanalyser på masseprøve fra 20 meters dyp en K-verdi på $1,3 \cdot 10^{-3}$ m/s, som er en høy verdi. Dette for å vise de meget store variasjonene i løsmassesammensetning i Trandumområdet, som fører til store variasjoner med hensyn til sortering og K-verdi mellom de enkelte prøvetakingspunkt. De hydrauliske parametrene er gitt i Vedlegg 3.

6.3.4 Effektiv porøsitet (n_e)

Tabell 3: *Oversikt over profiler og effektiv porøsitet (n_e).*

<i>Profil</i>	<i>Lavest</i>	<i>Høyeste</i>	<i>Gjennomsnitt</i>
<i>A - A'</i>	<i>0,22 (Bh 25)</i>	<i>0,32 (Bh 43)</i>	<i>0,29</i>
<i>B - B'</i>	<i>0,20 (Bh 31)</i>	<i>0,32 (Bh 43)</i>	<i>0,27</i>
<i>C - C'</i>	<i>0,028 (Bh 3)</i>	<i>0,29 (Bh 23)</i>	<i>0,18</i>

Alle disse verdiene er vesentlig lavere enn beregnet av Jørgensen & Østmo (1990) ($n_0 = 0,36$). Lavere verdier for n_e fører til at nettohastighet ved våre beregninger blir noe større enn dersom 0,36 var brukt for effektiv porøsitet.

6.3.5 Nettohastighet (v_n)

På grunnlag av kornfordelinganalyser er det beregnet størst nettohastighet i området ved Trandum fyllplass, ved "Styggedalen", og i det umiddelbare området rundt Forsvarets vannforsyningsbrønn (Tabell 4 og Vedlegg 3). Ved Trandum fyllplass (Bh 24 og 25) og ved Forsvarets brønnområde (Bh 43) er nettohastighet omkring 1 til 4 m/døgn, mens i det mellomliggende området (Bh 21 og 31) er hastigheten omkring 0,12 til 0,29 m/døgn.

Tabell 4: *Oversikt over profiler og nettohastigheter (v_n).*

<i>Profil</i>	<i>Lavest</i>	<i>Høyeste</i>	<i>Gjennomsnitt</i>
<i>A - A'</i>	<i>0,29 (Bh 21)</i>	<i>3,24 (Bh 43)</i>	<i>1,58</i>
<i>B - B'</i>	<i>0,12 (Bh 31)</i>	<i>3,24 (Bh 43)</i>	<i>1,33</i>
<i>C - C'</i>	<i>0,004 (Bh 3)</i>	<i>54 (Bh 23)</i>	<i>18,1</i>

I den nordlige delen av det undersøkte området er det beregnet en noe høyere nettohastighet. Dette reflekteres også i den noe steilere grunnvannsgradienten (Figur 16 og Vedlegg 3). I "Styggedalen" ved Bh 34 er den beregnede hastigheten 1,39 m/døgn, mens for Bh 31 som ligger nærmere Forsvarets vannforsyningsbrønner er hastigheten ca. 0,12 m/døgn.

Jørgensen & Østmo (1990) skiller mellom transport i en øvre del som domineres av sand og grus, og en undre mer siltig avsetning. Nettohastighet i disse lagene oppgis til henholdsvis 0,14 m/døgn og 0,0015 m/døgn. Verdiene som er beregnet for Trandum-området viser i gjennomsnitt betydelig større hastigheter. Dette forklares med at de groveste massene er

avsatt nærmest brefronten, som lå ved Trandum. Videre sør for dette området ved Bygning 111 er det i undersøkelser foretatt av Storrø (1991) beregnet nettohastigheter på 0,04 - 0,08 m/døgn. Dette kan tilskrives store variasjoner i sedimenttyper i deltaet.

6.3.6 Oppholdstider for grunnvannet

Det er beregnet total oppholdstid for grunnvannet langs tre profil på grunnlag av de hydrogeologiske forhold som er beskrevet tidligere i dette kapittelet.

Kornfordelingsanalysene som danner grunnlag for beregninger av nettohastigheter er foretatt på masseprøver tatt like under grunnvannsspeilet. De fleste boringene, f.eks. i Bh 3 (Vedlegg 3) viser imidlertid store variasjoner i dypet med hensyn til sedimenttype. Dette betyr at det kan være hurtigere eller saktere grunnvannsstrømmer på større dyp i akviferen enn det som er beregnet i det aktuelle punktet.

På grunn av usikkerheten knyttet til å beregne oppholdstider av grunnvannet på grunnlag av kornfordelingsanalyser, er det valgt å bruke gjennomsnittet av de nettohastigheter som er beregnet på de enkelte punktene i profilet. Gjennomsnittlig nettohastighet for profilene A og B er svært lik hastighetene som Snekkerbakken (1990) beregnet for topplaget ved Trandum. De er imidlertid betydelig høyere enn beregnet av Jørgensen & Østmo (1990) (14 cm/døgn for det sandige laget) og Storrø (1991) (4 - 8 cm/døgn i finsand).

En annen metode vil være å se på utbredelsen av en forurensningsindikator som klorid. Erfaringer tilsier at klorid er svært lite reaktiv. Det vil derfor ha omtrent samme utbredelsehastighet som grunnvannet.

Profil A - A' (Figur 15.2)

Av figuren går det frem at den totale avstanden fra Bh 24 til Forsvarets vannforsyningsbrønner er ca. 920 m. Nettohastigheten (v_w) er beregnet til 1.58 m/døgn. Den totale oppholdstiden fra A til A' vil være omlag to år.

Oppholdstiden samsvarer med beregninger foretatt av Klemetsrud (1986) (Figur 21). Ved å studere kotekartet som viser grunnvannsspeilet (Figur 16), går det frem at dette profilet er trukket med en vinkel på ca. 45° i forhold til helningen på grunnvannsspeilet. Et tettere nett av peilebrønner ville kunne gi mer detaljerte opplysninger om lokale variasjoner i grunnvannsspeilet, og dermed også i strømningsbildet. Det er imidlertid mest sannsynlig at det fremkomne grunnvannsspeilet viser hovedstrømning i området og at det meste av

forurensningsspredningen mot Forsvarets brønnområde derfor skjer ved langt langsommere prosesser som diffusjon og dispersjon. Dette støttes også av undersøkelser ved Bygning 111 som viser at hovedstrømningsretningen er mot øst (Storrø, 1991). Forutsatt at samme vannmengde tas ut av Forsvarets brønner, kan det i perioder med lav grunnvannstand, om vinteren og i spesielt tørre år som f.eks. i 1980 (Figur 17), bli endringer i strømningsbildet slik at grunnvannet strømmer fra Trandum fyllplass til brønnområdet.

Profil B - B' (Figur 15.3)

Av figuren går det frem at den totale avstanden fra Bh 34 til Forsvarets vannforsyningsbrønner er ca. 525 m. v_u er beregnet til 1.33 m/døgn. Den totale oppholdstiden fra A til A' vil være ca. ett år.

Oppholdstiden samsvarer med beregninger foretatt av Klemetsrud (1986) (Figur 21). Ut fra grunnvannskotekartet (Figur 16) er hovedstrømningsretningen for grunnvannet sammenfallende med retningen på profilet. Dette er derfor et mer realistisk anslag for oppholdstiden enn tilfellet er for profil A - A' som er trukket 45° på hovedstrømningsretningen.

Profil C - C' (Figur 15.4)

Av figuren går det frem at den totale avstanden fra Bh 3 til Bh 23 er ca. 254 m. Det er stor forskjell i de beregnede verdiene for nettohastighet (v_u) (Vedlegg 3), men en verdi for området er beregnet til 0,9 m/døgn. Den totale oppholdstiden fra C til C' vil være ca. ett år.

Profilet er lagt fra Trandum fyllplass og langs hovedstrømningsretningen basert på grunnvannskotekartet fra juni 1991 (Figur 16), og tidligere undersøkelser utført av Storrø (1991). Det er stor forskjell i nettohastighet mellom Bh 3 (0,004 m/døgn) og 23 (54 m/døgn). Ut fra de foreliggende data er det imidlertid umulig å vite hvor overgangen mellom sedimenttypene er, eller om det i det mellomliggende området finnes andre sedimenttyper med helt andre permeabilitetsegenskaper. Oppholdstiden mellom Bh 3 og Bh 23 vil derfor trolig ligge et sted mellom 1 og 5 år.

6.3.7 Total gjennomstrømning i feltet

Den totale gjennomstrømningen i feltet (Q) er ca. 135 L/s. (Klemetsrud, 1984). Av det hydrogeologiske kartet (Figur 9) fremgår det at Trandum ligger i et delfelt som smalner inn ved Transjøen. Dersom det trekkes et profil langs grunnvannskotene gjennom Trandum

militærleir får dette en lengde på ca. 2400 m innenfor det aktuelle delfeltområde. Ved å benytte de beregnede verdiene for hydrauliske parametre er det mulig å anslå den nødvendige mektigheten av grunnvannsmagasinet (h), for transport av 135 L/s. gjennom avsetningen. Grunnvannsgradienten (i) er ca. 0,013, K -verdien er ca. $6,4 \cdot 10^{-4}$ m/s og $n_e = 0,28$. Dette fører til at:

$$Q = K \cdot i \cdot b \cdot h \cdot n_0$$

$$h = \frac{Q}{K \cdot i \cdot b \cdot n_0} = \frac{0,135 \text{ m}^3/\text{s}}{6,4 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \cdot 0,013 \cdot 2400 \text{ m} \cdot 0,28} = 24,3 \text{ m}$$

Ut fra tidligere refraksjonsseismiske undersøkelser av dyp til fjell (Figur 6) er det helt klart mulig med en gjennomsnittlig mektighet av grunnvannsmagasinet på 24,3 m. Da K -verdi og verdi for effektiv porøsitet (n_e) er beregnet for de grove massene ved Trandum, blir dette derfor et minimumsanslag av mektigheten på grunnvannsmagasinet. Dersom det benyttes verdier beregnet av Jørgensen & Østmo (1990) med K -verdi = $5,8 \cdot 10^{-5}$ m/s, $i = 0,01$ og $n_e = 0,36$ blir $h = 269$ m. Som det fremgår av figur 6 er dette høyt over dagens marknivå, og altså langt over antatt mektighet på vannmettet sone (ca. 60 m) ved Trandum militærleir.

Avstanden fra Infiltrasjonsområdet ved Gardermoen lufthavn til Hersjøen er ca. 3,5 km. Dersom en antar jevn nettohastighet på ca. 1,5 m/døgn (tilsvarende profil A) vil oppholdstiden fra Gardermoen lufthavn til Hersjøen være omtrent 6 år. Dette faller sammen med beregninger gjort av Klementsruud (1986) som oppgir ca. seks år oppholdstid for grunnvannet fra Gardermoen lufthavn til Forsvarets grunnvannsbrønner ved Transjøen (Figur 21).

7. VURDERING AV ANALYSER AV JORD OG VANN

I Norge finnes ikke normer for hvilke konsentrasjonsnivåer av forurensningskomponenter som kan aksepteres i jord og vann. Nederlandske retningslinjer, "ABC"-systemet, har i påvente av norske retningslinjer, vært benyttet i en del sammenhenger. Disse er gjengitt i Vedlegg 6.3. Resultatene for vannanalysene er også vurdert opp mot normer for drikkevannskvalitet utarbeidet av SIFF (1987) (Vedlegg 6.1 og 6.2).

7.1 Masseprøver

Resultatene av analysene av masseprøvene framgår av Vedlegg 4.1 - 12. Der er konsentrasjonene av elementene Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mg, Mn, Ni, Pb, V og Zn i hvert borhull plottet mot dyp (m o.h.). En rangering av borhullene er foretatt basert på verdien av den høyeste målte verdi for hvert element. Diagrammene i vedlegg 4.1-12 er presentert med fallende konsentrasjoner fra øverste venstre hjørne til nederste høyre hjørne. Resultatet av rangeringen er vist i Tabell 5 sammen med anrikningsfaktoren for den høyeste verdien sammenliknet med bakgrunnsverdien fra Bh 26.

Tabell 5: Anrikning av tungmetaller i masseprøver i forhold til målte bakgrunnsverdier. Borhullene er rangert etter fallende konsentrasjonsverdier.

Grunnstoff	Anrikningsfaktor	"ABC"-systemet	Rangering av borhull
Pb	120 x	>C	Bh 34,5,3,4,35,38,37,32
Zn	15 x	>B	Bh 51,5,34,31,1,4,2,42
Hg	10 x	<A	Bh 5,34,31,43,41,1,4,2
Mn	6 x	-	Bh 4,34,5,23,38,1,32,35
V	3.5 x	-	Bh 5,23,34,2,32,35,38,4
Cu	3 x	>A	Bh 5,34,38,3,4,32,2,1
Fe	2 x	-	Bh 4,2,34,5,23,32,35,38
Ni	1.7 x	<A	Bh 4,5,32,2,51,38,34,43

A, B og C refererer til nederlandske overvåkningskrav (Vedlegg 6.3)

Oppstillingen viser at konsentrasjonen av Pb, Zn, og Hg i de mest anrikede prøvene er over ti ganger større enn bakgrunnsverdien. For Mn er det en anrikingsfaktor på 6, og for V, Cu, Cr og Fe er det en anrikning på mellom 4 og 2 ganger sammenliknet med bakgrunnsverdiene. De høyeste verdiene for tungmetallene er målt i Bh 4 (Fe, Mn, Ni), Bh 5 (Cr, Cu, V, Hg), Bh 34 (Pb) og Bh 51 (Zn). Dette tyder på at løsmassene er anriket mhp. tungmetaller i området Trandum fyllplass (Bh 1-5) og i omliggende områder (Bh 21, 23 og 25) og i området "Styggedalen" skytebane (Bh 32-36). For Cu, Zn og Pb overskrider de høyest målte konsentrasjonene henholdsvis A-, B- og C-verdiene (Vedlegg 6). Variasjoner i bakgrunnsverdier i norske løsmasser for de analyserte elementene er beskrevet av Sæther (1987).

7.1.2 Organiske forbindelser

Masseprøver fra 10 m dyp ble tatt ut for analyse på THC i borhullene 1, 2, 3, 4 og 5 på Trandum fyllplass. Den høyeste verdien på 90.7 mg/kg THC ble påvist i Bh 3. Denne verdien er likevel under de nederlandske referanseverdiene på 100 mg/kg (Vedlegg 6). PAH i den samme prøven utgjør 0.456 mg/kg. Dette er under B-nivå på 1 mg/kg (Vedlegg 6). En tredjedel av denne PAH-konsentrasjonen består av naftalen. Øvrige påviste PAH-forbindelser er phenantrene (0,060 mg/kg), fluorathene (0,059 mg/kg), pyrene (0,075 mg/kg), benzo(a)anthrasene (0,042 mg/kg) og chrysene (0,056 mg/kg). Fordelingen av organiske komponenter i masseprøvene gjenspeiles i sammensetningen av organiske komponenter i grunnvannet med naftalen som dominerende PAH. Xylen og etylbenzen utgjør mesteparten av de øvrige organiske komponenter i grunnvannet (se Kapittel 7.2.2).

7.2 **Vannprøver**

7.2.1 Uorganiske komponenter

Resultatene av vannanalysene framgår av Vedlegg 5. Prøvetaking av grunnvann med påfølgende kjemisk analyse er en komplisert operasjon med mange mulige feilkilder. Grunnvannsprøvene som ble samlet inn i løpet av tre prøvetakingsrunder (ukene 22, 26, og 30), ble tatt etter utpumping av omlag fem brønnvolum. Dette ga en samleprøve som kan brukes ved sammenlikning mellom brønner. Den sier ingenting om kjemiske variasjoner som funksjon av dypet (dvs. kjemisk lagdeling) i grunnvannsmagasinet. For å undersøke hvordan de målte grunnvannsparametre varierte vertikalt i en og samme brønn, ble det tatt tre prøver på forskjellig dyp i Bh 4 (Trandum fyllplass) og Bh 32 ("Styggedalen" skytebane) før første prøvetakingsrunde (se Tabell 6 og nederst Vedlegg 5). Enkelte parametre viser økning mot

dypet, andre er tilnærmet konstante, mens en tredje gruppe parametre avtar mot dypet. Dette viser hvor komplisert det er å framskaffe representative gjennomsnittsverdier for parametre som ikke er stabile.

Tabell 6: *Variasjon av målte parametre i grunnvann som funksjon av dybden i borhull 4 og 32.*

Økning	Stabil	Avtakende
Ledningsevne	Al	Temperatur
pH(?)	Mg	Mn
Fe	Ca	Cu(?)
SO ₄ ²⁻	Na	Ni
	K	Co
		B
		Li
		Cl ⁻
		NO ₃ ⁻

Vurderingen av de kjemiske analysene vil i det følgende ta utgangspunkt i avvik i forhold til referansebrønnen Bh 26 og i laterale variasjoner i forhold til grunnvannsstrømmen (Vedlegg 5 og Figur 18.1-8). Den meget gode reproduserbarhet mellom prøvetakingsrundene i ett og samme borhull for de fleste parametre (unntatt Fe, Mn, og Zn) understøtter verdien av en slik regional sammenlikning. Analyseresultatene er også vurdert mot SIFFs krav til drikkevannskvalitet og de nederlandske myndigheters krav til overvåking av vannressurser (Vedlegg 6).

pH (Figur 18.1)

Analyse av vannprøvene i området viser at pH varierer mellom 6.1 og 8.4. Målingene utført i felt er generelt lavere enn laboratoriemålingene på grunn av temperaturforskjellen; vann ved romtemperatur inneholder mindre CO₂-gass enn vann ved grunnvannets temperatur. De laveste verdiene (pH = 6.1) er målt i Bh 4 som ligger i østre kant av Trandum fyllplass, mens den høyeste verdien er målt i Bh 26 (pH = 8.4), som representerer uforurenset grunnvann oppstrøms fyllplassen (Figur 18.1). At bakgrunnsverdiene for pH ligger rundt 8.0 bekreftes også i den nylig utkomne publikasjon av Jørgensen, Stuanes og Østmo (1991), om hydrogeologien på Romerike, der pH ble målt til 7.93 på tretti meters dyp. En lavere pH i og rundt avfallsfyllinger har vært påvist i andre land og tilskrives dannelsen av organiske syrer under nedbryting av bl.a. husholdningsavfall (Bjerg og Christensen, 1991). Senkning av pH vil generelt fremme utluting av tungmetaller fra sedimentene og gi økte konsentrasjoner av tungmetaller i grunnvannet. Imidlertid er alkaliteten, dvs. bufferevnen, i sigevannet og

grunnvannet mye større enn i referansebrønnen (Bh 26). Undersøkelser i England (Ross, 1985) viser også at i områder med høy alkalitet vil mobile tungmetaller som Ni og Cd inngå i ionebyttingsprosesser og/eller felles ut som karbonater. Tyngre utløsbare tungmetaller som Pb og Cu vil kunne felles ut som sulfider og hydroksyder. Disse er mindre mobile ved synkende pH enn Ni og Cd. Dette betyr at utluting fra sedimentene ikke utgjør noe vesentlig bidrag til konsentrasjonen av disse tungmetallene i grunnvannet. Analyser av masseprøver (Tabell 5) viser forhøyede verdier for Pb, Zn og Cu under Trandum fyllplass. Dette tyder på at tungmetallene i sigevannet bindes i sedimentene.

Ledningsevne (Figur 18.2)

Den målte ledningsevnen i grunnvannsprøvene er en indirekte måling av ioneinnholdet. Grunnvannet har et ioneinnhold som er omvendt proporsjonalt med surhetsgraden; dvs. at området ved Bh 3 og Bh 4 på Trandum fyllplass har høyt ioneinnhold ($> 1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) og de laveste pH-verdiene (< 7.0), mens vann fra referansebrønnen Bh 26 har lavt ioneinnhold ($123 \mu\text{S}/\text{cm}$) og høy pH (> 8.0) (figur 20). Kotekartet i Figur 18.2 viser hvordan ioneinnholdet avtar nordøstover fra Trandum fyllplass til under $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ i nordenden av Transjøen. Ledningsevnen kan brukes som en indikator på forurensningsspredning fra Trandum fyllplass (Figur 18.2).

Klorid (Figur 18.3)

Konsentrasjonen av Cl^- er høy rundt Trandum fyllplass og avtar med lav gradient mot øst, dvs. i samme retning som grunnvannet strømmer (Figur 18.3). Klorid-konsentrasjonen i det mest forurensede grunnvannet i fyllingen ligger rundt $100 \text{ mg}/\text{L}$. Kravene for mindre godt drikkevann er $100 - 200 \text{ mg}/\text{L}$. Det er påvist høye konsentrasjoner av klorid i avfallsfyllinger med både husholdningsavfall og industriavfall (Johansen, 1976). Klorid er et ion som vanligvis ikke bindes i massene eller forsvinner på annen måte under transport i grunnen. Dette understøttes av undersøkelser i Danmark som tyder på at Cl^- har samme utbredelsehastighet som grunnvannet (Bjerg & Christensen, 1991). Forhøyede Cl^- -konsentrasjoner er derfor en indikasjon på områder som er berørt av forurensning under de gitte strømningsforhold. Vedlegg 5 viser at Bh 3, 4 og 21 utgjør en egen gruppe med høye Cl^- -verdier og stor ledningsevne.

Temperatur (Figur 18.4)

Temperaturen er 2 - 3 grader høyere i grunnvann på Trandum fyllplass enn i de omliggende områder. Dette skyldes biologiske eksoterme prosesser som avgir varme.

Nitrogen (nitrat - nitritt - ammoniakk) (Figur 18.5)

Som måleenhet for nitrat er det i rapporten konsekvent brukt mgNO_3^-/L . Det samme gjelder for Vedlegg 5. I SIFFs retningslinjer for drikkevann (Vedlegg 6) benyttes $\text{mgNO}_3^-/\text{N/L}$, og omregningsfaktoren for de to benevningene er 4,43.

Konsentrasjonen av nitrat er under 0,3 mg/L i referansebrønnen Bh 26. Den er også meget lav i Bh 3 midt på Trandum fyllplass som er forurenset. Imidlertid opptrer nitrogen her som ammoniakk (20 - 25 mg/L). Nitrat-konsentrasjonene målt i Bh 4 er middels høye. Nitritt er kun påvist i Bh 25. De høyeste verdiene av nitrat er målt i Bh 36 ved "Styggedalen" skytebane (28,6 - 34,8 mg/L). Nitrogen fra avgasser ved skyting kan være en potensiell kilde til forhøyede NO_3^- -verdier. Det er også målt middels høye nitratverdier i Bh 31 (12,8 - 28,6 mg/L) samt i Bh 25 (7,6 - 23,6 mg/L) og Bh 43 (1,6 - 18,7 mg/L) (Vedlegg 5). Alle de forannevnte brønnene inneholder konsentrasjoner av nitrat som gjør at vannet på disse plassene er mindre godt egnet som drikkevann. Nitrogen i alle tre former gjenspeiler antropogent avfall.

Svovel (sulfat - sulfitt - sulfid) (Figur 18.6)

Uvanlig høye verdier av sulfat er målt i Bh 4 (over 100 mg/L) (Figur 18.6). Det er også forhøyede verdier i Bh 51, 43, 31, 25, 24, 23 og 21 (10 - 30 mg/L). Bakgrunnsverdien gitt i Bh 26 er 6 - 7 mg/L. I Bh 3 er konsentrasjonene av sulfat og sulfid lave, men prøvene herfra viste tydelig lukt av hydrogensulfid (H_2S), muligens blandet med metan (CH_4). På grunn av de reduserende forholdene i denne brønnen (redoks-potensialet er målt til -30 mV i uke 26) er det sannsynlig at sulfat-svovel i grunnvannet og svovelholdige avfallsprodukter holdes i redusert tilstand som sulfitt og/eller hydrogensulfid. I Bh 43 og 51 er sulfat-verdiene fortsatt henholdsvis to og tre ganger så høye som bakgrunnsverdiene.

Tungmetaller

Det er målt svært høye konsentrasjoner av tungmetallene Zn, Fe og Mn i grunnvannet i Bh 3 og 4 på Trandum fyllplass og Bh 34 og 35 som ligger ved "Styggedalen" skytebane. Det totale ioneinnholdet i vann fra Bh 3 og 4 er imidlertid mye større enn ioneinnholdet av vann fra Bh 34 og 35. Mer reduserende forhold fører til økt utluting av disse tungmetallene fra sedimentene. Konsentrasjonene av Zn, Fe, Mn og delvis Al er vesentlig lavere i annen prøvetakingsrunde sammenliknet med første og tredje runde. Dette skyldes trolig utfelling i prøvene før de ble analysert. Alle målinger på krom (Cr) og kobolt (Co) i grunnvannet gir verdier under deteksjonsgrensene på 10 ppb. Vanadium (V) ligger under deteksjonsgrensen på 5 ppb. De målte konsentrasjonene av Cd og Pb ligger under deteksjonsgrensen på henholdsvis 10 og 50 ppb (Sæther et al., 1988). Disse deteksjonsgrensene er imidlertid høye i forhold til drikkevannsnormene på 5 og 20 ppb. Konsentrasjonene av Molybden (Mo) er lavere enn deteksjonsgrensen på 10 µg/L (ppb) unntatt i Bh 41 der det er målt 13,6 ppb. De målte verdiene for kvikksølv er alle lavere enn 10 ng/L (ppt), bortsett fra i Bh 25 der det er påvist 12 ng/L Hg.

Barium (Figur 18.7)

Konsentrasjonen av Ba ligger over A-nivå (Vedlegg 6.3) i alle borhullene unntatt Bh 26. I borhullene 3, 21, 31 og 43 ligger de målte verdiene av Ba over C-nivå. En bør være spesielt oppmerksom på den høye verdien i Bh 43 (også over SIFFs relativt høye grense på 1000 ppb), rett oppstrøms Forsvarets vannforsyningsbrønner. Tungspat ($BaSO_4$) inngår som fyllstoff i bl.a. maling (farvestoff) som kan være deponert på fyllplassen.

Bor (Figur 18.8)

Det er funnet relativt høye konsentrasjoner av B i grunnvann fra Trandum fyllplass (Bh 3 og 4) og de tilstøtende områder (Bh 21, 23 og 25). Disse bidrar sammen med karbonatinnholdet til å bufre forurenset grunnvann mot ytterligere senkning av pH. Årsaken til de forhøyede verdiene av B er ikke kjent. Bor inngår i boraks som er et mye brukt flussmiddel ved lodding og sveising. Dessuten ble bor tidligere brukt som tilsetningsstoff i bensin.

Natrium, Kalium, Kalsium, Magnesium

De høyeste konsentrasjonene av hovedelementene er målt i området rundt Trandum fyllplass. Disse kationene bidrar, sammen med anionene klorid og karbonat, til den vesentligste del av ledningsevnen målt i vannprøvene. Da pH ved "Styggedalen" skytebane tilsvarer den målt på Trandum fyllplass forklares forskjellen i ledningsevne med økte konsentrasjoner av disse elementene i sigevannet fra fyllingen, og ikke økt utluting fra sedimentene (Johansen & Carlson, 1976).

Redoks-potensial (Figur 19)

Redoks-potensialet er et resultat av at elektroner frigjøres når løste komponenter i grunnvannet oksyderes. Dette fører til reduksjon av en annen komponent. Redoks-potensialet er en gjennomsnittsverdi som sier noe om grunnvannets generelle tilstand f.eks. i hvilken grad det er oksygenrikt (Garrels & Christ, 1965; Lindberg & Runnells, 1984; Kehew & Passero, 1990).

Det eneste punktet der grunnvannet har et negativt redoks-potensial, er Bh 3 (Figur 19). I alle de andre grunnvannsbrønnene er redoks-potensialet over 100 bortsett fra Bh 34. De fysikalsk-kjemiske forholdene i Bh 3 er slik at sulfid-ioner opptrer sammen med toverdige jern og mangan. Det er også påvist ammonium. Når det forurensede grunnvannet fra Trandum fyllplass kommer i kontakt med oksygenrikt grunnvann, øker redoks-potensialet. Surhetsgraden (pH) øker først når vesentlige deler av alkaliteten er konsumert.

7.2.2 Organiske forbindelser

Grunnvannsprøver analysert på organiske forbindelser er listet opp i Tabell 7. Maksimumsverdien av hydrokarboner (THC) er funnet i Bh 3 med $654 \mu\text{g/L}$.¹ Av dette er $5.15 \mu\text{g/L}$ PAH, hovedsakelig naftalen (Vedlegg 8.9 og 8.10). Dette er såvidt over bakgrunnsreferansene benyttet i Nederland på $5 \mu\text{g/L}$. I THC-fraksjonen målt på Bh 3 er påvist m-/p-xylen ($122 \mu\text{g/L}$) og etyl-benzen ($72 \mu\text{g/L}$), som begge overstiger nederlandske C-verdier. O-xylen ($22 \mu\text{g/L}$), trin-butyl-fosfat ($11.7 \mu\text{g/L}$), diklorbenzen ($1.9 \mu\text{g/L}$) og klorbenzen ($1.2 \mu\text{g/L}$) overstiger nederlandske B-verdier. Innholdet av naftalen utgjør fra 80-90% av total PAH i de mest forurensede prøver til 22.7% i referanseprøven fra Bh 26 (Vedlegg 8.9 og 8.10). Xylen er en viktig bestanddel i løsnings- og tynnemidler.

¹ $1 \mu\text{g/L}$ tilsvarer 1 liter mineralolje med sp.v. $0,8 \text{ g/cm}^3$ pr. $1.250.000 \text{ m}^3$ vann

Tabell 7: Målte og beregnede konsentrasjoner av organiske miljøgifter i grunnvannsprøver sammenlignet med bakgrunnsverdier (A), krav om videre undersøkelser (B) og behov for tiltak (C) fra Nederland (konsentrasjoner i µg/L)

Prøve	THC	Klorb	Di-klorb	Etylb	mpxylen	o-xylen	Naftalen	Andre
	Målt							
Bh3	828			72			4.4	0.8
Bh3	654	1.2	1.9		122	22		
	Gj.-snitt			Beregn.				
Bh4	131			14	25	3.9		
Bh21	168			18	32	5		
Bh26	96			10	18	3		
Bh31	61			6	11	1.8		
Bh32	35			-	-	-		
Bh34	145			16	27	4		
Bh36	51			5	10	1.5		
Bh43	163			18	31	4.9		
Bh51	42			4.6	0.4	1.3		
		Krav						
A		0.01	0.01	0.2	0.2	0.2	0.2	< 0.1
B		0.5	0.5	20	20	20	7	< 6
C		2	2	60	60	60	30	< 30

* Klorb = Klorbenzen, Diklorb = Diklorbenzen, Etylb = Etylbenzen
mpxylen = m-/p-xylen

Forutsatt at kilden til THC i de andre borhullene er den samme og at det ikke er vesentlig forskjell i fordampning i umettet sone og under transport bort fra kildeområdet, er det mulig å benytte de innbyrdes forhold mellom disse parametrene fra Bh 3, til å beregne innholdet av disse komponentene i alle analysene der THC er målt (Tabell 7). En slik beregning gir et anslag av maksimumsverdier, da den hydrauliske forbindelse mellom borhullene og graden av fordampning eller nedbrytning av de enkelte komponenter under transport i grunnen er ukjent. Det viser seg at flere av borhullene er forurenset opp mot B-verdi med hensyn til m-/p-xylen og etylbenzen. I tillegg til Bh 3 gjelder dette Bh 4, 21, 34 og 43. Den hydrauliske forbindelsen mellom Trandum fyllplass og "Styggedalen" antas å være liten (Figur 16). De organiske komponentene målt i Bh 34 har derfor trolig en annen kilde enn de organiske for-

bindelsene målt i grunnvannet ved Trandum fyllplass, til tross for at de har tilsvarende sammensetning av PAH (Vedlegg 8). Referansebrønnen (Bh 26) er ikke helt ren mhp. THC hvilket antyder at kilder for diffus organisk forurensning også kan finnes vest for brønnene.

8. VURDERING AV FORURENSNINGSTILSTAND OG OMFANG

8.1 Områdevis sammenlikning

I lys av det som er beskrevet og drøftet hittil kan en områdevis sammenlikning foretas. Fordi det dreier seg om et meget sammensatt system med mange kjemiske reaksjoner som pågår kontinuerlig, ytterligere vanskeliggjort ved at grunnvannet strømmer og fortynner reaktanter og produkter, kan det være en fordel å se nærmere på et diagram der ledningsevne er plottet mot pH (Figur 20). I dette diagrammet kan borhullene deles inn i fire undergrupper basert på deres ioneinnhold og surhetsgrad, hvilket gir fire kategorier grunnvannsprøver:

1. Mistanke om forurensning fra punktkilde på kjent sted:
Vannprøver fra borehull med $\text{pH} < 7.2$ og ledningsevne $> 400 \mu\text{S/cm}$.
Bh 3, 4, 21, 23 og 25.
Disse er forurenset av avfall deponert på Trandum fyllplass.
2. Mistanke om forurensning fra punktkilde på ukjent sted:
Vannprøver fra borehull med $\text{pH} < 7.2$ og ledningsevne $< 400 \mu\text{S/cm}$.
Bh 34, 35, 36 på "Styggedalen" (HVK verksted - vaskeplass)
3. Mistanke om diffus forurensning:
Vannprøver fra borehull med $\text{pH} > 7.2$ og ledningsevne $> 400 \mu\text{S/cm}$.
Bh 31, 43 og 51.
Disse er delvis forurenset uten at kilden er sikkert bestemt.
4. Ikke mistanke om forurensninger:
Vannprøver fra borehull med $\text{pH} > 7.2$ og ledningsevne $< 400 \mu\text{S/cm}$.
Referansebrønnen 26, og Bh 22, 24, 32, 41 og 42.

8.2 Konsekvensanalyse og forslag til tiltak

Det er påvist forhøyede verdier av en rekke målte parametre i løsmasser og grunnvann. Grunnvannet har fra naturens side pH-verdi rundt 8 som er relativt høyt. Selv de mest forurensede grunnvannsprøvene har pH over 6. De generelt høye pH-verdier i avsetningen gjør at tungmetallene bindes i massene nedstrøms de mest forurensede områdene. De høye verdiene av karbonat- og borationer bidrar til å bufre det forurensede grunnvannet mot ytterligere senkning av pH.

Prøvene av grunnvann er tatt i nivå fra grunnvannsspeilet og ned til 3 - 5 m under grunnvannsstand. Det er derfor noe usikkert hvor stor spredningen av forurensningen er, da forurensningen også kan spres i de dypere deler av grunnvannsmagasinet. En detaljert kartlegging av den kjemiske lagdelingen av grunnvannet på Trandum krever imidlertid en innsats som langt overskrider siktemålet for denne undersøkelsen.

8.2.1 Trandum fyllplass (1)

Det er påvist forurensning av uorganiske og organiske forbindelser under og rundt Trandum fyllplass. Grunnvannsprøvene er også forurenset med Ba, NH₃, H₂S, Fe og Mn og på de organiske forbindelsene xylene og benzen. Konsentrasjonene for disse parametrene tilfredstiller ikke SIFFs krav til drikkevann (Vedlegg 7). Det er også noe forhøyede verdier for Zn, B, Li, Ca, Na og Cl i grunnvannsprøvene. Masseprøvene er forurenset med Pb, Zn og Cu (Tabell 6). Det er også forhøyede verdier for Hg, Mn, V, Ni og Ba. Det synes å være anrikning av en del av disse elementene rundt 180 - 185 m o.h. (se Vedlegg 5). Graden av forurensning er størst sentralt under Trandum fyllplass. Det er relativt høy alkalitet og nøytral pH i grunnvannet under Trandum fyllplass og dette er en viktig faktor for å binde tungmetaller i sedimentene. Dette sees ved at det ikke registreres tungmetaller i grunnvannsprøvene utenom Bh 3 og 4 sentralt i fyllplassen.

Kun ubetydelig forurensning er funnet i Bh 24 og 22, henholdsvis rett sør og rett nord for Trandum fyllplass. Ingen forurensning av uorganiske forbindelser er påvist i referansebrønn 26, som ligger ca. 100 m vest (oppstrøms) for Trandum fyllplass. Innholdet av organiske forbindelser er 0,096 µg/L i Bh 26. Dette kan tyde på en viss forurensning av grunnvannet da de målte konsentrasjonene av THC fra borhullene 4, 31, 36 og 51 er lavere (Vedlegg 8). Dette er ikke usannsynlig tatt i betraktning det store antall nedgravde tanker mellom Trandum fyllplass og Gardermoen lufthavn, samt de mange forurensende aktiviteter i området.

Grunnvannskartet (Figur 16) viser at hovedretningen på grunnvannsstrømmen er mot øst, dvs. mot sørenden av Transjøen. Fra Trandum fyllplass til Transjøens sørende er oppholdstiden

ca. 2 år. En kan ikke se bort fra at det i perioder med lav grunnvannstand skjer en avrenning fra Trandum fyllplass mot Forsvarets grunnvannsbrønner som ligger ca. 900 m nordøst for fyllplassen. Det er sannsynlig at oppholdstiden for grunnvannet vil være ca. 2 år også på denne strekningen. Borhullene 21, 25 og 23 dekker en strekning på 200 m i denne retningen, mens avstanden til Transjøen er 800 m. I disse borhullene er ledningsevnen og kloridkonsentrasjonen i grunnvannsprøvene lavere enn i Bh 3 og 4 sentralt på fyllplassen. Det er også målt en økning i nitratinnholdet fra Bh 3 via Bh 25 til Bh 23 som skyldes en gradvis overgang til oksygenrikere grunnvann. Samtidig avtar innholdet av ammonium- og nitritioner. I Bh 27 (Bygning 111, 200 m sørvest for Bh 23) er det ikke registrert forurensning av uorganiske forbindelser. Kjemiske analyser av overflatevann i sørenden av Transjøen viser noe forhøyede verdier for SO_4^{2-} , Mn og Fe sammenlignet med hva som er tilfellet i vann fra den nordre del av Transjøen. Det er altså ingen sterke indikasjoner på omfattende forurensningsspredning i denne retningen. For Bh 51 som ligger mellom fyllplassen og Forsvarets brønner er resultatene mer usikre. Det er forhøyede verdier for ledningsevne og klorid, som igjen indikerer en viss spredning av forurensning fra Trandum fyllplass.

Figurene 18.2 og 18.3 er kart som viser ledningsevne og målte konsentrasjoner av klorid i grunnvannet. Disse parametrene er gode indikatorer på forurensningsspredning. Forurensningsviften har en utstrekning på minimum 200 m østover fra fyllplassen. De forholdsvis lave konsentrasjonene av klorid i området utenfor selve fyllplassen skyldes antagelig at det ikke er deponert husholdningsavfall siden 1978. De store vannmengdene som strømmer igjennom avsetningen fører også til en ikke ubetydelig fortykning.

Trandum fyllplass ble etablert i 1954. Tatt i betraktning at oppholdstiden fra fyllplassen til sørenden av Transjøen og til Forsvarets brønner er ca. 2 år, er den registrerte forurensningen relativt beskjeden. Dette er sammenfallende med resultater fra tilsvarende undersøkelser i Danmark, som viser at de fleste miljøfarlige forbindelser (også klorerte organiske forbindelser) blir nedbrutt i den anaerobe sonen (dvs. under eller i umiddelbar nærhet av fyllplassen) (Aamand & Nielsen, 1991).

Det anbefales å opprette noen grunnvannsbrønner i området mellom fyllplassen og sørenden av Transjøen for å holde oppsyn med grunnvannskvaliteten over tid. Brønnene bør ha 1 m filterlengde og settes i varierende dyp ned til ca. 15 m under grunnvannsspeilet. Dette er nødvendig mht. kontrollen av en eventuell dypere forurensningsspredning i de permeable massene som ligger mange meter under grunnvannsspeilet (se Bh 23 i Vedlegg 1 og Figur 15.5).

Overvåkingen kan etableres i Bh 21 som ligger rett nedstrøms Trandum fyllplass. Det bør etableres et omfattende analyseprogram, helst med kontinuerlig overvåking av temperatur,

8.2.3 Mistanke om diffus forurensning (3)

I Bh 31, 43, og 51 er det mistanke om diffus forurensning basert på noe lavere pH-verdier og noe høyere ledningsevne og konsentrasjoner av barium, nitrogen og svovel sammenlignet med referansebrønnen (Bh 26). Om dette skyldes bidrag fra andre forurensningskilder enn Trandum fyllplass eller HVK verksted-vaskeplass er uvisst. Det er registrert en mindre, gammel avfallsfylling rett vest (ca. 40 m) for Forsvarets brønner, og dette kan muligens ha innvirkning på grunnvannet i Bh 43. Her er det målt forhøyede verdier for THC, Ba, Cl^- , NO_3^- og ledningsevne.

8.2.4 Forsvarets brønnområde

Analyser på THC og TOC i kranvann fra Trandum (tatt 20.12.90) har et THC-innhold på 1,5 mg/L og en TOC-verdi (luftet) 4,8 mg/L (Storrø, 1991). SIFF analyserte kranvann fra en brakke i Trandum militærleir (tatt 17.01.91) og det ble ikke funnet noe unormalt innhold av flyktige organiske forbindelser. Avløpsselskapet Nordre Øyeren (ANØ) har bestemt en TOC-verdi på 0,4 mg/L i kranvannet på Trandum (tatt 21.03.91). Som en del av overvåkningsprogrammet etter oljelekkasjen ved Bygning 111 er det tatt prøver av kranvannet der i perioden 17. april til 15. mai 1991. Analyser på TOC (av luftet prøve) gir verdier mellom 3,3 og 13,2 mg/L. Den høyeste måleverdien ligger over SIFFs krav til drikkevann ($\text{TOC} < 5$). Det er derfor noe usikkert om det er forurensning av organiske forbindelser (THC) i dette området.

Analyser av Bh 43, som ligger ca. 40 m fra Forsvarets brønner, gir forhøyede verdier av bl.a. Ba og NO_3^- . Analyser i Bh 43 av THC og TOC er bestemt til henholdsvis 0,2 mg/L og 2,8 mg/L. Målingene av THC i Bh 43 kan tyde på at kilden til en mulig forurensning i Forsvarets brønner ligger oppstrøms Bh 43. Borhullene 31 og 51, som ligger oppstrøms Bh 43, viser imidlertid lavere verdier for disse parametrene. En mulig kilde til de forhøyede verdiene i Bh 43 kan være en gammel avfallsplass som ligger ca. 100 m vest for dette borhullet.

Råvannet fra Forsvarets brønner (tatt 13.09.91) viser lave verdier Ba og de andre uorganiske parametrene. Dette skyldes trolig den store andelen av vann fra Transjøen. Vannet i Transjøen viser akseptable verdier i forhold til kvalitetskravene for drikkevann (se Tabell 8, samt Vedleggene 5 og 6).

Tabell 8: Uorganiske parametre i grunnvannsprøver sammenliknet med resultater fra andre undersøkelser og SIFFs kvalitetskrav til drikkevann. Alle konsentrasjoner i mg/L

Prøve	Na	K	Mg	Ca	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻ -N	Alk mmol/L	Ledn µS/cm	pH
Trsj*	5.8	1.5	4.7	50.9	6.2	18.3	<0.1	2.6	255	7.8
Trsj	4.1	<0.2	3.5	51.8	5.5	16.6	<0.1	2.4	259	8.2
Bygg 111+	3.5	1.0	3.0	53.0	2.5	13.0	2.0	2.7	290	8.1
Bygg 111	2.5	<0.2	1.7	38.0	2.0	11.7	0.8	2.1	221	8.1
Bh26	2.0	<0.2	1.9	17.8	3.4	7.0	0.1	1.1	123	8.4
Bh 3	45	34.6	30	146	78.4	0.2	<0.1	13.8	1420	7.1
Bh43	6.7	<0.2	6.9	126	6.0	19.7	4.4	6.6	644	7.5
FBr	3.4	1.1	3.6	56.2	4.0	17.6	<0.1	2.7	275	8.0
SIFF	<20 (G)	-	>20 (D)	15-25 (G)	>200(D)	>100(D)	>10 (D)	<1.0(G)	-	<6.5>9.0(D)

* Data fra Jørgensen et al. (1991) Trsj: Transjøen
 + Data fra Storrø (1991) FBr : Forsvarets Brønn
 (G): God (D): Dårlig

Rett nord for Transjøen er det et myrområde som nå brukes til produksjon av matjord. Fra dette området er det lagt en drensledning som munner ut i nordenden av Transjøen, ca. 100 m fra Forsvarets brønner. Den 13.09.91 ble det tatt en vannprøve fra drensledningen, som på denne dagen hadde stor vannføring. Analysene viser lave eller normale verdier for alle målte uorganiske parametre. Utfra disse målingene er det derfor ikke registrert noen økt forurensningsbelastning på Transjøen og Forsvarets brønner.

For å avklare mulig fourensning av THC anbefales det å ta regelmessige vannprøver av kranvannet i Trandum militærleir. Det anbefales videre en prøvepumping av Forsvarets brønner ved lav grunnvannsstand for å kartlegge grunnvannsspeilets helning og få bedre kunnskap om de hydrauliske betingelsene i grunnvannsmagasinet; magasinets positive (eks. sjø) og negative grenser (tette masser), og om det finnes hydraulisk kontakt med potensielle infiltrasjonsområder. Det pumpede grunnvannet bør føres ut i Transjøbekken. I forbindelse med prøvepumpingen må det også gjennomføres et omfattende analyseprogram, helst med kontinuerlig overvåkning av temperatur, pH, ledningsevne og redoks-potensial. Overvåkingen bør omfatte utpumpet vann fra Bh 43 og uttak direkte fra brønnen på vannverket. Forsvarets rørbrønner gir i dag vann med tilfredstillende drikkevannskvalitet hva angår uorganiske parametre, mens forholdet med hensyn til organiske parametre er uavklart.

9. LITTERATURHENVISNINGER

- Aamand, J. og Nielsen, J.C. 1991: **Mikrobiel nedbrydning af klorerede alifater**. Vand og Miljø nr. 5, s. 262 - 266.
- Banks, D. 1991: **Kartlegging av oljeforurenset grunn/grunnvann ved bygning 14, Sessvollmoen militærleir**. Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.190.
- Bjerg, P. L. og Christensen, T. H. 1991: **Vejen Injeksjonsforsøk: Uorganiske stoffer**. Vand og Miljø nr. 5, s. 224 - 228.
- C. H. Knutsen 1980: **Transjøprosjektet. Grunnvannsundersøkelser ved Transjøen 1979 - 1980. Redegjørelse av foretatte undersøkelser og vurdering av resultatene**. Rapport nr. 3.
- Garrels, R.M. og Christ, C.L. 1965: **Solutions, minerals and equilibria**. Freeman, Cooper og Company, 450 ss.
- Grøn, C., Andersen, K.J., Kirkebjerg, C. og Kjeldsen, P. 1989: **Kap. 3: Materialvurdering.**, Grundvandsprøvetagning og feltmåling (Red.: P. Kjeldsen). Utredningsrapport U3, Lossepladsprosjektet, april 1989. s. 27-39.
- Hillestad, G. 1975: **Seismiske målinger på Øvre Romerike i perioden 1967-1974 i forbindelse med den Internasjonale Hydrologiske Dekade (IHD)**. NGU-opdrag 1310. (originaltolkninger i NGUs arkiv).
- Johansen, O.J. og Carlson, D.A. 1976: **Characterization of sanitary landfill leachates**. Water Research, v. 10, s. 1129-1134.
- Jørgensen, P. og Østmo, S.R. 1990: **Hydrogeology in the Romerike area, Southern Norway**. Norges geologiske undersøkelse Bull. 418, s. 19-26.
- Jørgensen, P., Stuanes, A. O. og Østmo, S.R. 1991: **Aqueous geochemistry of the Romerike area, Southern Norway**. Norges geologiske undersøkelse Bull. 420, s. 57-67.
- Kehew, A.E. og Passero, R.N. 1990: **pH and Redox Buffering Mechanisms in a Glacial Drift Aquifer Contaminated by Landfill Leachate**. Ground Water v.28, No.5. s. 728-737.
- Kirkegaard, C. 1989: **Forpumpning. I: Grundvandsprøvetagning og feltmåling** (Red.: P. Kjeldsen). Utredningsrapport U3, Lossepladsprosjektet, april 1989. s. 41-66.
- Kirkhusmo, L.A. og Sønsterud, R. 1988: **Overvåking av grunnvann. Landsomfattende grunnvannsnett (LGN)**. Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 88.046, 72s.
- Kjeldsen, P. 1989: **Etableringer av boringer. I: Grundvandsprøvetagning og feltmåling** (Red.: P. Kjeldsen). Utredningsrapport U3, Lossepladsprosjektet, april 1989. s. 7-26.

- Klemetsrud, T. 1984: **Trandum avfallsplass - avrenning til vassdrag.** Norges geologiske undersøkelse, Jnr. 1051/84
- Klemetsrud, T. 1986: **Klausulering av grunnvannsbrønner ved Transjøen, Trandum leir.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 86.006
- Kruseman, G.P. og De Ridder, N.A. 1990: **Analysis and evaluation of pumping-test data.** 2. utgave, ILRI publication nr.47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen.
- Langguth, H.R. og Voigt, R.H. 1980: **Hydrogeologische Methoden.** Springer Verlag, 486 s.
- Lindberg, R.D. og Runnells, D.D. 1984: **Ground water redox reaction: An analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modeling.** Science, v.225, s. 925-927.
- Longva, O. 1987: **Ullensaker 1914-II. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart - M 1:50.000.** Norges geologiske undersøkelse, Skrifter 76.
- Mauring, E. og Rønning, J.S. 1991: **Undersøkelser av forurenset grunn/grunnvann på Trandum. Georadarmålinger.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.218
- Moen, J.E.T. og Cornet, J.P. & Evers, C.W.A. 1986: **Soil protection and remedial action: criteria for decision making and standarization of requirements.** In: Contaminated soil, ed. Assink J.W. og Vanderbrink W.J., Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- Morland, G., Folkestad, B., Hauge, A., Kolstad, P., & Forsberg, C.F., 1990: **Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Akershus fylke.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 90.084.
- Norsk Standard 1980: **Vannundersøkelse. Metaller i vann, slam og sedimenter.** P193, NS4770, s. 243 - 251.
- Pedersen, O.C. og Ingebretsen, E. 1990: **Georadarmålinger på Trandum. Oljelekkasje fra nedgravd tank.** Geomap oppdrag nr. 90248, Rapport nr. 1.
- Ross, C.A.M. 1985: **The unsaturated zone as a barrier to groundwater pollution by hazardous waste.** In: Hydrogeology in the service of man. Memoires of the 18th Congress of the International Association of Hydrogeologists, Cambridge. s 127-141.
- SIFF, 1987: **G2. Kvalitetsnormer for drikkevann.** Veiledningsmateriale i G-serien "Generelt om drikkevannsforsyning" fra Statens Institutt for Folkehelse. ISBN 82-7364-013-2, 72s.
- Sigurdson, T. 1991: **Georadarmålinger inom Gardermoenavsätningen, Ullensaker kommun, Akershus.** TS GEOKONSULT RAP 91301.
- Sollid, J. L. og Kristensen, K. 1983: **Hedmark fylke. Kvartærgeologi og geomorfologi. Beskrivelse til kart 1:250 000.** Miljøverndepartementet, Rapport nr. T-543.

