

VATTENKVALITET, SEDIMENTKVALITET
OCH VEGETATIONSFÖRHÅLLANDEN
I BOTTENVIKEN VID NORRBOTTENS-
KUSTEN AUGUSTI 1974



LÄNSSTYRELSEN I NORRBOTTENS LÄN
NATURVÅRDSENHETEN

TELEFON: 0920-960 00 • POSTADRESS: 951 86 LULEÅ • BESÖKSADRESS: STATIONSGATAN 5

VATTENKVALITET, SEDIMENTKVALITET OCH VEGETATIONSFÖRHÅLLANDEN
I BOTTENVIKEN VID NORRBOTTENSKUSTEN AUGUSTI 1974

En inventering genomförd av länsstyrelsen i Norrbottens län,
naturvårdsenheten

INNEHALLSFÖRTECKNING

	Sid
1. Inledning	1
2. Undersökningens uppläggning och genomförande	3
3. Allmänt om undersökningsområdet	4
4. Resultat	7
4.1. Vattnet	7
4.1.1. Temperatur	7
2. Siktdjup och vattenfärg	8
3. Salthalt och pH-värde	9
4. Fosfor och kväve	10
5. Permanganatförbrukningen	12
6. Växtpigment	13
7. Plankton	14
8. Några parametrars djupfördelning	16
9. Några samband mellan olika parametrar	17
4.2. Sedimenten	20
4.2.1. Allmän beskaffenhet	20
2. Glödgningsförlust - organisk substans	21
3. Fosfor	22
4. Tungmetallerna koppar, zink, bly, arsenik, kadmium och krom	22
5. Några samband i sedimentens ämnessammansättning	25
6. Några biologiska indikationer	27
4.3. Stranden	29
4.3.1. Den högre vattenvegetationen	29
2. Utsläpp från industrier och kommuner	31
3. Den naturliga tillrinningens betydelse	34
5. Jämförelser med andra områden	36
5.1. Vatten	36
2. Sediment	37
6. Recipientkontroll	40
6.1. Nuvarande recipientkontroll i Norrbottens kustområden	40
2. Förslag till samordning	42
7. Sammanfattning	44
8. Litteratur	46

1. INLEDNING

Från Norrbotten tar Bottenviken emot, direkt från kuststäderna eller indirekt genom älvarna en stor del av de kommunala utsläppen från omkring 260 000 människor. Genom havsströmmarnas huvudsakliga riktning berörs Norrbottens kust också av vatten som påverkats av utsläpp på finska sidan om Bottenviken. Förutom utsläppen från hushåll och kommuner förekommer avsevärda utsläpp av industriellt avloppsvatten, främst från pappersindustrin inom området, men också från kemiska och metallurgiska företag. Därtill kommer effekterna av en betydande båttrafik.

I utredningen om användning av mark och vatten (SOU 71:75) talas det om en tydlig förhöjning av fosforhalten i bl a Torne-, Kalix-, Lule- och Piteälvens mynningsområden. Belastningen av BS_7 i Bottenviken enbart från svensk sida beräknas till 46 855 ton/år, vari inte ingår bidragen från skogs- och åkermark. Totalbelastningen uppskattas till ca 170 000 ton/år, varav största delen (över 90 %) från pappersindustrin.

Ytbehandlingsindustrin i Norrbotten beräknas stå för 21 % resp 24 % av den totala svenska förbrukningen av krom resp kadmium (1971), vilket ger en uppfattning om tungmetallutsläppens relativa betydelse.

Skärpta krav på rening, och nya reningsanläggningar som kommit till sedan dessa beräkningar gjorts, har i vissa avseenden förändrat situationen till det bättre, men samtidigt har industrin och trafiken inom området expanderat. Ett begränsat vattenutbyte, särskilt i Bottenvikens nordligaste delar, komplicerar belastningssituationen.

Utifrån bl a sådana utgångspunkter har Östersjön stundom bedömts som "jordens mest förorenade hav", och Bottenvikskusten klassades tillhörande de mest förorenade havsområdena i världen (Dybern i Ambio 3/4, 1974).

Beräkningarna liksom omdömena grundar sig emellertid i huvudsak på indirekt bevisföring. Belastningssiffrorna har tagits fram med utgångspunkt från befolkningens mängd och industriproduktion och med hjälp av omräkningsfaktorer byggda på erfarenheter från annat håll. Direkta mätningar inskränker sig väsentligen till vattenkvaliteten i älvarna ovanför kuststäderna. Endast sporadiska provtagningar hade förekommit i och utanför älvmyningarna eller längre ut i Bottenviken.

Tvärtemot gängse föreställningar indikerar de få stickproven som tagits i vattenområdet utanför Norrbottenskusten mycket goda syrgasförhållanden och anmärkningsvärt låga fosforhalter. Den första mera utförliga provtagningen som verifierade dessa förhållanden utfördes vintern 1974 av fiskeristyrelsen (Dahlin). Den föranledde också genast spekulationer i pressen om huruvida mer utsläpp skulle kunna gynna fiskproduktionen, och införandet av det s k "tredje reningssteget" (fosforborttagningen) i kommunala reningsverk ifrågasattes som en onödig eller rentav olämplig åtgärd.

Som tillsynsmyndighet har länsstyrelsen att övervaka tillståndet i länets recipienter och att i samråd med kommuner, industrier och naturvårdsverket arbeta fram kontrollprogram för denna övervakning. Industriutbyggnaden i Luleå och tillkomsten av ädelstålverket i Röyttä, Finland, aktualiserade i hög grad samordningen av den pågående och samordnad uppläggning av den framtida recipientkontrollverksamheten inom området. Initiativ i denna riktning har tagits bl a av naturvårdsverket och av den finsk-svenska gränsälvskommisionen.

För att kunna bedöma föroreningars verkan och självreningskapaciteten i en recipient är insikt i dess naturliga förutsättningar och funktioner en ofrånkomlig förutsättning. Meningarna om Bottenvikens vattenkvalitet och egenskaper var minst sagt olika. Någon mera utförlig kartläggning som skulle ge klarhet i frågan stod inte att vänta inom den närmare framtiden.

Länsstyrelsen beslöt därför att genomföra en översiktlig engångsundersökning inom sitt kustområde. Undersökningens omedelbara syften var att skaffa fram ett referensunderlag för den löpande utsläppskontrollverksamheten, och att inringa och framhäva de speciella problem som skiljer Bottenviken som recipient från de recipienter man hittills lånat erfarenheterna ifrån. Undersökningens syfte med tanke på långsiktiga målsättningar var att ge underlag för länets kustplanering överhuvudtaget, och då i första hand att tjäna som utgångspunkt för den nödvändiga samordningen av recipientkontrollen inom området.

Sedan denna undersökning gjorts har även andra provtagningar fortsatt i Bottenviken. Fiskeristyrelsen har följt upp sina vinterundersökningar. Tungmetallhalten i sediment och organismer har varit föremål för olika forskares intressen. En större ekologisk systemstudie har utförts i Lule skärgård för att kartlägga effekterna av sandmuddringarna i samband med utvidgningen av NJA:s industriområde. Framför allt har också länsstyrelsen i Västerbotten anslutit sig med en motsvarande inventering av sitt kustavsnitt under sommaren 1975. Dessa undersökningar har i olika avseenden kompletterat och förbättrat kunskaperna om Bottenviken. Ett fortlöpande och övergripande kontrollprogram återstår dock ännu.

2. UNDERSÖKNINGENS UPPLÄGGNING OCH GENOMFÖRANDE

För att åstadkomma en någorlunda synkronoptisk bild av förhållandena var det nödvändigt att genomföra provtagningarna på kortast möjliga tid. Därför inskränktes vattenprovtagningen i huvudsak till ytvattnet. Med tanke på varierande djupförhållanden och rikedom av öar och grund inom området bedömdes någon form av slumpmässigt punkturval inte som meningsfull. I stället eftersträvades en någorlunda jämn fördelning av provtagningspunkterna med något större avstånd (ca 10 - 15 km) på öppet vatten och något mindre avstånd (ca 5 - 10 km) närmare stranden.

Provtagningsnätet sträcker sig från Haparanda till Jävre och utåt ungefär till territorialvattengränsen och omfattar 122 punkter (fig 1; positionsangivelser i bil 1).

Provtagningen utfördes med hjälp av kustbevakningens båtar under tiden 14 - 23 augusti 1974. På alla punkter togs yt-vatten och sedimentprov, på två punkter med mer än 100 m bottendjup även djupprofiler av vattenprov. Vattentemperaturen mättes vid ytan och vid botten. På ett begränsat antal punkter togs också prov på hävplankton.