- Snekkerbakken, A. M. 1988: **Forprosjekt om sikring av grunnvannsressursene på Gardermoenletta.** VIAK AB i Karlstad.
- Snekkerbakken, A. M. 1990: **Grunnvannet på Øvre Romerike - Sårbarhetskartlegging.** VIAK AB i Karlstad.
- Storrø, G. 1991: **Kartlegging av oljeforurensset grunn/grunnvann ved bygning 111, Trandum militærleir.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 91.155
- Sæther, O.M. 1987: **Geokjemi Nord-Trøndelag en regional oversikt.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 87.082, 120 s.
- Sæther, O.M., Bølviken, B. Låg, J. og Steinnes, E. 1988: **Concentration and chemical form of lead during natural transportation in groundwater.** Chemical Geology, v.69, s. 309-319.
- Tønnesen, J.F. 1990: **Forsøksmålinger med georadar, Ullensaker kommune, Akershus.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. 90.104.
- Ødegård, M. og Andreassen, B. Th. 1987: **Methods for water analysis at the Geological Survey of Norway.** In: Geomedical Consequences of Chemical Composition of Freshwater. The Norwegian Academy of Science and Letter. s133-150.
- Østmo, S. R. 1975: **Rapport vedrørende kartlegging med spesiell vekt på registrering og undersøkelser av sand- og grusforekomster i Ullensaker kommune, Akershus fylke.** Norges geologiske undersøkelse, Rapport nr. O-75045.
- Østmo, S. R. 1976: **Hydrogeologisk kart over Øvre Romerike, M 1:20.000.** Norges geologiske undersøkelse
- Østmo, S. R. 1976: **Gardermoen. Kvartærgeologisk kart C Q12 05152. M 1:20.000.** Norges geologiske undersøkelse

Figur 1

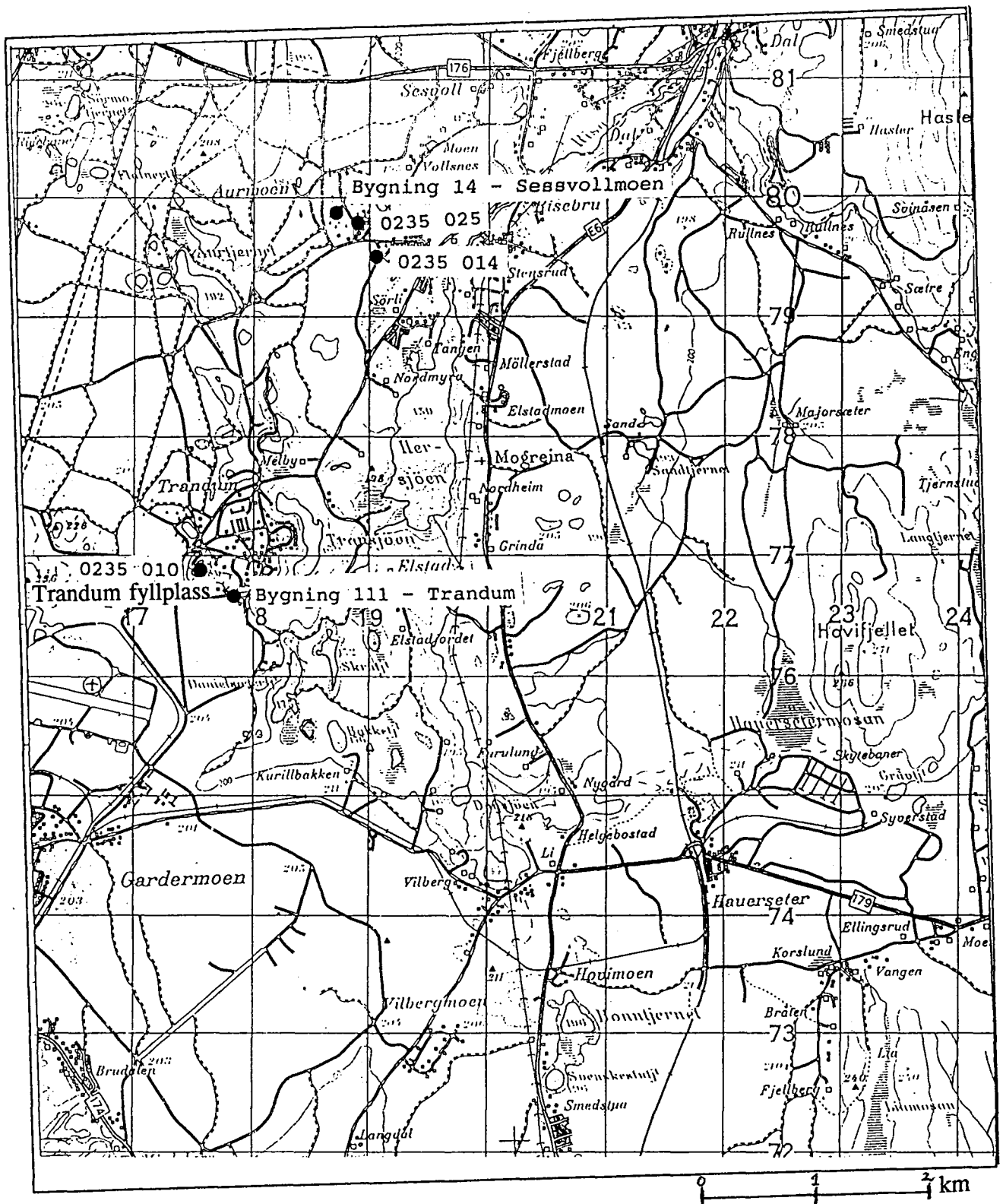


TEGNFORKLARING

OVERSIKT OVER BORINGER I OMRÅDET

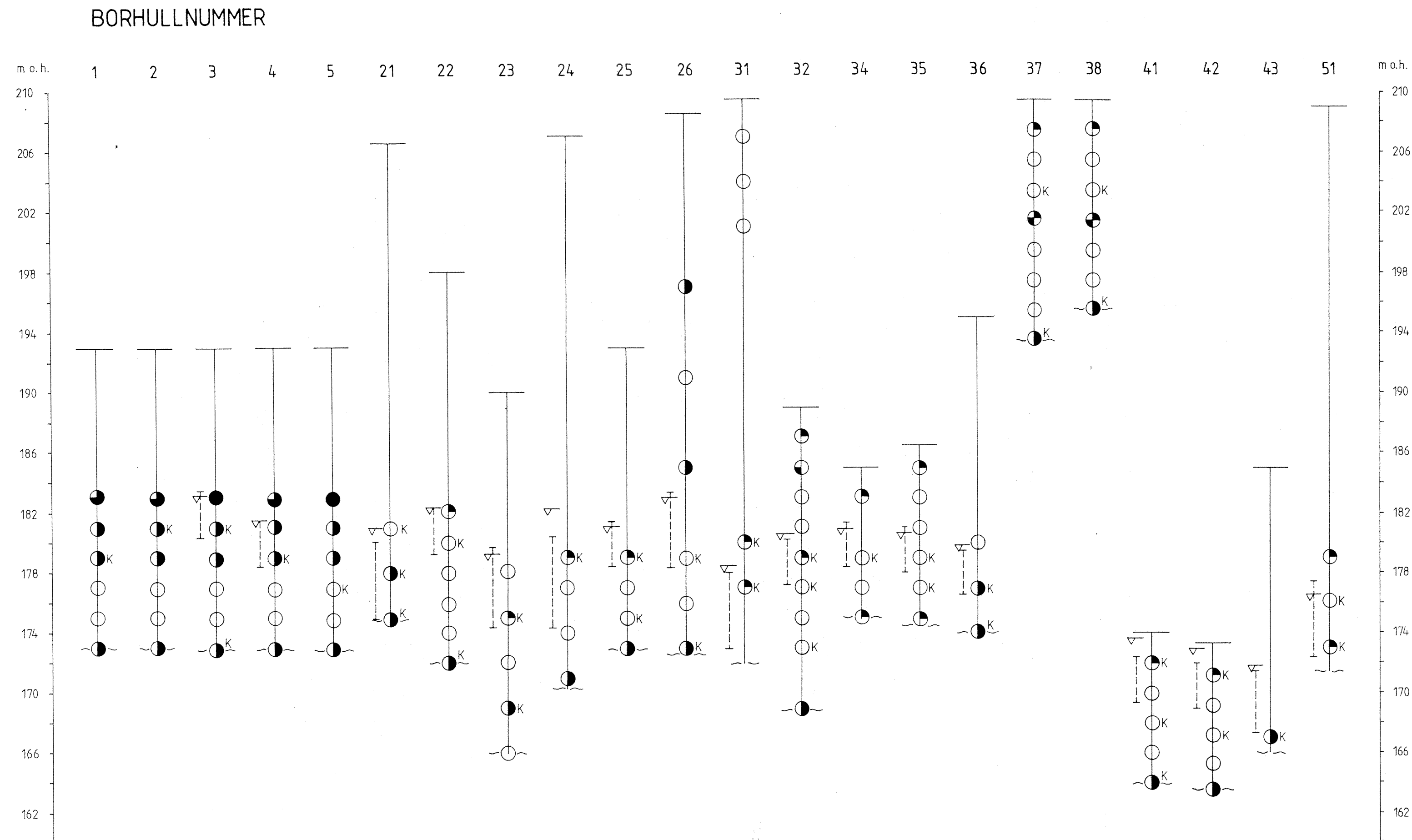
- MASSEPRØVETAKING
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 2" BRØNN
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 4" BRØNN
- ▲ TIDLIGERE NEDSATTE BRØNNER
- ▣ FORSVARETS VANNFORSYNINGSRØNNER
- A — A' VERTIKALSNIITT
- T — TRANSJØPROSJEKTET

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR AKERSHUS FYLKE	MÅLESTOKK	OBS.	
	1 : 5000	TEGN.	
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TRAC.	IL	OKT. 1991
	TEGNING NR.	KARTBLAD NR.	
	91. 228 - 01		



Figur 2: Utsnitt av kartblad Ullensaker 1915-II (1: 50 000). Referansenummer viser til lokaliteter beskrevet i Morland et al. (1990).

Figur 3

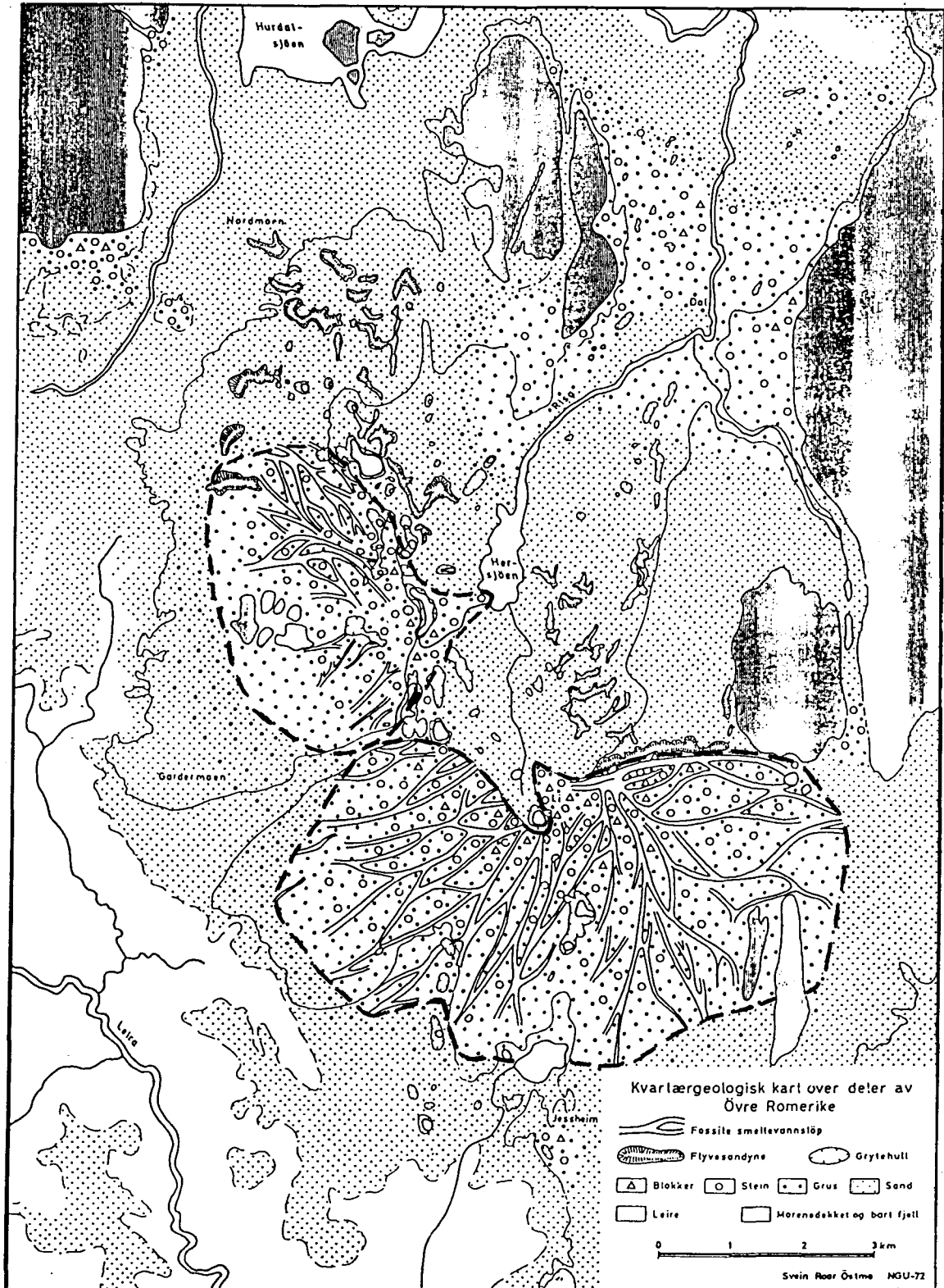


TEGNFORKLARING

OVERSIKT OVER UTTATTE MASSEPRØVER OG ANALYSEPROGRAM

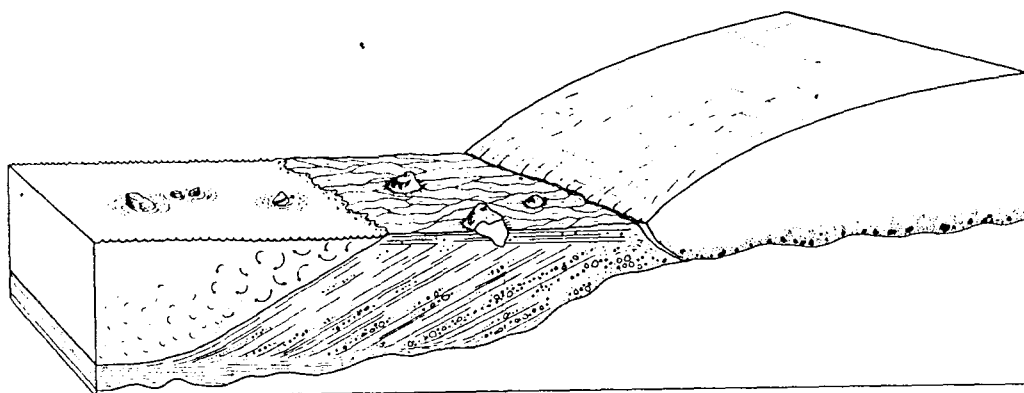
- PRØVER PÅ LAGER
- KATION (DERIBLANT TUNGMETALLER)
- ⊕ KVIKKSØLV
- ⊕ THC (MINERALSK OLJE)
- ⊕ PAH
- K KORNFORDELINGSANALYSE
- ┆ FILTERLENGDE I BRØNN
- ▽ GRUNNVANNSTAND

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR AKERSHUS FYLKE	MÅLESTOKK	OBS.	
		TEGN.	
		TRAC. IL	OKT. 1991
		KFR.	
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR. 91. 228-03	KARTBLAD NR.	

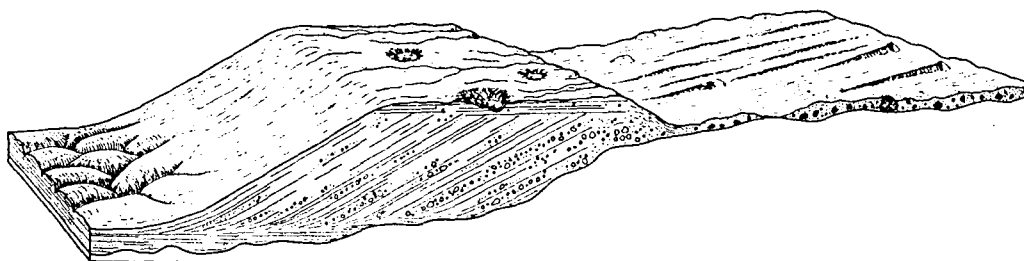


----- Topplagets grense

Figur 4: Underlag: Kvartærgeologisk kart over Øvre Romerike (Østmo, 1975)



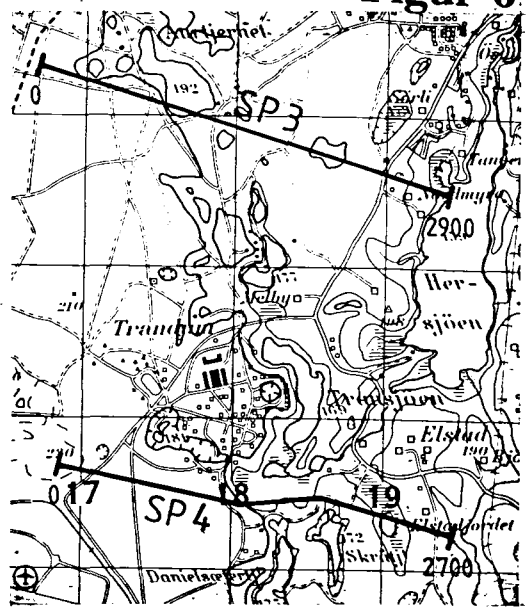
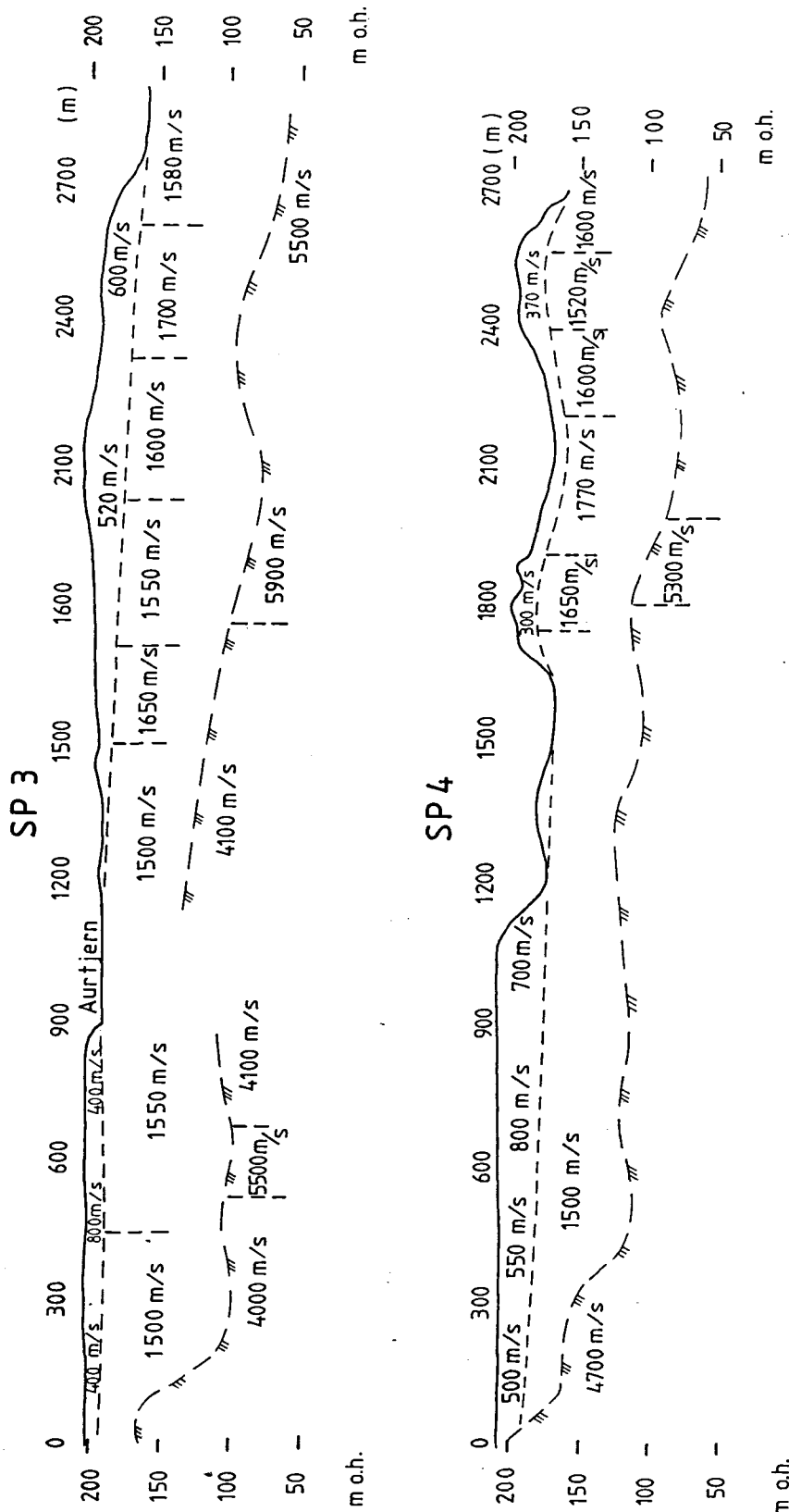
ISRANDDELTA UNDER DANNELSE.



FOSSILT ISRANDDELTA. RAVINER I FORKANT. DØDISGROPER I DELTAFLATA. FLUTED SURFACE (PARALLELLE STRIPER I MORENEOVERFLATA) TIL HØYRE FOR DELTAET. STRIPENE VISER BREENS BEVEGELSESTRETNING.

Figur 5: Oppbygning av et isranddelta (Sollid & Kristiansen, 1983)

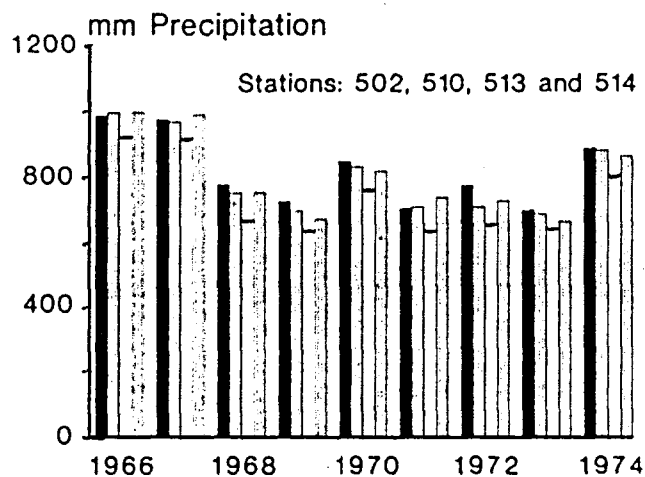
Figur 6



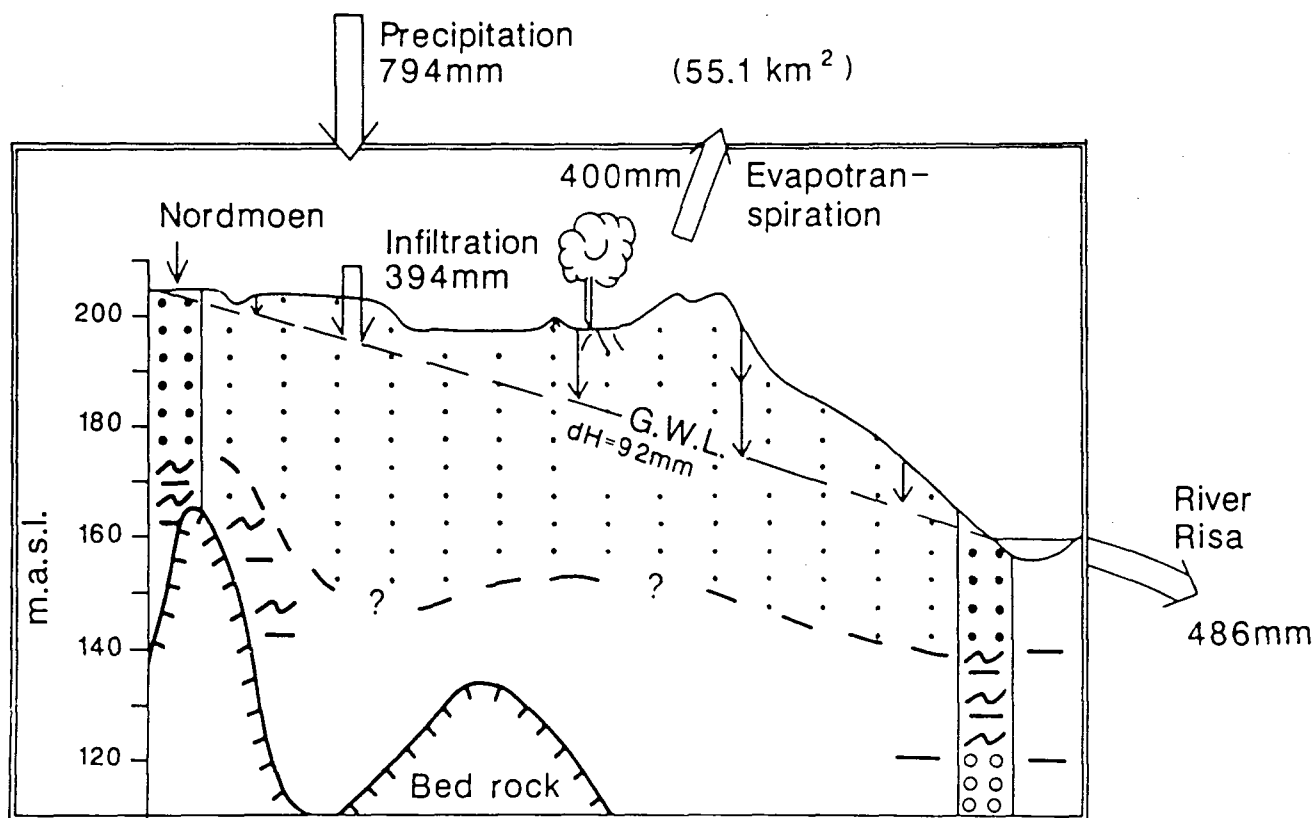
- TEGNFORKLARING**
- SP3
 - SEISMISK PROFIL
 - TERRENGOVERFLATE
 - SIKTGRENSE
 - INDIKERT FJELL-OVERFLATE

(etter Hillestad, 1975)

NGU - FBT/HR Utsnitt av refraksjonsseismiske profiler målt 1971 - 1975 TRANDUM ULLENSAKER KOMMUNE, AKERSHUS	MÅLESTOKK 1:50 000 (kart)	MÅLT G.H. 1971 - 1975
	1:15000 (profil)	TEGN EM. AUG. - 1991
	TRAC	
	KFR. E.M.	
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR. 91. 228 - 06	KARTBLAD NR. 1915 II

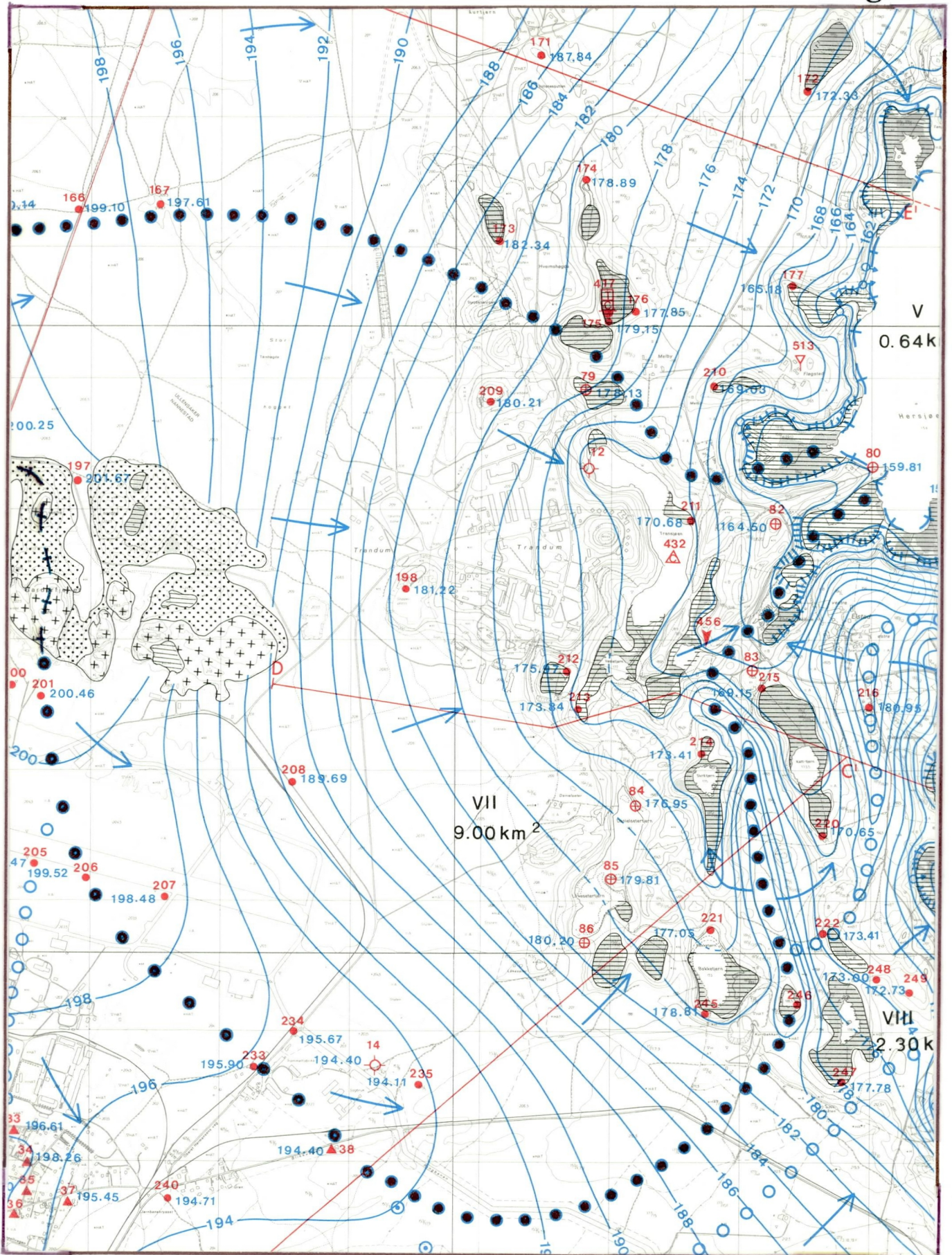


Figur 7: Årlig nedbør på 4 stasjoner i perioden 1966-1974 (Jørgensen & Østmo, 1990)



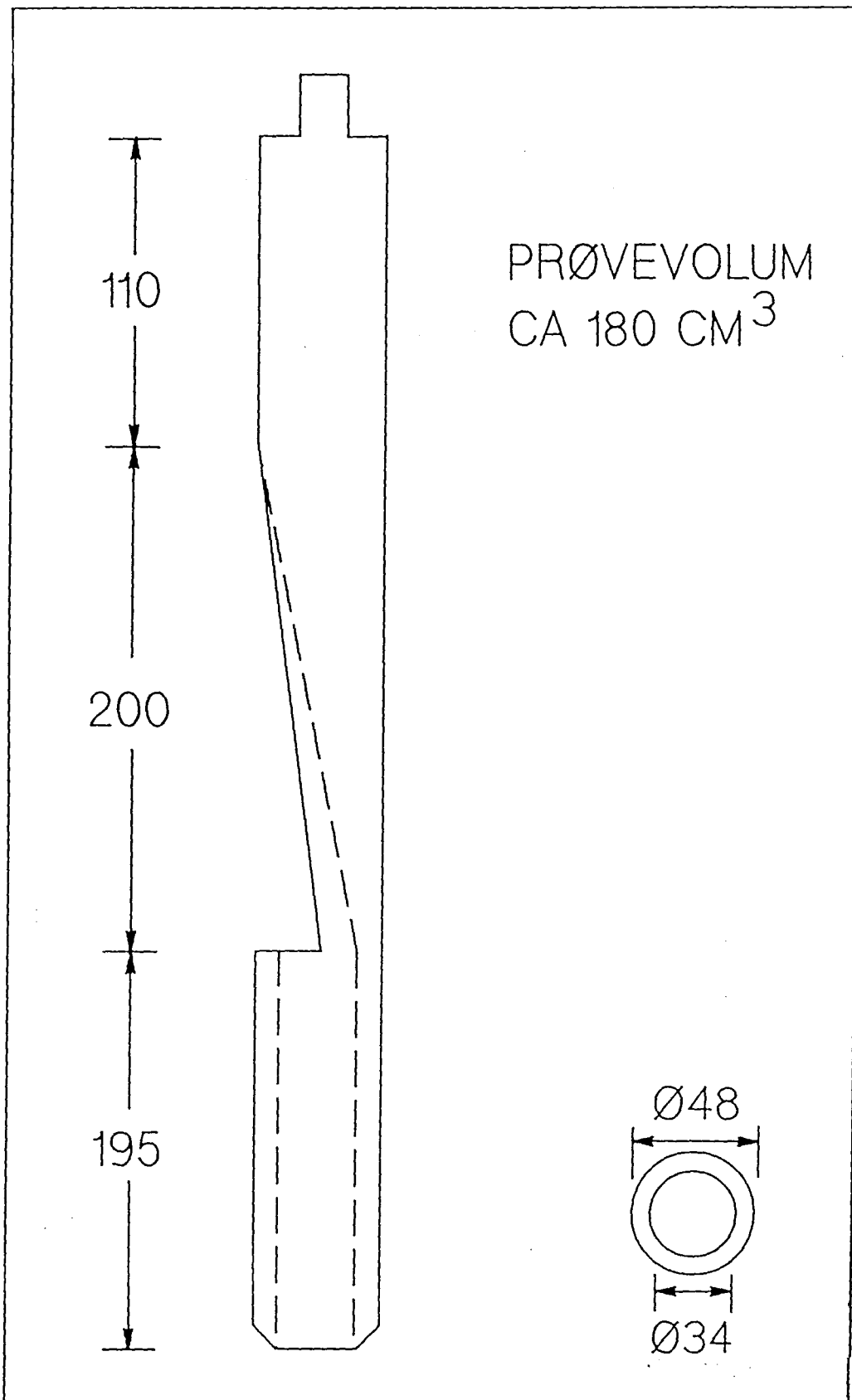
Figur 8: Hydrologisk modell for nordre del av Romerike som viser den årlige avrenningen over en ti-års periode. Nedslagsfeltet er på $55,1\text{ km}^2$. dH er senkningen i grunnvannstanden (Jørgensen & Østmo, 1990).

Figur 9

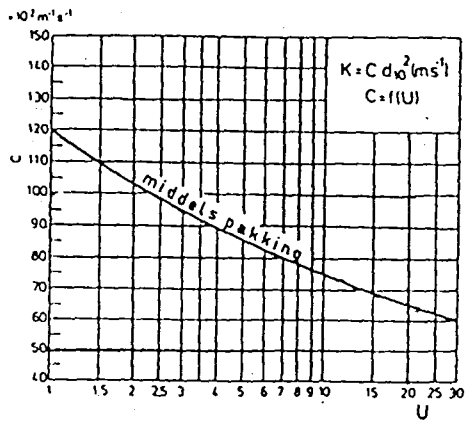


Figur 9: Utsnitt av hydrogeologisk kart for Øvre Romerike (1:20000). Delfeltet som omfatter Trandum militærleir (9 km²) er ringet inn. Etter Østmo (1976).

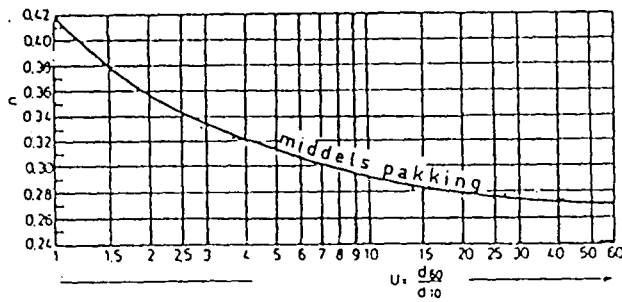
Figur 10



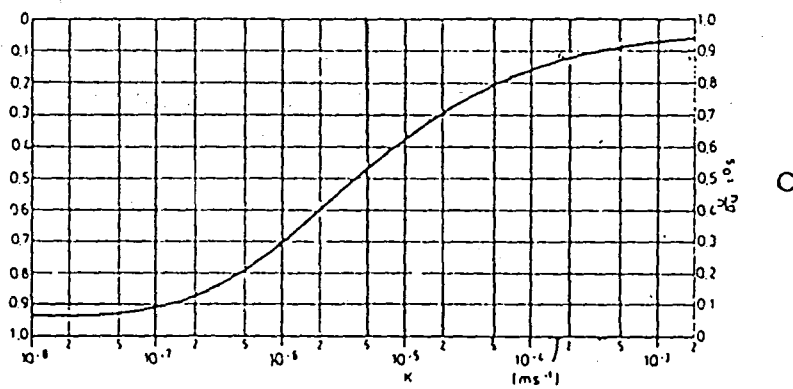
Figur 10: Skisse av gjennomstrømnings-prøvetaker (mål i mm).



Figur 11.1: Avlesning av proporsjonalitetsfaktoren, C.



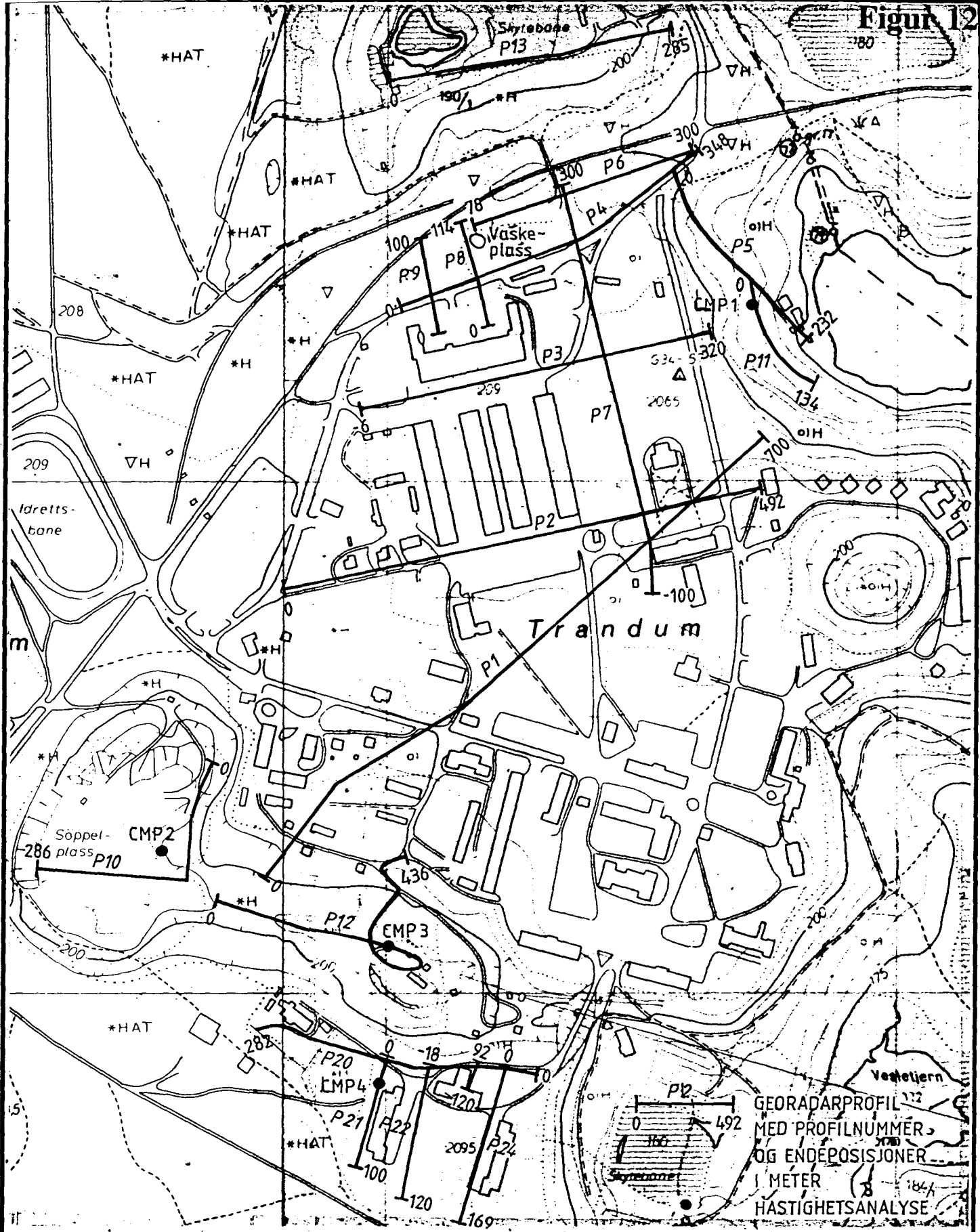
Figur 11.2: Avlesning av det totale porevolum, n.



Figur 11.3: Avlesning av relativt nyttbart porevolum.

Fra Langgut & Voigt (1980), etter Beyer & Schweiger (1969)

Figur 12

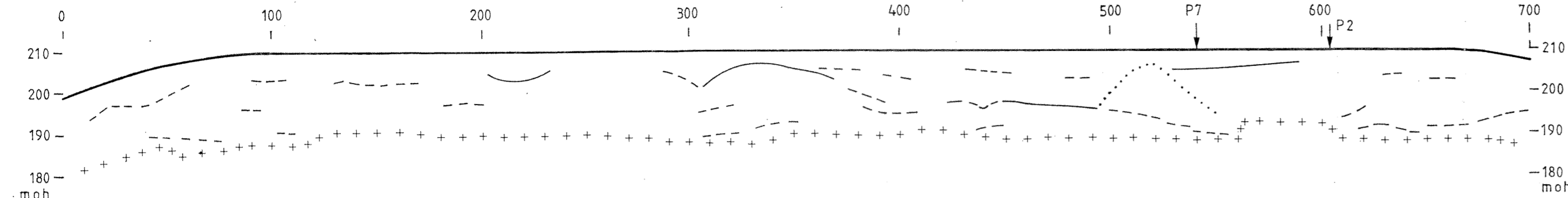


GEORADARPROFIL
 MED PROFILNUMMER
 OG ENDEPOSISJONER
 I METER
 HASTIGHETSANALYSE

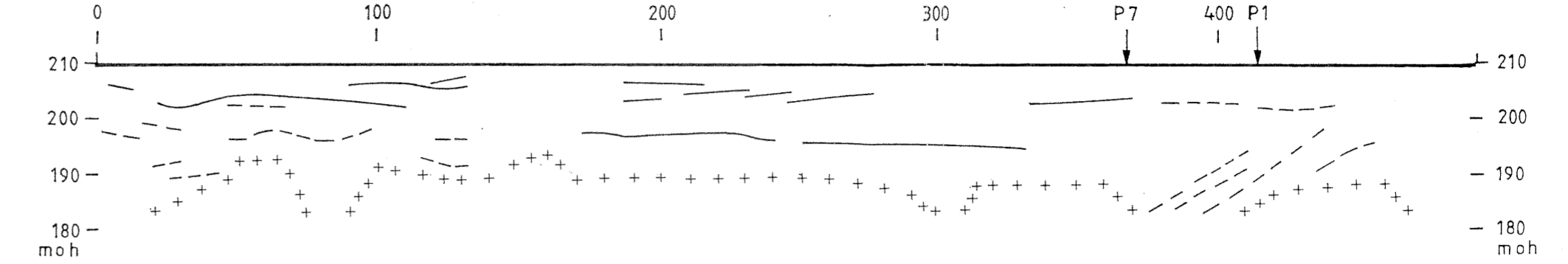
NGU - FBT / HR OVERSIKTSKART, GEORADARPROFILER TRANDUM ULLENSAKER KOMMUNE, AKERSHUS	MÅLESTOKK 1:5000	MÅLT JSR	1991
		TEGN EM	AUG. - 91
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR. 91.228-12	TRAC	
		KFR. EM	
		TEGNING NR.	KARTBLAD NR.
		91.228-12	1915-II