Samtidigt med provtagningarna gjordes en flyginventering över området (14 - 17 augusti) med snedbildsfotografering från ca 600 m höjd för kartering av eventuellt synliga spridningsvägar av utsläpp, vattenblom, samt igenväxningssituationen längs stränderna. Flygning och fotografering utfördes av fotografen S Hörnell, Riksgränsen.

Undersökningarna bekostades av länsstyrelsen med bidrag från ASSI, Karlsborg, ASSI, Lövholmen, SCA, Munksund och NJA, Luleå. Medel ställdes också till förfogande av statens naturvårdsverk som genom sitt undersökningslaboratorium också stod för närsaltanalyserna. De kemiska sedimentanalyserna utfördes av Rönnskärsverkens laboratorium. Övriga analyser utfördes av länsstyrelsens naturvårdsenhet som också sammanställt denna rapport. Alla primärdata återfinns i bil 2 - 4.

3. ALLMÄNT OM UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

Bottenviken har en yta av 37 000 km², en volym av 1 540 km³, ett medeldjup av 42 m och ett totalt sötvattenstillflöde av 100,9 km³ per år. Vattnets teoretiska uppehållstid är 3 år om hänsyn tas till utbytet med Bottenhavet, och 15 år om hänsyn tas enbart till sötvattenstillflödet. (Siffrorna tagna från SOU 71:75 enligt SMHI, Dybern, Fonselius m fl).

Det berörda undersökningsområdet utanför Norrbottens kust utgör ca 20 % av Bottenvikens yta (ca 7 000 km²) och ca 12 % av dess volym (ca 180 km³), det har ett medeldjup av ca 21 m och en sötvattenstillrinning (räknat endast från Norrbotten) av ca 44,5 km³ per år, vilket motsvarar en teoretisk vattenförnyelse på 4 år om hänsyn inte tas till vattenströmmarna i Bottenviken. I realiteten torde vattenombytet inom stora delar av området vara betydligt intensivare.

Största vattenföringen har Lule älv med i genomsnitt 510 m³.s⁻¹ eller 36 % av hela tillskottet. Näst störst är Torne älv med 350 m³.s⁻¹ (25 %) och Kalix älv med 290 m³.s⁻¹ (20 %). I allt utmynnar från länet 14 älvar och åar med medelvattenföringar av mer än 1 m³.s⁻¹. De 5 största av dessa svarar tillsammans för 97 % av all avbördning till det berörda kustområdet.

I fig 2 återges vattenströmningarnas huvudsakliga riktning i Bottenviken. Strömmen beskriver en motsols cirkel vilket innebär att älvarnas inmynnande vatten avlänsas till höger. För de nordliga älvarna (Torne älv, Kalix älv) innebär detta samtidigt att vattnet däms tillbaka medan de sydliga älvarna (Lule älv, Pite älv) mera direkt dras in i och med strömmen. Bakvattenområden bildas huvudsakligen i innerskärgården norr om Luleå och i viss mån norr om Piteå. Utblandningen och borttransporten av älvvattnet i Bottenviken kan väntas variera under året med bl a temperatur, vindriktning och isförhållanden, med det tillströmmande sötvattnet torde normalt flyta ovanpå saltvattnet en längre eller kortare sträcka innan utblandning äger rum. I fig 2 har också lagts in de ungefärliga gränserna för områden som teoretiskt skulle kunna fyllas ut med ett års vattentillskott från resp älv. Områdenas storlek åskådliggör älvarnas betydelse för vattenkvaliteten inom olika avstånd från älvmynningen.

Djupförhållandena i kustbältet framgår av fig 3. Områden med djup mindre än 20 m finns i nordost och längs med skärgården mellan Kalix och Piteå. Söder om Piteå är även kustnära vatten relativt djupa. Områden med djup större än 50 m finns utanför Lule skärgård mot sydväst. Två djuprännor med djup av mer än 100 m drar sig från detta område dels in mot Lule älvs mynning norr om Rödkallen, och dels in mot Töreviken söder om Rånön.

Materialföringen i älvarna, i synnerhet i de större, domineras fortfarande starkt av naturliga betingelser. Materialtransporten är störst i de oreglerade nordliga älvarna. T ex kan den teoretiska "naturliga" fosforhalten i t ex Torne och Kalix älv beräknas till ca 15 $\mu\text{g}/\text{l}$ i årsgenomsnitt mot ca 9 $\mu\text{g}/\text{l}$ i Lule och i Pite älv. Däremot är den absoluta fosforbelastningen genom mänsklig påverkan störst i Lule älv (ca 70 ton/år) och relativt störst i Pite älv (ca 50 %).

Som viktigaste föroreningskällor kan nämnas utsläppen från större kommunala reningsverk i Haparanda, Kalix, Råneå, Luleå och Piteå, utsläppen från pappersindustrierna i Karlsborg och i Piteå och från stål- och kokskombinatet i Luleå, samt effekten av muddringsarbetena i samband med under den aktuella tiden pågående utbyggnadsarbeten för Stålverk 80. Denna påverkan berör i regel älvmyningarna strax ovanför kusten, men utsläppen från ASSI, Piteå leds ut i Vargödraget. Belastningen med syrgastärande substanser är relativt och absolut störst i Kalix älv. Med 19,5 ton BS_7 per dag (1974) svarar ASSI, Karlsborg ensamt för en BS -belastning motsvarande en stad med mer än en halv miljon innevånare.

En särskild roll som "förorenare" tillkommer också de på många ställen vid kusten vanliga alunjordarna (svartlera, sulfidlera). Genom landhöjningen utsätts ständligt nya skikt av sådana jordlager för oxidation, och urlakning av svavelsyra kan tidvis leda till extremt låga pH-värden i de mindre vattendragen (fig 2). Processen är i första hand naturlig men kan påskyndas och förstärkas genom mänsklig påverkan som t ex dikningar.

4. RESULTAT

4.1. VATTNET

4.1.1. Temperatur

Temperaturförhållandena framgår av fig 4 och även fig 16. Yttemperaturen inom området varierar mellan 10 och 16°C. Temporala temperaturförändringar under provtagningsperioden var inte signifikanta. De observerade skillnaderna är alltså uttryck för en mera varaktig horisontell temperaturkonstellation d v s en konstellation som väsentligen torde stå sig under minst 1 - 2 veckor.

I huvudsak är yttemperaturerna omvänt proportionella avståndet från stranden och det absoluta djupet vid provtagningspunkten. Detta tyder på att det vertikala temperaturutbytet åtminstone tidvis har större relevans för temperaturbilden än den horisontella förskjutningen av olika vattenmassor. Stabilitetskoefficienten för temperaturskiktningen, alltså temperaturdifferensen mellan yt- och bottentemperatur i förhållande till bottendjupet är också störst i Rånefjärden, Tistelöfjärden och Törefjärden och minst i Lule- och Torne älvs estuarområden, vilket indikerar stagnanta förhållanden i de förstnämnda och turbulenta förhållanden i de sistnämnda områdena.

Den lägsta yttemperaturen konstateras dock inte över de största djupen i undersökningsområdets centrala delar utan nordost om dessa i relativt grunda områden söder om Seskarön. Uppenbarligen är det frågan om uppvällande bottenvatten som trängs upp mot Torne och Kalix älvars vatten och styrs västerut och tillbaka runt ytterskärgården utanför Luleå. I anslutning till uppvällningen indikerar också lägre stabilitetskoefficienter oroligare vattenmassor än vad som kunde ha väntats utifrån de

stora bottendjupen. Fig 16 visar också stora temperaturdifferenser i lika bottendjup mellan 15 och 30 m. I 15 m djup varierar temperaturen mellan 6 och 15°C, i 30 m mellan 1,5 och 9,5°C. Med ledning av djupprofilerna och av bottentemperaturerna kan också en snedställning av temperaturskiktningen konstateras längs linjen Jävre - Haparanda. Temperaturskiktningen diskuteras vidare i stycke 4.1.8.

4.1.2. Siktdjup och vattenfärg

Siktdjupet (fig 5) varierar mellan drygt 1 m i områdets nordöstra och närmare 8 m i dess sydliga delar. Eftersom kraftig blåst försvårade siktdjupmätningen söder om Rödkallen får värdena där snarare anses vara för ringa och kan behöva korrigeras med 1 m eller mer. Det största siktdjupet kan i realiteten vara nära 9 m i undersökningsområdets yttre delar.

Å andra sidan uppgav orsbefolkningen i Haparanda- och Seskarötrakten, där de minsta siktdjupen uppmättes, att vattnet den aktuella sommaren varit ovanligt klart och att ännu mindre genomskinlighet brukar vara normal. Sommaren 1974 var extremt regnrik i övre och mellersta Tornedalen och vattenföringen i älven var stor. Samtidigt var dock också urlakningen större än eljest, och Torne och Kalix älvars vattenfärg var enligt den kommunala recipientkontrollen kraftigare än normalt för årstiden.