GEORADARPROFILER

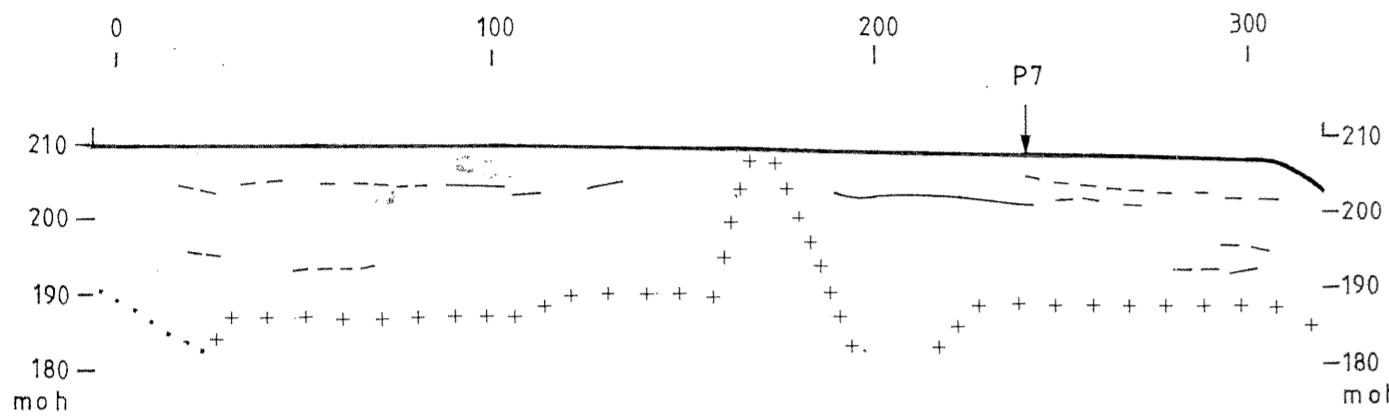
PROFIL 1



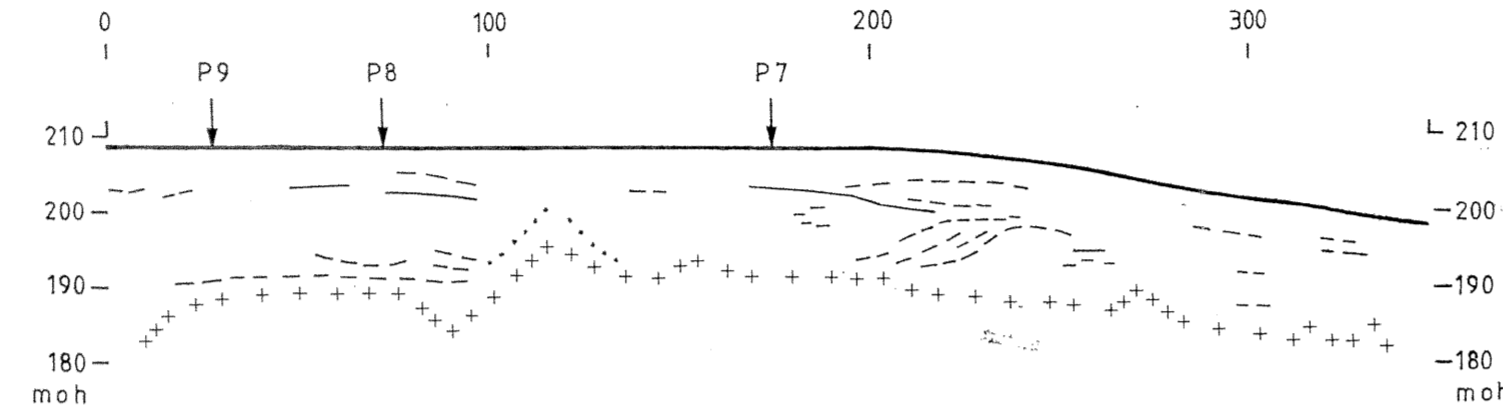
PROFIL 2



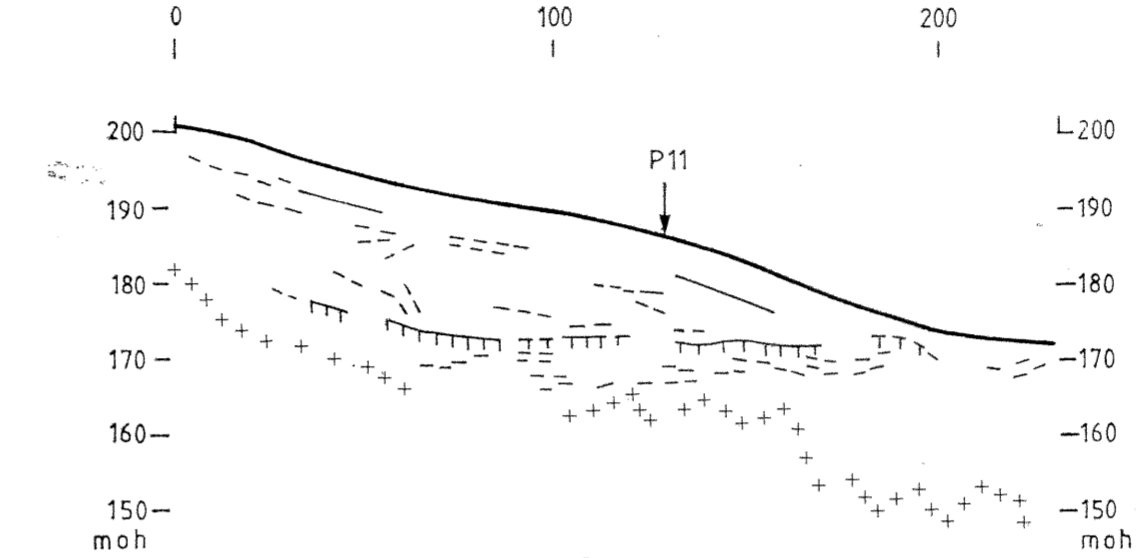
PROFIL 3



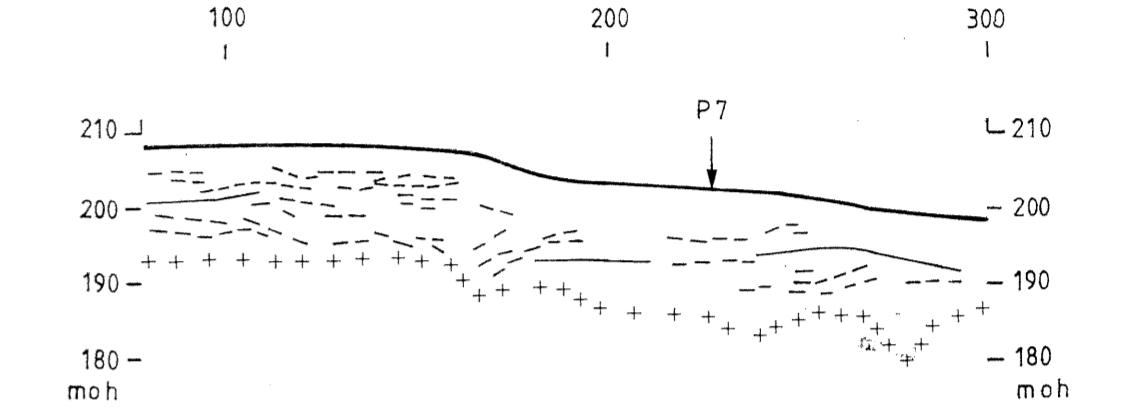
PROFIL 4



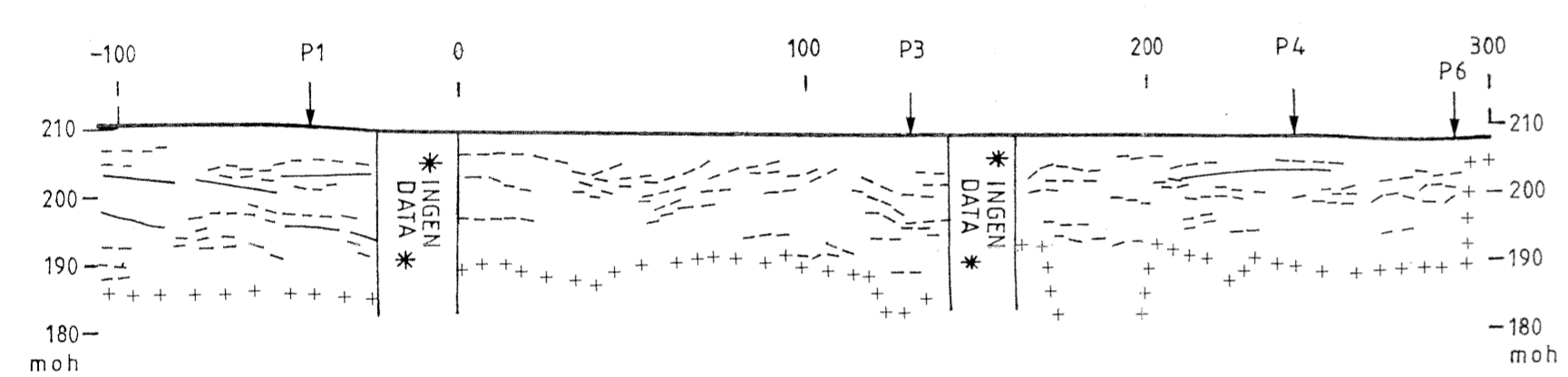
PROFIL 5



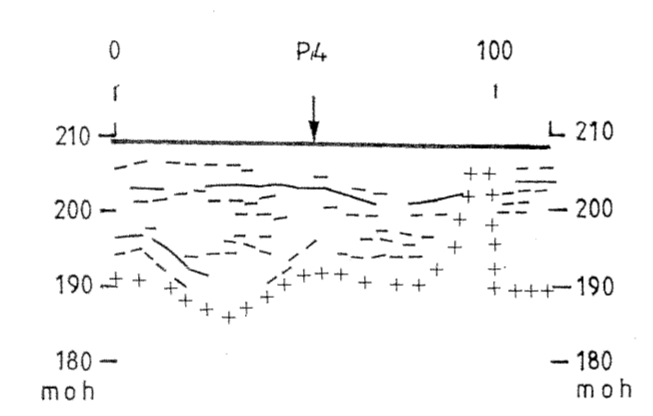
PROFIL 6



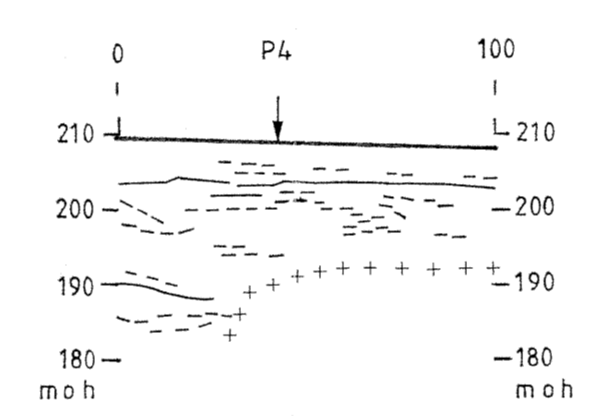
PROFIL 7



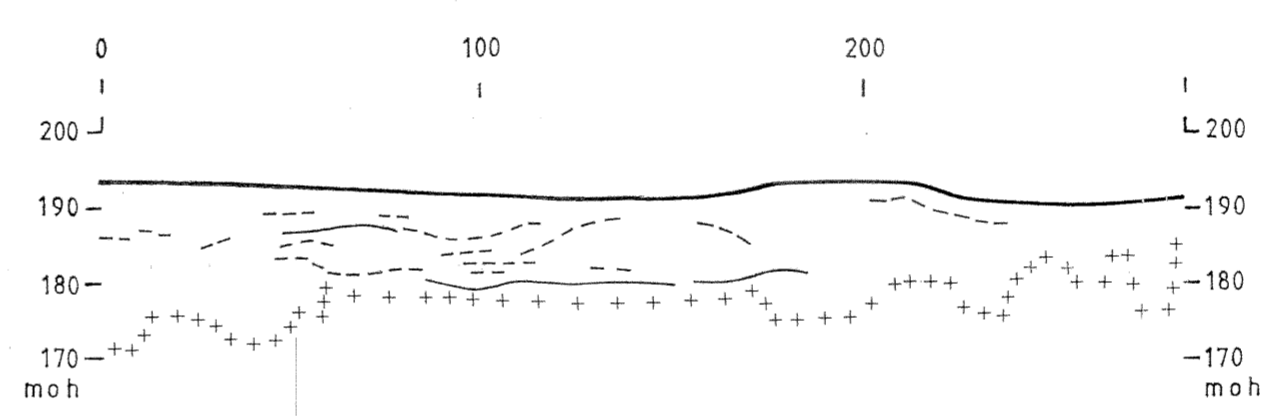
PROFIL 8



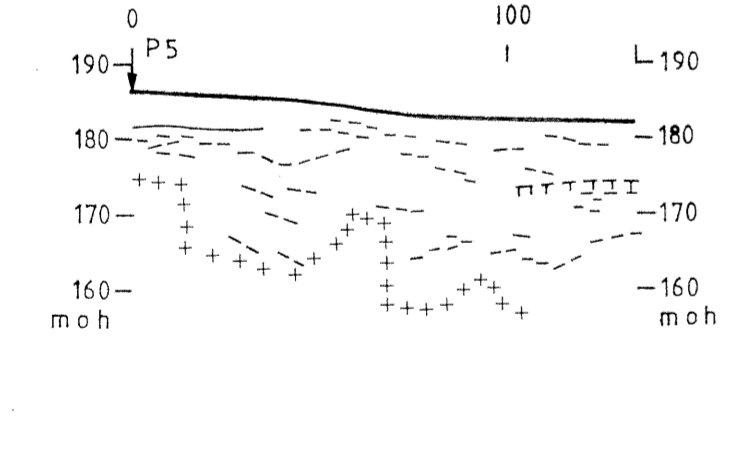
PROFIL 9



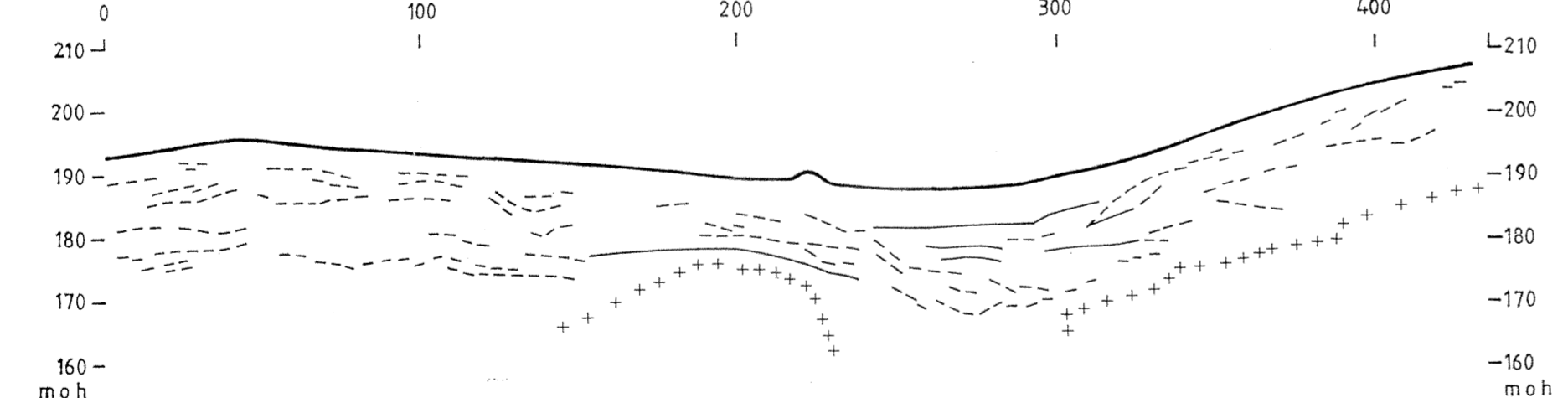
PROFIL 10



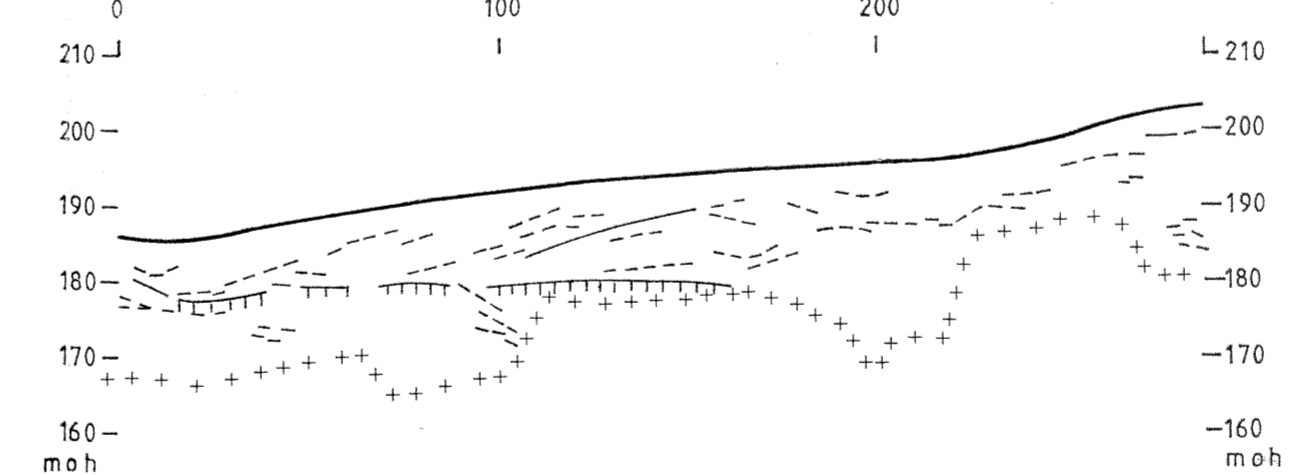
PROFIL 11



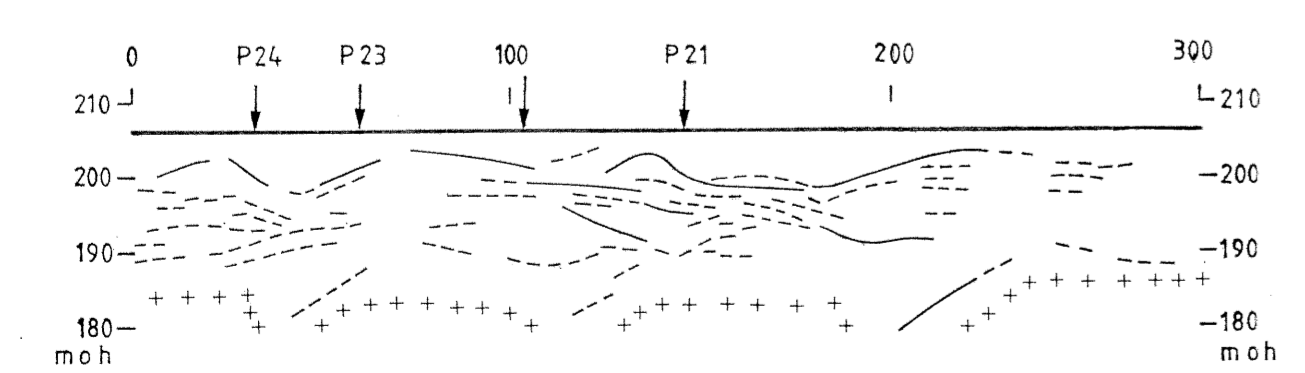
PROFIL 12



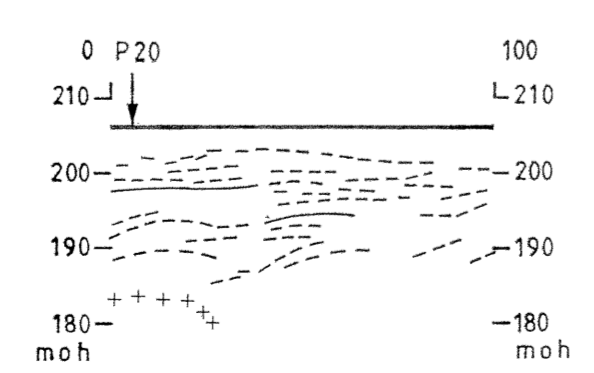
PROFIL 13



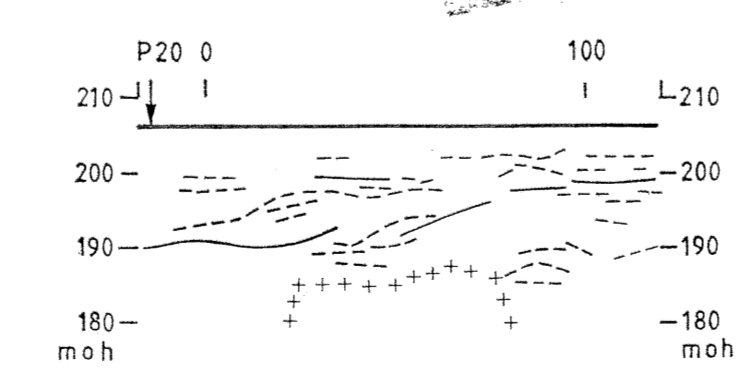
PROFIL 20



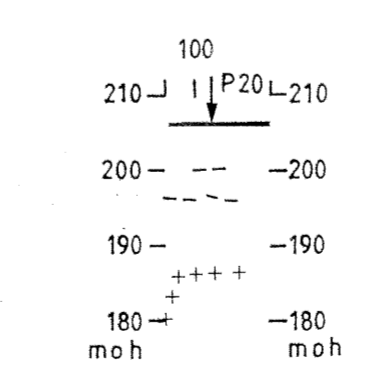
PROFIL 21



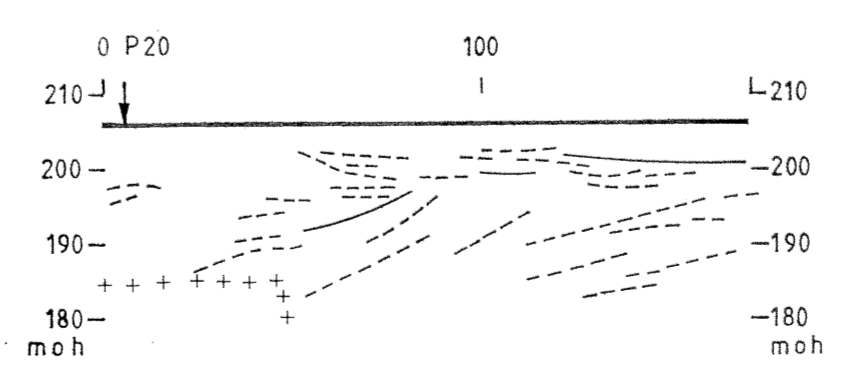
PROFIL 22



PROFIL 23



PROFIL 24



TEGNFORKLARING

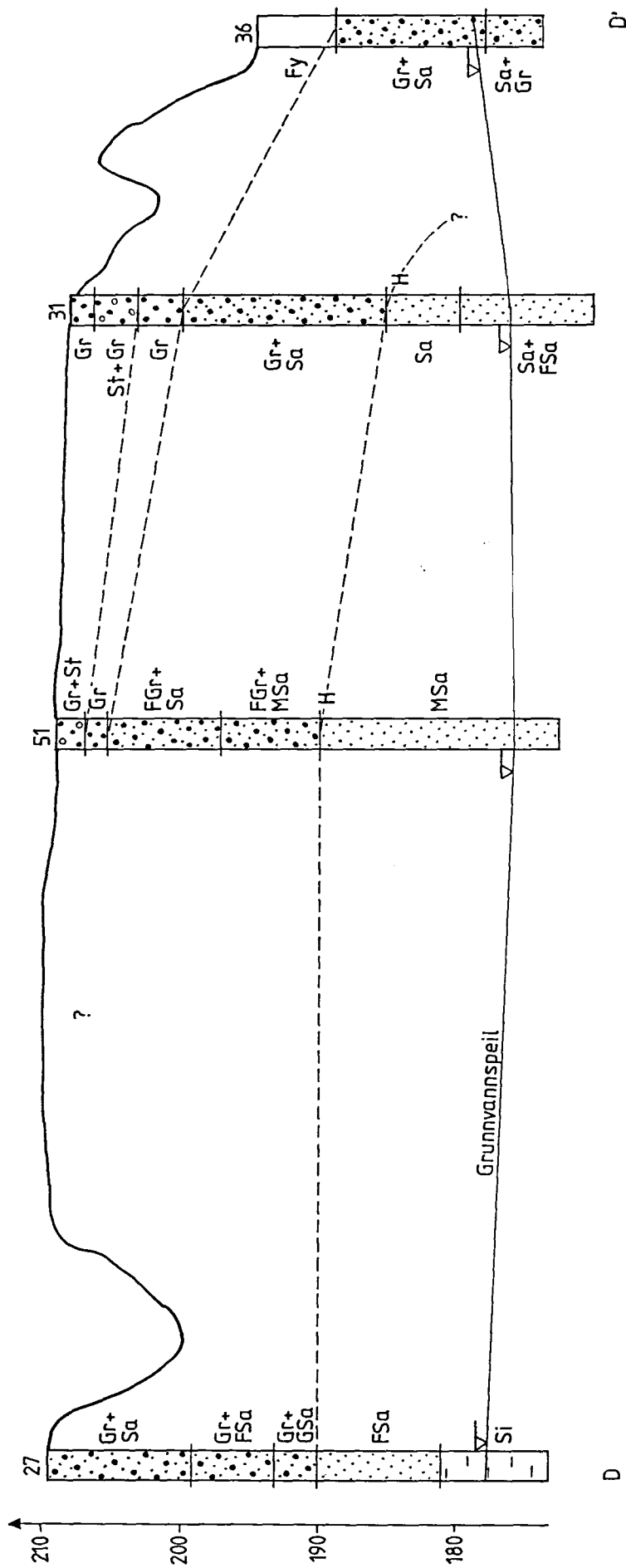
- 100 | TERRENGOVERFLATE MED ANGIVELSE AV POSISJON I METER
- SVAK REFLEKTOR
- KRAFTIG REFLEKTOR
- +++++ PENETRASJONGRENSE
- HENDELSER SOM SANNSYNLIGVIS IKKE ER REFLEKSJONER
- TTTTT MULIG GRUNNVANNSOVERFLATE
- P ↓ KRYSSENDE PROFIL

NGU-FBT/HR TOLKNINGSKART, GEORADARPROFILER TRANDUM ULLENSAKER KOMMUNE, AKERSHUS	MÅLESTOKK HM=1:2000 VM=1:1000	MÅLT JSR.TIL 1991 TEGN EM. AUG. 1991 TRAC T.H. — — KFR — —
	NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR. 91.228 - 13



Figur 14: Foto fra grustaket ved Trandum fyllplass. Viser løsmassesammesetningen i topplaget.

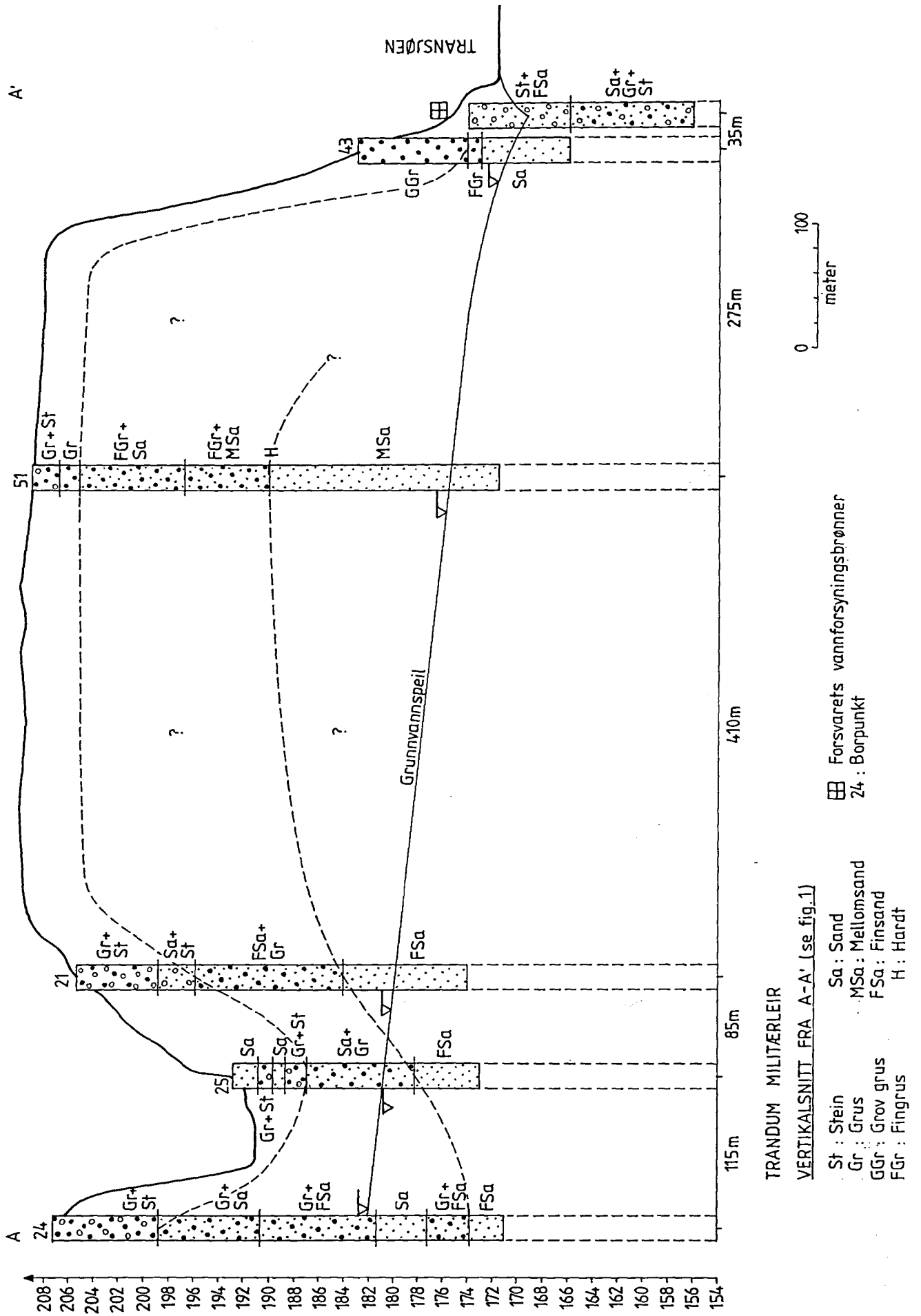
Figur 15.1



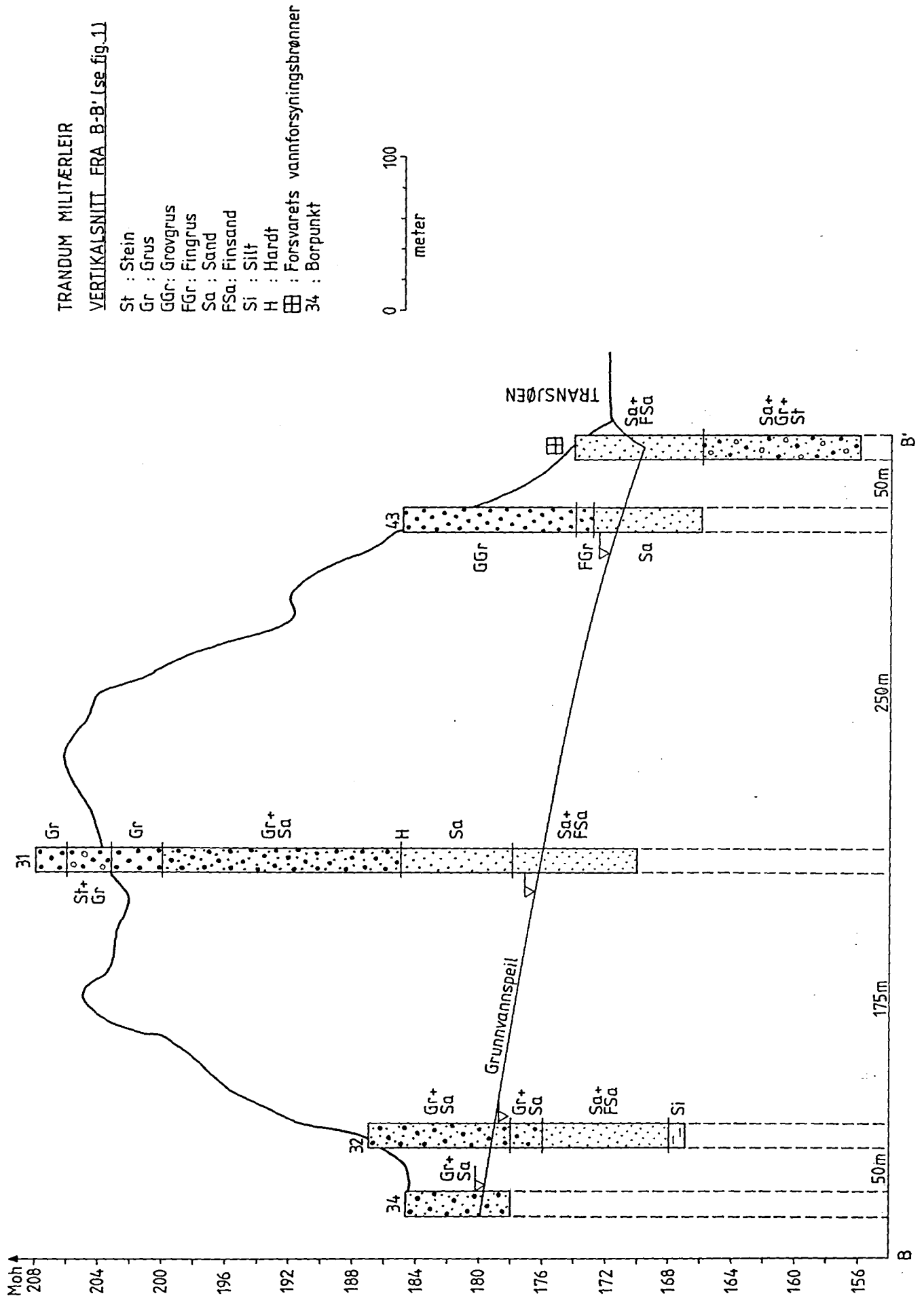
TRANDUM MILITÆRLEIR
 VERTIKALSNIITT FRA D-D' (se fig.1)

- St : Stein
- Gr : Grus
- FGr : Fingrus
- Sa : Sand
- GSa : Grosssand
- MSa : Mellomsand
- FSa : Finsand
- Si : Silt
- H : Hardt
- 27 : Borpunkt

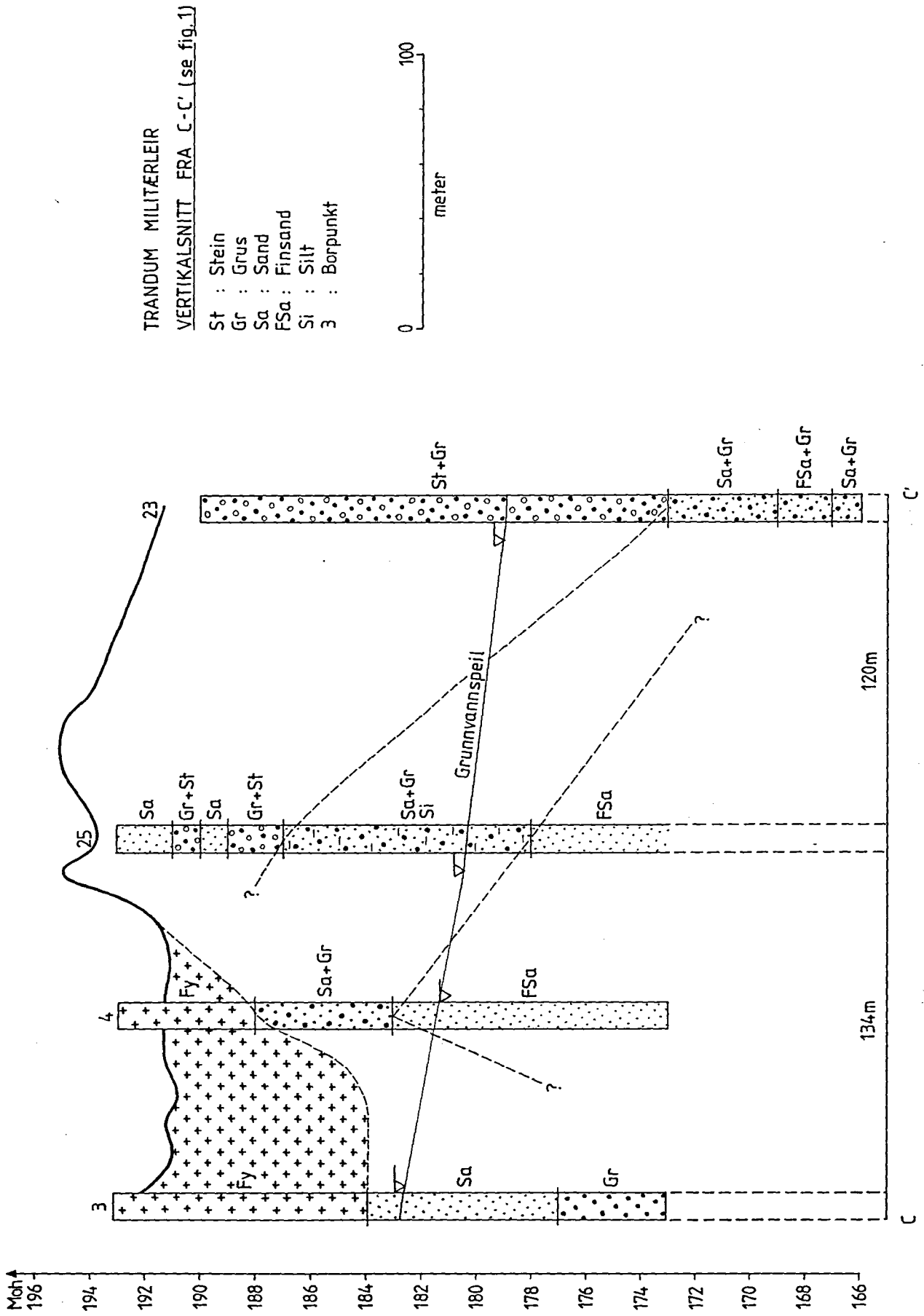
Figur 15.2



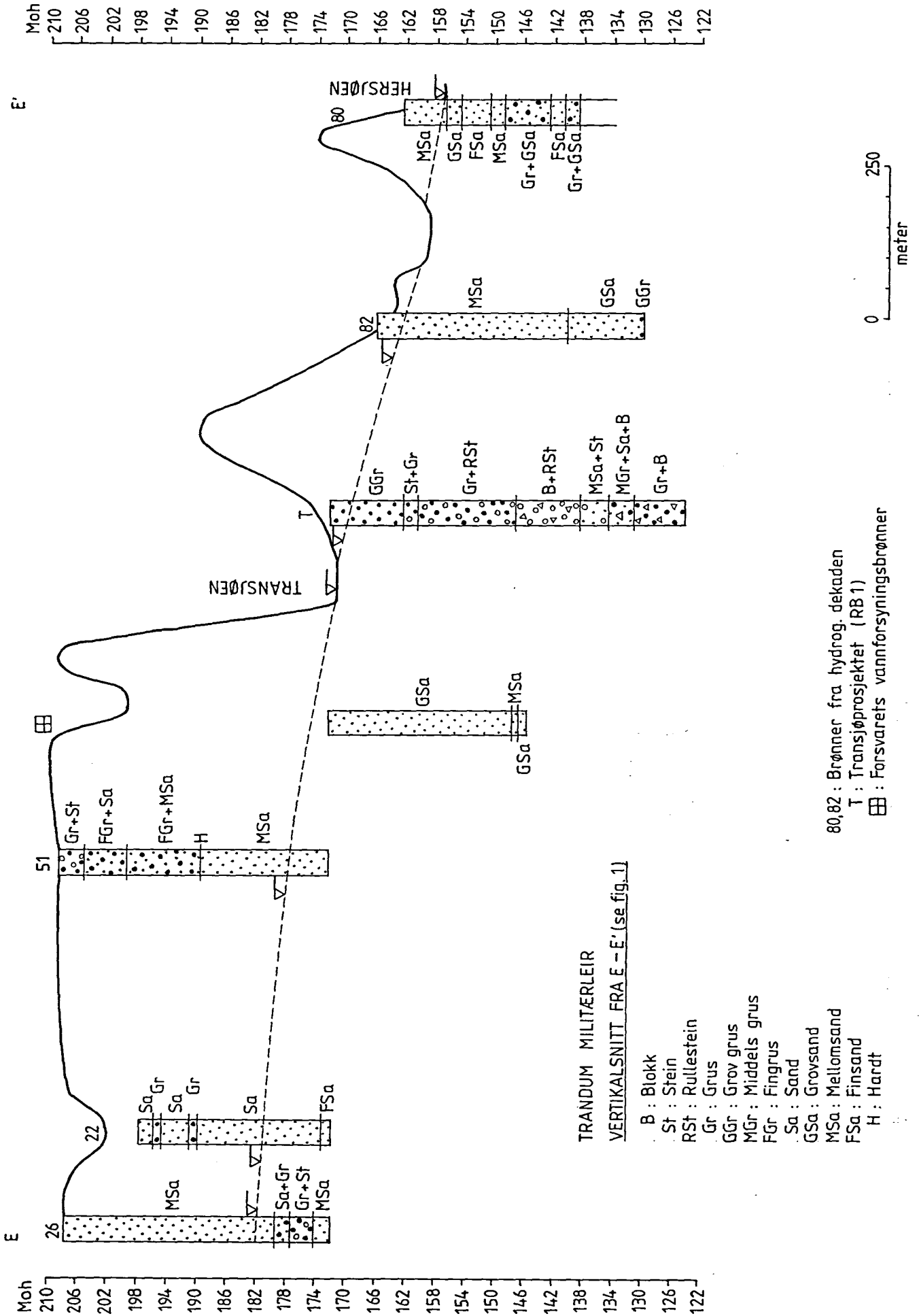
Figur 15.3



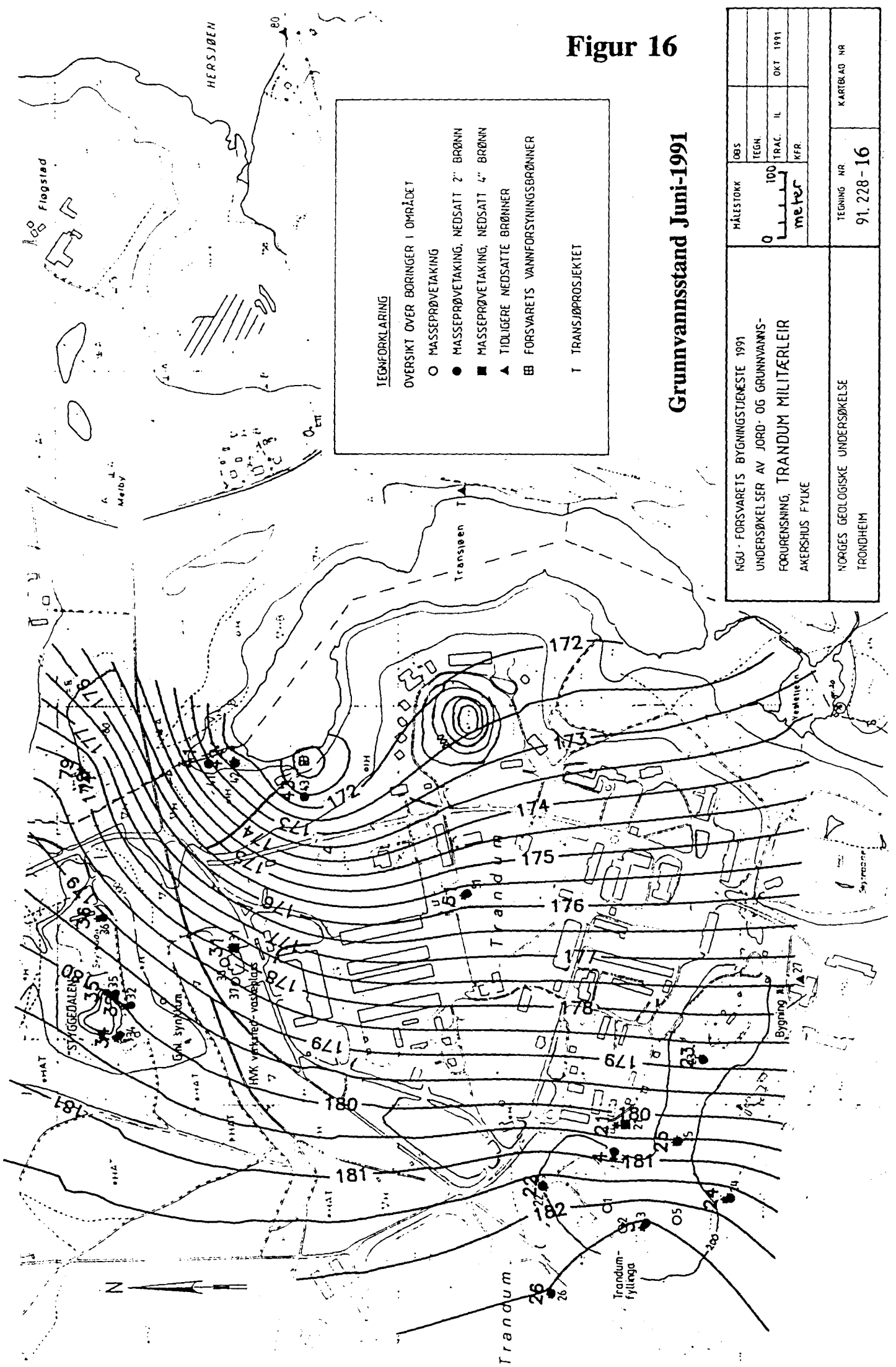
Figur 15.4



Figur 15.5

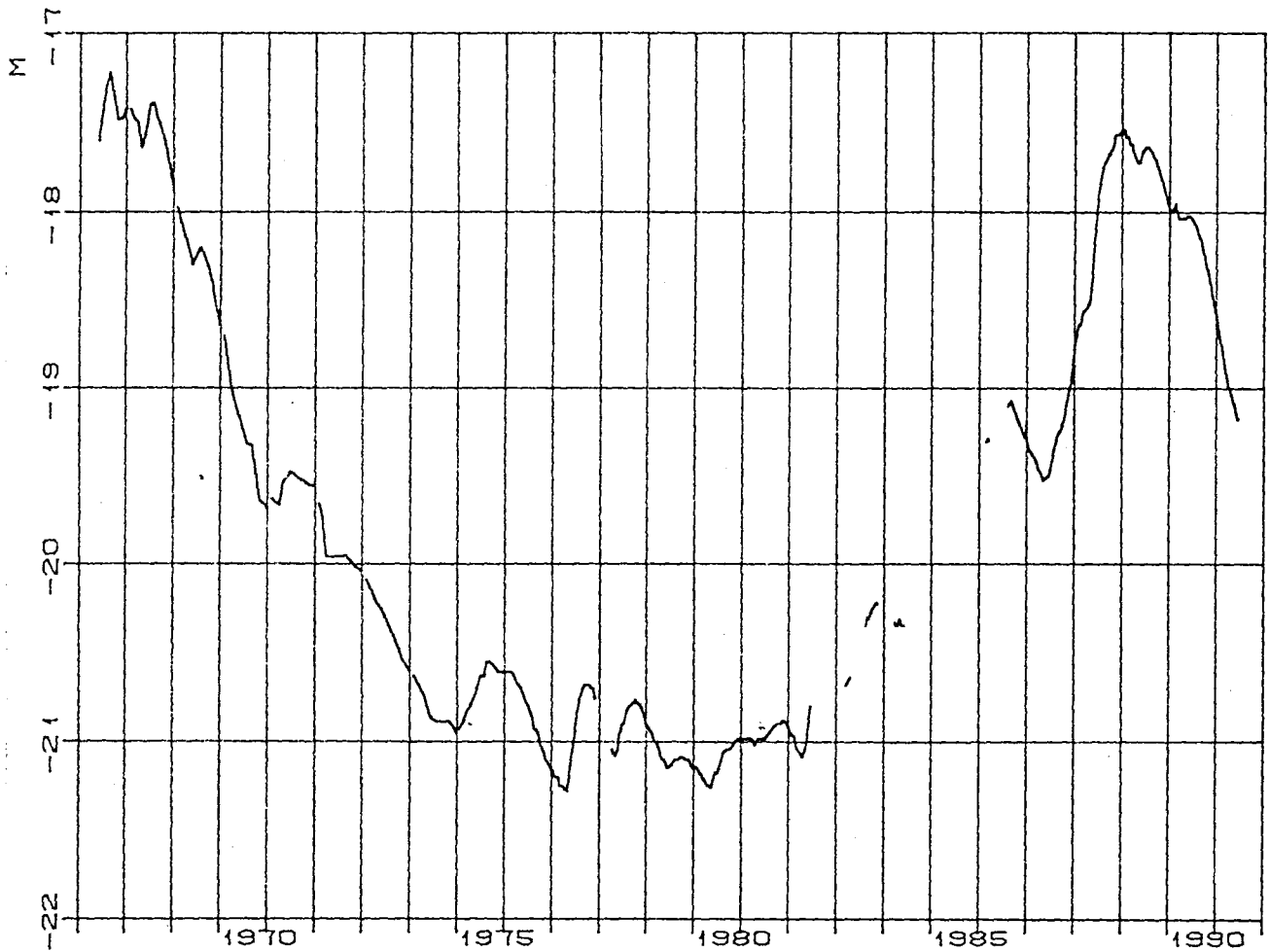


Figur 16



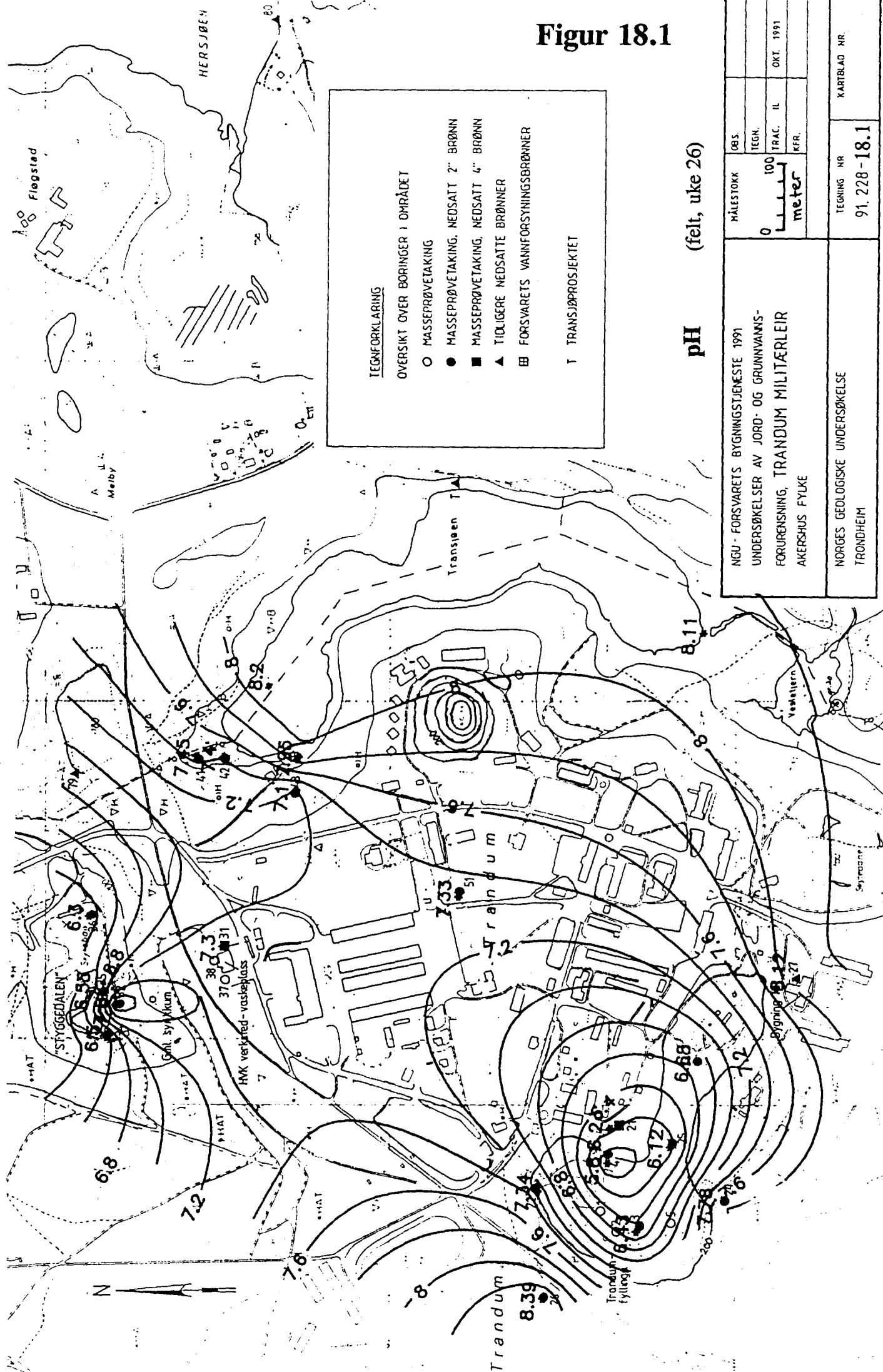
GRUNNVANNSTANDER (DØGN-VERDIER) : 1967 - 1991

STASJON: 6003 -82

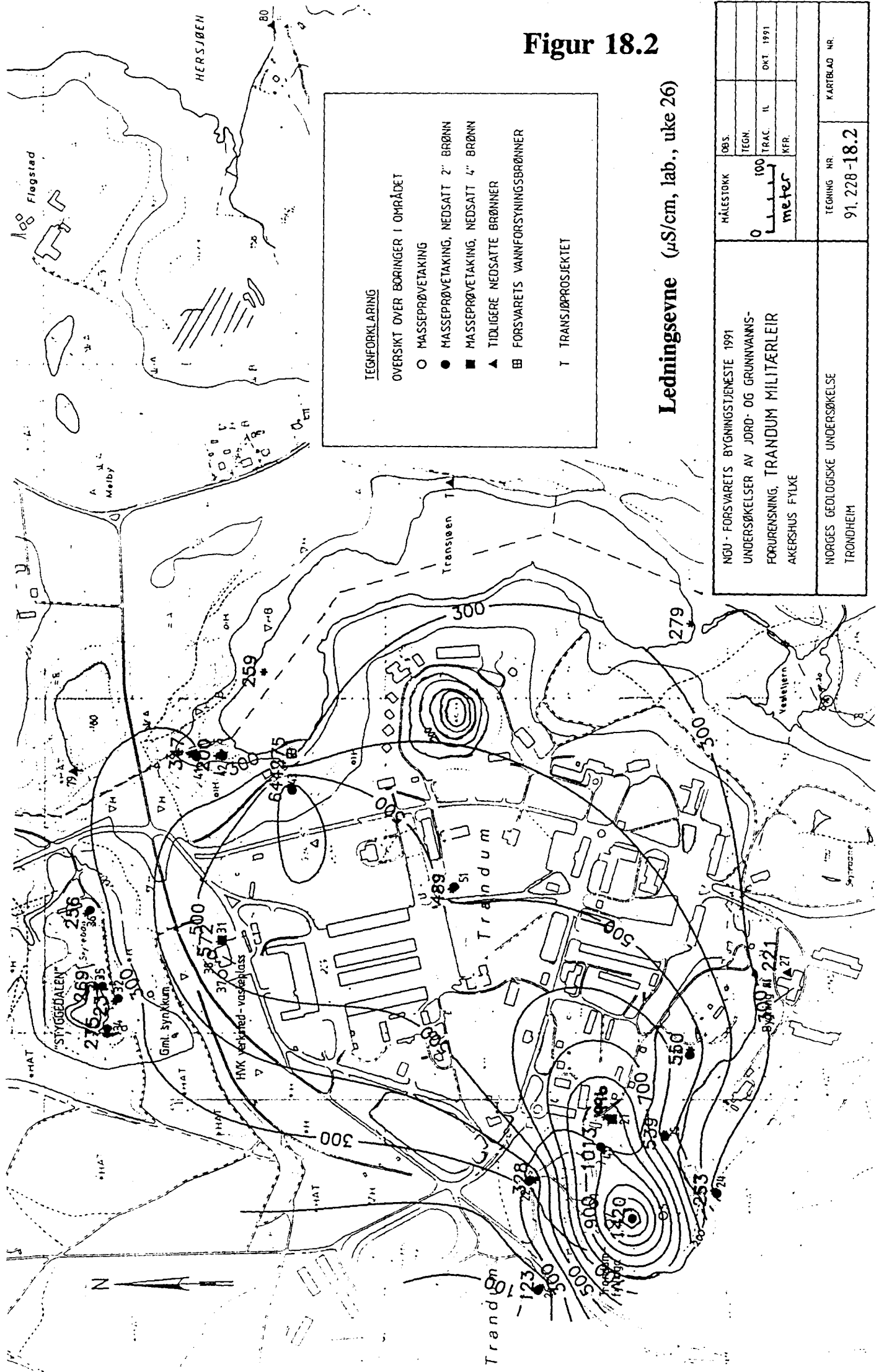


Figur 17: Vannstandsvariasjoner i perioden 1966 til 1991 ved LGN-område nr. 11. Romerike, stasjon nr. 3 Hauer seter. Grunnvannsstand under bakkenivå (Kirkhusmo & Sønsterud, 1988).

Figur 18.1



Figur 18.2



TEGNFORKLARING

OVERSIKT OVER BORINGER I OMRÅDET

- MASSEPRØVETAKING
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 2" BRØNN
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 4" BRØNN
- ▲ TIDLIGERE NEDSATTE BRØNNER
- ⊞ FORSVARETS VANNFORSYNINGSBØNNER
- T TRANSJØRPROSJEKTET

Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$, lab., uke 26)

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991
 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS-
 FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR
 AKERSHUS FYLKE

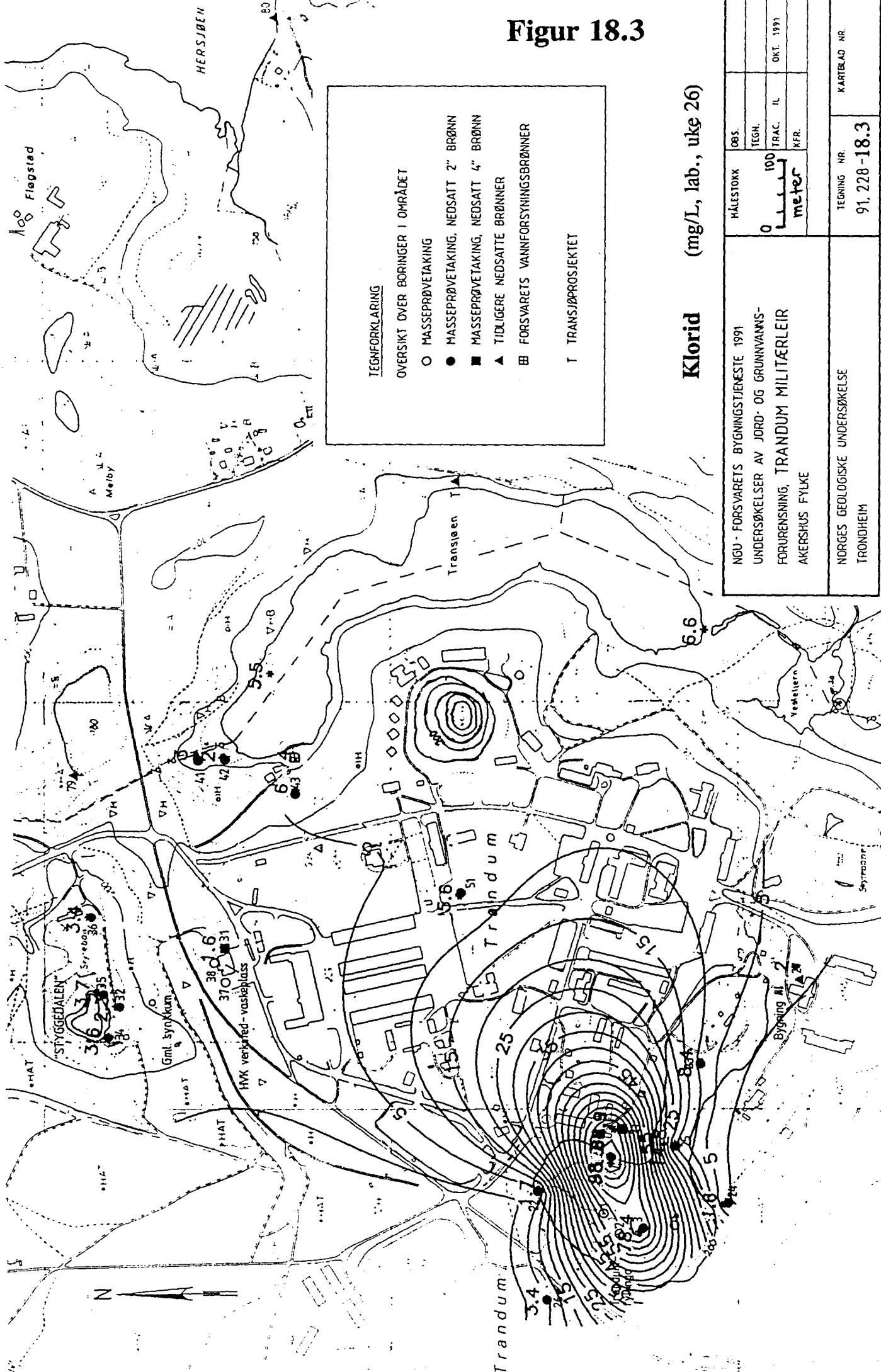
MÅLESTOKK	ØB.S.
TEGN.	
TRAC. IL	OKT 1991
KFR.	

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 TRONDHEIM

TEGNING NR.	KARTBLAD NR.
91.228-18.2	

Figur 18.3

Klorid (mg/L, lab., uke 26)

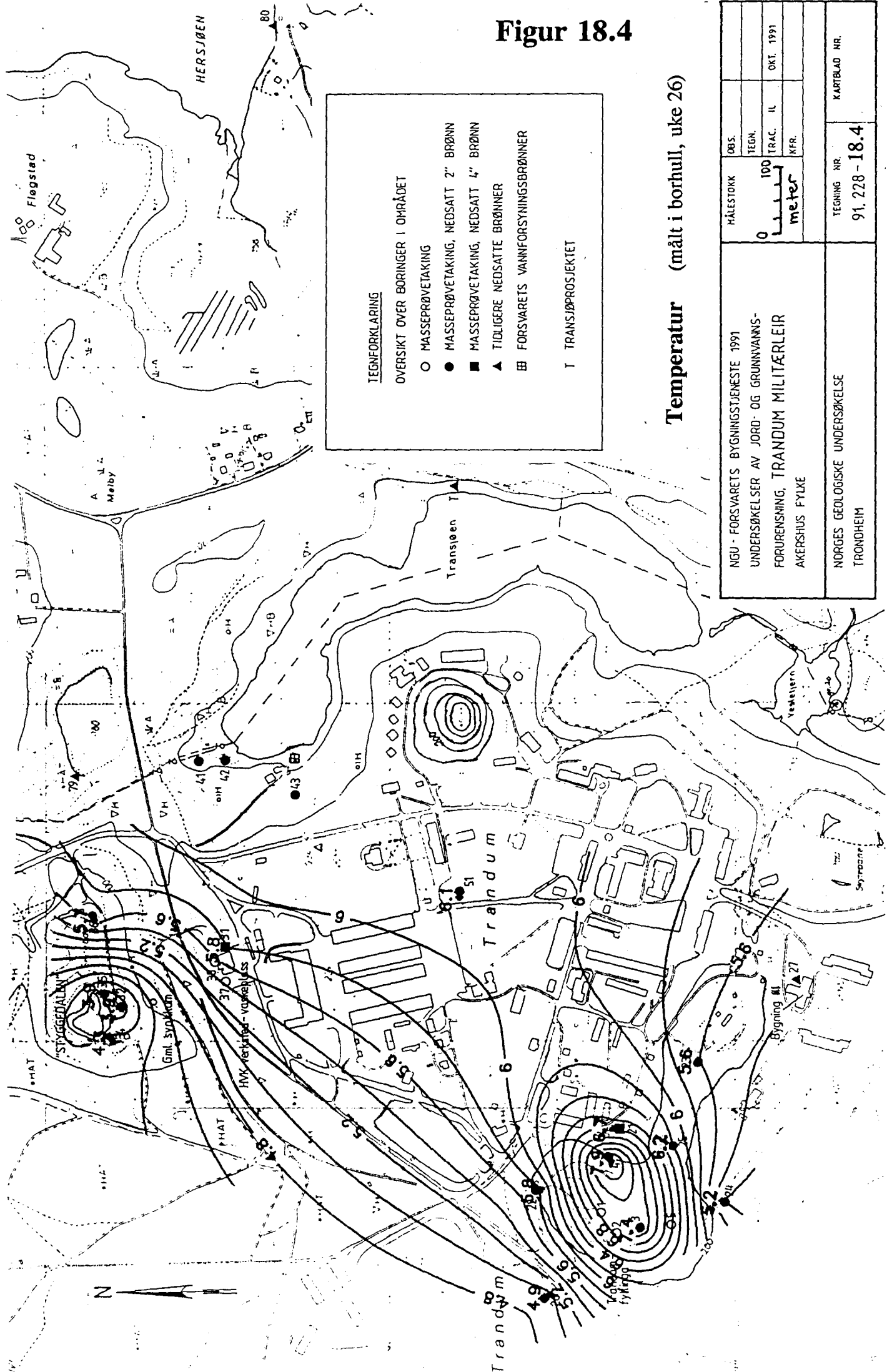


TEGNFORKLARING
 OVERSIKT OVER BORINGER I OMRÅDET

- MASSEPRØVETAKING
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 2" BRØNN
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 4" BRØNN
- ▲ TIDLIGERE NEDSATTE BRØNNER
- ⊞ FORSVARETS VANNFORSYNINGSRØNNER
- T TRANSJØPROSJEKTET

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR AKERSHUS FYLKE	HÅLESTORKE	DBS.
	0 100 meter	TEGN.
		TRAC. IL
		KFR.
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR.	KARTEBLAD NR.
	91.228-18.3	

Figur 18.4

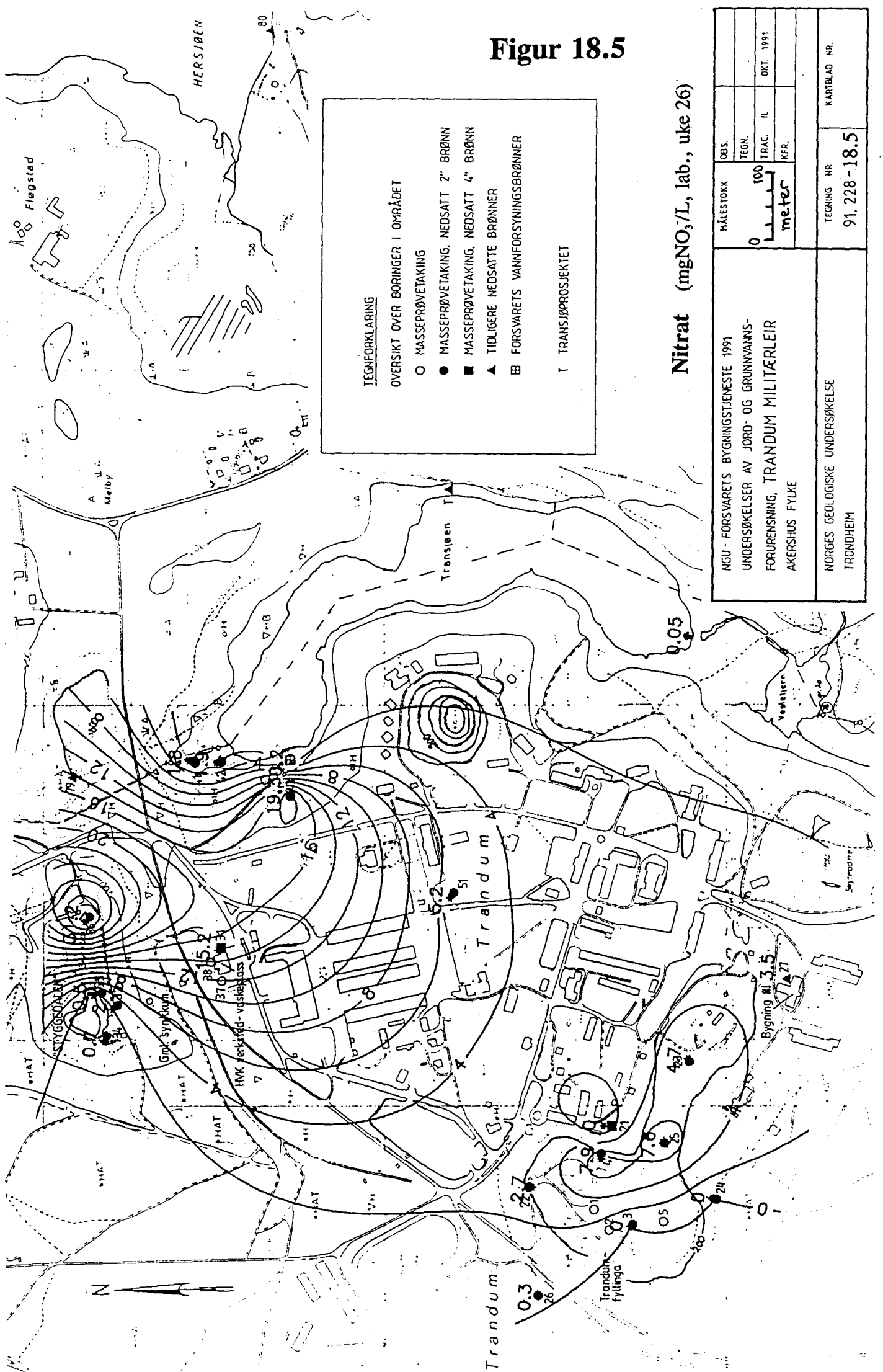


HÅLESTOKK		ØBS.
0 100		TEGN.
meter		TRAC. IL
		KFR.
TEGNING NR.		KARTBLAD NR.
91. 228 - 18.4		

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991
 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS-
 FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLÆIR
 AKERSHUS FYLKE

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 TRONDHEIM

Figur 18.5



TEGNFORKLARING

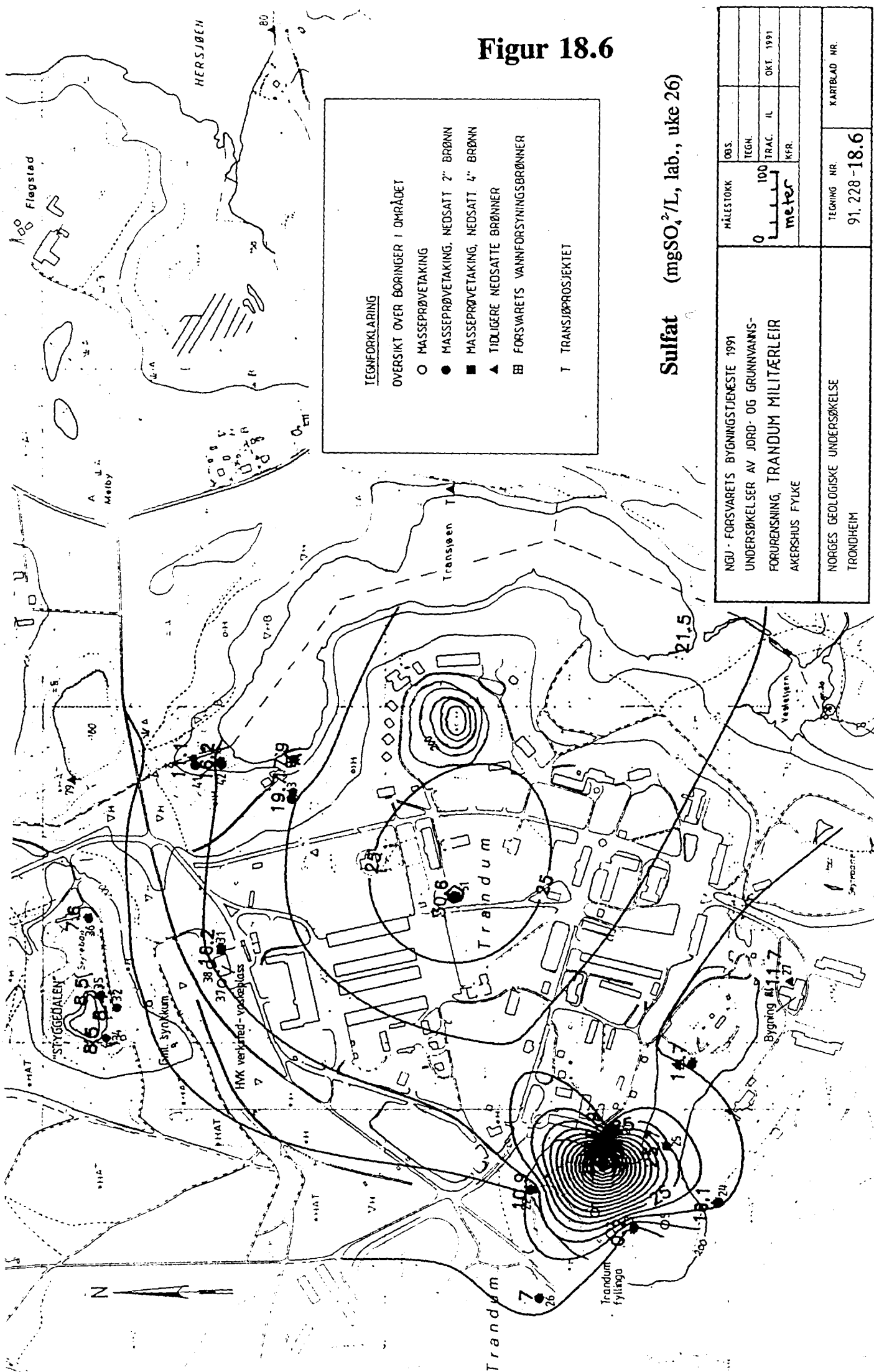
OVERSIKT OVER BORINGER I OMRÅDET

- MASSEPRØVETAKING
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 2" BRØNN
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 4" BRØNN
- ▲ TIDLIGERE NEDSATTE BRØNNER
- ▣ FORSVARETS VANNFORSYNINGSBRØNNER
- T TRANSJØPPROSJEKTET

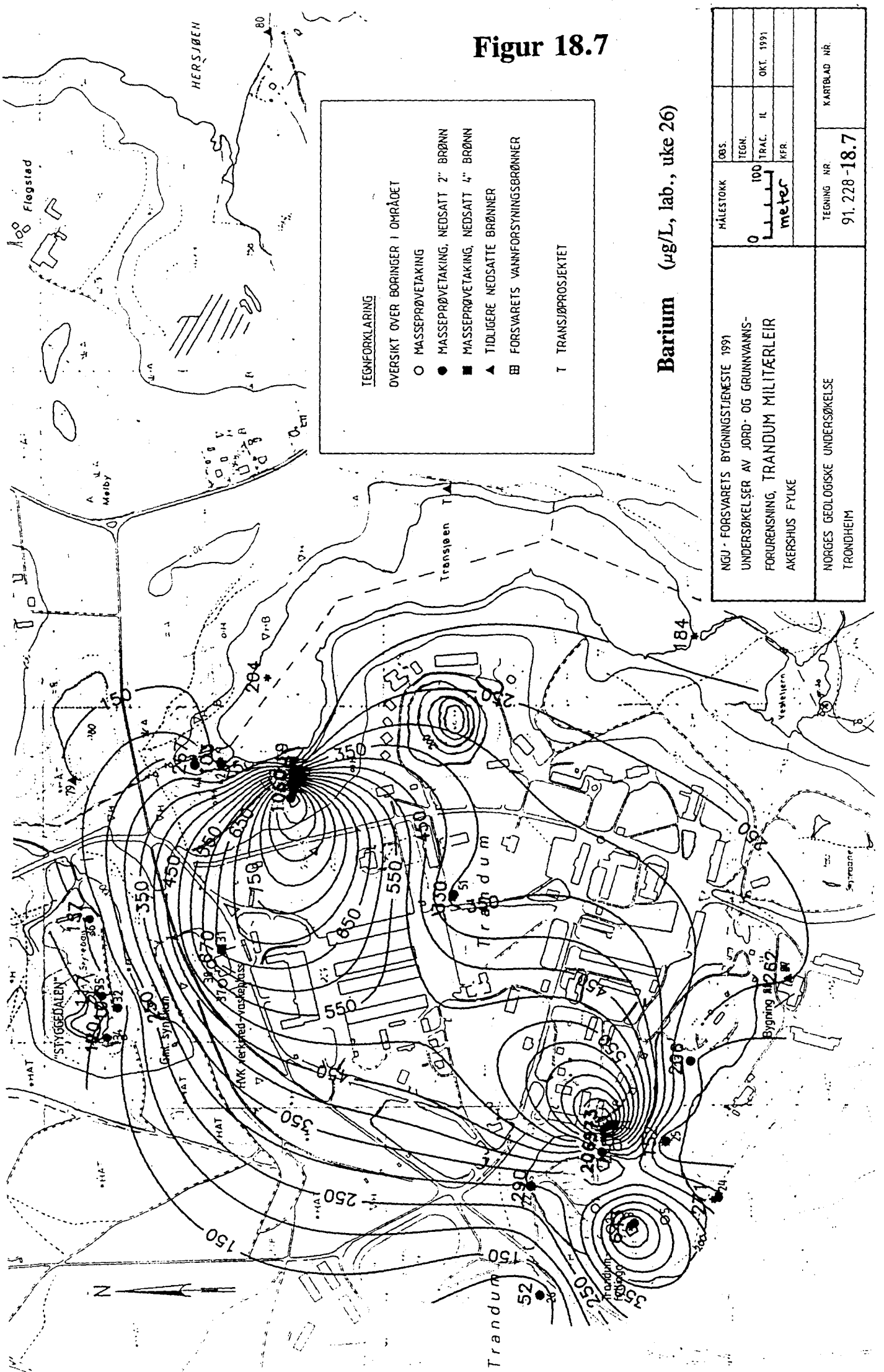
Nitrat (mgNO₃/L, lab., uke 26)

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR AKERSHUS FYLKE	MÅLESTOKK	DBS.	TEGNING NR. 91, 228 -18.5 KARTBLAD NR.
	100	TEGN.	
	meter	TRAC. IL	
		KFR.	
		OKT 1991	

Figur 18.6



Figur 18.7



TEGNFORKLARING

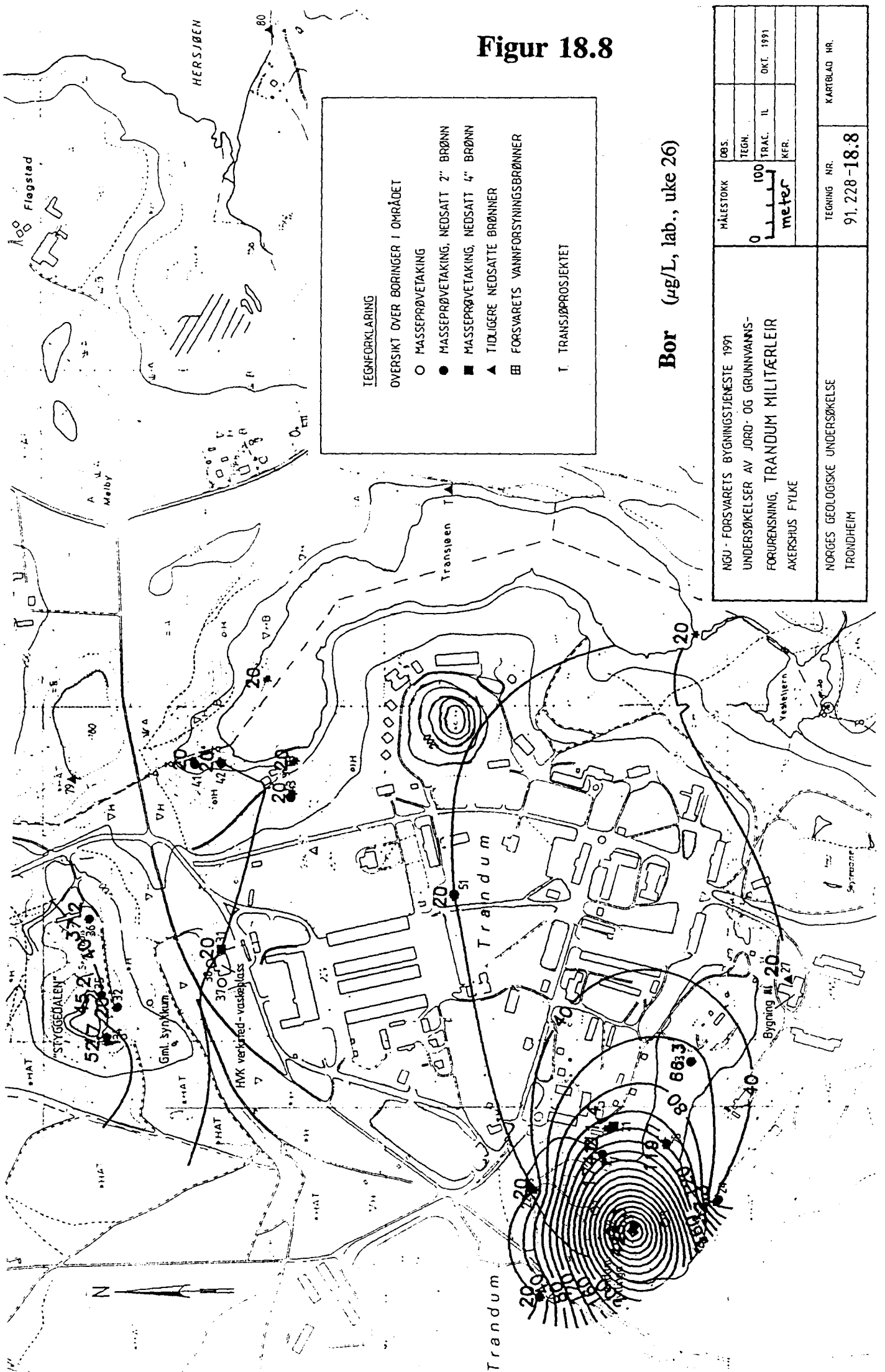
OVERSIKT OVER BORINGER I OMRÅDET

- MASSEPRØVETAKING
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 2" BRØNN
- MASSEPRØVETAKING, NEDSATT 4" BRØNN
- ▲ TIDLIGERE NEDSATTE BRØNNER
- ▣ FORSVARETS VANNFORSYNINGSRØNNER
- T TRANSJØPROSJEKTET

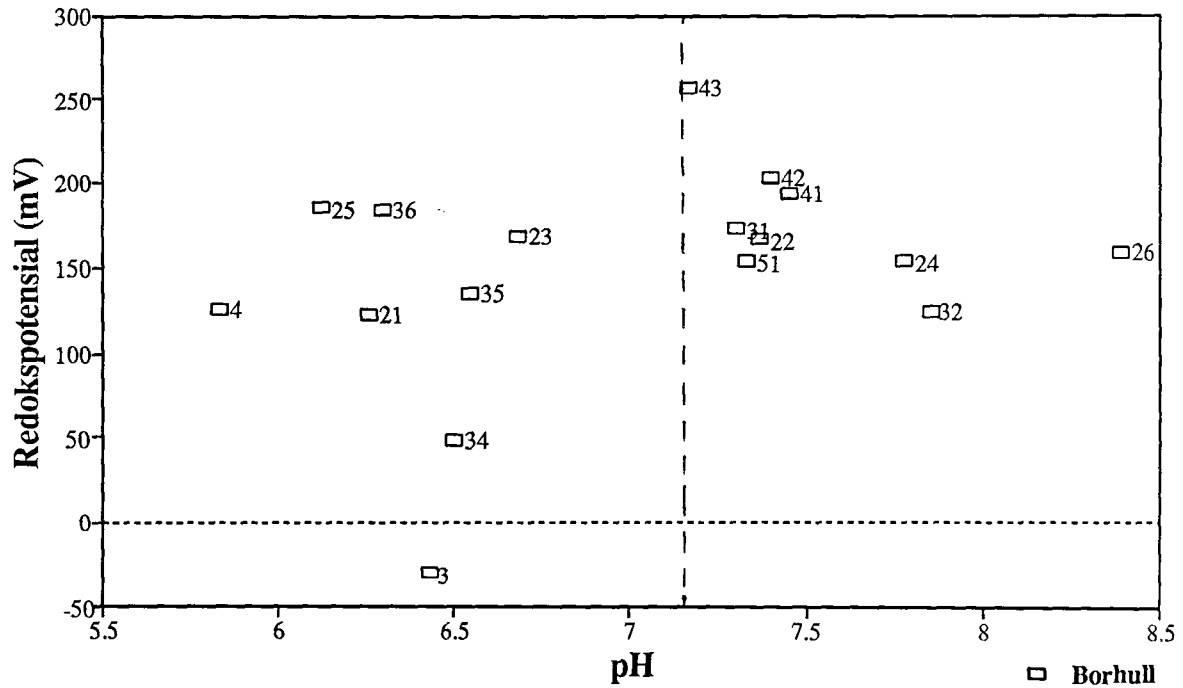
Barium ($\mu\text{g/L}$, lab., uke 26)

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANNS- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLÆIR AKERSHUS FYLKE	HÅLESTOKK	ØS.
		TEGN.
	0 100 meter	TRAC. IL
		KFR.
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM	TEGNING NR.	KARTBLAD NR.
	91.228-18.7	

Figur 18.8

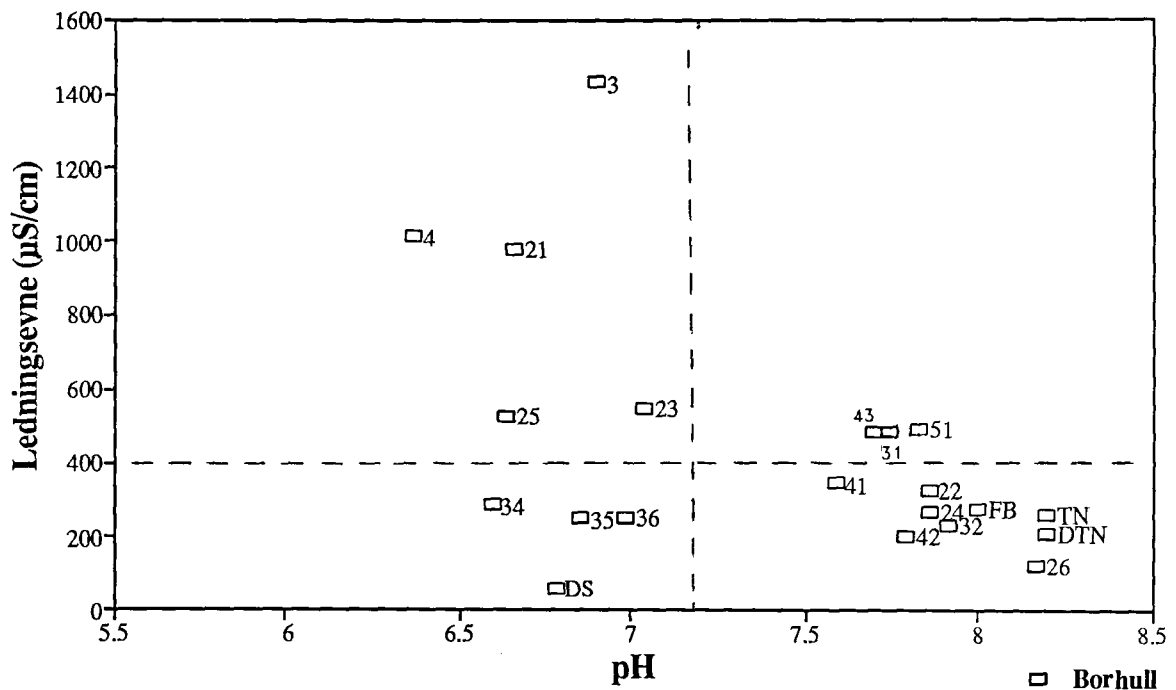


Vannprøver Trandum (Borhullmålinger uke 26)

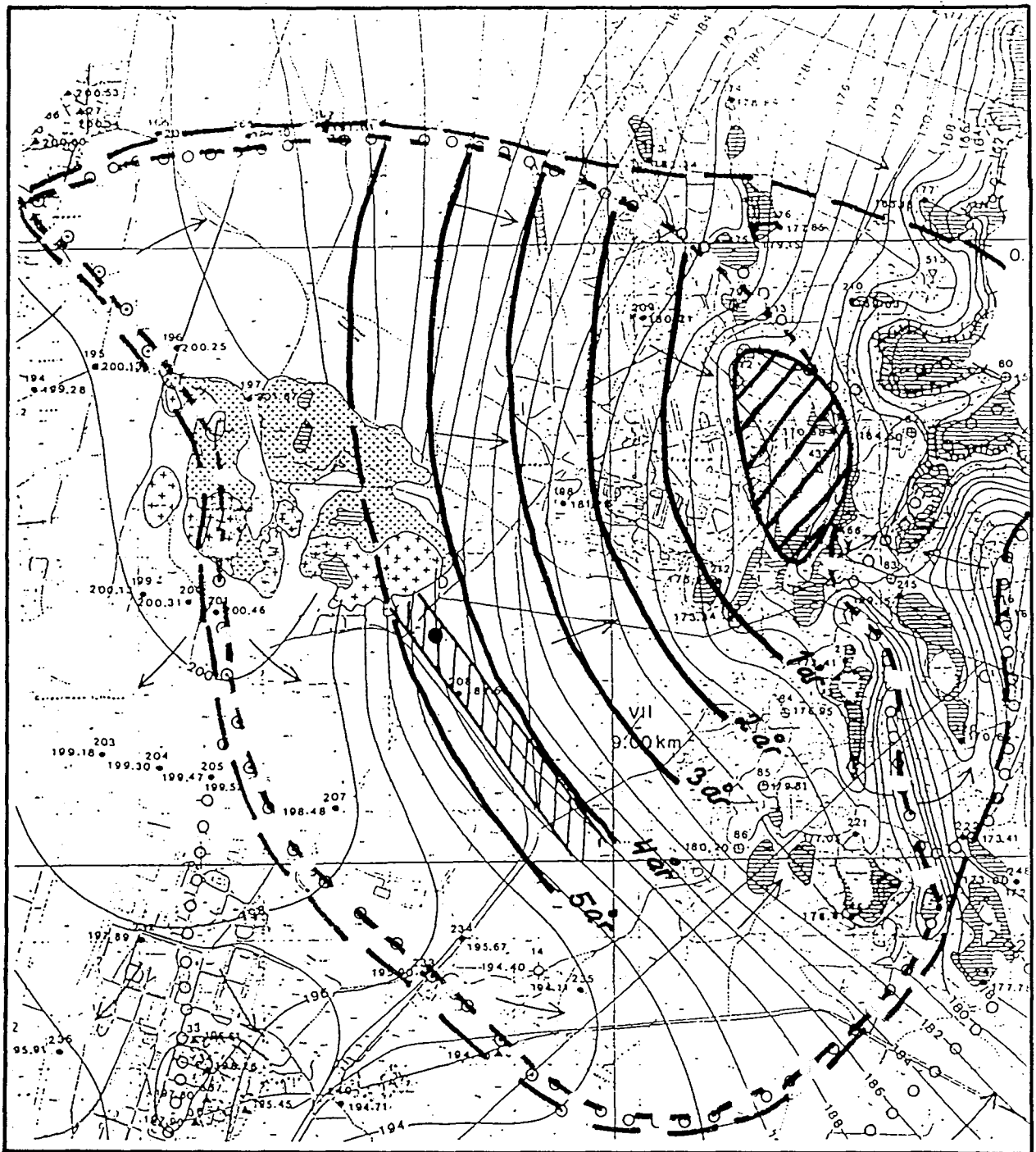






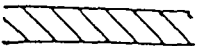

Figur 19: Feltnmålinger av redokspontial plottet mot pH under andre prøvetakingsrunde (uke 26).

Vannprøver Trandum (Gjennomsnittsverdi for tre målinger)



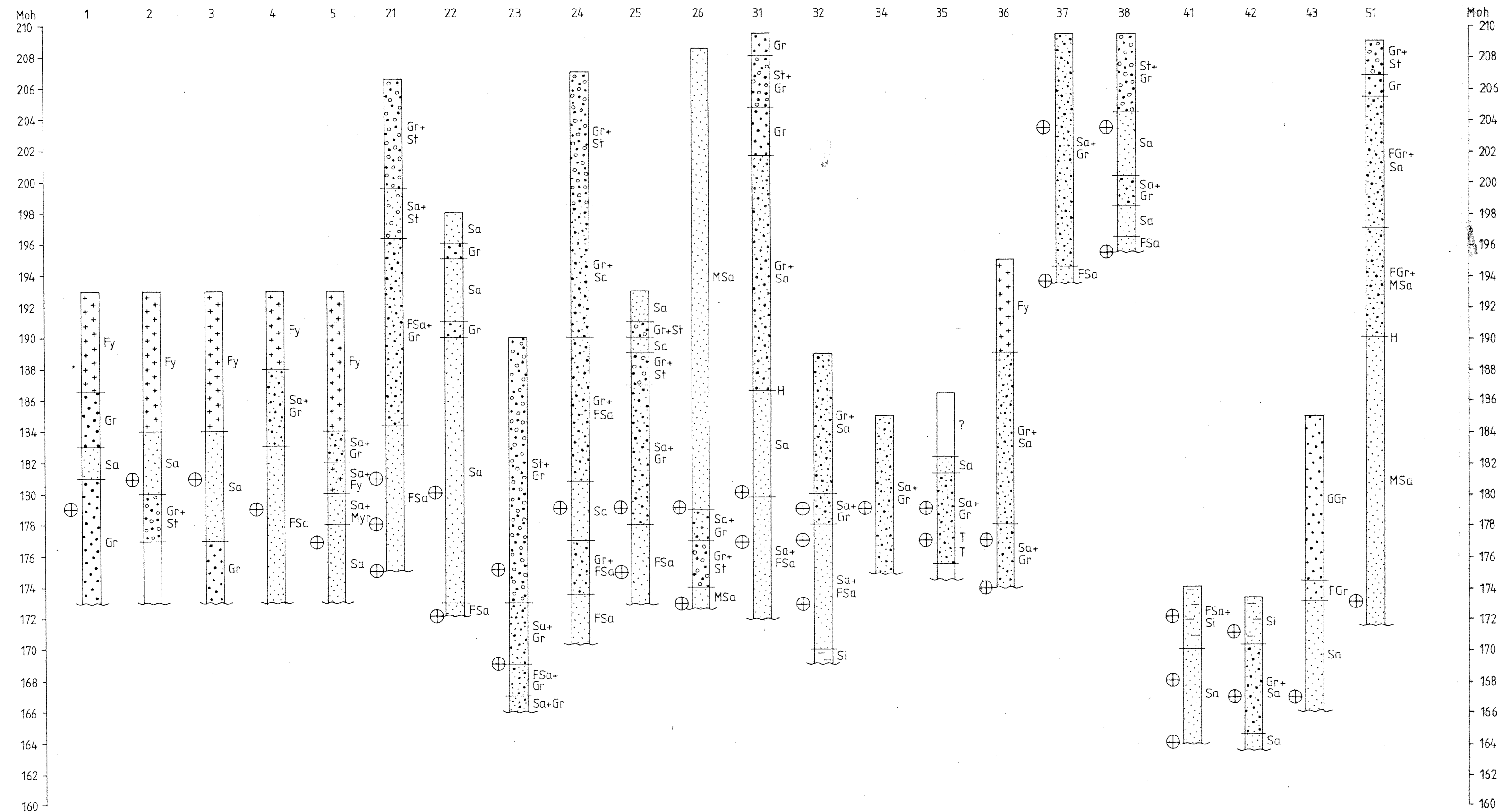
Figur 20: Gjennomsnittsverdier for laboratiormålinger av ledningsevne plottet mot pH.
 DTN : Drensrør Transjøen Nord TN : Transjøen Nord
 FB : Forsvarets vannforsyningsbrønn DS : Dam, "Styggedalen" skytebane



-  Brønnområdet
-  Brønnområdet m/nedslagsfelt
-  SIFFs anbefaling sone II
-  Oppholdstider
-  Forslag til sikringszone
-  Plassering prøvebrønn

Figur 21: Kart etter Klemetsrud (1986) som bl.a. viser oppholdstider inn mot Forsvarets brønnområde ved Transjøen. Avstanden mellom de angitte oppholdstidene er gjort like, selvom gradientforholdet øker fra Transjøen mot Gardermoplatået. I denne sammenheng anses ikke dette som noen stor feil, da massene avtar i kornstørrelse over samme område.

VEDLEGG



TEGNFORKLARING

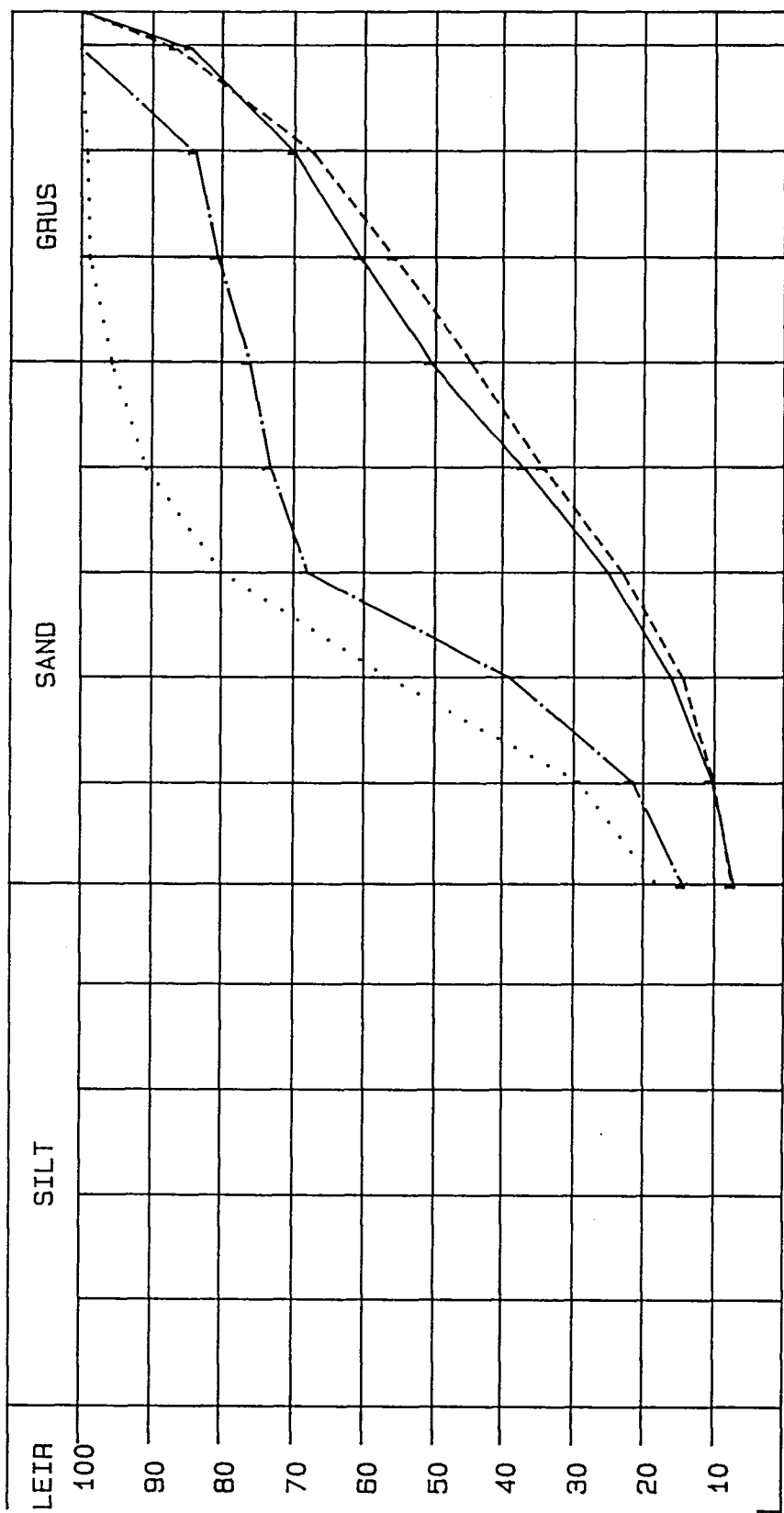
BORPROFILER

St : Stein
 Gr : Grus
 FGr : Fingrus
 Sa : Sand
 MSa : Mellomsand
 FSa : Finsand
 Si : Silt
 Fy : Fylling
 T : Tett
 H : Hardt lag (utfelling?)
 1,51 : Borpunkt
 ⊕ : Kornfordelingsanalyse

NGU - FORSVARETS BYGNINGSTJENESTE 1991 UNDERSØKELSER AV JORD- OG GRUNNVANN- FORURENSNING, TRANDUM MILITÆRLEIR AKERSHUS FYLKE	MÅLESTOKK	OBS.		
		TEGN.		
		TRAC.	BE	OKT. 1991
		KFR.		
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE TRONDHEIM		TEGNING NR.	KARTBLAD NR.	
		Vedlegg 1.1		

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



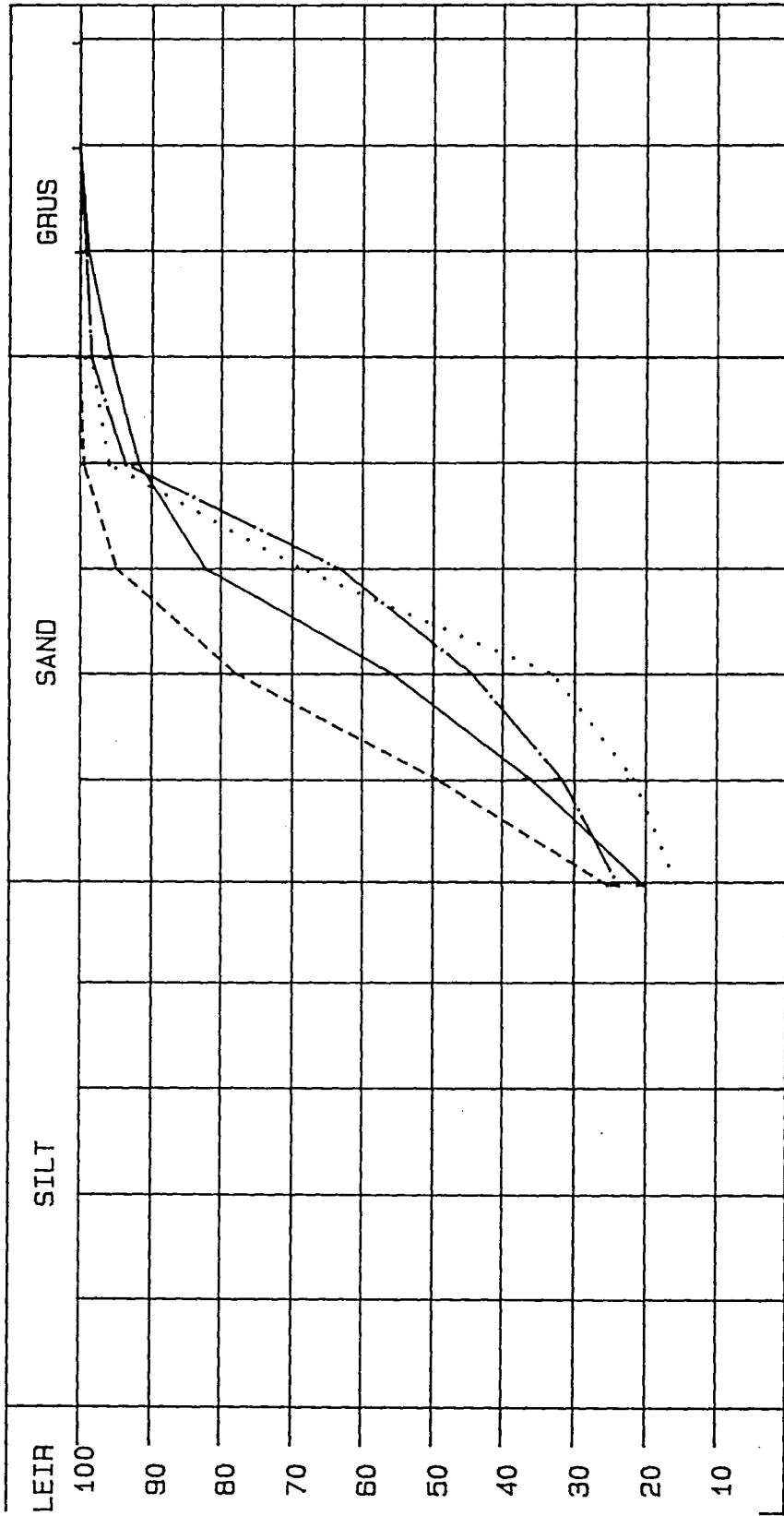
MY 2 4 8 16 32 63
 MM 0.002 0.125 0.25 0.5 1 2 4 8 16

KORNSTØRRELSE

KORNSTØRRELSE	UTM X	UTM Y	Borhull
—————	1755	7700	Borhull 1 - 14 meter
.....	1750	7695	Borhull 2 - 12 meter
-----	1750	7690	Borhull 3 - 20 meter
-----	1760	7690	Borhull 4 - 14 meter

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

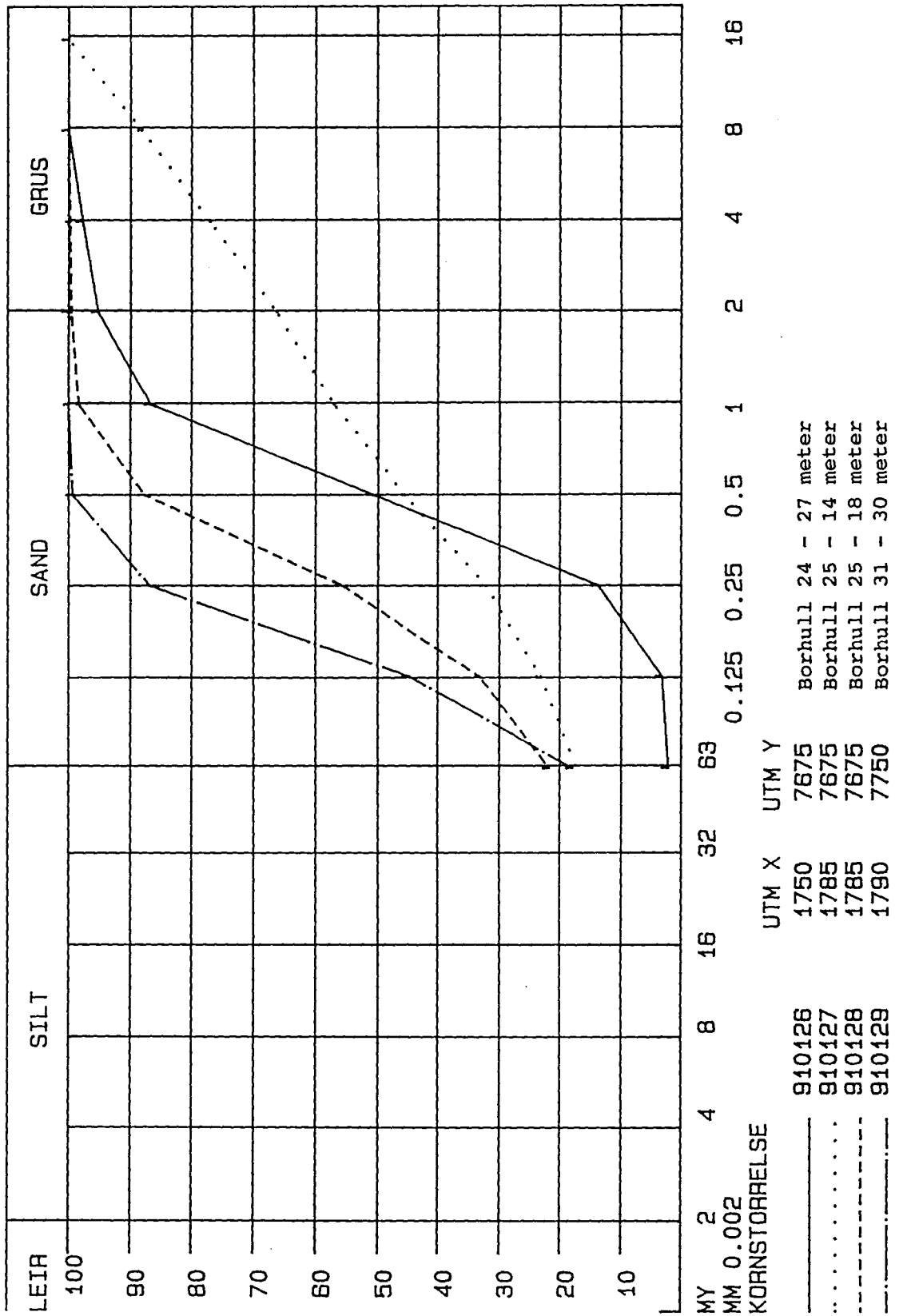
KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



MY	2	4	8	16	32	63	0.125	0.25	0.5	1	2	4	8	16	
MM	0.002														
KORNSTØRRELSE															
-----	910122														
.....	910123														
-----	910124														
-----	910125														
							UTM X	UTM Y							
							1755	7685	Borhull 5 - 16 meter						
							1755	7705	Borhull 22 - 18 meter						
							1755	7705	Borhull 22 - 26 meter						
							1770	7680	Borhull 23 - 21 meter						

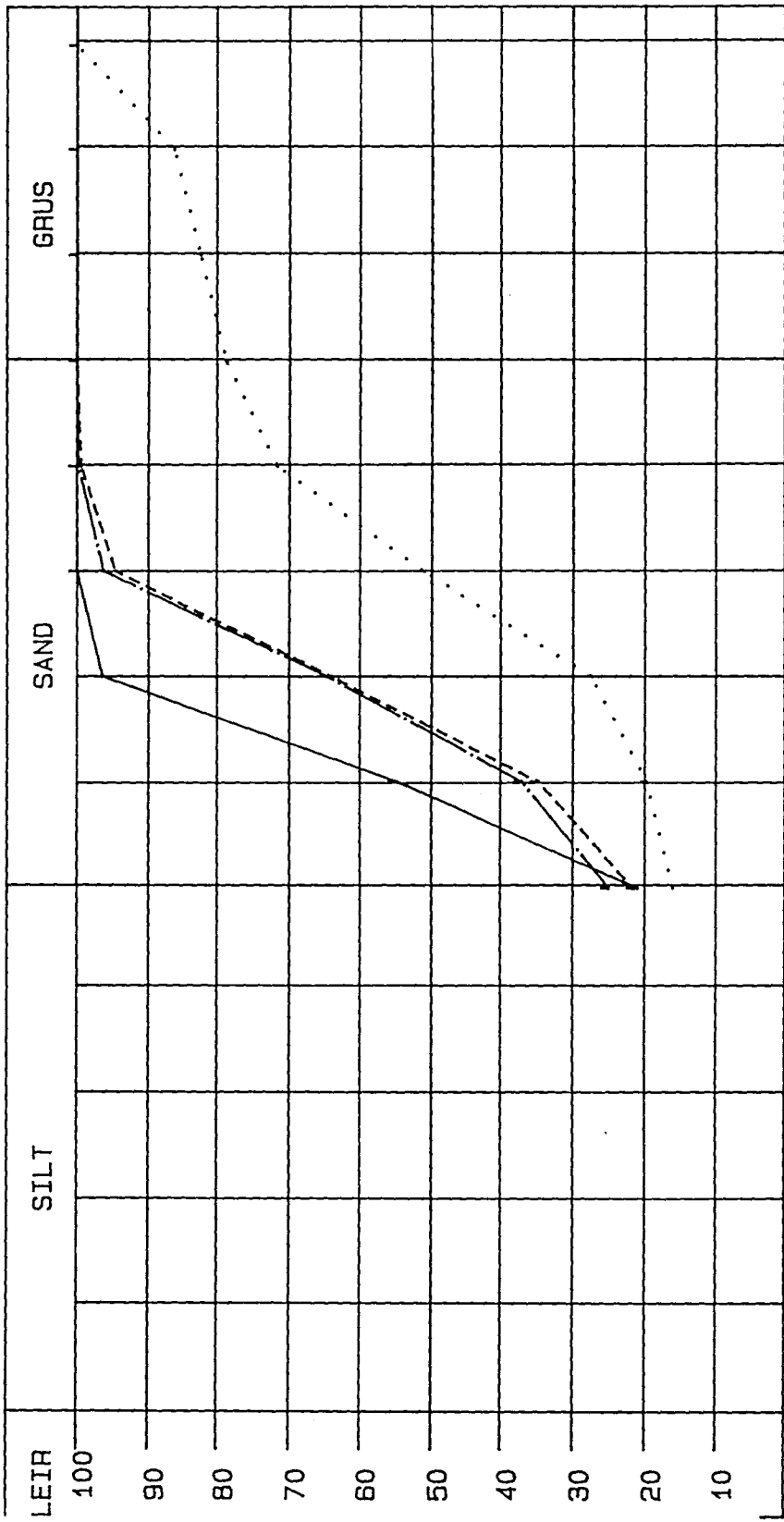
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
ULLENSAKER 19152



NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

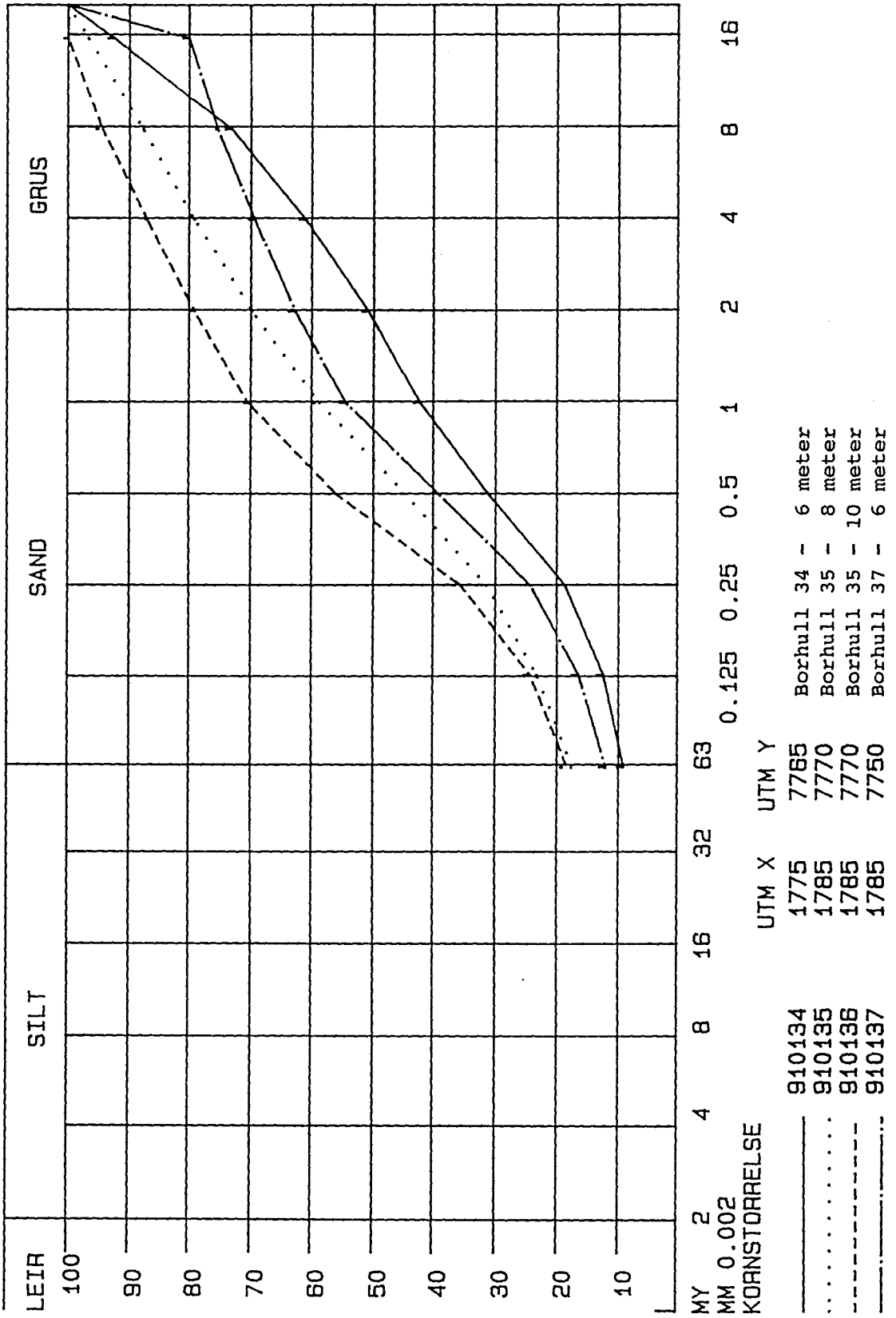
KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



MY	2	4	8	16	32	63	0.125	0.25	0.5	1	2	4	8	16																					
MM	0.002																																		
KORNFORDELINGSKURVE	<table border="0"> <tr> <td>—————</td> <td>910130</td> <td>1790</td> <td>7750</td> <td>Borhull 31 - 33 meter</td> </tr> <tr> <td>.....</td> <td>910131</td> <td>1780</td> <td>7780</td> <td>Borhull 32 - 10 meter</td> </tr> <tr> <td>-----</td> <td>910132</td> <td>1780</td> <td>7780</td> <td>Borhull 32 - 12 meter</td> </tr> <tr> <td>-.-.-.-</td> <td>910133</td> <td>1780</td> <td>7780</td> <td>Borhull 32 - 16 meter</td> </tr> </table>															—————	910130	1790	7750	Borhull 31 - 33 meter	910131	1780	7780	Borhull 32 - 10 meter	-----	910132	1780	7780	Borhull 32 - 12 meter	-.-.-.-	910133	1780	7780	Borhull 32 - 16 meter
—————	910130	1790	7750	Borhull 31 - 33 meter																															
.....	910131	1780	7780	Borhull 32 - 10 meter																															
-----	910132	1780	7780	Borhull 32 - 12 meter																															
-.-.-.-	910133	1780	7780	Borhull 32 - 16 meter																															
UTM X	1790 1780 1780 1780																																		
UTM Y	7750 7780 7780 7780																																		

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
ULLENSAKER 19152

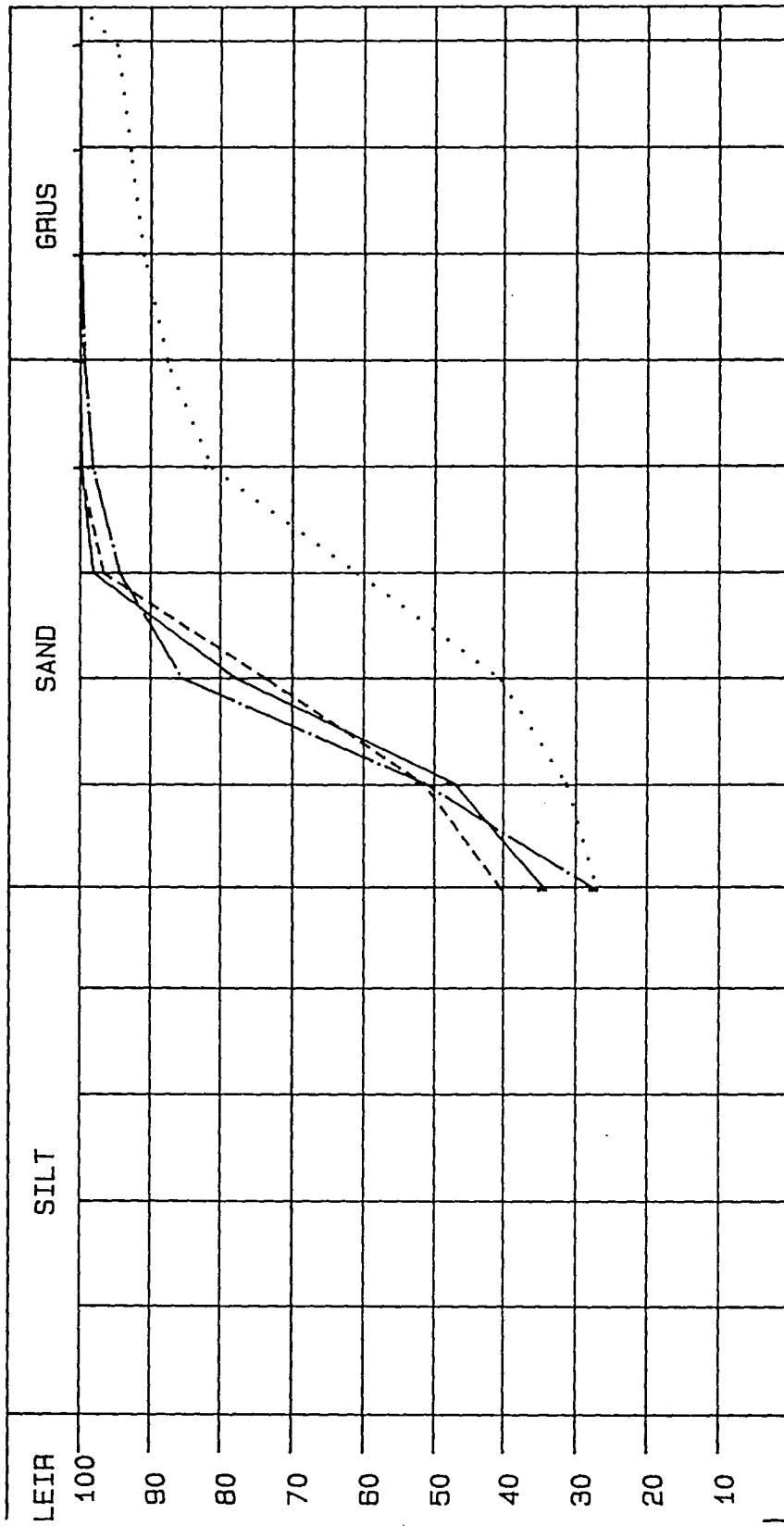


Vedlegg 1.7: Kornfordelingsanalyser (NGU)

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE

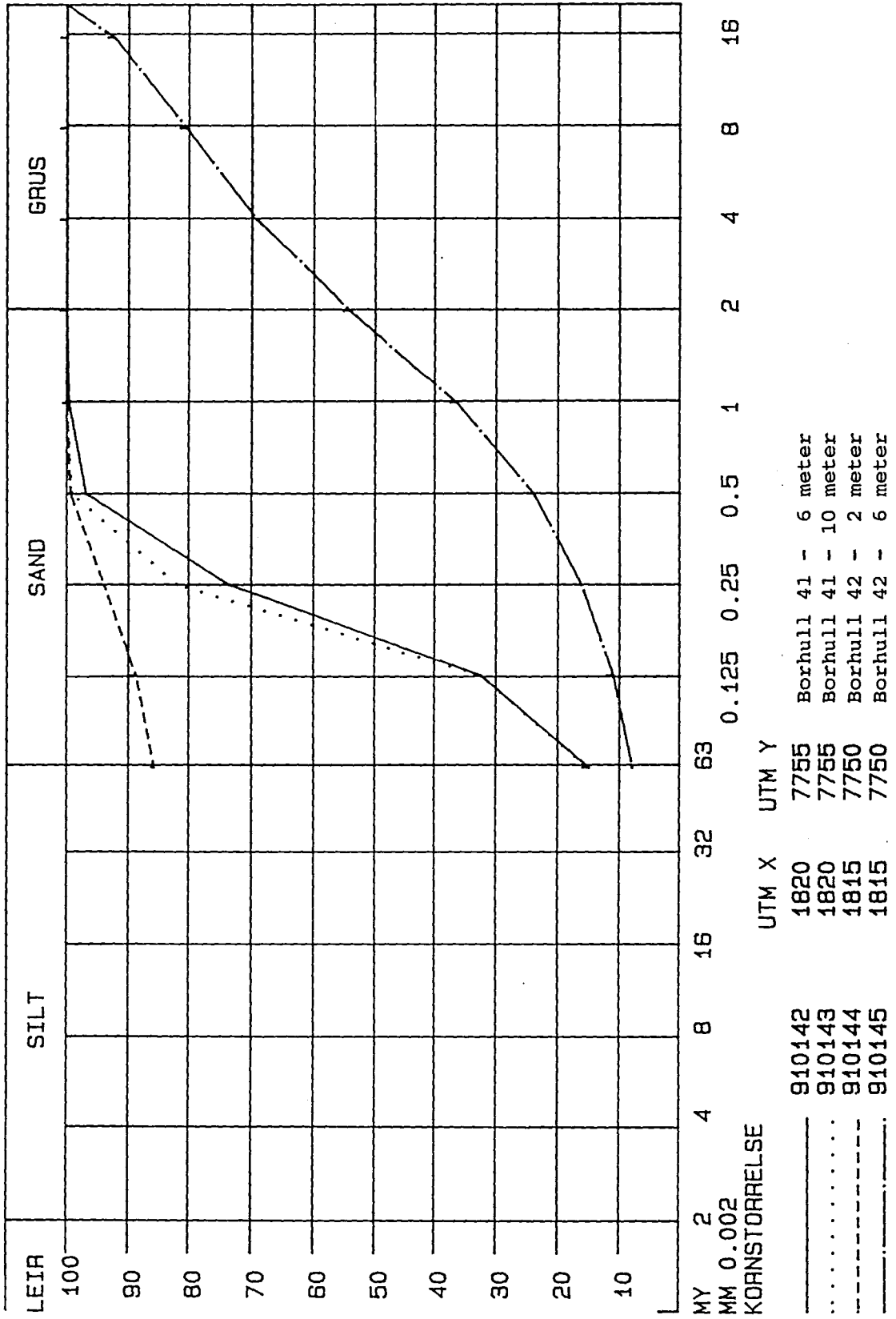
ULLENSAKER 19152



MY	2	4	8	16	32	63	0.125	0.25	0.5	1	2	4	8	16	
MM	0.002														
KORNFORDELINGSKURVE															
—	910138														
.....	910139														
- - - - -	910140														
- · - · -	910141														
		UTM X	UTM Y												
		1785	7750	Borhull 37 - 16 meter											
		1790	7755	Borhull 38 - 6 meter											
		1790	7755	Borhull 38 - 14 meter											
		1820	7755	Borhull 41 - 2 meter											

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

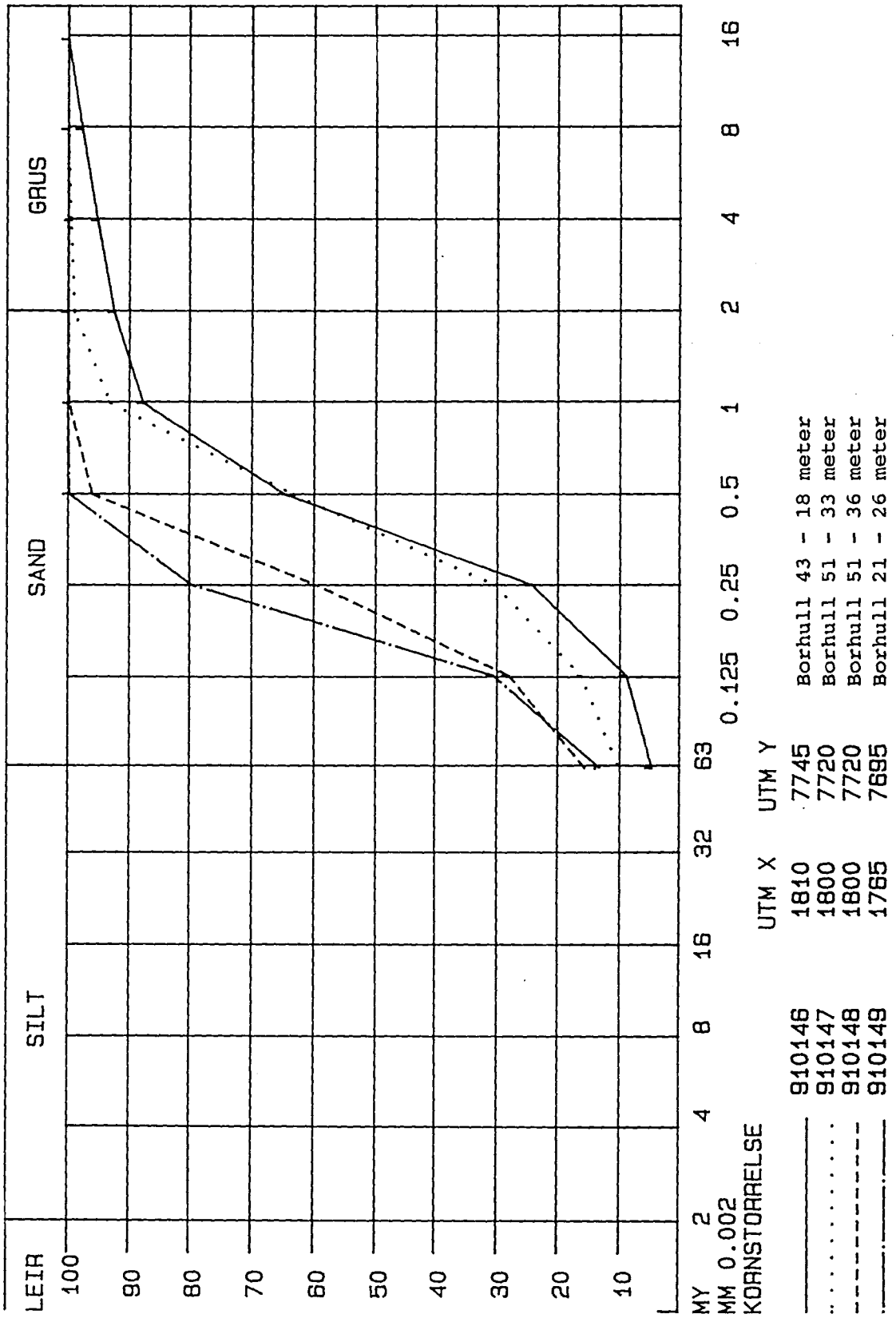
KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



MY	2	4	8	16	32	63	0.125	0.25	0.5	1	2	4	8	16
MM	0.002													
KORNSTORRELSE														
910142	1820	7755	1820	7755	1815	7750	1815	7750	Borhull 41 - 6 meter					
910143	1820	7755	1820	7755	1815	7750	1815	7750	Borhull 41 - 10 meter					
910144	1815	7750	1815	7750	1815	7750	1815	7750	Borhull 42 - 2 meter					
910145	1815	7750	1815	7750	1815	7750	1815	7750	Borhull 42 - 6 meter					

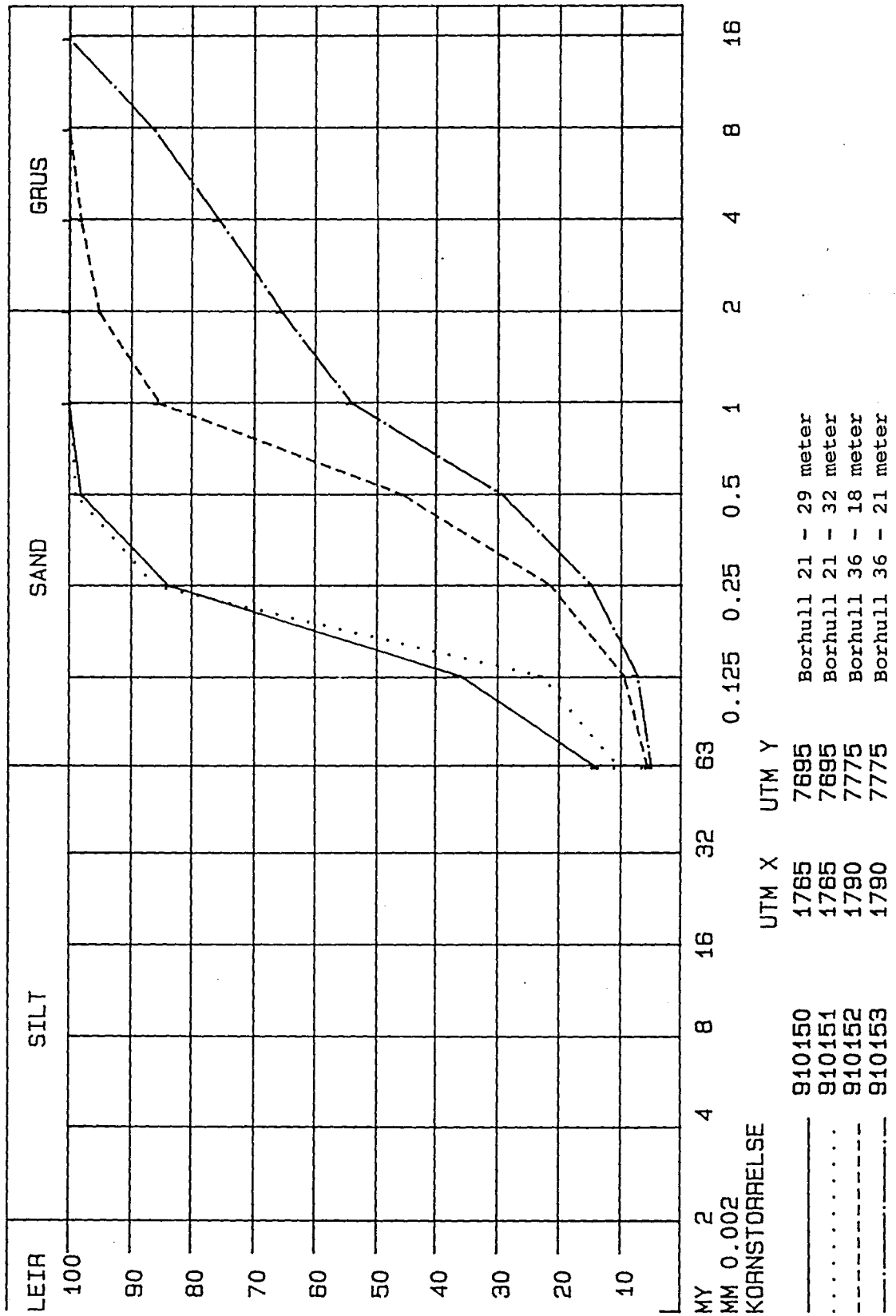
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



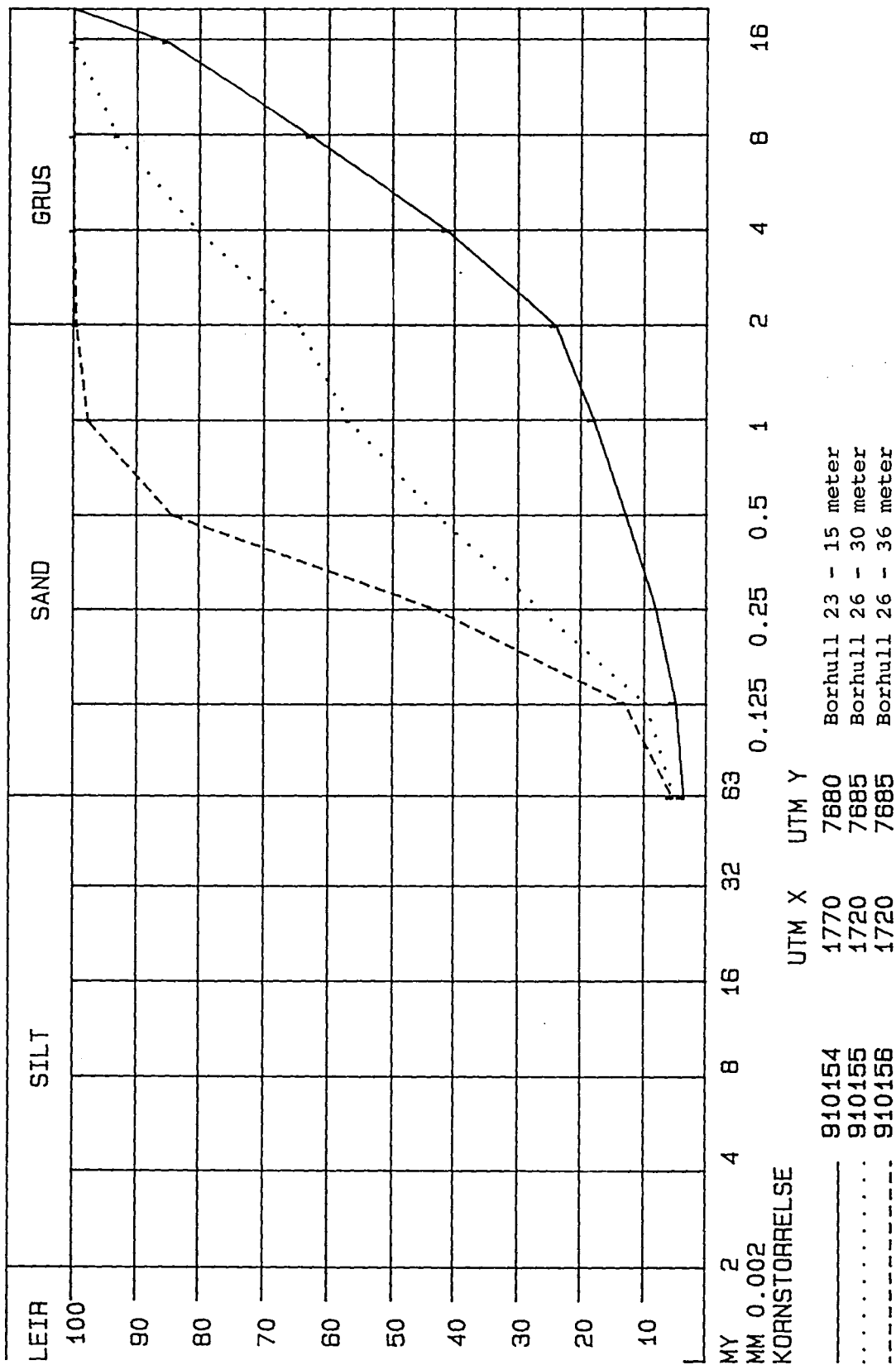
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

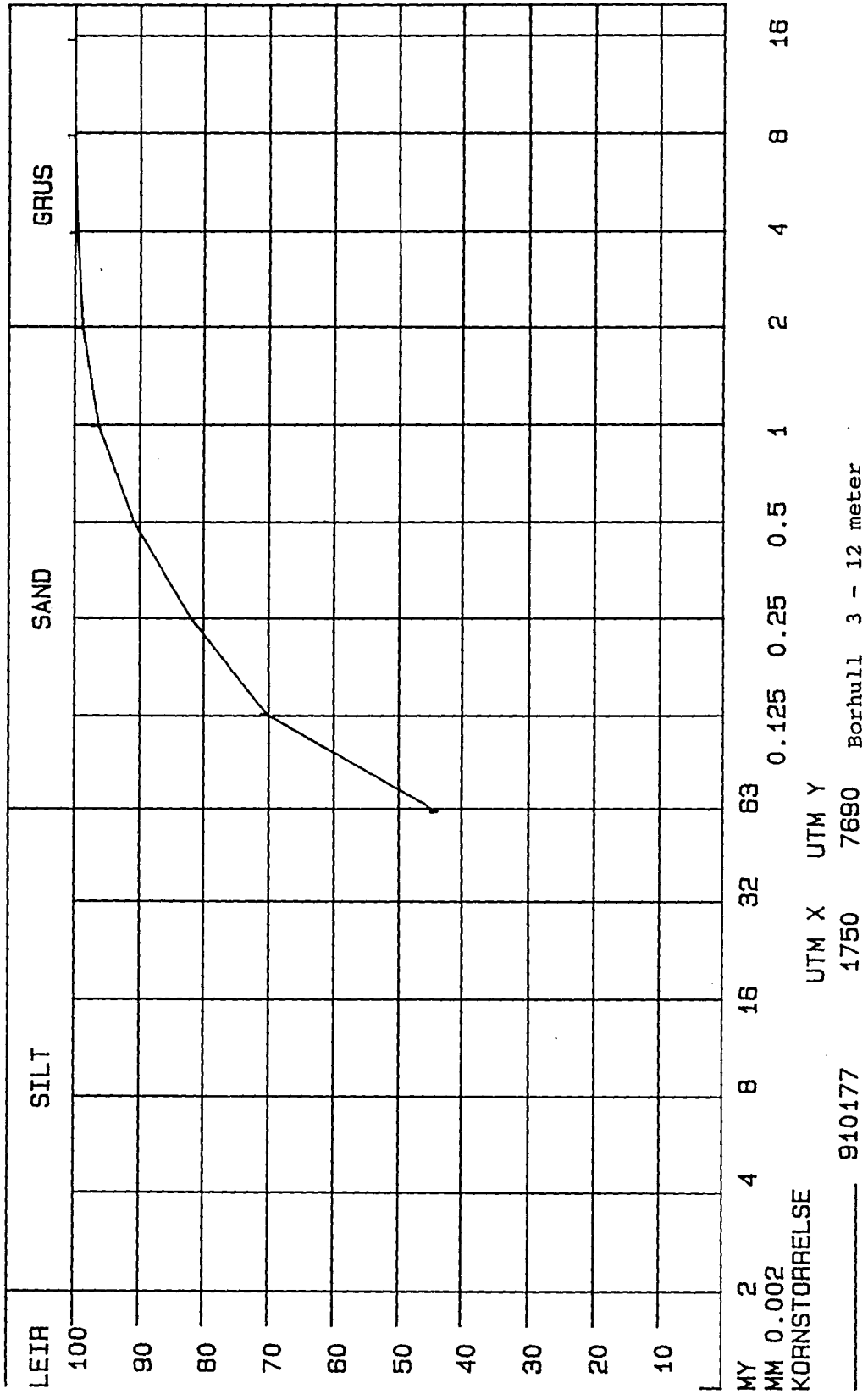
KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



UTM X	UTM Y	Borhull	Størrelse
1770	7680	23	15 meter
1720	7685	26	30 meter
1720	7685	26	36 meter

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
 SEDIMENTLABORATORIET

KORNFORDELINGSKURVE
 ULLENSAKER 19152



Vedlegg 1.13: Kornfordelingsanalyser (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

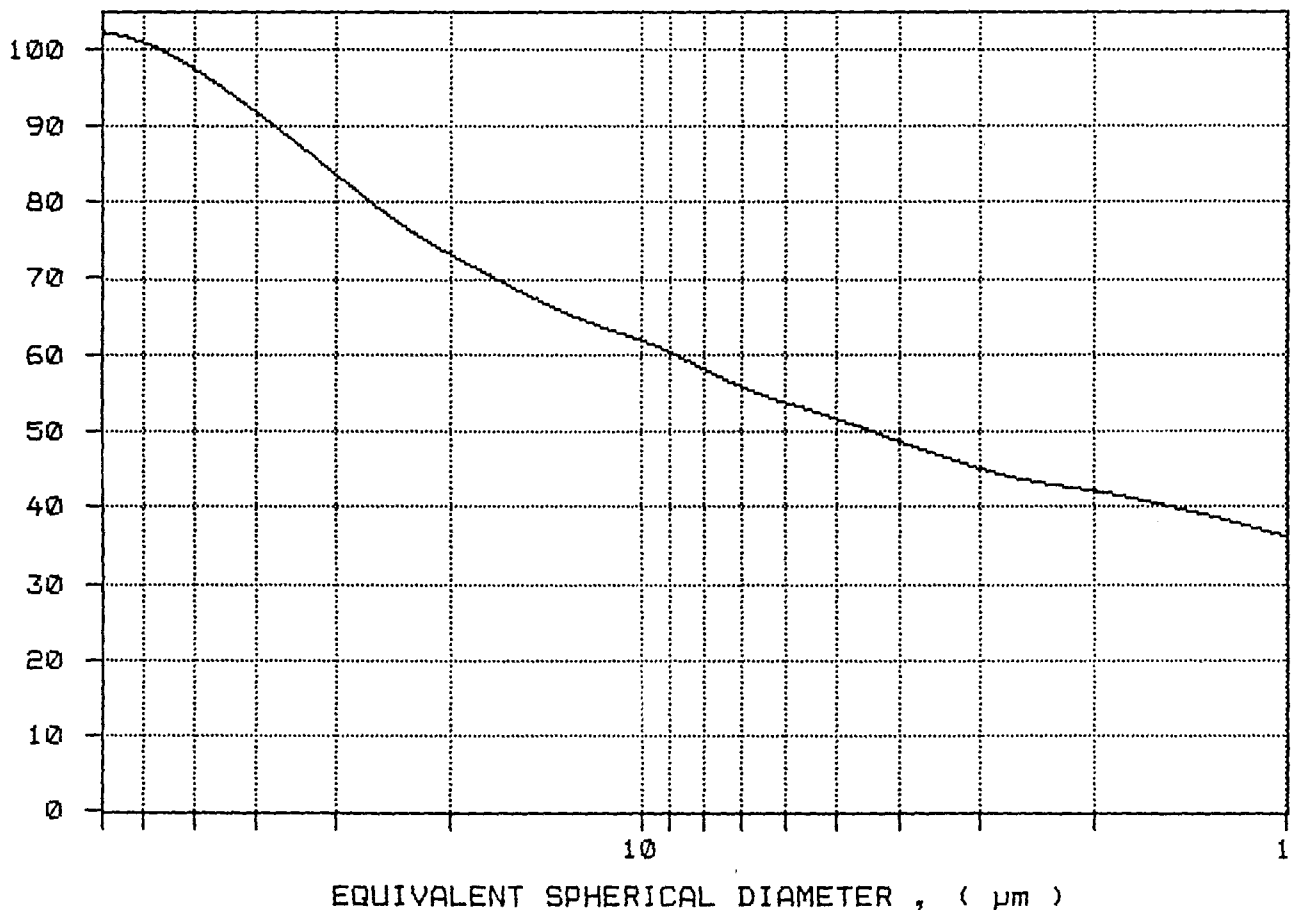
SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /140	UNIT NUMBER: 1
SAMPLE ID: 910119 Ullensaker A.Misund	START 13:06:14 08/09/91
SUBMITTER: NGU	REPRT 13:09:44 08/09/91
OPERATOR: N.M.	TOT RUN TIME 0:03:21
SAMPLE TYPE: silt / leire	SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQUID TYPE: Water	LIQ DENS: 0.9939 g/cc
ANALYSIS TEMP: 35.5 deg C	LIQ VISC: 0.7159 cp
RUN TYPE: Standard	

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 2 - 12 meter



Vedlegg 1.14: Kornfordelingsanalyser (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

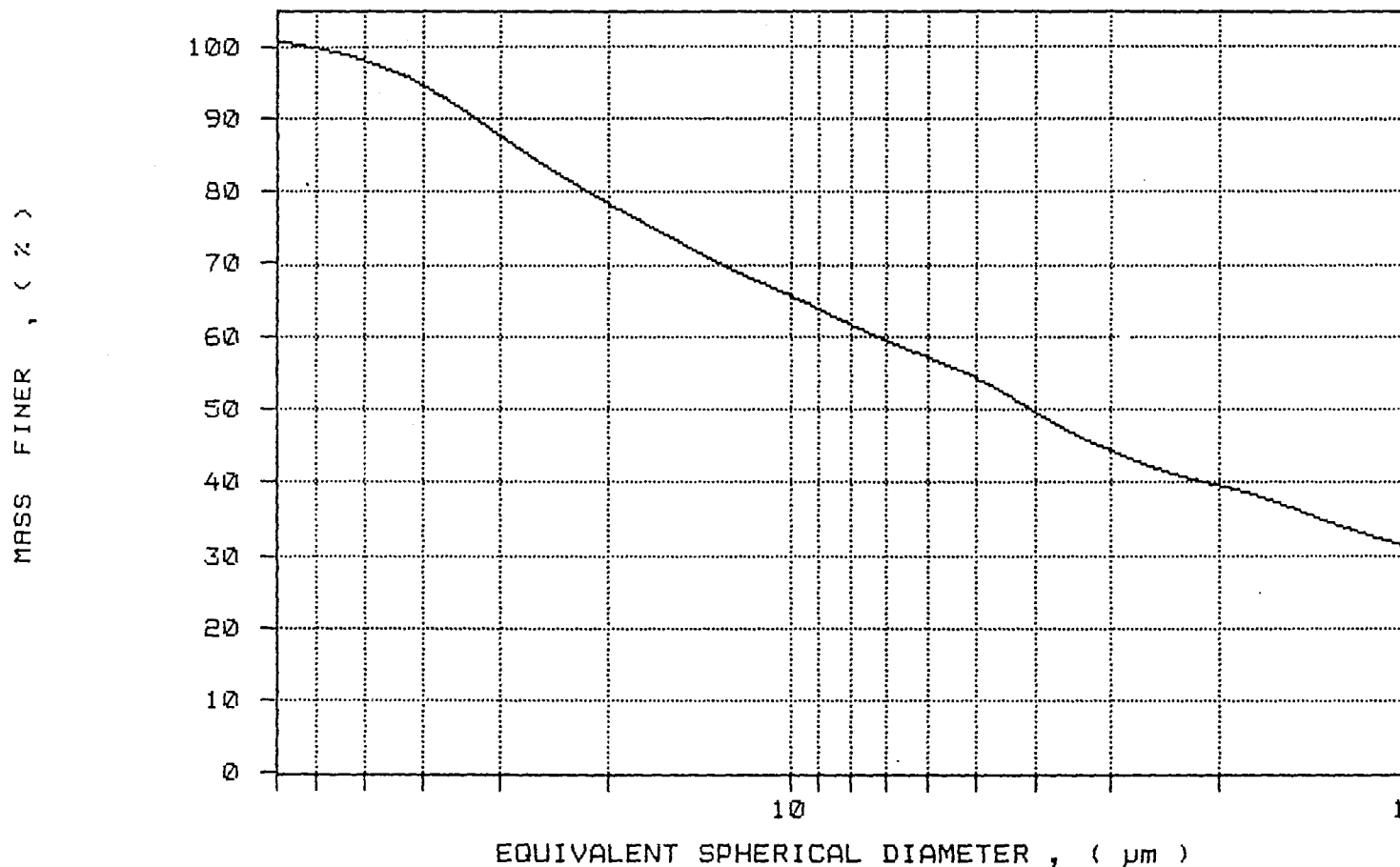
SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /135
SAMPLE ID: 910121 Ullensaker A.Misund
SUBMITTER: NGU
OPERATOR: N.M.
SAMPLE TYPE: silt / leire
LIQUID TYPE: Water
ANALYSIS TEMP: 35.4 deg C

RUN TYPE: Standard

UNIT NUMBER: 1
START 15:03:27 08/08/91
REPT 15:07:03 08/08/91
TOT RUN TIME 0:03:27
SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQ DENS: 0.9939 g/cc
LIQ VISC: 0.7161 cp

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 4 - 14 meter



Vedlegg 1.15: Kornfordelingsanalyser (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

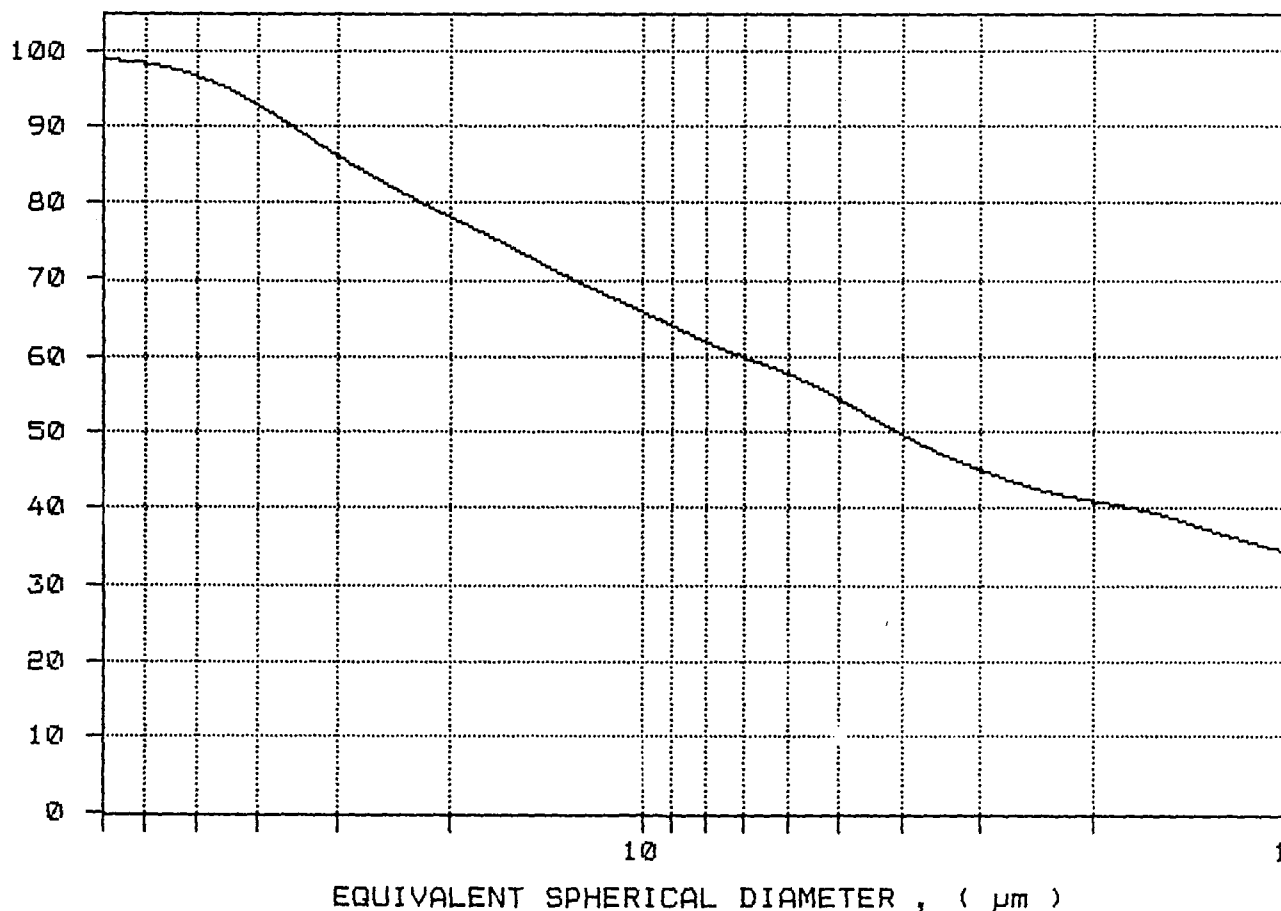
SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /139
SAMPLE ID: 910123 Ullensaker A.Misund
SUBMITTER: NGU
OPERATOR: N.M.
SAMPLE TYPE: silt / leire
LIQUID TYPE: Water
ANALYSIS TEMP: 35.5 deg C

RUN TYPE: Standard

UNIT NUMBER: 1
START 10:51:28 08/09/91
REPT 10:54:59 08/09/91
TOT RUN TIME 0:03:22
SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQ DENS: 0.9939 g/cc
LIQ VISC: 0.7159 cp

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 22 - 18 meter



Vedlegg 1.16: Kornfordelingsanalyser (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

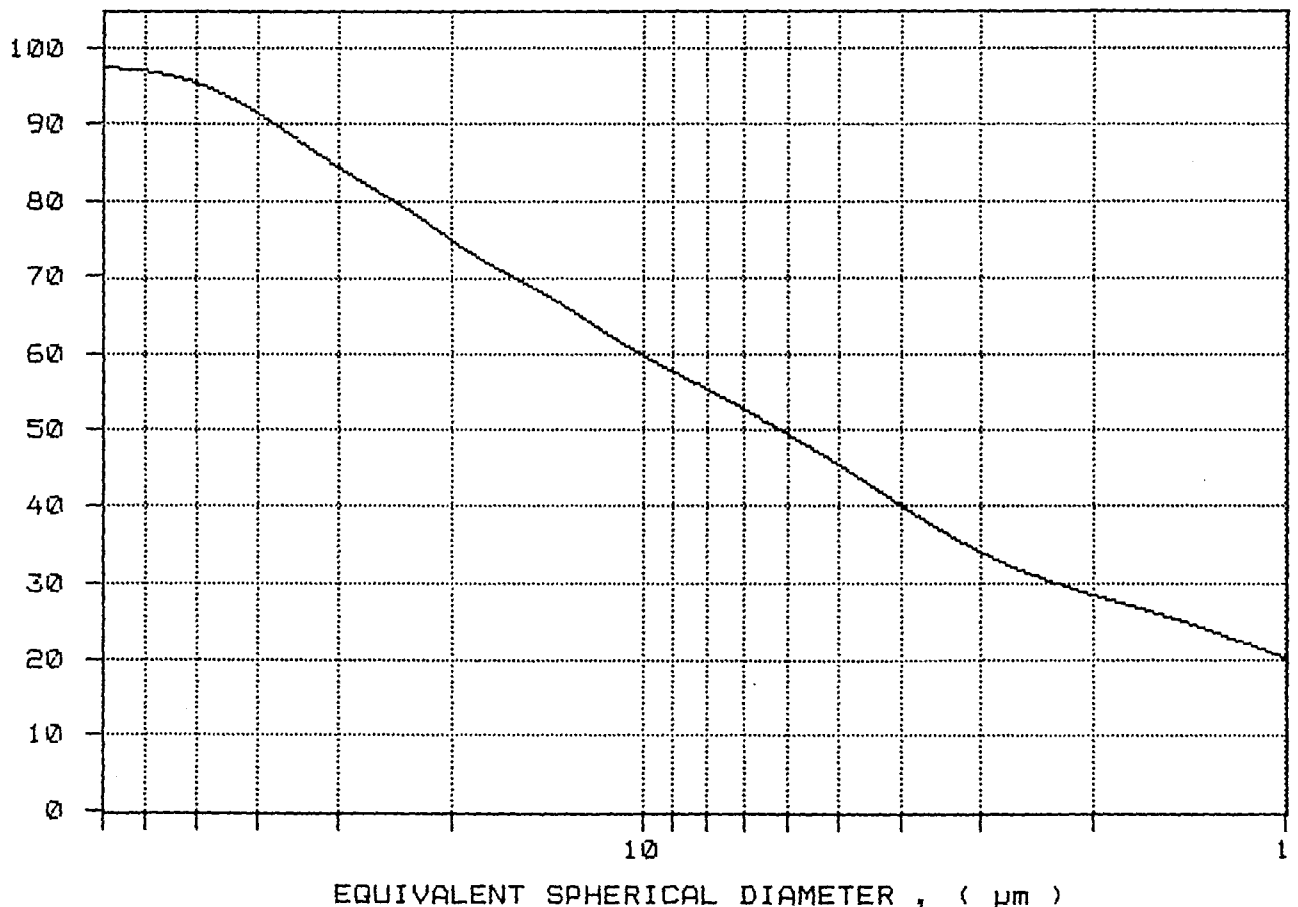
SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /134	UNIT NUMBER: 1
SAMPLE ID: 910127 Ullensaker A.misund	START 14:23:43 08/08/91
SUBMITTER: NGU	REPRT 14:27:14 08/08/91
OPERATOR: N.M.	TOT RUN TIME 0:03:22
SAMPLE TYPE: silt / leire	SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQUID TYPE: Water	LIQ DENS: 0.9939 g/cc
ANALYSIS TEMP: 35.4 deg C	LIQ VISC: 0.7161 cp
RUN TYPE: Standard	

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 25 - 14 meter



Vedlegg 1.17: Kornfordelingsanalyser (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

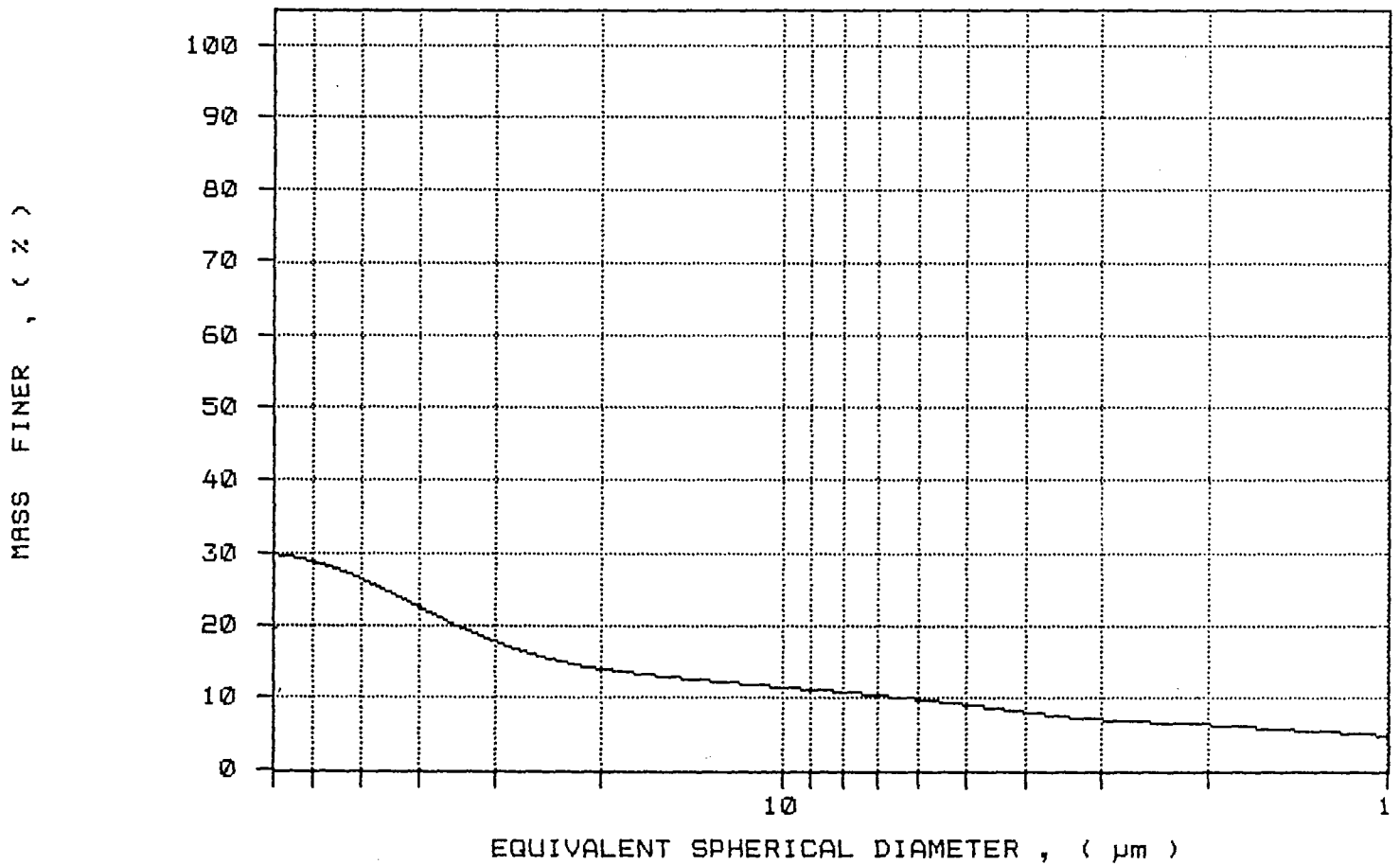
SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /136	UNIT NUMBER: 1
SAMPLE ID: 910130 Ullensaker A.Misund	START 15:43:52 08/08/91
SUBMITTER: NGU	REPRT 15:47:28 08/08/91
OPERATOR: N.M.	TOT RUN TIME 0:03:27
SAMPLE TYPE: silt / leire	SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQUID TYPE: Water	LIQ DENS: 0.9939 g/cc
ANALYSIS TEMP: 35.4 deg C	LIQ VISC: 0.7162 cp
RUN TYPE: Standard	

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 31 - 33 meter



Vedlegg 1.18: Kornfordelingsanalyse (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

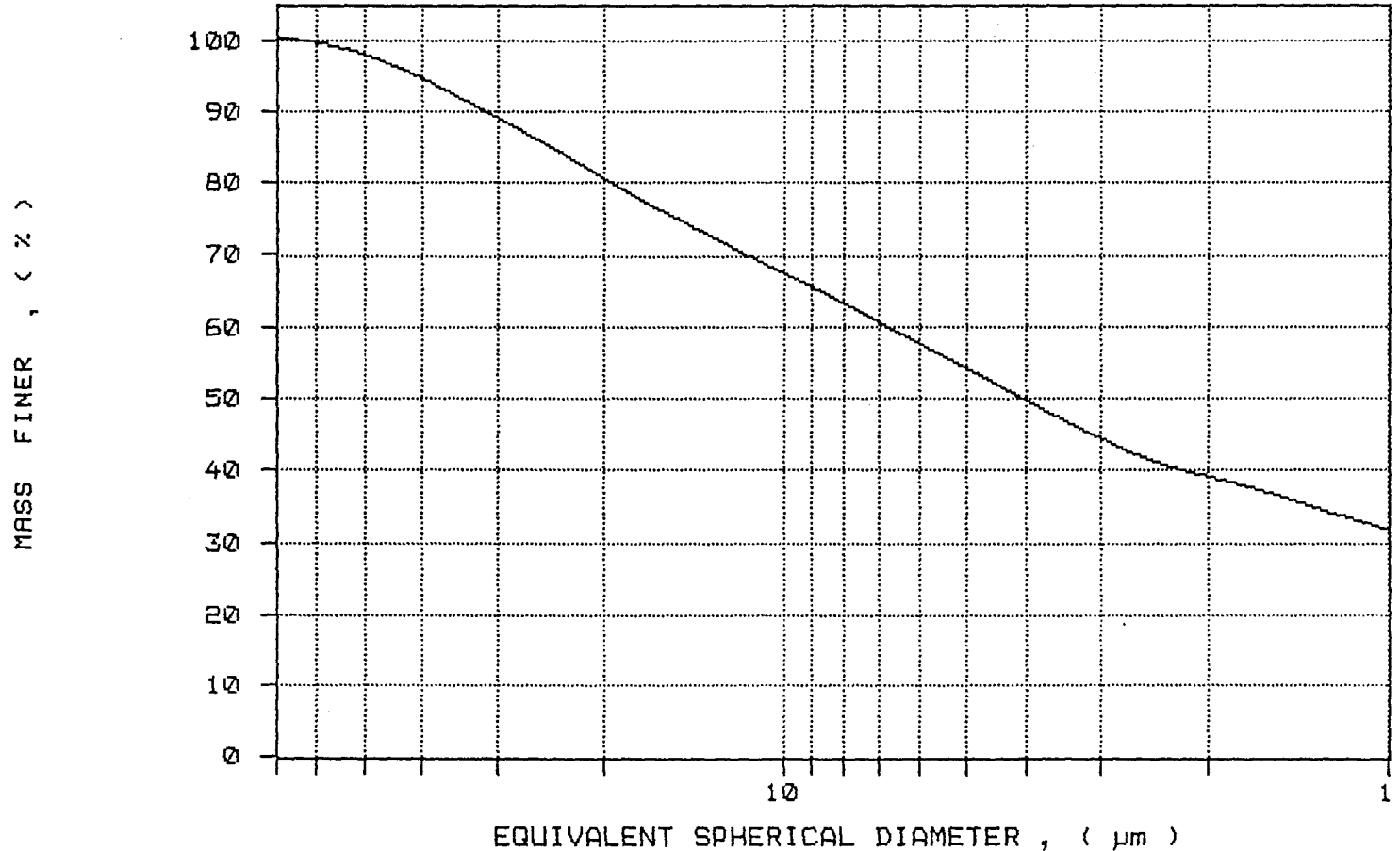
SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /137
SAMPLE ID: 910131 Ullensaker A.Misund
SUBMITTER: NGU
OPERATOR: N.M.
SAMPLE TYPE: silt / leire
LIQUID TYPE: Water
ANALYSIS TEMP: 35.4 deg C

RUN TYPE: Standard

UNIT NUMBER: 1
START 10:00:33 08/09/91
REPT 10:04:06 08/09/91
TOT RUN TIME 0:03:24
SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQ DENS: 0.9939 g/cc
LIQ VISC: 0.7161 cp

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 32 - 10 meter



Norges geologiske undersøkelse.

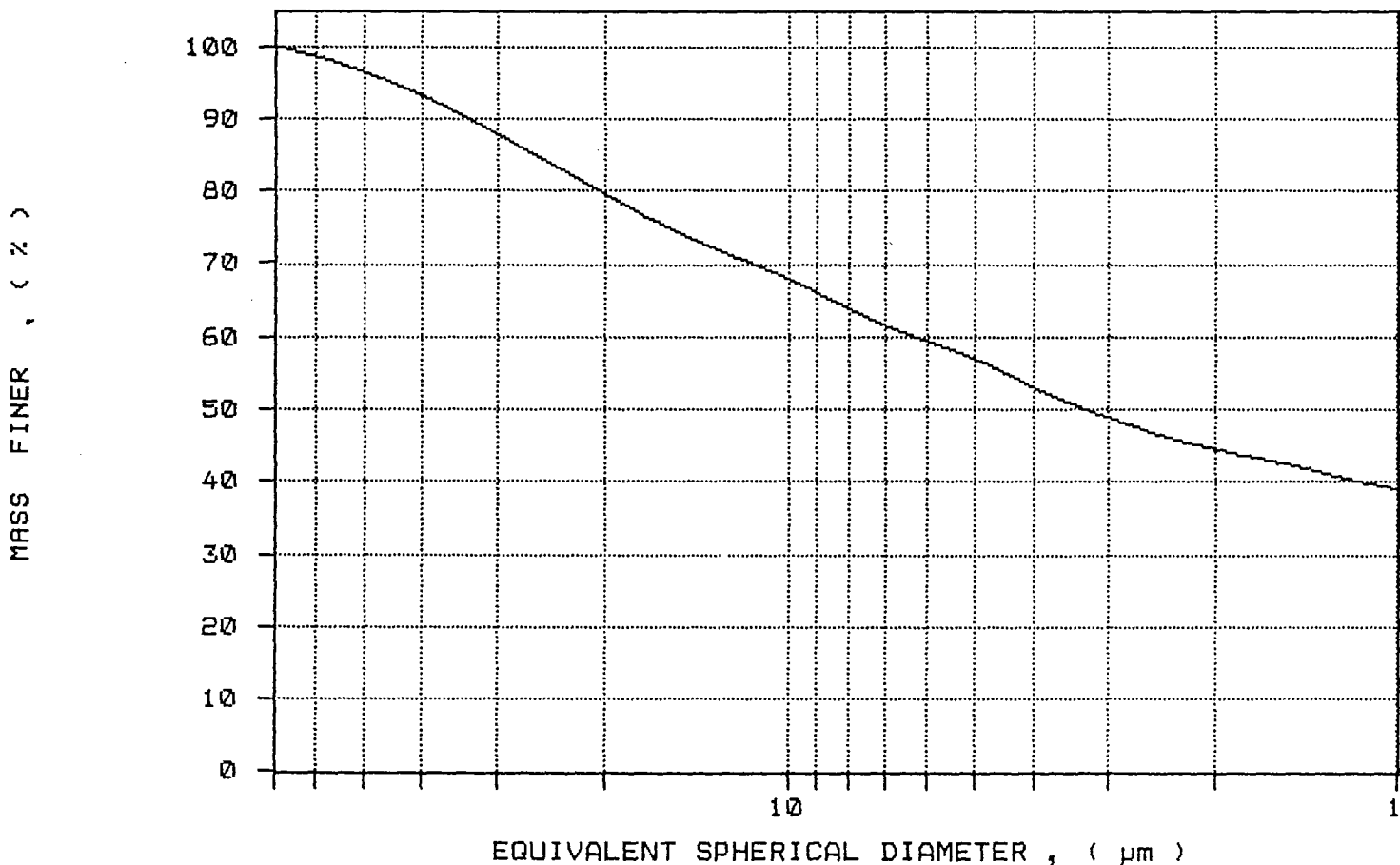
SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /138	UNIT NUMBER: 1
SAMPLE ID: 910135 Ullensaker A.Misund	START 10:22:29 08/09/91
SUBMITTER: NGU	REPR 10:26:01 08/09/91
OPERATOR: N.M.	TOT RUN TIME 0:03:23
SAMPLE TYPE: silt / leire	SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQUID TYPE: Water	LIQ DENS: 0.9939 g/cc
ANALYSIS TEMP: 35.5 deg C	RUN TYPE: Standard
	LIQ VISC: 0.7159 cp

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 35 - 8 meter



Vedlegg 1.20: Kornfordelingsanalyse (NGU)

Norges geologiske undersøkelse.

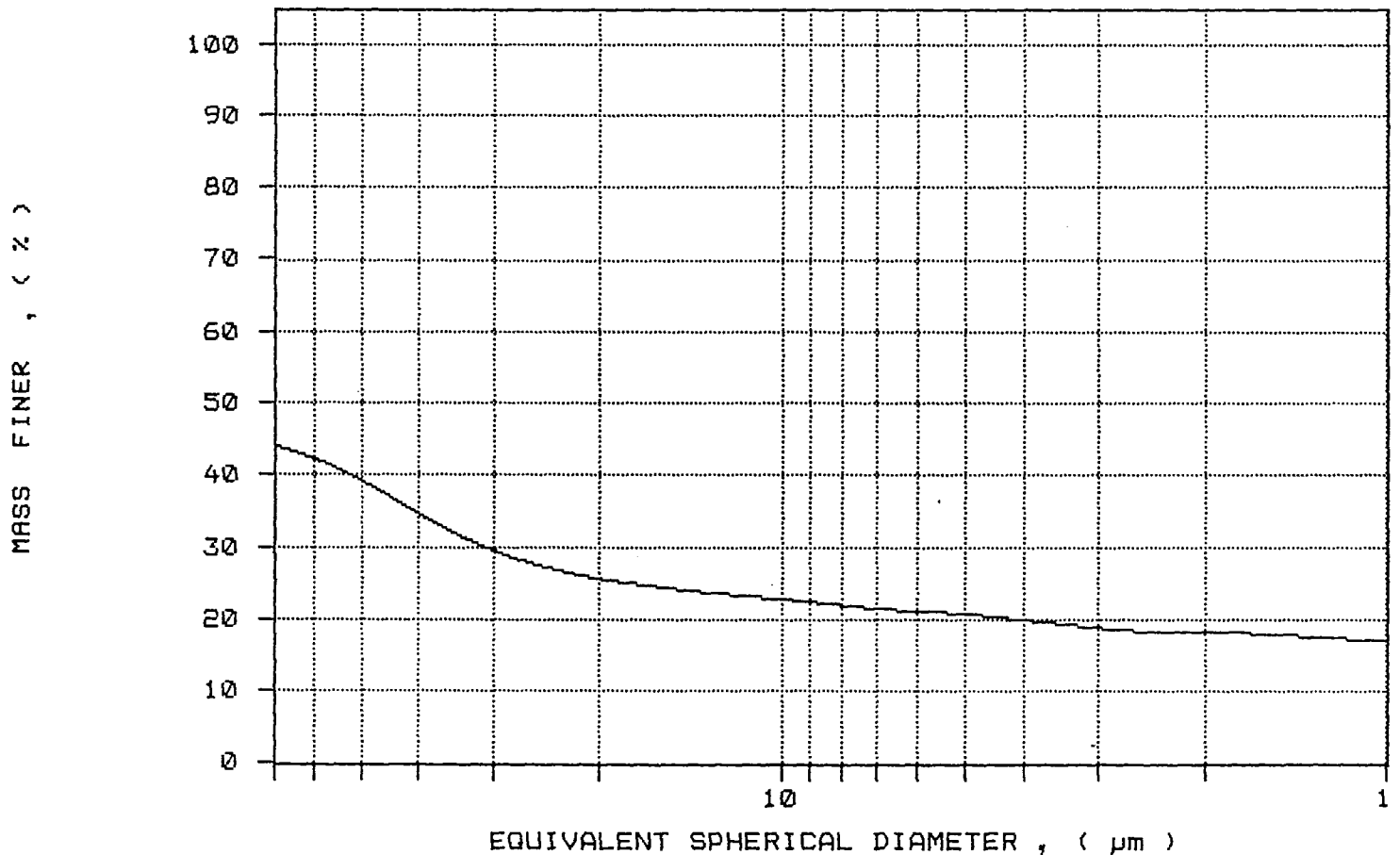
SediGraph 5100 V2.03

PAGE 2

SAMPLE DIRECTORY/NUMBER: DATA2 /141	UNIT NUMBER: 1
SAMPLE ID: 910177 Ullensaker A.Misund	START 13:29:24 08/09/91
SUBMITTER: NGU	REPRT 13:32:54 08/09/91
OPERATOR: N.M.	TOT RUN TIME 0:03:21
SAMPLE TYPE: silt / leire	SAM DENS: 2.7000 g/cc
LIQUID TYPE: Water	LIQ DENS: 0.9939 g/cc
ANALYSIS TEMP: 35.5 deg C	LIQ VISC: 0.7159 cp
RUN TYPE: Standard	

CUMULATIVE MASS PERCENT FINER VS. DIAMETER

Borhull 3 - 12 meter



GEORADAR - METODEBESKRIVELSE

Georadar er en elektromagnetisk målemetode som kan benyttes til undersøkelse av lagdeling og strukturer i grunnen. Med en spesiell antenne sendes elektromagnetiske bølgepulser ned i jorda. En del av bølgeenergien blir reflektert tilbake til overflaten når bølgepulsen treffer en grense som representerer en endring i mediets dielektriske egenskaper. Resten av energien vil fortsette nedover og det kan fås reflekterte signaler fra en rekke grenseflater. Refleksjonene kan registreres med en mottakerantenne på overflaten. De mottatte signaler overføres til en kontrollenhet for forsterkning (og digitalisering ved digital georadar). Signalene sendes derfra til skriver (ved analog georadar) eller PD (digital georadar). Fra en utskrift av et georadar-opptak kan toveis gangtid (t_{2v}) til de forskjellige reflektorene avleses. For å bestemme virkelig dyp til en reflektor må bølgehastigheten (v) i overliggende medium være kjent eller kunne bestemmes.

Bølgehastigheten kan bestemmes ved CMP-målinger ('common mid -point'). Slike målinger utføres ved å flytte sender- og mottakerantenne skrittvis og like langt ut til hver side fra et fast midtpunkt og registrere for hver ny posisjon. Refleksjoner vil da ideelt sett komme fra samme punkt på en reflektor som er planparallell med overflaten. Når antenneavstanden øker, vil reflekterte bølger få lenger gangvei og økning i gangtid. Denne økning i gangtid kan det ved digitale opptak kompenseres for ved å utføre NMO-korreksjon ('normal move-out'). Størrelsen på korreksjonen er avhengig av antenneavstand, toveis gangtid og bølgehastighet i materialet over reflektoren. Et CMP-opptak korrigeres med forskjellige hastigheter, og den hastighet som etter NMO-korreksjon gir best amplitude etter summering av trasene, angir radarbølgehastigheten i mediet.

Etter at hastigheten er bestemt kan dypet (d) beregnes etter uttrykket;

I vakuum er bølgehastigheten lik lyshastigheten: $c = 3.0 \cdot 10^8$ m/s. I alle andre media gjelder følgende relasjon;

hvor ϵ_r er det relative dielektrisitetsstallet. ϵ_r -verdien for et materiale vil derfor være en bestemmende faktor for beregning av dyp til reflektorer. I tabellen på neste side er det gitt en oversikt over erfaringstall for ϵ_r i en del materialtyper. Tabellen viser også hastigheter og ledningsevne i de samme media.

Dybderekkevidden for georadarmålinger er i stor grad avhengig av elektrisk ledningsevne i

Vedlegg 2.2: Georadar - metodebeskrivelse (NGU)

grunnen og av den utsendte antennefrekvens. Både økende ledningsevne og en økning i antennefrekvens vil føre til hurtigere demping av bølgepulser og dermed minkende penetrasjon. I godt ledende materiale som marin silt og leire vil penetrasjonen være helt ubetydelig. I dårlig ledende materiale som f.eks. tørr sand, kan det forventes en dybderekkevidde på flere titalls meter når det benyttes en lavfrekvent antenne (f.eks. 50 eller 100 Mhz). For grunnere undersøkelser vil en mer høyfrekvent antenne gi bedre vertikal oppløsning.

Nedenfor følger en tabell over relativt dielektrisitetstall, radarbølge-hastigheter og ledningsevne i vanlige materialtyper.

<u>Medium</u>	<u>ϵ_r</u>	<u>v (m/ns)</u>	<u>ledningsevne (mS/m)</u>
Luft	1	0.3	0
Ferskvann	81	0.033	0.1
Sjøvann	81	0.033	1000
Leire	5-40	0.05-0.13	1-300
Tørr sand	5-10	0.09-0.14	0.01
Vannmettet sand	15-20	0.07-0.08	0.03-0.3
Silt	5-30	0.05-0.13	1-100
Fjell	5-8	0.10-0.13	0.01-1

Vedlegg 3.1: Vannstandsmålinger (NGU)

TRANDUM MILITÆRLEIR

MÅLINGER AV GRUNNVANNSTAND (Alle høydene er i meter over havet)

PEILERØR	DATO			NIVELLEMENT
	22-May-91	25-Jun-91	23-Jul-91	
3	181.88	182.67	182.94	193.57
4	181.01	180.91	180.85	193.28
21	180.32	180.24	xx	206.94
22	181.88	181.78	181.72	198.53
23	x	178.77	178.71	191.1
24	181.86	181.79	181.74	207.42
25	180.66	180.56	180.51	193.8
26	x	182.52	182.78	209.04
31	177.93	177.89	177.92	210.06
32	180.03	180.01	179.97	189.55
34	xx	180.22	180.16	185.6
35	180.02	180.01	179.94	187.1
36	179.21	179.15	179.13	195.69
41	173.17	173.18	xx	174.32
42	172.23	172.35	xx	173.7
43	171.52	171.34	171.5	185.52
51	175.81	175.78	175.76	209.58

x : Ikke nedsatt peilerør pr. 22. mai

xx : Ikke foretatt vannstandsmålinger

TRANDUM MILITÆRLEIR

BEREGNING AV HYDRAULISKE PARAMETRE PÅ GRUNNLAG AV KORNFORDELINGSANALYSER.

PROFIL A - A'

Brønn	d20	d60	u	C	K-verdi Beyer	Porøsitet			Gradient i	Nettohastighet	
						n	SO	no		m/s	m/d
24-18	0.29	0.64	2.2	0.01	0.00084	0.35	0.92	0.32	0.013	0.000034	2.9
25-14	0.09	1.3	14.4	0.007	0.000057	0.28	0.8	0.22	0.013	3.4E-06	0.29
21-26	0.086	0.2	2.3	0.01	0.000074	0.35	0.8	0.28	0.013	3.4E-06	0.29
51-33	0.155	0.47	3	0.0095	0.00023	0.33	0.89	0.29	0.017	0.000013	1.16
43-18	0.22	0.47	2.1	0.01	0.00048	0.35	0.9	0.32	0.025	0.000038	3.24
44-18	0.28	0.8	2.9	0.0095	0.00074	0.34	0.92	0.31			

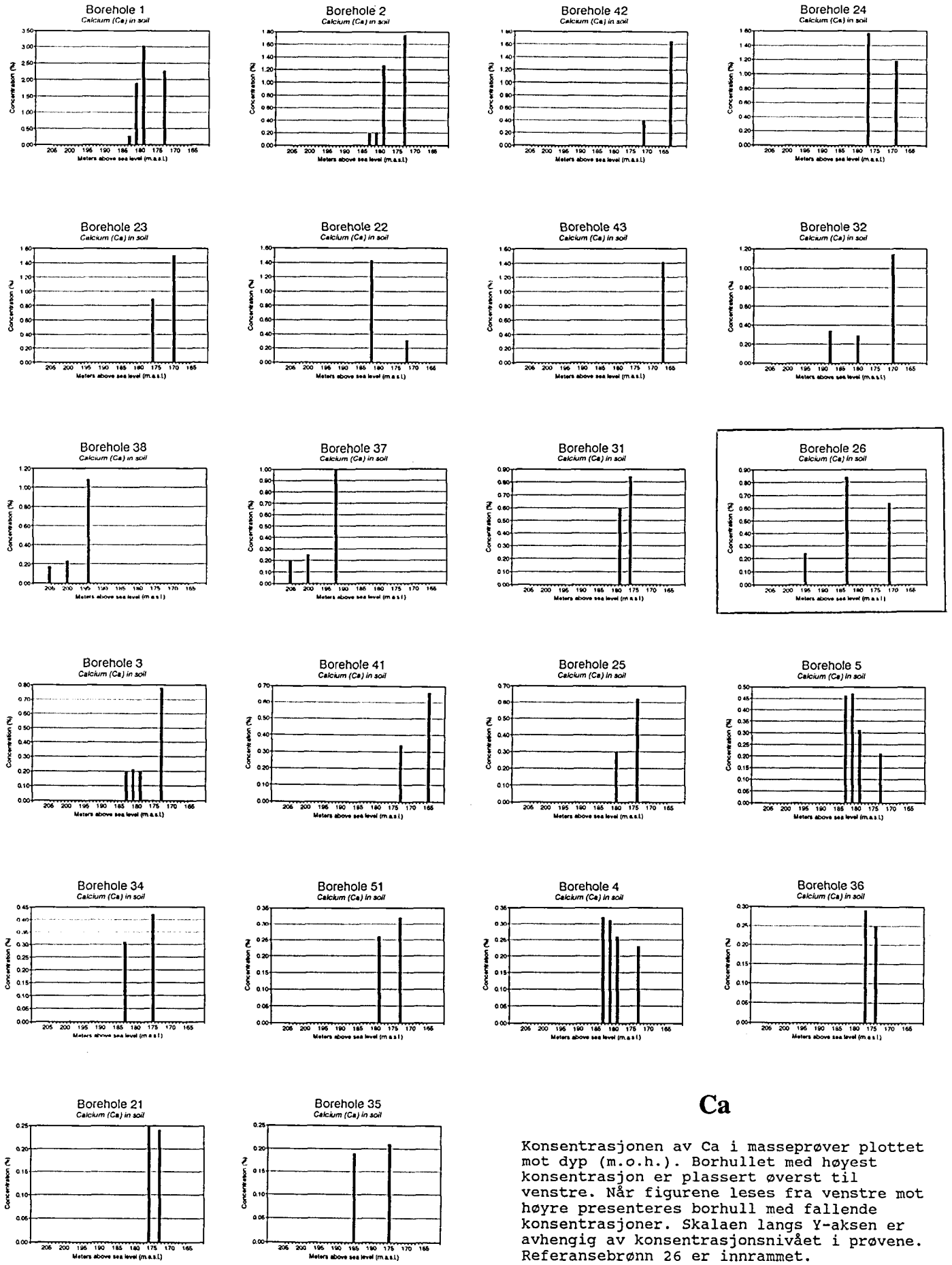
PROFIL B - B'

Brønn	d20	d60	u	C	K-verdi Beyer	Porøsitet			Gradient i	Nettohastighet	
						n	SO	no		m/s	m/d
34-6	0.27	3.8	14	0.007	0.00051	0.28	0.9	0.25	0.007	0.000016	1.39
32-10	0.125	0.7	5.6	0.0085	0.00013	0.31	0.85	0.26	0.013	6.5E-06	0.56
31-33	0.036	0.140	4	0.009	0.000012	0.32	0.63	0.2	0.024	1.4E-06	0.12
43-18	0.22	0.47	2.1	0.01	0.00048	0.35	0.9	0.32	0.025		
44-18	0.28	0.8	2.9	0.0095	0.00074	0.34	0.92	0.31			

PROFIL C - C'

Brønn	d20	d60	u	C	K-verdi Beyer	Porøsitet			Gradient i	Nettohastighet	
						n	SO	no		m/s	m/d
3-12	0.004	0.095	23.7	0.0065	1.00E-07	0.28	0.1	0.028	0.013	4.6E-08	0.004
3-20	0.43	5.5	12.8	0.0072	0.0013	0.29	0.92	0.27	0.013	0.000063	5.4
25-14	0.09	1.3	14.4	0.007	0.000057	0.28	0.8	0.22	0.013	3.4E-06	0.29
23-15	1.3	7.5	5.8	0.0083	0.014	0.31	0.95	0.29	0.013	0.00062	54
23-21	0.032	0.45	14	0.007	7.20E-06	0.28	0.55	0.15	0.013	6.2E-07	0.05
4-14	0.1	0.44	4.4	0.0085	0.000085	0.32	0.83	0.27	0.013	4.1E-06	0.35

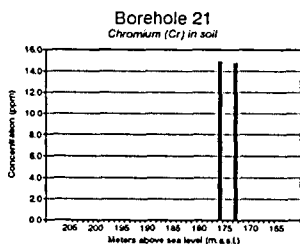
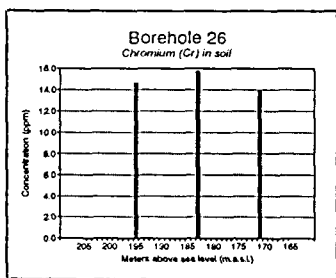
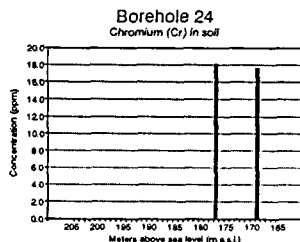
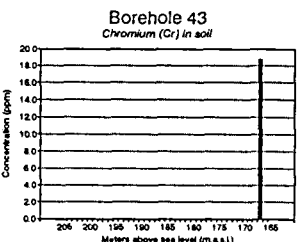
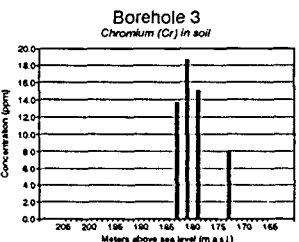
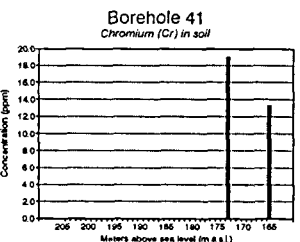
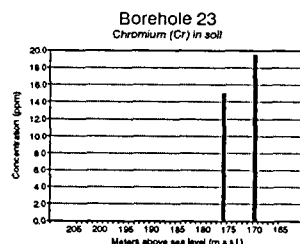
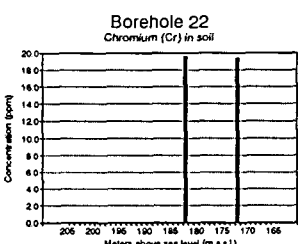
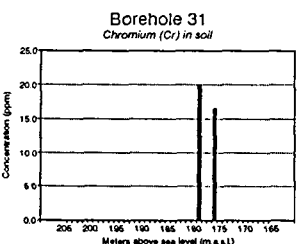
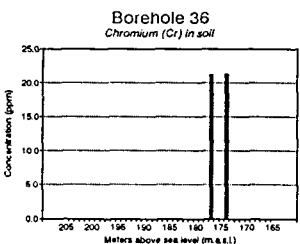
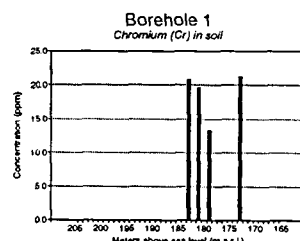
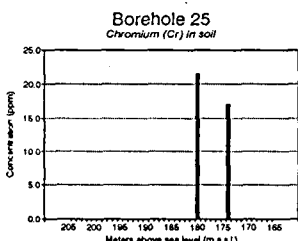
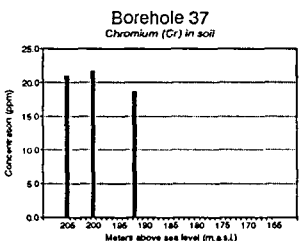
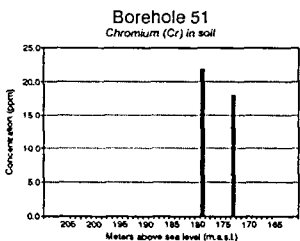
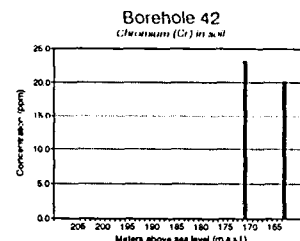
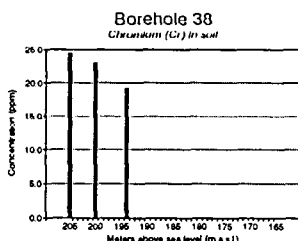
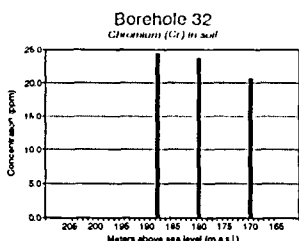
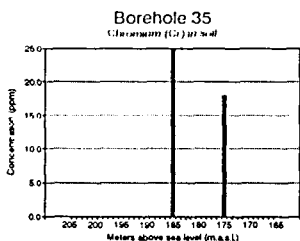
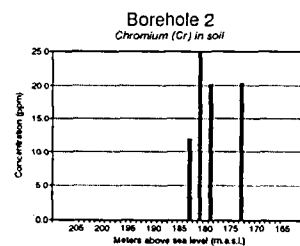
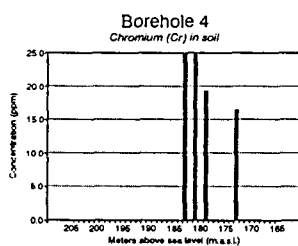
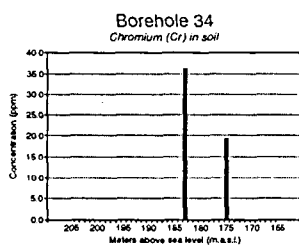
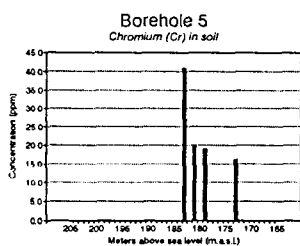
Vedlegg 4.1: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Ca

Konsentrasjonen av Ca i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

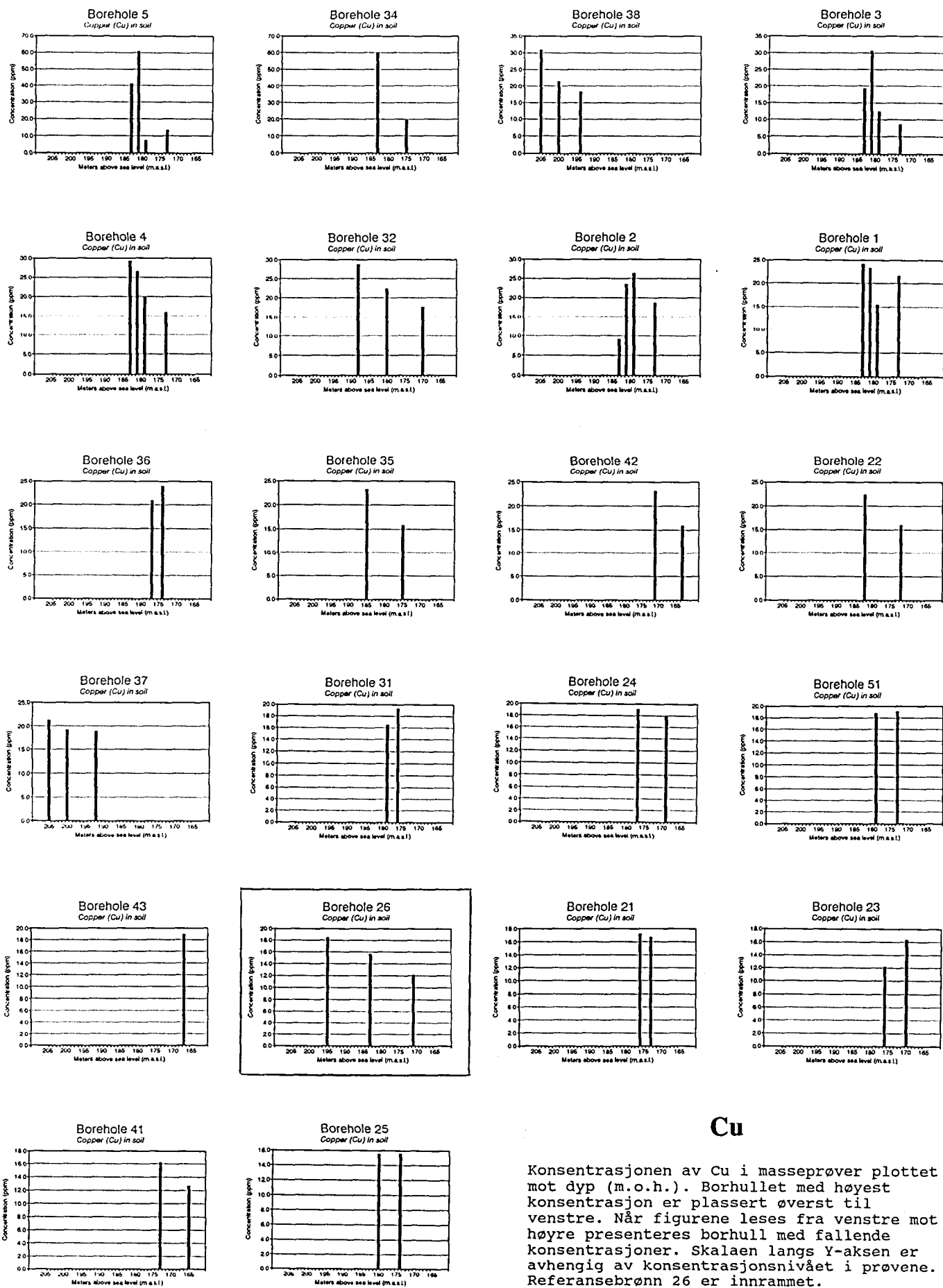
Vedlegg 4.2: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Cr

Konsentrasjonen av Cr i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

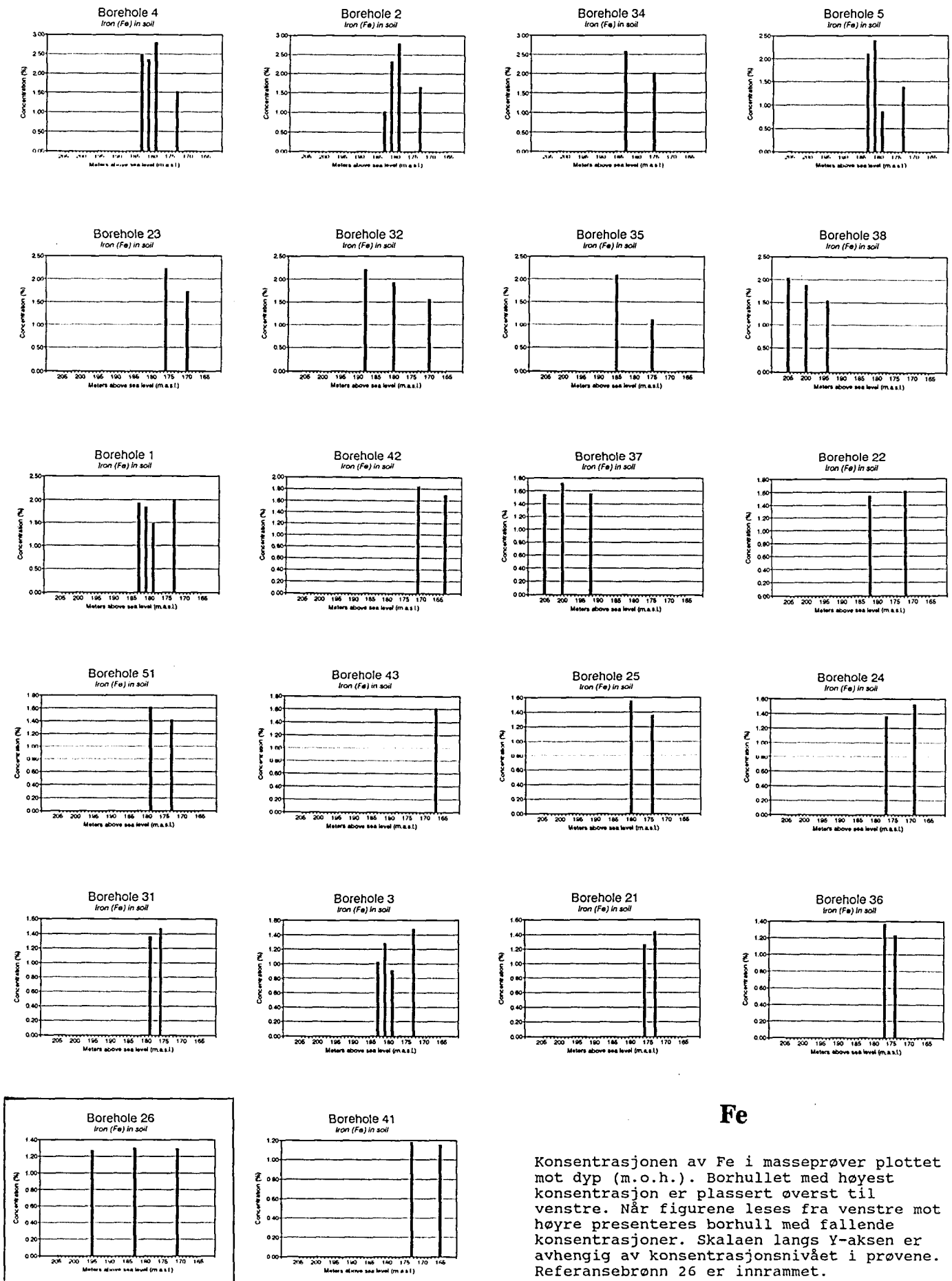
Vedlegg 4.3: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Cu

Konsentrasjonen av Cu i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

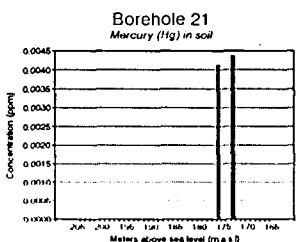
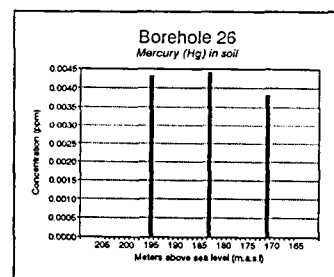
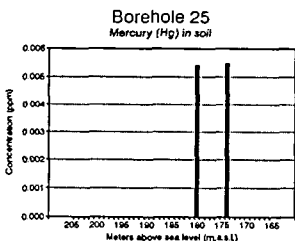
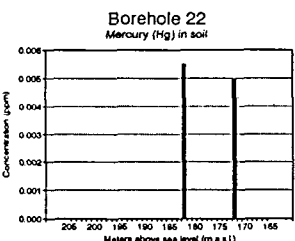
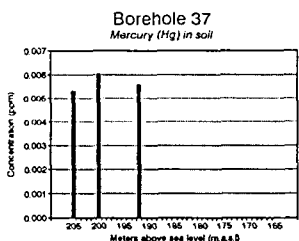
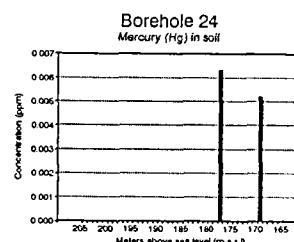
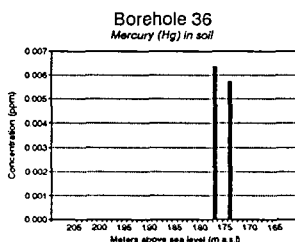
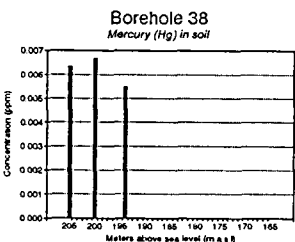
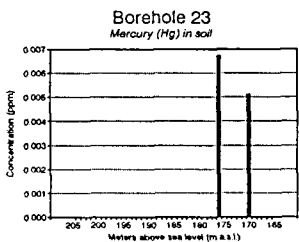
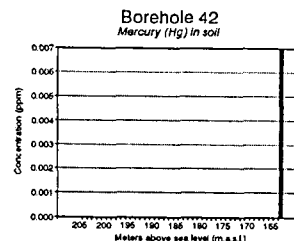
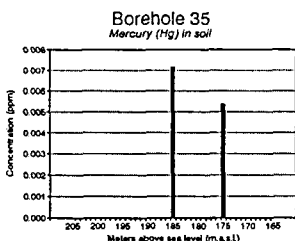
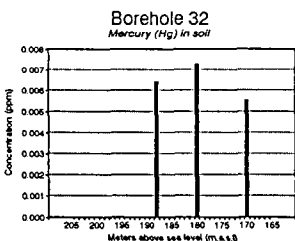
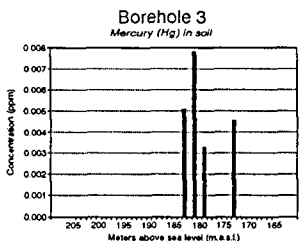
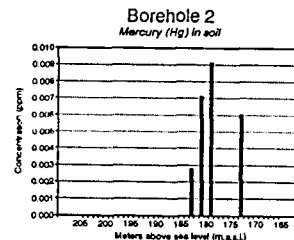
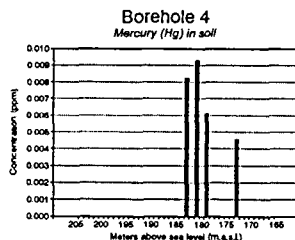
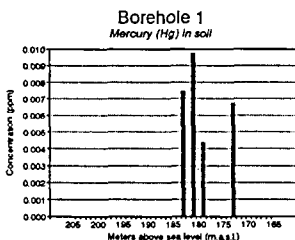
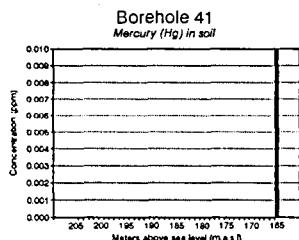
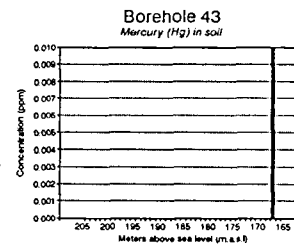
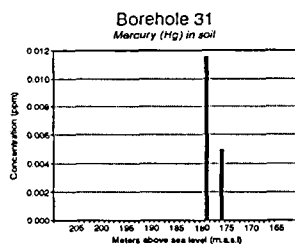
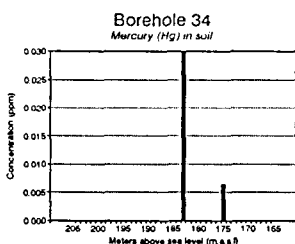
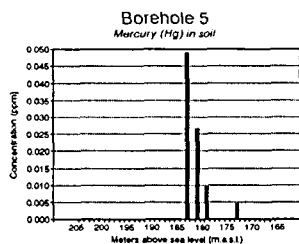
Vedlegg 4.4: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Fe

Konsentrasjonen av Fe i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

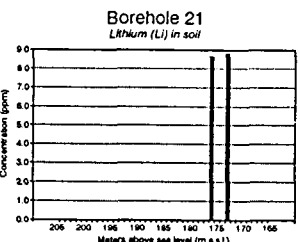
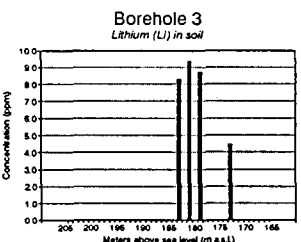
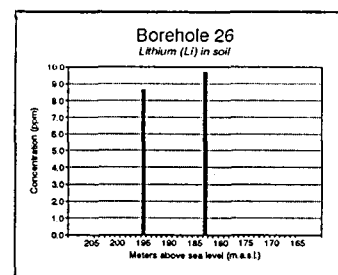
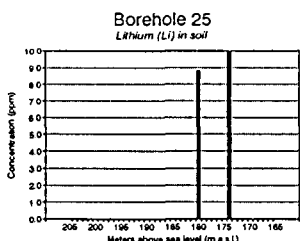
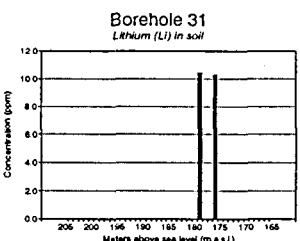
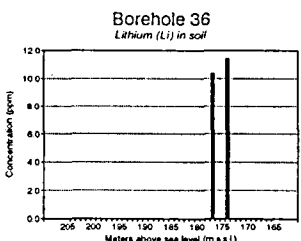
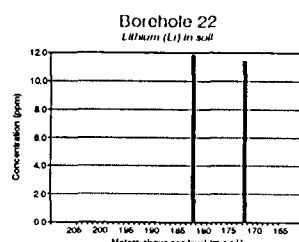
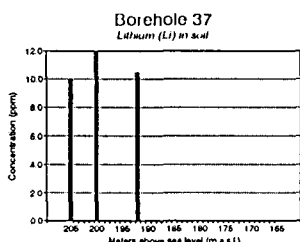
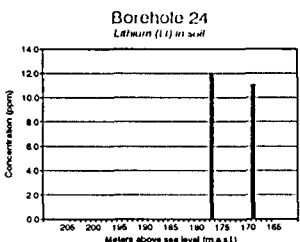
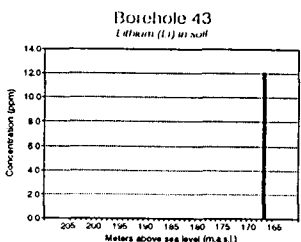
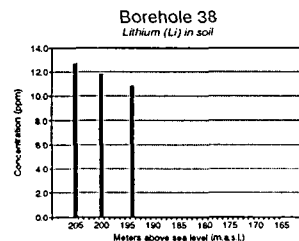
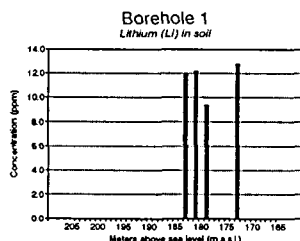
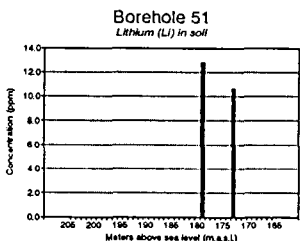
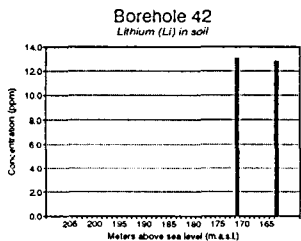
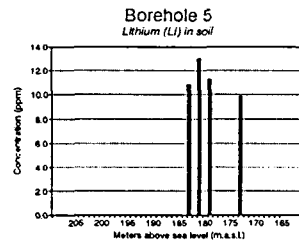
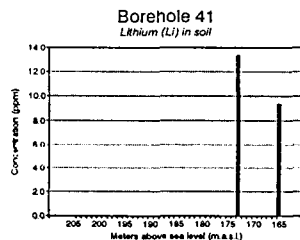
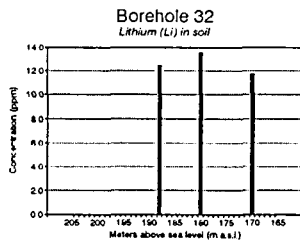
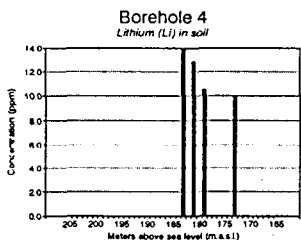
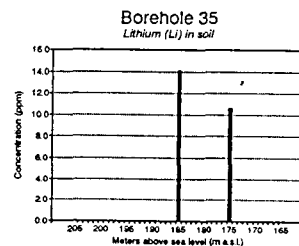
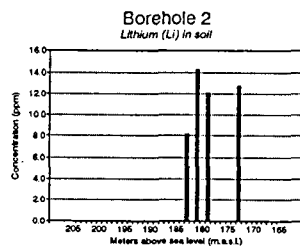
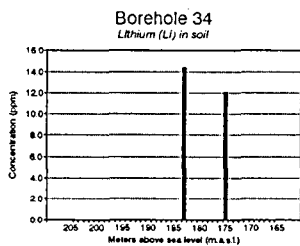
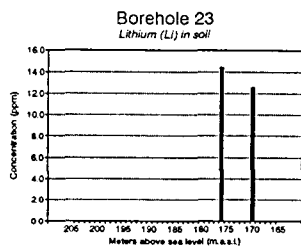
Vedlegg 4.5: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Hg

Konsentrasjonen av Hg i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

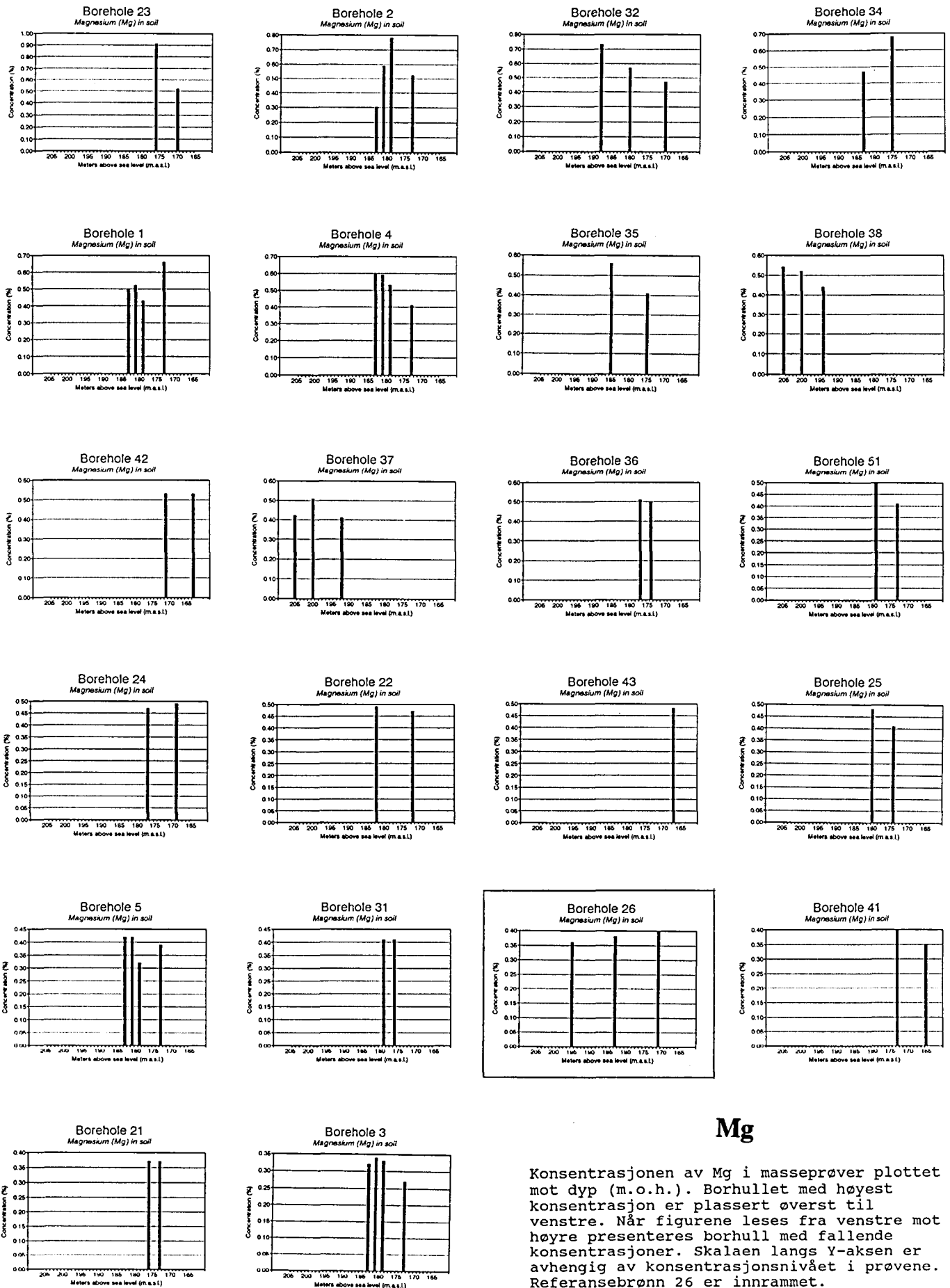
Vedlegg 4.6: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Li

Konsentrasjonen av Li i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

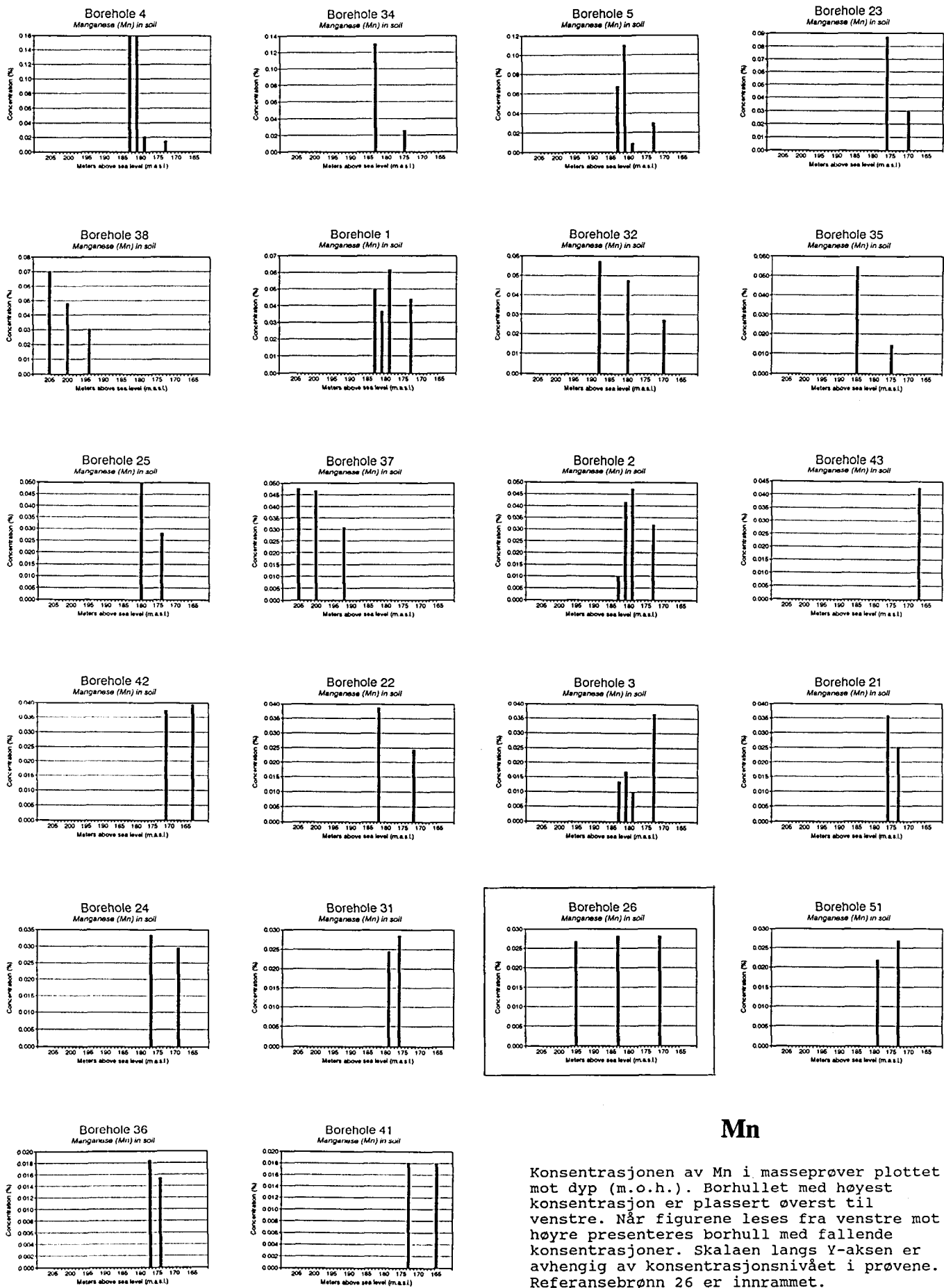
Vedlegg 4.7: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Mg

Konsentrasjonen av Mg i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

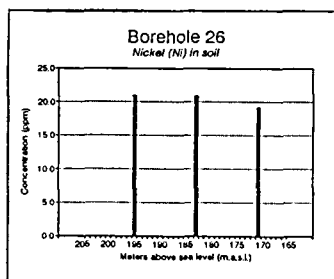
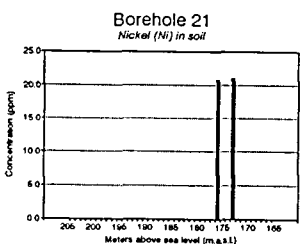
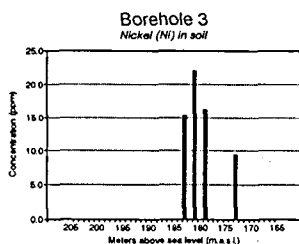
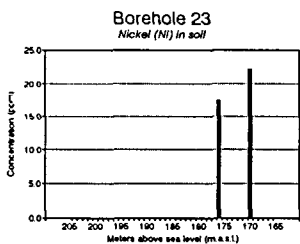
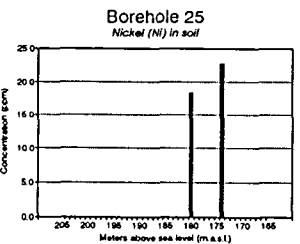
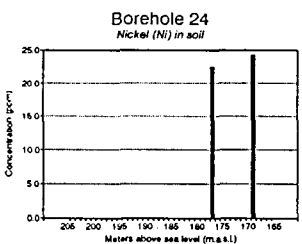
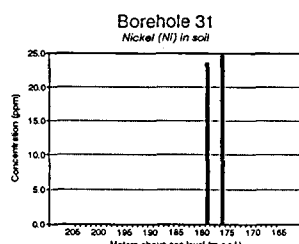
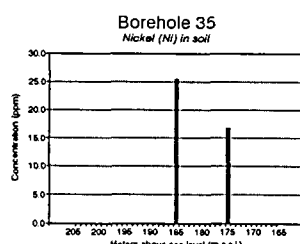
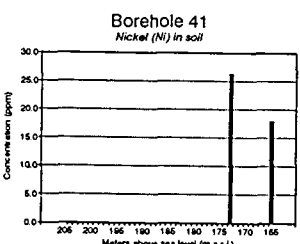
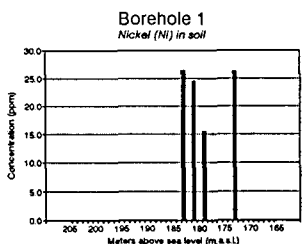
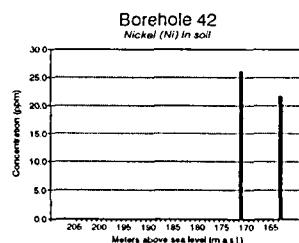
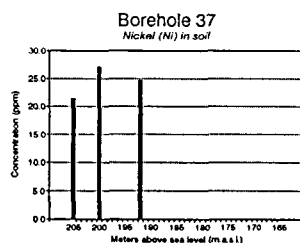
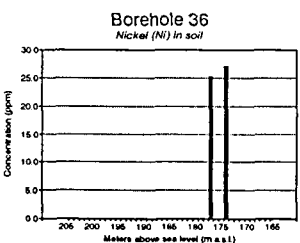
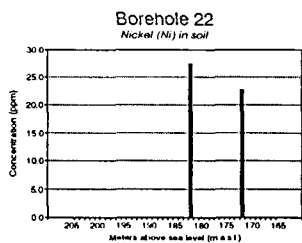
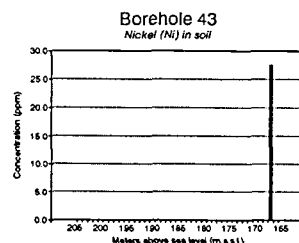
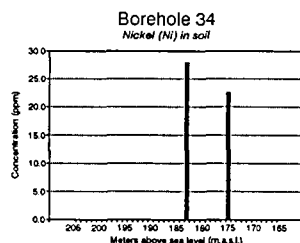
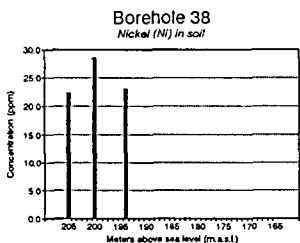
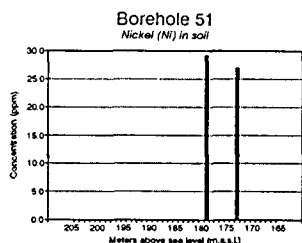
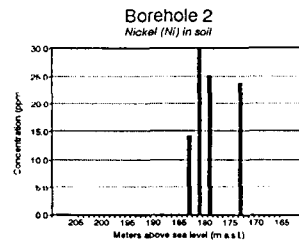
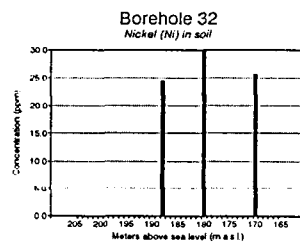
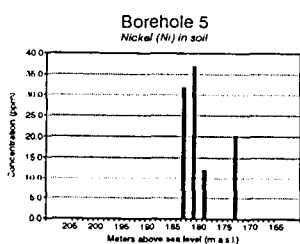
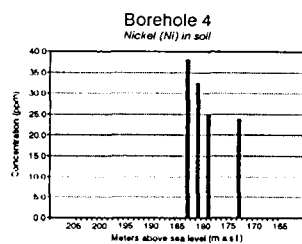
Vedlegg 4.8: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Mn

Konsentrasjonen av Mn i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

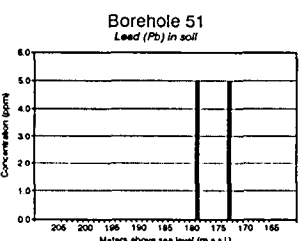
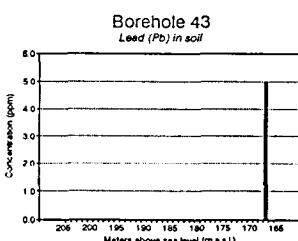
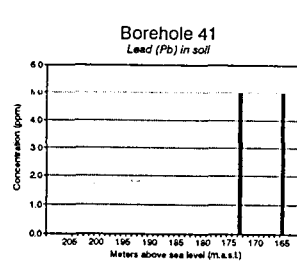
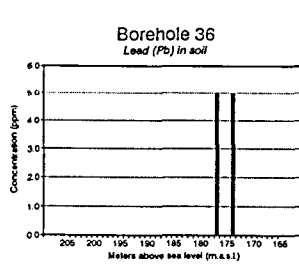
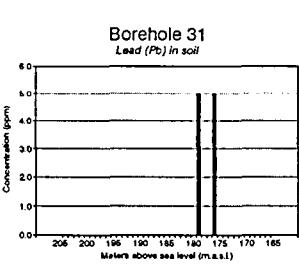
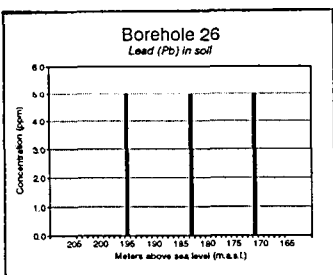
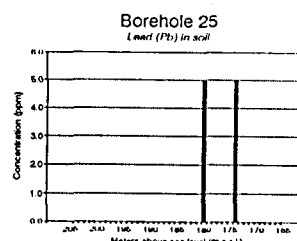
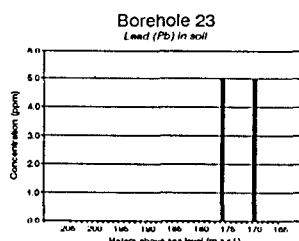
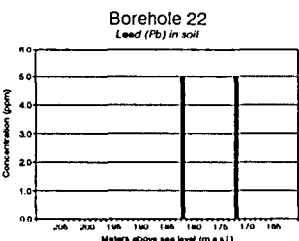
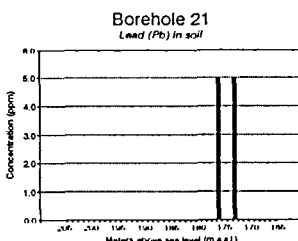
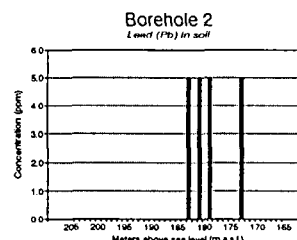
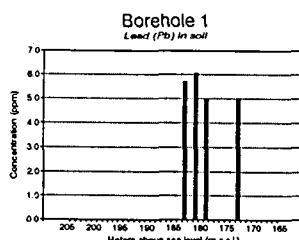
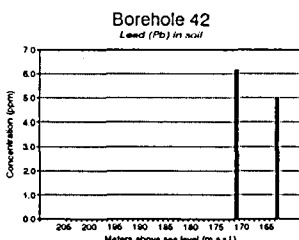
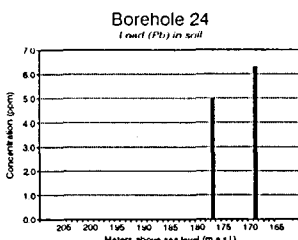
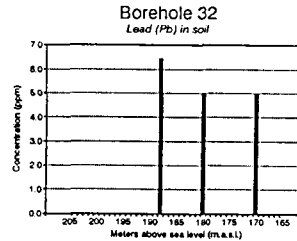
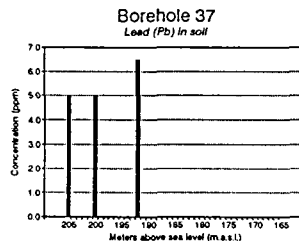
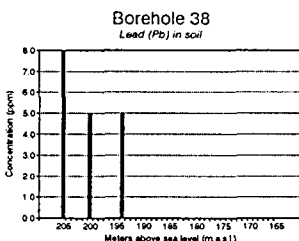
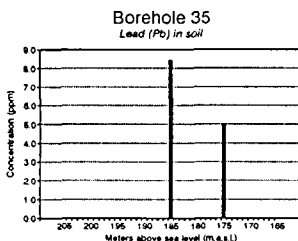
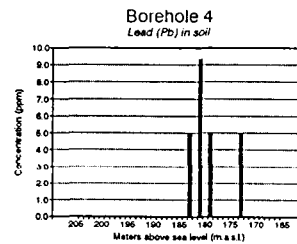
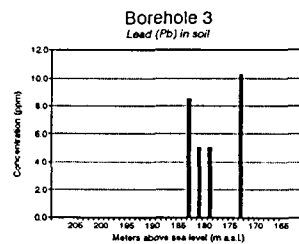
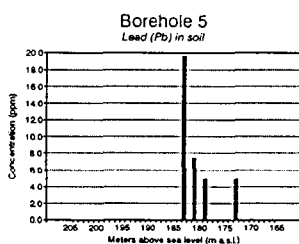
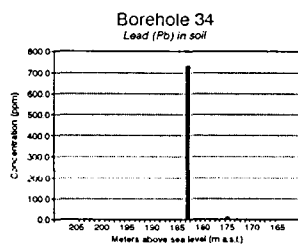
Vedlegg 4.9: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Ni

Konsentrasjonen av Ni i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

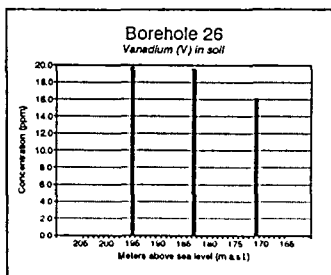
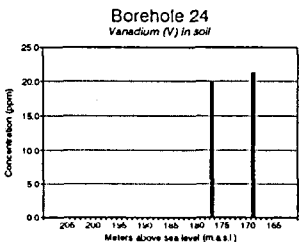
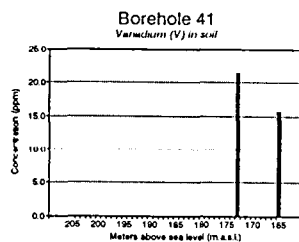
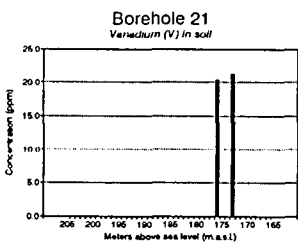
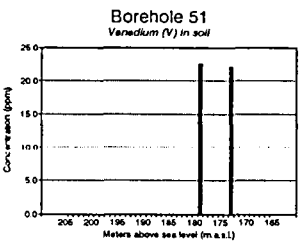
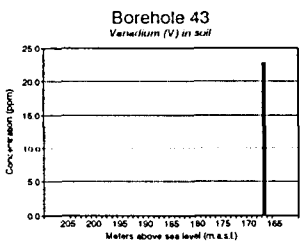
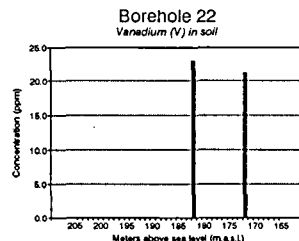
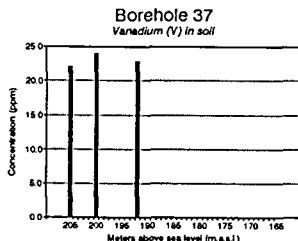
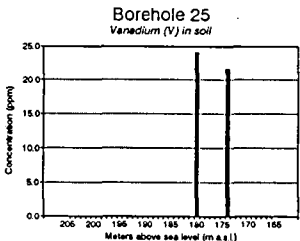
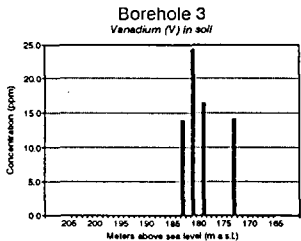
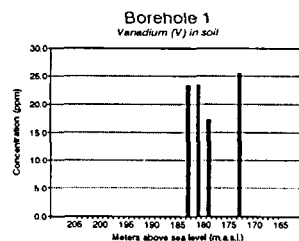
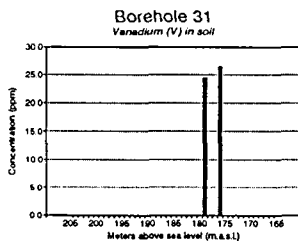
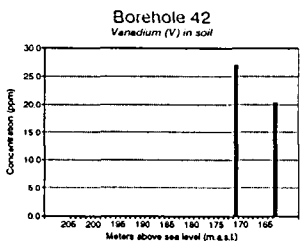
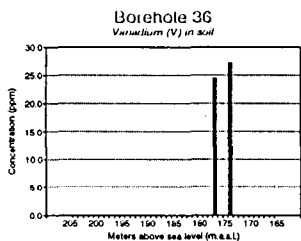
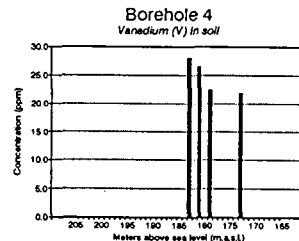
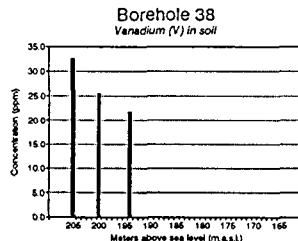
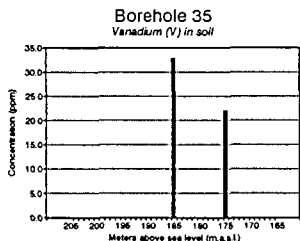
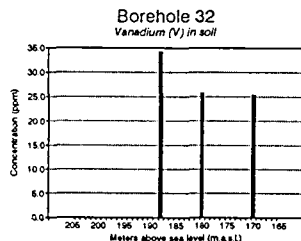
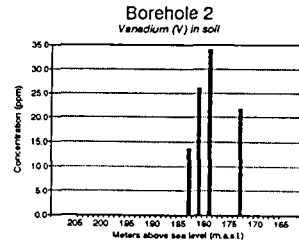
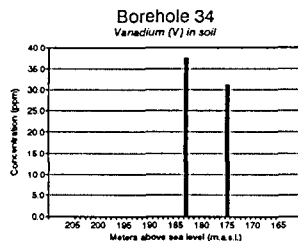
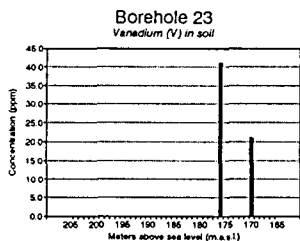
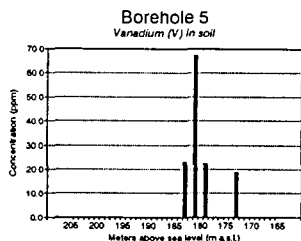
Vedlegg 4.10: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Pb

Konsentrasjonen av Pb i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borehullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borehull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

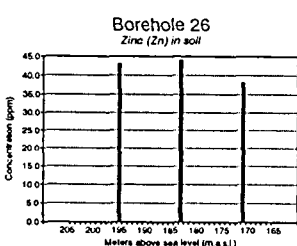
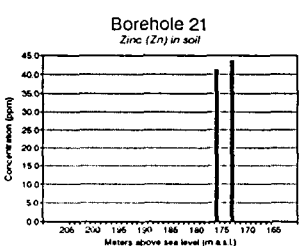
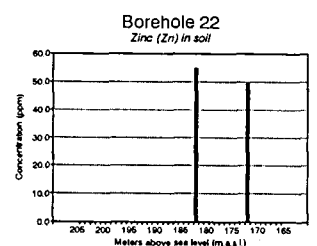
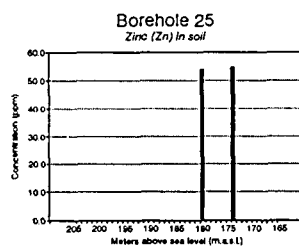
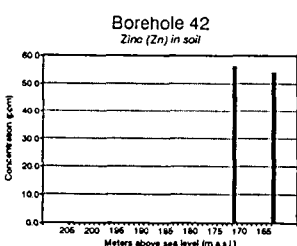
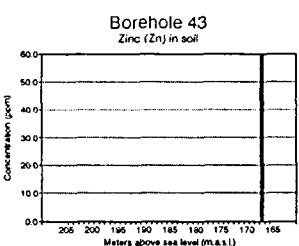
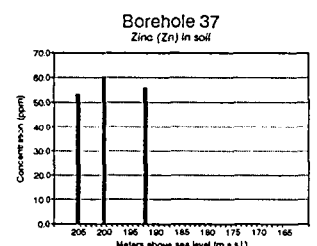
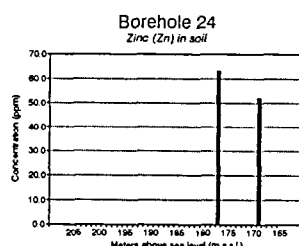
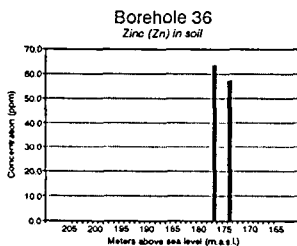
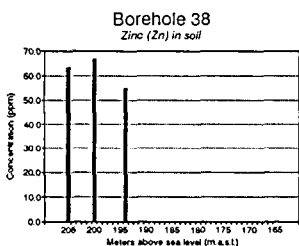
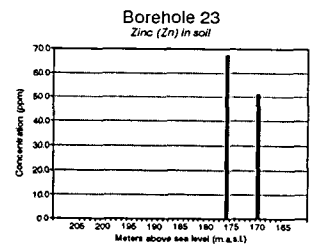
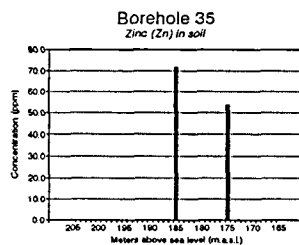
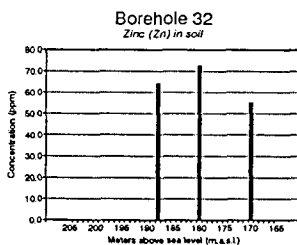
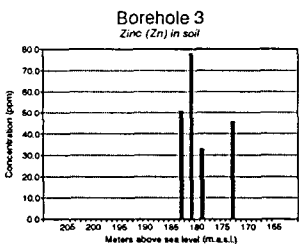
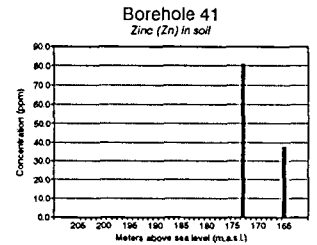
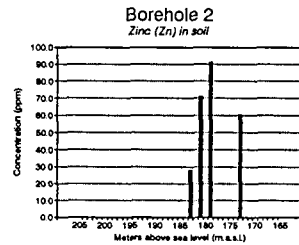
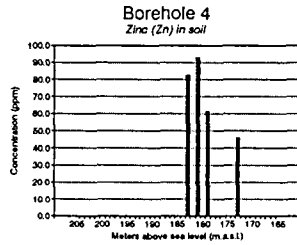
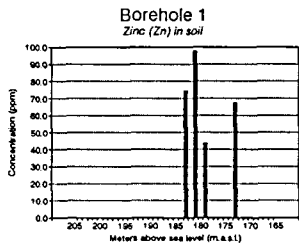
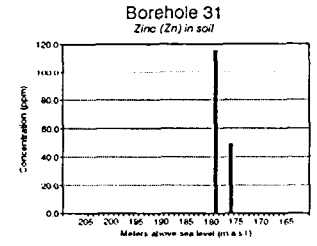
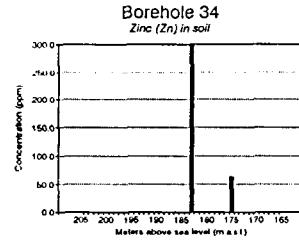
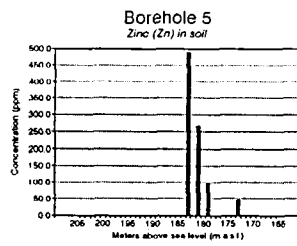
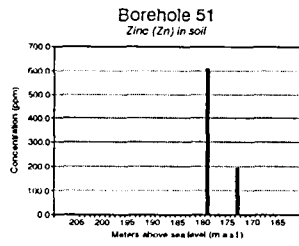
Vedlegg 4.11: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



V

Konsentrasjonen av V i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

Vedlegg 4.12: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)



Zn

Konsentrasjonen av Zn i masseprøver plottet mot dyp (m.o.h.). Borhullet med høyest konsentrasjon er plassert øverst til venstre. Når figurene leses fra venstre mot høyre presenteres borhull med fallende konsentrasjoner. Skalaen langs Y-aksen er avhengig av konsentrasjonsnivået i prøvene. Referansebrønn 26 er innrammet.

Vedlegg 4.13: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Norges Geologiske Undersøkelse

OPPDRAG NR 125/91
DATO 3.JUL 1991

Intern

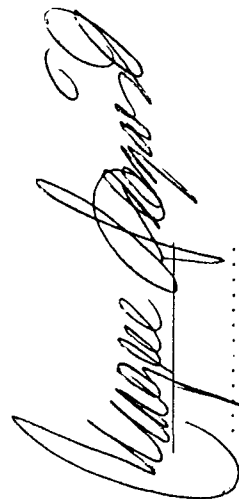
A N A L Y S E R A P P O R T
fra

NGU - KJEMISK AVD.

Til NGU LØSMASSEAVD. V/O.M.SÆTHER

På vedlagte EDB-utskrift
følger resultatene av utført
analyseoppdrag

KJEMISK AVDELING
.....
seksjonsleder



Vedlegg 4.14: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

3. JUL 1991

Side 1

ANALYSE-RAPPORT.

Norges Geologiske Undersøkelse.

Prosjektnr: 63.2563.06 Oppdragsnr: 125/91

Oppdragsgiver: NGU LØSMASSEAVD. V/O.M.SÆTHER

Instrument: PLASMA

	Si	Al	Fe	Ti	Mg	Ca	Na	K	Mn	P
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Nedre grense	2.0	2.0	1.0	.5	5.0	5.0	1.0	20.0	.2	10.0
	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	V	Mo	Cd	Cr	Ba
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Nedre grense	.2	.2	5.0	2.0	1.0	1.0	2.0	2.0	1.0	.2
	Sr	Zr	Ag	B	Be	Li	Sc	Ce	La	
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	
Nedre grense	.2	1.0	1.0	1.0	.5	.5	.5	3.0	.5	

Ovennevnte grenser er deteksjonsgrenser målt på analyseprogrammets 'blank', multiplisert med 100 (tynningsfaktor for de fleste prøvetyper). For avvikende tynningsfaktor omregnes grensene. For prøver med høyere bakgrunnsnivå vil grensene kunne bli betydelig høyere enn de angitte.

Disse data er lagret i % på NGU's data-anlegg på filen A12591.BRK.KJAN
 Provenavnet kan leses som heltall, høyrejustert fra kolonne 7 med 8. kolonne
 til å markere A-e1. B-prøver dvs (17,A1,29(A1,F12.8))
 Format : (A8,29(A1,F12.8))

Vedlegg 4.15: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

3. JUL 1991

Side 2

Prosjektnr:	Oppdragsnr: 125/91						
	21-29m	21-32m	26-12m	26-24m	26-36m	36-18m	36-21m
Si	173.1 ppm	165.4 ppm	100.3 ppm	137.0 ppm	114.4 ppm	111.8 ppm	110.5 ppm
Al	1.67%	1.67%	.66%	.70%	.66%	.86%	.85%
Fe	1.26%	1.44%	1.27%	1.30%	1.29%	1.37%	1.23%
Ti	337.3 ppm	326.2 ppm	318.7 ppm	309.8 ppm	274.4 ppm	444.8 ppm	320.9 ppm
Mg	.37%	.37%	.36%	.38%	.40%	.51%	.50%
Ca	187.9 ppm	186.0 ppm	180.5 ppm	194.8 ppm	186.4 ppm	193.0 ppm	204.0 ppm
Na	.16%	.16%	.16%	.17%	.17%	.18%	.18%
K	359.2 ppm	250.2 ppm	266.6 ppm	281.7 ppm	280.7 ppm	184.0 ppm	153.6 ppm
Mn	481.8 ppm	498.9 ppm	463.4 ppm	430.0 ppm	420.6 ppm	564.4 ppm	510.3 ppm
P	17.2 ppm	16.7 ppm	18.4 ppm	15.6 ppm	12.1 ppm	20.9 ppm	23.9 ppm
Cu	41.2 ppm	43.7 ppm	43.1 ppm	44.1 ppm	38.1 ppm	63.5 ppm	57.3 ppm
Zn	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm
Pb	20.8 ppm	21.0 ppm	20.9 ppm	20.9 ppm	19.2 ppm	25.2 ppm	27.2 ppm
Ni	6.2 ppm	6.5 ppm	6.6 ppm	6.7 ppm	6.6 ppm	8.2 ppm	9.1 ppm
Co	20.3 ppm	21.2 ppm	19.7 ppm	19.6 ppm	16.1 ppm	24.5 ppm	27.2 ppm
V	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Mo	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cd	14.8 ppm	14.7 ppm	14.6 ppm	15.7 ppm	13.9 ppm	21.2 ppm	21.3 ppm
Cr	88.1 ppm	79.9 ppm	67.9 ppm	99.9 ppm	80.0 ppm	67.5 ppm	67.4 ppm
Ba	18.0 ppm	16.4 ppm	17.7 ppm	33.5 ppm	30.5 ppm	18.7 ppm	16.6 ppm
Sr	9.5 ppm	9.8 ppm	8.9 ppm	9.9 ppm	8.4 ppm	7.9 ppm	8.5 ppm
Zr	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm
Ag	4.0 ppm	4.7 ppm	4.6 ppm	3.7 ppm	3.2 ppm	3.7 ppm	3.7 ppm
B	8.6 ppm	8.6 ppm	8.5 ppm	9.7 ppm	9.3 ppm	10.4 ppm	11.4 ppm
Be	1.8 ppm	1.8 ppm	1.8 ppm	1.9 ppm	1.6 ppm	2.7 ppm	2.6 ppm
Li	26.5 ppm	27.0 ppm	28.8 ppm	27.5 ppm	27.9 ppm	34.1 ppm	32.4 ppm
Sc	14.7 ppm	14.9 ppm	15.1 ppm	15.0 ppm	14.7 ppm	17.8 ppm	16.6 ppm

Vedlegg 4.16: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Norges Geologiske Undersøkelse

OPPDRAG NR 88/91
DATO 1.JUL 1991

Intern

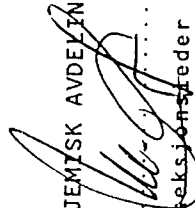
A N A L Y S E R A P P O R T
fra

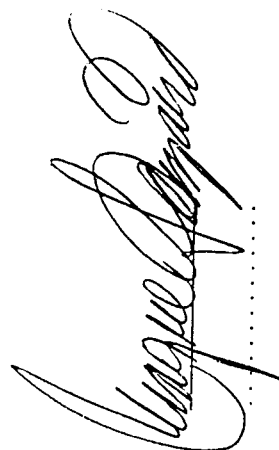
NGU - KJEMISK AVD.

Til NGU LØSMASSEAVD. V/O.M.SÆTHER

På vedlagte EDB-utskrift
følger resultatene av utført
analyseoppdrag

KJEMISK AVDELING


Seksjonsleder


.....

Vedlegg 4.17: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

1. JUL 1991

Side 1

ANALYSE-RAPPORT.

Norges Geologiske Undersøkelse.

Prosjektnr: 63.2563.04

Oppdragsnr: 88/91

Oppdragsgiver: NGU LØSMASSEAVD. V/O.M.SÆTHER

Instrument: PLASMA

	Si	Al	Fe	Ti	Mg	Ca	Na	K	Mn	P
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Nedre grense	2.0	2.0	1.0	.5	5.0	5.0	1.0	20.0	.2	10.0
	Cu	Zn	Pb	Ni	Co	V	Mo	Cd	Cr	Ba
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Nedre grense	.2	.2	5.0	2.0	1.0	1.0	2.0	2.0	1.0	.2
	Sr	Zr	Ag	B	Be	Li	Sc	Ce	La	
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	
Nedre grense	.2	1.0	1.0	1.0	.5	.5	.5	3.0	.5	

Ovennevnte grenser er deteksjonsgrenser målt på analyseprogrammets 'blank', multiplisert med 100 (tynningsfaktor for de fleste prøvetyper) for avvikende tynningsfaktor omregnes grensene. For prøver med høyere bakgrunnsnivå vil grensene kunne bli betydelig høyere enn de angitte.

Disse data er lagret i % på NGU's data-anlegg på filen A8891.BRK.KJAN
 Provenavnet kan leses som heltall, høyrejustert fra kolonne 7 med 8. kolonne
 til å markere A- el. B-prøver dvs (I7,A1,29(A1,F12.8))
 Format : (A8,29(A1,F12.8))

Vedlegg 4.19: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Side 3

1. JUL 1991

Prosjektnr: 63.2563.04

Oppdragsnr: 88/91

	2-20m	3-10m	3-12m	3-14m	3-20m	4-10m	4-12m	4-12mp	4-14m	4-14mp
Si	71.6 ppm	79.8 ppm	68.3 ppm	68.9 ppm	70.5 ppm	62.7 ppm	66.2 ppm	60.9 ppm	65.3 ppm	64.2 ppm
Al	94 %	74 %	1.15 %	.81 %	.47 %	1.12 %	1.11 %	1.27 %	1.00 %	.99 %
Fe	1.65 %	1.02 %	1.28 %	.91 %	1.48 %	2.47 %	2.36 %	2.19 %	2.79 %	2.51 %
Ti	298.1 ppm	288.6 ppm	490.6 ppm	353.9 ppm	177.3 ppm	443.8 ppm	475.4 ppm	492.0 ppm	464.6 ppm	527.4 ppm
Mg	52 %	32 %	34 %	.33 %	.27 %	.60 %	.59 %	.65 %	.53 %	.55 %
Ca	1.75 %	.19 %	.21 %	.20 %	.78 %	.32 %	.31 %	.37 %	.26 %	.26 %
Na	241.4 ppm	204.2 ppm	226.5 ppm	212.8 ppm	304.0 ppm	248.3 ppm	295.7 ppm	445.8 ppm	264.9 ppm	283.9 ppm
K	21 %	.16 %	.17 %	.17 %	.11 %	.22 %	.23 %	.28 %	.21 %	.22 %
Mn	317.6 ppm	133.4 ppm	168.6 ppm	96.7 ppm	365.0 ppm	.16 %	.16 %	.13 %	207.2 ppm	220.9 ppm
P	459.7 ppm	400.5 ppm	532.2 ppm	457.0 ppm	225.2 ppm	553.7 ppm	608.8 ppm	538.7 ppm	703.1 ppm	607.9 ppm
Cu	18.7 ppm	19.2 ppm	30.6 ppm	12.4 ppm	8.6 ppm	29.4 ppm	26.5 ppm	23.5 ppm	19.9 ppm	13.4 ppm
Zn	60.4 ppm	50.7 ppm	78.0 ppm	32.7 ppm	45.5 ppm	82.4 ppm	92.8 ppm	97.8 ppm	61.2 ppm	55.6 ppm
Pb	< 5.0 ppm	8.5 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	10.3 ppm	< 5.0 ppm	9.3 ppm	8.3 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm
Ni	23.8 ppm	15.4 ppm	22.0 ppm	16.3 ppm	9.5 ppm	38.0 ppm	32.4 ppm	24.1 ppm	24.8 ppm	19.7 ppm
Co	5.8 ppm	4.6 ppm	5.9 ppm	4.0 ppm	5.0 ppm	12.3 ppm	10.3 ppm	9.4 ppm	7.7 ppm	7.1 ppm
V	21.8 ppm	13.9 ppm	24.3 ppm	16.4 ppm	14.2 ppm	28.0 ppm	26.5 ppm	28.3 ppm	22.4 ppm	22.2 ppm
Mo	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cd	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cr	20.4 ppm	13.7 ppm	18.6 ppm	15.0 ppm	8.0 ppm	24.9 ppm	24.7 ppm	21.6 ppm	19.3 ppm	15.7 ppm
Ba	96.7 ppm	57.3 ppm	91.9 ppm	45.6 ppm	57.5 ppm	179.9 ppm	202.5 ppm	176.4 ppm	79.5 ppm	63.8 ppm
Sr	64.5 ppm	15.4 ppm	17.5 ppm	15.3 ppm	27.7 ppm	22.6 ppm	22.3 ppm	28.7 ppm	17.5 ppm	18.7 ppm
Zr	9.0 ppm	6.8 ppm	10.8 ppm	8.0 ppm	8.4 ppm	11.2 ppm	10.6 ppm	10.6 ppm	9.2 ppm	8.8 ppm
Ag	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm
B	2.6 ppm	1.2 ppm	2.3 ppm	2.6 ppm	1.9 ppm	4.5 ppm	2.5 ppm	2.2 ppm	2.8 ppm	3.9 ppm
Be	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm	< 1.5 ppm
Li	12.7 ppm	8.3 ppm	9.4 ppm	8.7 ppm	4.5 ppm	13.9 ppm	12.9 ppm	11.7 ppm	10.5 ppm	9.1 ppm
Sc	29.5 ppm	1.6 ppm	3.2 ppm	2.0 ppm	2.0 ppm	3.3 ppm	3.4 ppm	3.5 ppm	2.7 ppm	2.8 ppm
Ce	29.6 ppm	25.3 ppm	34.8 ppm	31.8 ppm	167.1 ppm	37.9 ppm	40.8 ppm	43.0 ppm	41.0 ppm	46.0 ppm
La	16.1 ppm	13.9 ppm	18.7 ppm	17.2 ppm	93.3 ppm	19.9 ppm	22.7 ppm	23.6 ppm	22.5 ppm	24.8 ppm

Vedlegg 4.20: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Side 4

1. JUL 1991

Prosjektnr: 63.2563.04

Oppdragsnr: 88/91

	4-20m	5-10m	5-12m	5-14m	5-20m	22-16m	22-26m	22-26m	22-26m	23-15m	23-21m
Si	81.1 ppm	68.6 ppm	62.3 ppm	122.1 ppm	86.4 ppm	83.0 ppm	69.3 ppm	67.5 ppm	52.4 ppm	71.6 ppm	
Al	1.80 %	1.11 %	1.43 %	1.27 %	1.87 %	1.33 %	1.81 %	1.78 %	1.54 %	1.90 %	
Fe	1.52 %	2.11 %	2.39 %	1.86 %	1.38 %	1.54 %	1.62 %	1.57 %	2.22 %	1.72 %	
Ti	335.2 ppm	360.0 ppm	440.1 ppm	384.4 ppm	377.9 ppm	296.0 ppm	298.8 ppm	300.5 ppm	.18 %	294.7 ppm	
Mg	.41 %	.42 %	.42 %	.32 %	.39 %	.49 %	.47 %	.46 %	.91 %	.52 %	
Ca	.23 %	.46 %	.47 %	.31 %	.21 %	1.42 %	.31 %	.31 %	.89 %	1.50 %	
Na	228.7 ppm	310.1 ppm	447.0 ppm	247.7 ppm	254.1 ppm	232.7 ppm	209.7 ppm	225.5 ppm	395.5 ppm	233.1 ppm	
K	.18 %	.22 %	.17 %	.21 %	.19 %	.20 %	.20 %	.19 %	.44 %	.21 %	
Mn	147.6 ppm	671.4 ppm	.11 %	85.4 ppm	295.8 ppm	388.0 ppm	243.5 ppm	240.2 ppm	872.2 ppm	290.9 ppm	
P	463.0 ppm	553.1 ppm	527.1 ppm	829.0 ppm	461.3 ppm	428.6 ppm	465.7 ppm	470.9 ppm	.11 %	442.2 ppm	
Cu	15.9 ppm	41.2 ppm	60.8 ppm	7.1 ppm	13.2 ppm	22.3 ppm	15.9 ppm	17.2 ppm	12.2 ppm	16.4 ppm	
Zn	45.7 ppm	488.2 ppm	266.2 ppm	96.7 ppm	44.6 ppm	54.9 ppm	49.6 ppm	49.4 ppm	67.2 ppm	51.1 ppm	
Pb	< 5.0 ppm	19.6 ppm	7.5 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	
Ni	23.8 ppm	31.8 ppm	36.8 ppm	12.0 ppm	20.2 ppm	27.5 ppm	22.7 ppm	22.9 ppm	17.5 ppm	22.1 ppm	
Co	6.5 ppm	37.9 ppm	9.9 ppm	3.1 ppm	6.0 ppm	7.7 ppm	6.0 ppm	5.8 ppm	10.3 ppm	6.6 ppm	
V	21.9 ppm	23.1 ppm	67.4 ppm	22.5 ppm	18.8 ppm	22.9 ppm	21.1 ppm	20.1 ppm	41.0 ppm	21.1 ppm	
Mo	< 2.0 ppm	4.2 ppm	3.0 ppm	3.6 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	
Cd	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	
Cr	16.3 ppm	40.9 ppm	20.1 ppm	19.0 ppm	16.4 ppm	19.6 ppm	19.4 ppm	18.8 ppm	15.0 ppm	19.5 ppm	
Ba	57.6 ppm	167.5 ppm	123.0 ppm	183.6 ppm	101.1 ppm	92.7 ppm	188.7 ppm	194.0 ppm	172.8 ppm	150.2 ppm	
Sr	17.1 ppm	26.6 ppm	46.7 ppm	19.9 ppm	18.4 ppm	52.9 ppm	21.6 ppm	21.2 ppm	40.7 ppm	59.2 ppm	
Zr	10.0 ppm	7.9 ppm	9.2 ppm	1.8 ppm	8.0 ppm	9.9 ppm	8.9 ppm	8.6 ppm	6.9 ppm	8.3 ppm	
Ag	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	
B	1.4 ppm	4.8 ppm	3.5 ppm	3.0 ppm	1.7 ppm	4.7 ppm	4.8 ppm	2.6 ppm	1.3 ppm	2.6 ppm	
Be	< .5 ppm	< .5 ppm	.5 ppm	< .5 ppm	.5 ppm	.6 ppm	.5 ppm	.5 ppm	< .5 ppm	.5 ppm	
Li	10.0 ppm	10.8 ppm	13.0 ppm	11.3 ppm	9.9 ppm	11.8 ppm	11.4 ppm	11.3 ppm	14.4 ppm	12.5 ppm	
Sc	1.9 ppm	2.6 ppm	2.6 ppm	2.2 ppm	2.1 ppm	2.4 ppm	2.2 ppm	2.2 ppm	3.2 ppm	2.4 ppm	
Ce	27.2 ppm	33.2 ppm	28.8 ppm	25.0 ppm	33.6 ppm	29.3 ppm	27.0 ppm	28.2 ppm	47.8 ppm	38.8 ppm	
La	14.5 ppm	18.7 ppm	17.0 ppm	12.9 ppm	16.8 ppm	16.1 ppm	15.9 ppm	15.3 ppm	27.4 ppm	22.8 ppm	

Vedlegg 4.21: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Side 5

1. JUL 1991

Prosjektnr: 63.2563.04

Oppdragsnr: 88/91

	23-21m	24-28m	24-36m	25-14m	25-20m	31-30m	31-33m	32-2m	32-10m	32-20m
Si	67.5 ppm	83.8 ppm	83.4 ppm	61.4 ppm	74.5 ppm	88.7 ppm	70.5 ppm	61.5 ppm	81.1 ppm	71.6 ppm
Al	1.80 %	1.36 %	1.52 %	1.55 %	.77 %	.79 %	.80 %	1.35 %	1.04 %	.92 %
Fe	363.3 ppm	238.3 ppm	320.6 ppm	481.0 ppm	370.1 ppm	408.4 ppm	448.2 ppm	2.21 %	1.93 %	1.56 %
Mg	1.55 %	1.47 %	1.49 %	.48 %	.41 %	.41 %	.41 %	665.3 ppm	349.3 ppm	352.9 ppm
Ca	1.62 %	1.57 %	1.18 %	.30 %	.62 %	.60 %	.84 %	.73 %	.57 %	.47 %
Na	280.8 ppm	244.6 ppm	224.9 ppm	385.7 ppm	246.3 ppm	257.8 ppm	259.2 ppm	368.4 ppm	246.5 ppm	317.2 ppm
K	.24 %	.20 %	.20 %	.23 %	.20 %	.20 %	.20 %	.24 %	.23 %	.25 %
Mn	310.1 ppm	334.3 ppm	295.4 ppm	499.5 ppm	280.4 ppm	243.9 ppm	285.1 ppm	571.7 ppm	476.1 ppm	271.7 ppm
P	490.2 ppm	404.9 ppm	435.0 ppm	477.6 ppm	464.4 ppm	528.7 ppm	604.5 ppm	678.8 ppm	598.0 ppm	469.2 ppm
Cu	16.2 ppm	19.1 ppm	17.8 ppm	15.6 ppm	15.6 ppm	16.5 ppm	19.3 ppm	28.7 ppm	22.4 ppm	17.6 ppm
Zn	52.9 ppm	63.2 ppm	52.1 ppm	54.1 ppm	54.6 ppm	115.4 ppm	49.3 ppm	64.3 ppm	72.5 ppm	55.2 ppm
Pb	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	6.3 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	6.4 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm
Ni	23.1 ppm	22.5 ppm	24.3 ppm	18.4 ppm	22.8 ppm	23.6 ppm	24.7 ppm	24.5 ppm	29.8 ppm	25.6 ppm
Co	6.4 ppm	5.5 ppm	6.6 ppm	6.9 ppm	6.6 ppm	6.8 ppm	7.5 ppm	10.8 ppm	9.2 ppm	7.3 ppm
V	23.5 ppm	19.8 ppm	21.2 ppm	24.1 ppm	21.7 ppm	24.4 ppm	26.4 ppm	34.2 ppm	25.8 ppm	25.3 ppm
Mo	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cd	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cr	21.2 ppm	18.1 ppm	17.6 ppm	21.4 ppm	17.1 ppm	20.0 ppm	16.5 ppm	24.4 ppm	23.6 ppm	20.6 ppm
Ba	148.5 ppm	96.6 ppm	101.1 ppm	93.4 ppm	98.0 ppm	121.5 ppm	122.8 ppm	86.1 ppm	104.6 ppm	107.3 ppm
Sr	62.9 ppm	55.1 ppm	51.0 ppm	21.0 ppm	29.5 ppm	31.0 ppm	40.8 ppm	25.4 ppm	20.5 ppm	47.0 ppm
Zr	9.6 ppm	8.4 ppm	10.2 ppm	9.8 ppm	9.1 ppm	10.7 ppm	12.1 ppm	11.5 ppm	10.1 ppm	10.3 ppm
Ag	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm
B	3.1 ppm	2.2 ppm	2.2 ppm	1.0 ppm	2.5 ppm	2.8 ppm	2.3 ppm	1.2 ppm	2.7 ppm	3.7 ppm
Be	3.5 ppm	.5 ppm	.5 ppm	.5 ppm	.5 ppm	.6 ppm	.5 ppm	1.7 ppm	.6 ppm	.6 ppm
Li	13.4 ppm	12.0 ppm	11.1 ppm	8.8 ppm	9.9 ppm	10.4 ppm	10.3 ppm	12.5 ppm	13.6 ppm	11.8 ppm
Sc	2.6 ppm	2.3 ppm	2.0 ppm	2.9 ppm	2.1 ppm	2.1 ppm	2.1 ppm	3.8 ppm	3.6 ppm	2.5 ppm
Ce	36.6 ppm	25.1 ppm	26.0 ppm	39.8 ppm	28.3 ppm	32.0 ppm	33.1 ppm	44.4 ppm	34.6 ppm	31.9 ppm
La	20.3 ppm	14.4 ppm	15.0 ppm	21.7 ppm	17.1 ppm	17.9 ppm	18.2 ppm	27.4 ppm	20.3 ppm	18.7 ppm

Vedlegg 4.22: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Side 6

1. JUL 1991

Prosjektnr: 63.2563.04

Oppdragsnr: 88/91

	34-2m	34-10m	35-2m	35-12m	35-12m	37-2m	37-8m	37-16m	38-2m	38-8m
Si	76.2 ppm	71.3 ppm	79.8 ppm	82.5 ppm	69.9 ppm	181.5 ppm	133.1 ppm	116.0 ppm	81.6 ppm	108.3 ppm
Al	1.47 %	1.23 %	1.45 %	.86 %	.82 %	1.04 %	.96 %	.84 %	1.48 %	.95 %
Fe	2.58 %	2.01 %	2.09 %	1.13 %	1.11 %	1.54 %	1.72 %	1.56 %	2.04 %	1.88 %
Ti	523.9 ppm	788.2 ppm	528.2 ppm	308.2 ppm	297.5 ppm	321.4 ppm	360.1 ppm	368.5 ppm	441.5 ppm	336.0 ppm
Mg	.47 %	.68 %	.56 %	.42 %	.41 %	.42 %	.51 %	.41 %	.54 %	.52 %
Ca	.31 %	.42 %	.19 %	.22 %	.21 %	.20 %	.25 %	.99 %	.17 %	.23 %
Na	210.4 ppm	362.7 ppm	210.2 ppm	240.5 ppm	199.2 ppm	263.1 ppm	254.1 ppm	304.9 ppm	219.5 ppm	235.8 ppm
K	.20 %	.26 %	.20 %	.22 %	.20 %	.22 %	.21 %	.21 %	.17 %	.21 %
Mn	.13 %	256.8 ppm	546.4 ppm	146.9 ppm	143.2 ppm	474.8 ppm	465.9 ppm	307.6 ppm	701.4 ppm	480.9 ppm
P	.11 %	673.4 ppm	603.5 ppm	456.1 ppm	455.2 ppm	435.5 ppm	473.1 ppm	456.6 ppm	556.7 ppm	496.1 ppm
Cu	60.1 ppm	19.3 ppm	23.2 ppm	18.0 ppm	15.7 ppm	21.3 ppm	19.2 ppm	18.9 ppm	30.8 ppm	21.4 ppm
Zn	298.3 ppm	63.8 ppm	71.6 ppm	54.4 ppm	53.6 ppm	53.2 ppm	60.3 ppm	55.9 ppm	63.3 ppm	66.6 ppm
Pb	731.7 ppm	8.5 ppm	8.4 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	6.5 ppm	7.9 ppm	< 5.0 ppm
Ni	27.9 ppm	22.6 ppm	25.4 ppm	18.5 ppm	16.8 ppm	21.3 ppm	27.1 ppm	24.6 ppm	22.3 ppm	28.5 ppm
Co	11.4 ppm	10.0 ppm	10.1 ppm	5.3 ppm	5.0 ppm	6.9 ppm	6.9 ppm	7.9 ppm	10.0 ppm	8.5 ppm
V	37.4 ppm	31.0 ppm	32.8 ppm	23.3 ppm	22.1 ppm	22.1 ppm	24.0 ppm	22.8 ppm	32.6 ppm	25.5 ppm
Mo	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cd	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cr	35.2 ppm	19.3 ppm	25.0 ppm	18.8 ppm	17.9 ppm	20.9 ppm	21.6 ppm	18.6 ppm	24.5 ppm	23.1 ppm
Ba	177.5 ppm	113.2 ppm	84.6 ppm	75.6 ppm	72.1 ppm	61.1 ppm	88.5 ppm	96.4 ppm	89.4 ppm	79.9 ppm
Sr	23.7 ppm	28.7 ppm	15.8 ppm	16.4 ppm	15.5 ppm	15.5 ppm	18.8 ppm	45.0 ppm	13.6 ppm	19.4 ppm
Zr	5.9 ppm	11.5 ppm	8.3 ppm	8.7 ppm	8.1 ppm	9.7 ppm	9.8 ppm	10.3 ppm	11.7 ppm	11.2 ppm
Ag	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm
B	2.4 ppm	< 1.0 ppm	1.6 ppm	3.1 ppm	< 2.2 ppm	< 2.3 ppm	6.1 ppm	3.5 ppm	2.0 ppm	2.0 ppm
Be	< .5 ppm	< .6 ppm	1.7 ppm	< .5 ppm	< .5 ppm	2.6 ppm	6.6 ppm	6.6 ppm	2.7 ppm	6.6 ppm
Li	14.3 ppm	12.1 ppm	14.1 ppm	10.8 ppm	10.6 ppm	10.0 ppm	12.0 ppm	12.6 ppm	12.6 ppm	11.8 ppm
Sc	3.1 ppm	3.2 ppm	3.4 ppm	2.4 ppm	2.3 ppm	2.7 ppm	2.8 ppm	4.0 ppm	4.0 ppm	2.8 ppm
Ce	41.0 ppm	38.2 ppm	49.0 ppm	35.4 ppm	32.7 ppm	54.8 ppm	34.8 ppm	32.8 ppm	61.2 ppm	33.5 ppm
La	21.3 ppm	22.1 ppm	25.2 ppm	19.0 ppm	18.1 ppm	27.3 ppm	19.7 ppm	18.4 ppm	26.0 ppm	19.6 ppm

Vedlegg 4.23: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

1. JUL 1991

Side 7

Oppdragsnr: 88/91

	38-14m	41-2m	41-10m	42-2m	42-10m	43-18m	51-30m	51-36m
Si	109.5 ppm	126.1 ppm	116.5 ppm	207.2 ppm	181.5 ppm	165.9 ppm	176.9 ppm	174.3 ppm
Al	1.88 %	1.84 %	1.69 %	1.08 %	1.93 %	1.87 %	1.94 %	1.79 %
Fe	1.54 %	1.18 %	1.15 %	1.84 %	1.70 %	1.61 %	1.61 %	1.41 %
Ti	389.0 ppm	513.0 ppm	328.7 ppm	728.1 ppm	309.9 ppm	303.9 ppm	301.3 ppm	338.2 ppm
Mg	1.44 %	1.40 %	1.35 %	1.53 %	1.53 %	1.48 %	1.50 %	1.41 %
Ca	1.08 %	1.34 %	1.66 %	1.40 %	1.65 %	1.41 %	1.26 %	1.32 %
Na	328.5 ppm	254.4 ppm	230.6 ppm	281.0 ppm	287.7 ppm	228.3 ppm	227.1 ppm	204.0 ppm
K	23 %	19 %	18 %	21 %	20 %	21 %	21 %	20 %
Mn	302.8 ppm	180.6 ppm	179.7 ppm	373.9 ppm	393.9 ppm	425.2 ppm	218.7 ppm	269.3 ppm
P	443.6 ppm	760.4 ppm	469.4 ppm	778.8 ppm	509.7 ppm	467.2 ppm	492.5 ppm	509.1 ppm
Cu	18.2 ppm	16.2 ppm	12.7 ppm	23.1 ppm	15.9 ppm	19.0 ppm	18.8 ppm	19.1 ppm
Zn	55.0 ppm	80.9 ppm	37.6 ppm	56.1 ppm	54.0 ppm	59.6 ppm	609.1 ppm	192.2 ppm
Pb	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	6.2 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm	< 5.0 ppm
Ni	23.0 ppm	26.3 ppm	18.0 ppm	26.0 ppm	21.6 ppm	27.5 ppm	29.3 ppm	26.9 ppm
Co	7.7 ppm	6.3 ppm	5.4 ppm	9.3 ppm	6.3 ppm	7.9 ppm	6.9 ppm	7.9 ppm
V	21.7 ppm	21.4 ppm	15.7 ppm	26.9 ppm	20.4 ppm	22.8 ppm	22.6 ppm	22.1 ppm
Mo	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cd	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm	< 2.0 ppm
Cr	19.2 ppm	19.0 ppm	13.3 ppm	23.1 ppm	20.1 ppm	18.8 ppm	21.9 ppm	18.0 ppm
Ba	137.1 ppm	106.8 ppm	86.2 ppm	159.3 ppm	105.9 ppm	125.6 ppm	94.6 ppm	95.8 ppm
Sr	48.2 ppm	24.1 ppm	35.2 ppm	29.6 ppm	55.5 ppm	52.2 ppm	17.6 ppm	19.7 ppm
Zr	9.6 ppm	10.4 ppm	9.0 ppm	13.1 ppm	9.2 ppm	9.6 ppm	9.2 ppm	10.1 ppm
Ag	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm	< 1.0 ppm
B	2.3 ppm	2.1 ppm	1.9 ppm	1.5 ppm	1.9 ppm	2.1 ppm	5.6 ppm	3.3 ppm
Be	5 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm
Li	10.8 ppm	13.4 ppm	9.4 ppm	13.0 ppm	12.8 ppm	12.1 ppm	12.8 ppm	10.6 ppm
Sc	2.4 ppm	2.3 ppm	1.7 ppm	2.9 ppm	2.4 ppm	2.4 ppm	2.3 ppm	2.1 ppm
Ce	28.2 ppm	39.2 ppm	27.1 ppm	45.0 ppm	31.3 ppm	29.7 ppm	29.3 ppm	31.6 ppm
La	16.4 ppm	21.0 ppm	15.5 ppm	25.1 ppm	17.8 ppm	17.8 ppm	17.4 ppm	16.9 ppm

Prosjektnr: 63.2563.04

Vedlegg 4.24: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

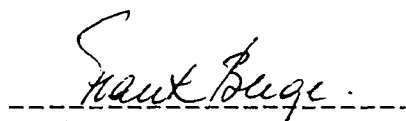
NORGENS GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
SEKSJON FOR KJEMISKE ANALYSER.

A N A L Y S E R A P P O R T

Prosjektnummer : 63.2563.06
Oppdragsnummer : 125/91
Oppdragsgiver : O.M.Sæther
Prøvetype : Sedimenter
Lokalitet : Trandum i Akershus fylke
Metode : Autoklav-oppsluttning
Instrument : MHS-1 AA
Antall prøver : 7
Nummerert/merket : Bh 21-36-26 (dyp i meter)
EDB-fil : 12591OMS
Anmerkninger :



seksjonssjef




Vedlegg 4.26: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

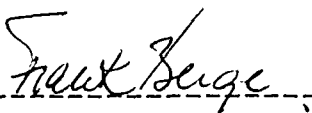
NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE
SEKSJON FOR KJEMISKE ANALYSER.

A N A L Y S E R A P P O R T

Prosjektnummer : 63.2563.04
Oppdragsnummer : 89/91
Oppdragsgiver : O.M.Sæther
Prøvetype : Masseprøver
Lokalitet : Trandum i Akershus fylke
Metode : Autoklav-oppsluttning
Instrument : MHS-1 AA
Antall prøver : 30
Nummerert/merket : Bh 1-51 og dyp i meter
EDB-fil : 8991OMS
Anmerkninger :



seksjonssjef



Vedlegg 4.27: Konsentrasjoner av metaller i masseprøver (NGU)

Prøvenr.	% H2O	% Gl.t (t.p)	Hg (ppm)	Cd (ppm)
Bh 1-10 m			0.017	
" 1-12 m			0.012	
" 1-14 m			0.010	
" 1-20 m			0.014	
Bh 2-10 m			0.012	
" 2-12 m			0.015	
" 2-14 m			0.017	
" 2-20 m			0.012	
Bh 3-10 m			0.014	
" 3-12 m			0.036	
" 3-14 m			0.010	
" 3-20 m			0.010	
Bh 4-10 m			0.021	
" 4-12 m			0.019	
" 4-14 m			0.012	
" 4-20 m			0.010	
Bh 5-10 m			0.055	
" 5-12 m			0.048	
" 5-14 m			0.017	
" 5-20 m			0.007	
Bh 21-30 m			mangler	
" 21-32 m			mangler	
Bh 22-26 m			0.013	
Bh 23-21 m			0.026	
Bh 24-36 m			0.014	
Bh 25-20 m			0.010	
Bh 32-20 m			0.014	

Borhull	Nr.	x	y	dyp (m)	uke	t (F) (°C)	pH (F)	red (F) (mV)	pH (L)	led (L) (µS/cm) (20°C)	Alk (mmol/L)	Al (ppb)	Fe (ppb)	Mg (ppm)	Ca (ppm)	Na (ppm)	K (ppm)	Mn (ppm)	Cu (ppb)	Cr (ppb)	Zn (ppb)	Pb (ppb)	Ni (ppb)	Co (ppb)	V (ppb)	Mo (ppb)	Cd (ppb)	Ba (ppb)	B (ppb)	Li (ppb)	Hg (ng/L)	SO4 (ppm)	Cl (ppm)	NO3 (ppm)
3.1	24	1751.0	7690.0	11.69	22	8.8	-	-	6.7	1490	14.10	53.6	67610.0	31.0	149.6	46.6	34.82	1.220	<2	<10	133.3	<50	<40	<10	<5	<10	<10	1320.0	503.0	22.3	<10	0.2	91.4	<0.05
3.2	41	-	-	10.90	26	8.8	6.4	-30	7.1	1420	13.78	30.9	306.9	29.9	145.6	44.9	34.58	0.837	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	642.8	425.3	24.0	<10	0.2	78.4	<0.05
3.3	65	-	-	10.80	30	8.5	-	-	6.9	1390	13.44	76.7	81710.0	32.0	163.9	49.2	38.83	1.090	<2	<10	24.9	<50	<40	<10	<5	<10	<10	1410.0	485.5	28.6	<10	0.2	80.5	<0.05
3.4	x	-	-	x	x	8.7	-	-	6.9	1430	-	53.7	49876.3	31.0	153.0	46.9	36.08	1.029	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	1124.3	471.3	25.0	<10	0.2	83.4	-
4.1	23	1761.0	7695.0	12.27	22	9.7	-	-	6.3	1000	5.26	41.3	6470.0	20.4	123.9	34.0	7.76	0.829	<2	<10	14.1	<50	<40	<10	<5	<10	<10	326.6	176.6	<2	<10	82.8	142.0	13.3
4.2	40	-	-	12.37	26	9.6	5.8	127	6.3	1013	5.16	30.5	7290.0	19.8	119.9	36.1	7.28	0.869	<2	<10	10.1	<50	<40	<10	<5	<10	<10	206.9	174.2	<2	<10	106.0	98.8	7.9
4.3	64	-	-	12.40	30	8.5	-	-	6.5	1020	4.66	61.5	10160.0	22.0	131.5	40.2	9.44	1.300	<2	<10	14.6	<50	<40	<10	<5	<10	<10	209.7	218.6	<2	<10	110.0	140.0	5.6
4.4	x	-	-	x	x	9.3	-	-	6.4	1011	-	44.4	7970.0	20.7	125.1	36.8	8.16	1.006	<2	<10	12.9	<50	<40	<10	<5	<10	<10	247.4	189.8	-	<10	99.6	126.9	8.9
21.1	19	1766.0	7695.0	26.62	22	9.7	-	-	6.7	963	7.65	33.5	1100.0	14.9	154.7	29.9	1.43	3.600	<2	<10	5.6	<50	<40	<10	<5	<10	<10	991.5	123.6	4.8	<10	22.9	96.8	<0.05
21.2	37	-	-	26.70	26	8.1	6.3	123	6.6	996	7.47	20.3	2900.0	16.3	152.9	30.2	1.12	2.100	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	973.2	111.4	3.6	<10	19.9	98.9	<0.05
21.3	30	-	-	-	30	8.9	-	-	6.7	980	-	26.9	1950.0	15.6	153.8	30.0	1.28	2.850	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	982.4	117.5	4.2	<10	21.4	92.9	-
21.4	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
22.1	20	1756.0	7705.0	16.65	22	7.8	-	-	7.8	314	3.17	<20	10.2	2.9	62.3	3.4	0.33	0.007	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	314.2	<20	3.7	<10	10.8	1.8	3.2
22.2	38	-	-	-	26	7.4	7.4	167	7.8	328	3.41	<20	<10	2.8	60.4	2.9	<0.2	0.004	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	290.2	<20	2.5	<10	10.9	1.7	2.7
22.3	60	-	-	16.80	30	7.4	-	-	8.0	326	3.35	20.4	<10	2.9	65.9	3.1	0.27	0.004	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	321.5	<20	2.2	<10	10.0	1.7	2.5
22.4	x	-	-	x	x	7.5	-	-	7.9	323	-	-	-	2.9	62.9	3.1	-	0.005	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	308.6	-	2.8	<10	10.6	1.7	2.8
23.1	34	1777.0	7683.0	12.33	22	5.6	6.7	169	6.9	550	5.48	<20	<10	8.6	83.1	8.6	6.95	2.020	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	206.2	66.3	3.1	<10	14.7	8.4	4.7
23.2	62	-	-	12.40	30	5.6	-	-	7.2	546	5.51	35.1	<10	9.5	91.1	9.7	8.62	2.110	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	194.8	80.2	4.3	<10	14.1	8.2	7.1
23.3	x	-	-	x	x	5.6	-	-	7.0	548	-	-	-	9.1	87.1	9.1	7.79	2.065	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	200.5	73.3	3.7	<10	14.4	8.3	5.9
23.4	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
24.1	21	1756.0	7678.0	25.56	22	8.3	-	-	7.6	315	3.05	26.1	102.5	5.1	56.3	2.5	0.65	0.595	2.2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	402.7	24.0	2.6	<10	20.7	1.8	<0.05
24.2	35	-	-	25.83	26	5.2	7.8	154	7.9	253	2.39	<20	37.4	3.2	42.2	2.3	<0.2	0.285	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	270.5	32.3	<2	<10	16.1	1.6	<0.05
24.3	61	-	-	25.70	30	6.2	-	-	8.1	236	2.23	33.1	2.0	3.1	43.8	2.5	0.36	0.277	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	277.8	37.4	<2	<10	18.7	1.6	<0.05
24.4	x	-	-	x	x	6.6	-	-	7.9	268	-	-	-	3.8	47.4	2.4	-	0.385	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	317.0	31.2	-	<10	18.5	1.7	-
25.1	22	1764.0	7686.0	13.14	22	7.5	-	-	6.6	451	3.96	34.2	25.6	9.8	59.6	9.0	12.42	1.500	<2	<10	6.7	<50	<40	<10	<5	<10	<10	162.3	91.0	2.1	<10	20.7	10.4	23.6
25.2	39	-	-	13.24	26	7.5	6.1	186	6.5	539	4.77	20.8	13.0	11.0	89.0	10.9	12.75	2.310	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	151.7	119.7	<2	<10	25.7	14.8	7.6
25.3	63	-	-	13.30	30	7.0	-	-	6.8	588	5.31	37.5	<10	13.2	83.3	15.1	15.62	2.210	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	176.0	151.5	2.7	<10	30.7	16.1	7.6
25.4	x	-	-	x	x	7.3	-	-	6.6	526	-	30.8	-	11.3	70.7	11.7	13.6	2.007	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	163.3	120.7	-	<10	25.7	13.8	12.9
26.1	36	1740.0	7703.0	26.52	22	4.9	8.4	159	8.4	123	1.07	<20	<10	1.9	17.8	2.0	<0.2	0.015	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	51.6	<20	<2	<10	7.0	3.4	0.3
26.2	59	-	-	26.30	30	5.0	-	-	8.0	124	1.06	36.2	25.3	2.1	19.2	2.2	<0.2	0.023	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	55.6	<20	<2	<10	6.4	3.6	0.2
26.3	x	-	-	x	x	5.0	-	-	8.2	124	-	-	-	2.0	18.5	2.1	-	0.019	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	53.6	-	-	<10	6.7	3.5	0.2
26.4	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
31.1	18	1789.0	7754.0	32.13	22	8.8	-	-	7.7	574	5.95	21.4	15.4	5.9	114.9	5.7	0.8	0.079	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	743.6	<20	5.8	<10	19.8	2.2	28.6
31.2	29	-	-	32.17	26	5.8	7.3	173	7.6	572	6.09	<20	<10	5.5	108.3	4.9	0.64	0.022	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	670.0	<20	4.6	<10	16.2	1.5	15.2
31.3	54	-	-	32.10	30	5.9	-	-	8.0	398	3.99	35.5	16.9	5.9	115.4	5.2	0.34	0.005	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	700.9	<20	2.7	<10	15.4	1.7	12.8
31.4	x	-	-	x	x	6.8	-	-	7.7	486	-	-	-	5.8	112.9	5.3	0.59	0.036	<2	<10	-	<50	<40	<10	<5	<10	<10	704.8	-	4.4	<10	17.1	1.8	18.9
32.1	13	1779.0	7769.0	9.52	22	8.5	-	-	7.9	228	2.25	<20	<10	2.0	42.7	2.1	0.89	0.005	<2	<10	<5	<50	<40	<10	<5	<10	<10	110.4	<20	<2	<10	8.0	2.2	2.5
32.2	33	-	-	9.54	26	3.9	7																											

Vedlegg 6.1: Kvalitetsnormer for vann (SIFF)

Oversikt over uorganisk kjemiske drikkevannsnormer.

Parameter		Differensierte normer			***Spesielle renvannsnormer (driftsparametre)
		god	mindre god	**ikke tilrådelig uten videre vannbehandling	
Alkalitet	mekv/l	0,6-1,0	—	—	
Aluminium	mg Al/l	—	—	—	< 0,1 (kjemisk fellingsanlegg)
Ammonium	mg NH ₄ -N/l	< 0,08	0,08-0,5	> 0,5	< 0,4 (tilsatt ved kloraminrensing)
Arsen	mg As/l	< 0,01	—	> 0,01	
Barium	mg Ba/l	< 1	—	> 1	
Bly	µg Pb/l	< 5	5-20	> 20	
Bor	mg B/l	< 0,3	—	> 0,3	
Cyanid	µg CN/l	< 10	—	> 10	
Fluorid	mg F/l	< 1,5	—	> 1,5	
*Fosfor (total)	µg P/l og	< 7	7-11	> 11	
*Klorofyll a	µg/l	< 2,0	2,0-3,7	> 3,7	
Jern	mg Fe/l	< 0,1	0,1-0,2	> 0,2	< 0,1 (kjemisk fellingsanl.) < 0,05 (jernreduksjonsanlegg)
Kadmium	µg Cd/l	< 1	1-5	> 5	
Kalsium	mg Ca/l	15-25	-	-	
Klorid	mg Cl/l	< 100	100-200	> 200	Evapor. < 30*** Omv.osm. < 200***
Kopper	mg Cu/l	< 0,1	0,1-0,3	> 0,3	< 1,0 etter 10 timers henstand
Krom	µg Cr/l	< 10	10-50	> 50	
Kvikksølv	µg Hg/l	< 0,05	0,05-0,5	> 0,5	
Magnesium	mg Mg/l	< 10	10-20	> 20	
Mangan	mg Mn/l	< 0,05	0,05-0,1	> 0,1	< 0,03 (manganreduksjonsanl.)
Natrium	mg Na/l	< 20	—	—	Omv.osn. < 130***
Nitrat	mg NO ₃ -N/l	< 2,5	2,5-10	> 10	
Nitritt	µg NO ₂ -N/l	< 5	5-50	> 50	
Oksygen, oppløst	% metning	> 70	—	—	
Sink	mg Zn/l	< 0,3	—	> 0,3	< 1,0 etter 10 timers henstand
Sulfat	mg SO ₄ /l	< 100	—	> 100	
Surhetsgrad (pH-verdi)		7,5-8,5	6,5-7,4 8,6-9,0	< 6,5 > 9,0	8,0-8,5 ved alkalisering 7,5-8,5 ved dolomitt/kalksteinsfilter***
Sølv	mg Ag/l	< 0,05	—	> 0,05	0,03-0,05 ved sølvionekons.***

Etter SIFF (1987)

Vedlegg 6.2: Kvalitetsnormer for vann (SIFF)

Oversikt over normer for organisk stoff i drikkevann

Parameter	Differensierte normer			Renvannsnormer etter spesiell vannbehandling (driftsparametre)
	god	mindre god	ikke tilrådelig u. videre vannbeh.	
Kjemisk oksygenforbruk (COD-Mn), mg O/l	< 4	4-6,5	> 6,5	< 3 (for kjemisk felling) *
Total organisk karbon (TOC), mg C/l	< 3	3-5	> 5	< 2,3 (for kjemisk felling) *

Oversikt over foreløpige organisk kjemiske drikkevannsnormer

Parameter	Differensierte normer *		
	god	mindre god	ikke tilrådelig u. videre vannbeh.
1,1-dikloreten, µg/l	< 0,3	-	> 0,3
Triklloreten, µg/l	< 5	-	> 5
Tetrakloreten, µg/l	< 10	-	> 10
Vinylklorid µg/l	< 2	-	> 2
Benzo(a)pyren, µg/l	< 0,01	-	> 0,01
Pesticider: hvert enkelt stoff µg/l	< 0,1	-	> 0,1
Pesticider: summen av organiske fosfater og klorerte hydrokarboner µg/l	< 0,5	-	> 0,5
Monoklorbenzen, µg/l	< 3	-	> 3
1,2-diklorbenzen, µg/l	< 0,3	-	> 0,3
1,4-diklorbenzen, µg/l	< 0,1	-	> 0,1
Benzen, µg/l	< 5	-	> 5
Kloroform µg/l	< 30	-	> 30
Fenoler og klorfenoler totalt, µg C ₆ H ₅ O ₄ /l	< 1	-	> 1
Fenoler og klorfenoler: hvert enkelt stoff, µg/l	< 0,1	-	> 0,1
Anioniske overflateaktive stoffer, mg LAS/l	< 0,025	0,025 - 0,1	> 0,1
Mineraloljer, µg/l	< 1	-	> 1
1,2-dikloreten, µg/l	< 5	-	> 5
Karbondettrklorid, µg/l	< 3	-	> 3

Etter SIFF (1987)

Vedlegg 6.3: Kvalitetsnormer for jord og vann (Nederland)

Nederlands "ABC"-system

- A: Bakgrunnsreferanser. Angir øvre grense i (mg/kg) eller (µg/l) for de konsentrasjoner som vanligvis opptrer i naturlige løsmasser og vann upåvirket av forurensning.
- B: Anbefaler videre undersøkelser. Retningslinjen anbefaler at mer detaljert kartlegging av forurensningens omfang gjennomføres dersom konsentrasjoner overskrider B-verdi.
- C: Anbefaler tiltak. Ved konsentrasjoner høyere enn C-verdi anbefales iverksetting av opprensningstiltak.

Voorkomen in: Component/niveau	Grond (mg/kg droge stof)			Grondwater (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
I. Metalen						
Aa	20 ^a	30	50	10 ^a	30	100
Ba	200	400	2000	50	100	500
Cd	1 ^a	5	20	1 ^a	2,5	10
Co	20	50	300	20	50	200
Cr	100 ^a	250	800	20 ^a	50	200
Cu	50 ^a	100	500	20 ^a	50	200
Hg	0,5 ^a	2	10	0,2 ^a	0,5	2
Mo	10	40	200	5	20	100
Ni	50 ^a	100	500	20 ^a	50	200
Pb	50 ^a	150	600	20	50	200
Sn	20	50	300	10	30	150
Zn	200 ^a	500	3000	50 ^a	200	800
II. Anorganische verontreinigingen						
NH ₄ (als N)	-	-	-	200 ^a	1000	3000
Br (totaal)	20	50	300	100 ^a	500	2000
CN (totaal-vrij)	1	10	100	5	30	100
CN (totaal-complex)	5	50	500	10	50	200
F (totaal)	200 ^a	400	2000	300 ^a	1200	4000
PO ₄ (als P)	-	-	-	50 ^a	200	700
S (totaal)	2	20	200	10	100	300
III. Aromatische verbindingen						
Aromaten (totaal)	-	7	70	-	30	100
Benzeen	0,05 ^d	0,5	5	0,2 ^d	1	5
Ethylbenzeen	0,05 ^d	5	50	0,2 ^d	20	60
Fenoleen	0,05 ^d	1	10	0,2 ^d	15	50
Tolueen	0,05 ^d	3	30	0,2 ^d	15	50
Xylenen	0,05 ^d	5	50	0,2 ^d	20	60
IV. Polycyclische koolwaterstoffen						
Anthracen	0,1 ^a	10	100	0,005 ^d	2	10
Benzo(a)pyreen	0,05 ^a	1	10	0,005 ^d	0,2	1
Fenanthreen	0,1 ^a	10	100	0,005 ^d	2	10
Fluorantheen	0,1 ^a	10	100	0,005 ^d	1	5
Naftaleen	0,1 ^a	5	50	0,2 ^d	7	30
PCK's (totaal)	1	20	200	-	10	40
Pyreen	0,1	10	100	0,02	1	5
V. Gechloreerde koolwaterstoffen						
Alifatische chloor-kwst (indiv.)	0,1 ^a	5	50	0,01 ^d	10	50
Alifatische chloor-kwst (totaal)	-	7	70	-	15	70
Chloorbenzenen (indiv.)	0,05 ^a	1	10	0,01 ^d	0,5	2
Chloorbenzenen (totaal)	-	2	20	-	1	5
Chloorfenolen (indiv.)	0,01 ^a	0,5	5	0,01 ^d	0,3	1,5
Chloorfenolen (totaal)	-	1	10	-	0,5	2
Chloorpck's (totaal)	0,05 ^a	1	10	-	0,2	1
EQCL- (totaal)	0,1	8	80	1	15	70
PCP's (totaal)	0,05 ^a	1	10	0,01 ^d	0,2	1
VI. Bestrijdingsmiddelen						
Organisch chloor (indiv.)	0,1 ^a	0,5	5	0,05 ^d	0,2	1
Organisch chloor (totaal)	-	1	10	0,1 ^d	0,5	2
Pesticiden (totaal)	0,1	2	20	0,1	1	5
VII. Overige verontreinigingen						
Benzine	20	100	800	10	40	150
Cyclohexanon	0,1	6	60	0,5	15	50
Minerale olie	100 ^a	1000	5000	50 ^d	200	600
Pyridine	0,1	2	20	0,5	10	30
Styreen	0,1	5	50	0,5	20	60
Tetrahydrofuraan	0,1	4	40	0,5	20	60
Tetrahydrothiofeen	0,1	5	50	0,5	20	60

^a referentiewaarde bodemkwaliteit (zie 1.1.2.)

^d detectielimiet (zie 1.1.2.)

Vedlegg 7.1: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)



**SENTER FOR
INDUSTRIFORSKNING**
Center for Industrial Research

NGU
Postboks 3006 Lade

7002 Trondheim

Att.: Ola M. Sæther

ANK.	8.7.91
AVD.	L
BESV.	
JNR.	2494
KOMF.	
S.BEH.	H 9/791
ARK.	

Rapport

Deres ref.
J.nr. 2409/91L/
AM/OMS/ej
Arkivnr. 63.2563.00

Vår ref.
HVD/bag

Direkte innvalg
(02) 45 28 52

Dato
02.07.91

Oppdragets tittel
Analyse av "Priority Pollutants" og hovedkomponenter i en vannprøve.

Oppdrag nr
442-1076

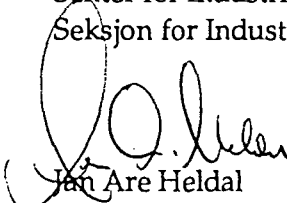
Vi mottok en vannprøve for analyse av "Priority Pollutants" og hovedkomponenter. Prøven var grunnvann fra Trandum, pumpet 31.05.91.

RESULTAT

Tabell 1 viser innholdet av "Priority Pollutants" komponenter.
Tabell 2 viser forslag til hovedkomponenter og mengdeangivelse av disse.
Komponentene er angitt på et GC/MS-kromatogram, figur 1.

Kvantifiseringsgrenser og metodebeskrivelse er vedlagt.

Med vennlig hilsen
Senter for Industrieforskning
Seksjon for Industriell Kjemi


Jan Are Heldal


Hilde Drangsholt

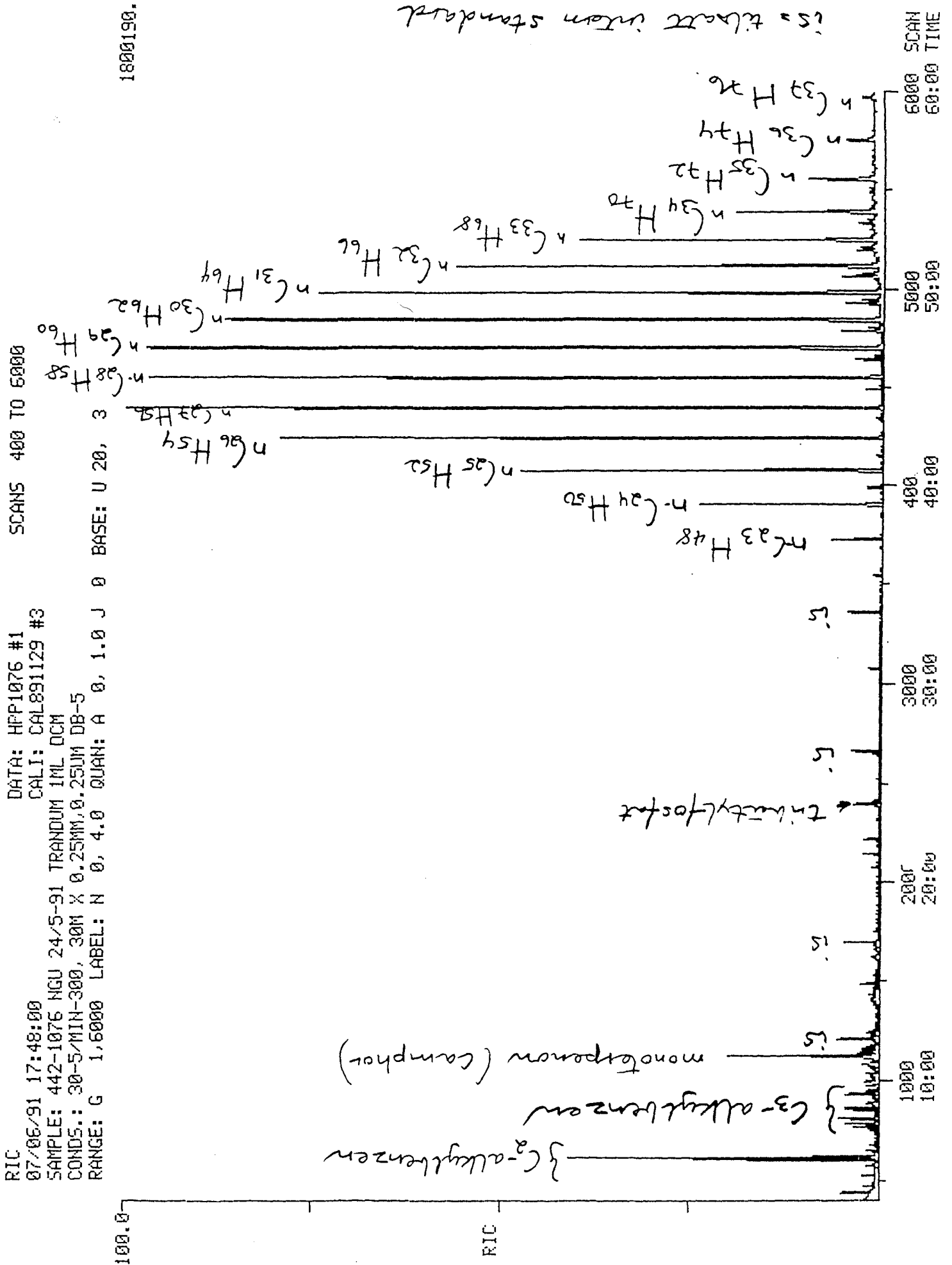
Vedlegg

Vedlegg 7.2: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)

Tabell 2 Hovedkomponenter i GRUNNVANN FRA TRANDUM 310591

Scan (se figur 1)	Strukturforslag	µg/l
605-624	C ₂ -alkylbenzen	216
697-950	C ₃ -alkylbenzen	38
1124	Monoterpenon (Camphor) C ₁₀ H ₁₆ O	40
2145	Kan være en benzenforbindelse med MW=171	5
2221	Ligner N ₁ N-diethyl-3-methyl-benzamide	6
2400	Tributylforsfat	12
3600-6000	n-Paraffiner (nC ₂₃ H ₄₈ - nC ₃₇ H ₇₆)	4000

Vedlegg 7.3: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)



Figur 1: GC/MS-kromatogram av GRUNNVANN FRA TRANDUM 310591

Vedlegg 7.4: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)

Tabell 1 Priority Pollutants I GRUNNVANN FRA TRANDUM 310591 (µg/l).

Mono og bicykliske aromater:		Fosfat-estere:	
Benzen.....	*	Tri-n-butylfosfat	11.7
Toluen	*	Trifenylfosfat	
Etylbenzen	72	Trikresylfosfat	
m-/p-Xylen.....	122		
o-Xylen.....	22		
Styren			
Naftalen.....	3.5	Fenoler:	
2-Metylnaftalen	*	Fenol	
1-Metylnaftalen	*	o-Kresol	
2,3-Dimetylnaftalen.....	*	m-/p-Kresol	
2,3,5-Trimetylnaftalen		2-Nitrofenol	
Bifenyl	*	p-Nonylfenol	
		2,4,6-Triklorfenol	
		Pentaklorfenol	
		Tetraklorguajakol	
Polycykliske aromatiske hydrokarboner:			
Dibenzofuran			
Fenantren.....	*	Pesticider:	
Dibenzotiofen		Lindan	
Pyren		4,4'-DDE	
Fluoranten		4,4'-DDD	
Benzo(b)fluoren		4,4'-DDT	
Benzo(a)antracen			
Krysen/Trifenylen			
Benzo(e)pyren		Ftalater/adipater:	
Benzo(a)pyren		Dimetylftalat	
Indeno(1,2,3-c,d)pyren		Dietylftalat	
Benzo(ghi)perylen		Di-n-butylftalat	
Benzo(b/j/k)fluoranten		Butylbenzylftalat	
		Di-(2-etylheksyl)ftalat	
		Di-(2-etylheksyl)adipat	
Klorerte aromater:			
Klorbenzen.....	1.2	Halogenerte alifater:	
1,3-Diklorbenzen		Kloroform	
1,4-Diklorbenzen	*	Bromdiklormetan	
1,2-Diklorbenzen	1.9	Dibromklormetan	
1,2,4-Triklorbenzen		Bromoform	
Pentaklorbenzen		Tetraklormetan	
Heksaklorbenzen		Trikloretan	
Oktaklorstyren		1,1,1-Trikloretan	
Tetraklorbifenyl		1,1,2-Trikloretan	
Pentaklorbifenyl		Tetrakloreten	
Heksaklorbifenyl		Heksakloretan	
Diklor-p-cymen			
Aromatiske nitrogen-forbindelser:		Etere:	
Nitrobenzen		Dioksan	
Difenyllamin.....	*		

*: Mengden er under kvantifiseringsgrensen.

! : Mengden er over kvantifiseringsgrensen.

Vedlegg 7.5: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)

Tabell 3. Kvantifiseringsgrenser for "Priority Pollutants" i vann (µg/l).

Mono og bicykliske aromater:

Benzen	10.	- 1000.
Toluen	5.	- 100.
Etylbenzen	1.	- 100.
m-/p-Xylen	1.	- 100.
o-Xylen	1.	- 100.
Styren	1.	- 100.
Naftalen	1.	- 100.
2-Metylnaftalen	1.	- 100.
1-Metylnaftalen	1.	- 100.
2,3-Dimetylnaftalen	1.	- 100.
2,3,5-Trimetylnaftalen	1.	- 100.
Bifenyl	1.	- 100.

Polycykliske aromatiske hydrokarboner:

Dibenzofuran	5.	- 100.
Fenantren	1.	- 100.
Dibenzotiofen	1.	- 100.
Pyren	1.	- 100.
Fluoranten	1.	- 100.
Benzo(b)fluoren	1.	- 100.
Benzo(a)antracen	1.	- 100.
Krysen/Trifenylene	1.	- 100.
Benzo(e)pyren	5.	- 100.
Benzo(a)pyren	5.	- 100.
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	5.	- 100.
Benzo(ghi)perylene	5.	- 100.
Benzo(b/j/k)fluoranten	5.	- 100.

Klorerte aromater:

Klorbenzen	1.	- 100.
1,3-Diklorbenzen	1.	- 100.
1,4-Diklorbenzen	1.	- 100.
1,2-Diklorbenzen	1.	- 100.
1,2,4-Triklorbenzen	1.	- 100.
Pentaklorbenzen	1.	- 100.
Heksaklorbenzen	1.	- 100.
Oktaklorstyren	5.	- 100.
Tetraklorbifenyl	5.	- 100.
Pentaklorbifenyl	10.	- 100.
Heksaklorbifenyl	5.	- 100.
Diklor-p-cymen	5.	- 100.

Aromatiske nitrogen-forbindelser:

Nitrobenzen	1.	- 100.
Difenyamin	1.	- 100.

Fosfat-estere:

Tri-n-butylfosfat	1.	- 100.
Trifenylfosfat	5.	- 100.
Trikresylfosfat	5.	- 100.

Fenoler:

Fenol	1.	- 100.
o-Kresol	1.	- 100.
m-/p-Kresol	1.	- 100.
2-Nitrofenol	1.	- 100.
p-Nonylfenol	10.	- 100.
2,4,6-Triklorfenol	1.	- 100.
Pentaklorfenol	5.	- 100.
Tetraklorguajakol	5.	- 100.

Pesticider:

Lindan	1.	- 100.
4,4'-DDE	1.	- 100.
4,4'-DDD	1.	- 100.
4,4'-DDT	1.	- 100.

Ftalater/adipater:

Dimetylftalat	1.	- 100.
Dietylftalat	1.	- 100.
Di-n-butylftalat	1.	- 100.
Butylbenzylftalat	1.	- 100.
Di-(2-etylheksyl)ftalat	1.	- 100.
Di-(2-etylheksyl)adipat	1.	- 100.

Halogenerte alifater:

Kloroform	0.10	- 100.
Bromdiklormetan	0.10	- 100.
Dibromklormetan	0.10	- 100.
Bromoform	0.10	- 100.
Tetraklormetan	0.10	- 100.
Trikloretan	0.10	- 100.
1,1,1-Trikloretan	0.10	- 100.
1,1,2-Trikloretan	0.10	- 100.
Tetrakloretan	0.10	- 100.
Heksakloretan	0.10	- 100.

Etere:

Dioksan	5.	- 100.
---------	----	--------

Vedlegg 7.6: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)

VEDLEGG

PRIORITY POLLUTANTS

METODEBESKRIVELSE OG KVANTIFISERINGSRENSER

Nedenfor er gitt en beskrivelse av opparbeidingsmetoder, analysebetingelser og kvantifiseringsgrenser for analysen av vann.

1 l vannprøve tilsettes 10 µg deutererte standarder (toluen-d₈, naftalen-d₈, bifenyl-d₁₀, fenantren-d₁₀, pyren-d₁₀, krysen-d₈ og fenol-d₆). Prøven blir ekstrahert med d₁₀ diklormetan først basisk (pH-11) deretter surt (pH-2). Ekstraktet dampes inn til ca 1 ml og analyseres med GC/MS. Prøven kvantifiseres vha. standardløsninger opparbeidet likt med prøven.

De halogenerte alifatene bestemmes i et uinnkøpet pentanekstrakt vha. GC med electron capture detector (ECD).

Instrumentbetingelser

Massespektrometer	:	Finnigan 4023
Gasskromatograf	:	Finnigan 9610
Datasystem	:	Super Incos, NOVA 4X
Disk-drive	:	Priam. 70M byte
GC-kolonne	:	30m x 0.25mm, 0.25µm DB-5
Temperaturer		
Kolonne	:	30°C (5 min)- 70°C - 4°C/min-300°C (10 min)
Injektor	:	270°C
Interface	:	250°C
Ionekilde	:	270°C
Bæregass	:	He
Ionisering	:	70 eV
Scan frekvens	:	0.6 sec/scan
Masseområde	:	35-400
Injeksjon	:	2 µl

Vedlegg 7.7: Analyse av "Priority pollutants" i Bh. 3 (SI)

BESTEMMELSE AV HOVEDKOMPONENTER

Mange industrislipp har en kompleks sammensetning med flere hundre organiske komponenter. Forbindelsene på "priority pollutant" listen utgjøre ofte bare noen få prosent av den totale mengden av organiske komponenter.

For et tillegg i prisen tilbyr SI også en undersøkelse av hovedkomponentene i prøven. Normalt vil dette dreie seg om 15-30 komponenter. Analysen dekker komponenter med kokepunkt under 500°C som er ekstraherbare med diklormetan og som er gasskromatograferbare uten derivatisering. Høymolekylære forbindelser og en del vannløselige forbindelser blir dermed ikke bestemt.

Komponentene identifiseres ved å 1) sammenligne massespektret med massespektrene av ca. 40.000 referanseforbindelser som ligger inne i datasystemet til massespektrometeret, 2) vurdere om retensjonstiden passer med de strukturforslag som fremkommer samt 3) erfaring fra andre miljøprøver.

I mange tilfeller kan identiteten fastslås med stor sikkerhet. I andre tilfeller er det mer usikkerhet. Dette kan skyldes 1) at forbindelser ikke finnes blant referanseforbindelsene 2) at massespektret er lite spesifikt (at flere forbindelser har svært like massespektre). I slike tilfeller vil det være nødvendig å analysere referanseforbindelser for å få sikker identifisering.

Mengden av de ulike komponentene blir også oppgitt. Analysen er imidlertid ikke optimalisert for å kvantifisere hovedkomponentene. På grunn av usikkerhet med hensyn til ekstraksjonsutbytte, ulik respons mellom internstandard og de aktuelle forbindelsene, må de oppgitte verdiene derfor sees på som grove estimater.

Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser og petroleumsteknologi A/S
 Continental Shelf and Petroleum Technology Research Institute

 S.P. Andersen veg 15 b * N-7034 Trondheim, Norway
 Tel.: + 47 7 591100 * Telex: 55 434 iku n * Telefax: + 47 7 591102 (aut.)

RAPPORT

REG.NR.: 91.118	TILGJENGELIGHET: Begrenset
--------------------	-------------------------------

RAPPORT TITTEL: OVERVÅKING AV VANN OG JORD, TRANDUM RAPPORT NR.: 22.2032.00/02/91
FORFATTER(EJ): Bodil Thorvaldsen, Inghild Kaarstad

DATO: 17 sept.-91	ANT. SIDER: 11	ANT. BILAG: -	PROSJEKTLEDER: Bodil Thorvaldsen	SIGN.: <i>Bodil Thorvaldsen</i>
OPPDRA GSGIVER: Norges Geologiske Undersøkelser (NGU), v/ O. Sæther			GODKJENT AV FAGLIG ANSVARLIG: Eli Aamot	SIGN.: <i>Eli Aamot</i>

SAMMENDRAG:

Vann og jordprøver tatt i forbindelse med overvåkingsprogrammet av Trandum, ble analysert for innhold av totalt organisk karbon (TOC), totalt innhold av hydrokarboner (THC) og utvalgte PAH-forbindelser.

STIKKORD: Vann- og jordprøver	KEY WORDS: Water- and soilsamples
THC, PAH	THC, PAH
TOC	TOC

INNHALDSFORTEGNELSE	Side
1. INNLEDNING.....	3
2. EKSPERIMENTELT.....	3
2.1 Ekstraksjon og opparbeiding.....	3
2.2 Analyse.....	3
3. RESULTATER.....	5
4. KVALITETSKONTROLL.....	5
VEDLEGG: RESULTATER FRA ANALYSENE.....	6

1. INNLEDNING

Ialt 2 vannprøver og 8 masseprøver ble analysert for totalt hydrokarboninnhold (THC). Av disse ble 5 vannprøver og 2 masseprøver analysert for PAH-innhold i henhold til EPAs liste over utvalgte miljøgifter (EPA test method 610-PAH). 8 vannprøver ble analysert for TOC ved avd. 21, SINTEF.

2. EKSPERIMENTELT

2.1 Ekstraksjon og opparbeiding

Vannprøvene til THC/PAH-analyse: Volumet ble målt og prøvene ble tilsatt intern standard (for PAH-analyse). Prøvene ble ekstrahert med diklormetan (2 x 100 ml) i 2 x 30 min. Ekstraktene ble kombinert og tørket over Na_2SO_4 . Deretter ble prøven dampet inn til ca. 1 ml på rotavapor og overført til hexan.

Masseprøvene til THC/PAH-analyse: 100 g av jordprøven ble tilsatt metanol (150 ml) og intern standard (for PAH-analyse). Prøvene ble ekstrahert med ultralyd i 2 min. Metanolfasen ble dekantert av og tilsatt n-pentan (50 ml) og destillert vann (50 ml). Ekstraksjonen med pentan ble gjentatt en gang til (50 ml). Masseprøvene ble deretter ekstrahert med diklormetan (150 ml, 120 ml, 60 ml) vha. ultralyd (3 x 2 min.). De organiske fasene ble kombinert og tørket over Na_2SO_4 . Prøven ble dampet inn til ca. 1 ml på rotavapor og overført til hexan. Polart materiale ble fjernet vha. Bond Elut ekstraksjonskolonne. Ca. 30 g av prøven ble tørket i 24 timer ved 105°C for bestemmelse av tørrvekt.

Vannprøvene til TOC-analyse: Ca. 250 ml ble tatt ut til analysen.

2.2 Analyse

THC:

Prøvene ble analysert ved GC/FID for innhold av totalt hydrokarbon (THC). Mengde THC i prøvene ble bestemt ved ekstern standard metoden. "Marin diesel" basisolje ble brukt som standard og kvantifiseringen ble foretatt i området $\text{nC}_{12}\text{-C}_{35}$.

Analyse betingelser GC/FID.

Gasskromatograf: Hewlett Packard, HP 5710 A
Injeksjonssystem: HP 7671 A automatisk injeksjonssystem - splitless
40 sekunder
Injektor temperatur: 300°C
Bæregass: H₂ 7psi inngangstrykk
Kolonne: Durabond DB5, 15m x 0.25mm. i.d.
Detektor: FID 350°C
Temperatur program: 40°C (2 min) - 25°C/min - 350°C (4 min)
Datasytem: VG Multichrom Versjon 1.8 Microvax basert

PAH:

Utvalgte prøver ble så analysert ved koblet gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS). Til kvantifiseringen ble det benyttet interne standarder, deutererte forbindelser av naftalen, bifenyl, fenantren, pyren, krysen og perylen. Mengde PAH ble bestemt ved å benytte arealet av de kromatografiske toppene for hver enkel komponent relativt til de interne standardene. Responsfaktorer for enkeltkomponentene ble bestemt ved å analysere en prøve med kjent konsentrasjon av autentiske standarder for disse.

Analysebetingelser GC/MS**Instrumentering**

GC: HP 5890 A med HP 7673 Auto-injektor
MS: V6 TRI0-1 Quadrupol

GC-betingelser

Injeksjon: Splitless 280°, 60 sekunder
Bæregass: Helium 7psi inngangstrykk
Kolonne: Durabond DB5 30 m x 0.25 mm i.d.
Temp. prog.: 60° (2 min.) - 4°/min. - 320° (5 min.)

MS-betingelser

Ionisering: 70 eV, 200°C, 10⁻⁵ TORR

TOC:

Prøvene ble injisert direkte på en ASTRO mod. 1850 TOC-analysator og oksydert vha. O₂/UV/persulfat-bestråling. Prøvene ble analysert etter CO₂-fjerning.

3. RESULTATER

Analyseresultatene er gitt i tabeller, vedlegg 1.

4. KVALITETSKONTROLL

Kvalitetskontrollen ved hydrokarbonanalysene besto av to trinn; kontroll av analyseutstyret og kontroll av prosedyren for opparbeiding av prøvene.

Før GC/FID analysene startet ble lineariteten og presisjonen for instrumentet kontrollert. Standardløsninger av den basisoljen som ble brukt (Marin Diesel) med konsentrasjoner fra 0.1 til 10 mg/ml ble analysert og en kalibreringskurve ble beregnet v.h.a lineær regresjon. Den lineære korrelasjonskoeffisienten var 0.9967.

I tillegg ble standarden med konsentrasjon 1.0 mg/ml analysert flere ganger for å undersøke reproduserbarheten. Arealet av standarden varierte med 0.4%.

Reproduserbarheten for GC/MS instrumentet ble kontrollert på samme måte som GC/FID. De relative responsfaktorene varierte med 5 - 8.5%.

I tillegg ble det analysert blindprøver for å kontrollere hvor mye THC som ble introdusert til prøven gjennom opparbeidelsen. Resultatene fra disse analysene er THC (mg/l) 0.035, PAH 0.001 µg/l pr. komponent.

VEDLEGG 1

RESULTATER FRA ANALYSENE

Tabell 1a THC i vannprøver (mg/l).

IKU nr.	Ekstern id	THC
G3601	Bh 21-19org	0.185
G3602	23-Bh 4-24.0591	0.145
G3603	24-Bh 3-240591	0.654
G3604	Bh 34-0.Om.63,25-63	0.145
G3605	Bh 43-9org-220591	0.208
G3606	Bh 36-11org-230591	0.051
G3607	Bh 32-13org-230591	<0.035
G3608	Bh 51-17org-230591	0.042
G3609	Bh 31-prøve 18	0.051
G3610	Bh 21-19org-hull21-olje	0.168
G3611	Bh 4-23org-240591	0.074
G3775	Bh 36-30-260691	<0.035
G3776	Bh 3-41-270691	0.828
G3777	Bh 4-40-270691	0.174
G3778	Bh 31-29-260691	<0.035
G3779	HVKvaskeplass-10org	0.073
G3780	Bh 43-25-250691	0.117
G3781	Bh 32-33-260691	<0.035
G3682	Bh21-37-270691	0.130
G3783	Bh 26-36-260691	0.096

Tabell 1b *THC i masseprøver (mg/kg).*

IKU nr.	Ekstern id	THC
G3632	Bh1 -10m-120491	0.362
G3633	Bh2 -10m-120491	1.52
G3634	Bh3 -10m-130491	90.7
G3635	Bh4 -10m-170491	0.741
G3636	Bh5 -10m-150491	20.9
G3637	Bh32 -4m-100491	1.37
G3638	Bh37 -8m-300491	0.920
G3639	Bh38 -8m-300491	0.903

Tabell 2a PAH i vannprøver (µg/l).

IKU nr.	G3601	G3602	G3603	G3778	G3783
Ekstern id	Bh21-19org	23-Bh4-240591	24-Bh3-240591	Bh31-29-260691	Bh26-36-260691
Naphthalene (m/z 128)	0.0535	0.0396	4.38	0.918	0.0185
Acenaphthalene (m/z 152)	-	-	0.0318	-	-
Acenaphthene (m/z 153)	-	-	0.260	0.00872	0.00119
Fluorene (m/z 166)	-	-	0.123	0.00590	0.00299
Phenanthrene (m/z 178)	0.0158	0.00550	0.290	0.00718	0.0467
Anthracene (m/z 178)	0.00241	-	0.0260	0.00124	0.00100
Fluoranthene (m/z 202)	0.00732	0.00211	0.0246	0.00193	0.00301
Pyrene (m/z 202)	0.0124	0.00239	0.0157	0.00182	0.00791
Benzo(a)anthracene (m/z 228)	0.00449	-	-	-	-
Chrysene (m/z 228)	0.00818	-	-	-	-
Benzo(b/j/k)fluoranthrene (m/z 252)	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyrene (m/z 252)	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene (m/z 276)	-	-	-	-	-
Benzo(ghi)perylene (m/z 276)	-	-	-	-	-
Dibenzo(a,h)aceanthracene (m/z 278)	-	-	-	-	-
Total PAH (ppb)	0.104	0.0496	5.15	0.945	0.0813

Tabell 2b PAH i masseprøver ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (ppb).

IKU nr.	G3634	G3636
Ekstern id	Bh3-10m-130491	Bh5-10m-150491
Naphthalene (m/z 128)	165	71.5
Acenaphthalene (m/z 152)	1.21	0.245
Acenaphtene (m/z 153)	2.84	2.69
Fluorene (m/z 166)	8.87	2.16
Phenanthrene (m/z 178)	60.2	23.2
Anthracene (m/z 178)	5.78	3.26
Fluoranthene (m/z 202)	59.1	9.36
Pyrene (m/z 202)	74.9	20.6
Benzo(a)anthrasene (m/z 228)	42.1	8.87
Chrysene (m/z 228)	55.6	9.15
Benzo(b/j/k)fluoranthrene (m/z 252)	-	-
Benzo(a)pyrene (m/z 252)	-	-
Indeno(1,2,3-dc)pyrene (m/z 276)	-	-
Benzo(ghi)perylene (m/z 276)	-	-
Dibenzo(a,h)aceanthracene (m/z 278)	-	-
Total PAH (ppb)	456	151

Tabell 3 TOC i vannprøver (mg/l).

IKU nr.	Ekstern id	TOC
G4416	Bh3-65	40.0
G4417	Bh4-64	6.5
G4418	Bh22-60	0.8
G4419	Bh25-63	18.5
G4420	Bh31-54	3.8
G4421	Bh32-57	1.2
G4422	Bh43-52	2.9
G4423	Bh43-53	2.8