Vattenfärgen enligt subjektiv bedömning mot siktskivan är brun utanför Töre och Kalix älv och längst inne i Rånfjärden. Söder om en linje från Ersnäs mot Rödkallen är den grön och endast svagt gulbrun i Piteälvens mynning. I områdena däremellan råder olika nyanser från brungul till gulgrön. Enligt den objektiva skalan i färgkomparator varierar den mellan 80 mg Pt/l och 5 mg Pt/l med en motsvarande utbredning (fig 6).

Påfallande är att de mindre åarnas kraftigt färgade vatten inte kan spåras särskilt långt ut i från deras mynning medan däremot vatten med mycket låga färgvärden kan konstateras långt inne i skärgården norr om Piteå samt i norra delen av Lule skärgård. Det kan här röra sig om "äldre" vatten som antingen vistats på samma plats en längre tid och hunnit undergå förändringar såsom utfällning av humusämnen, eller om vatten som förts in från längre uthavs belägna områden. En relativt långsam vattenomsättning torde kunna räknas med i inre delen av Lule skärgård, medan Pite skärgård snarare kännetecknas av snabbt genomströmmande havsvatten.

Siktdjupet avgörs av en kombination av vattenfärg och grumling. Efter den riksomfattande sjöinventeringen 1972 har framtagits en kurva (opublicerat material från naturvårdsverkets undersökningslaboratorium) som på basis av ett material om ca 1 200 sjöar visar sambandet mellan siktdjupet och vattenfärgen. Om denna kurva läggs in i ett korrelationsdiagram för siktdjup och vattenfärg i föreliggande material från Bottenviken (fig 17), framgår att siktdjupet i Bottenvikens brunvattensområden i första hand begränsas av färgen men att grumligheten som begränsande faktor är mera framträdande i områdena mellan Råneå och Piteå.

4.1.3. Salthalt och pH-värde

Ledningsförmågan inom området (fig 7) varierar mellan 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i praktiskt taget rent älvvatten ännu 5 km utanför Torne älvs mynning, och 4 000 - 4 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ motsvarande en salinitet av 2,3 - 2,7 o/oo i de yttre provtagningspunkterna. Saltvattnets utbredning verifierar vad som framgått ovan: Havsströmmarnas huvudriktning, återdämningen av de nordliga älvarnas vatten, den snabba utblandningen av de sydliga älvarnas vatten, och havsvattnets intrång i övre delen av Pite skärgård.

Grovt kan man räkna med att vatten med en ledningsförmåga av 2 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ till hälften består av älvvatten, vatten med en ledningsförmåga av 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ fortfarande till en fjärdedel. Jämför man älvarnas årliga vattenvolym i fig 2 med det utsötade vattnets fördelning, så blir det klart att en stor del av de nordliga älvarnas vårflöde i augusti fortfarande måste ligga kvar utanför älvmyningarna medan äldre vatten endast långsamt dras bort mot väster och mot söder.

Havsvatten är starkt buffrat och uppvisar normalt höga pH-värden med ringa variationer. I det aktuella området är emellertid utspädningen så betydande att signifikanta pH-variationer uppträder (fig 8). I stort finner man en gradient från lägre mot högre pH-värden från nordost mot sydväst likriktat med ledningsförmåga, siktdjup och andra parametrar. De högsta pH-värdena som finns i området öster och sydost om Lule skärgård sammanfaller dock inte med de högsta värdena för ledningsförmågan. Det saltrika uppvällande djupvattnet utanför Seskarö - Sandskär har absolut och relativt (vid lika salthalter) lägre pH-värden än ytvattnet söder om Rödkallen. Förutom utspädningsgraden spelar sannolikt också jonsammansättningen och den biologiska vattenkvaliteten en roll för pH-variationerna.

4.1.4. Fosfor och kväve

Enligt data från naturvårdsverkets basdatabas och från den samordnade recipientkontrollen i länet ligger totalfosforhalten i de större älvarna i årsgenomsnitt normalt mellan 10 och 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, och över 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ i de mindre. Torne och Kalix älv har naturligt högre fosforhalter än Lule och Pite älv. Fosfatfosforhalten utgör vanligen knappt hälften av totalfosfor. I augusti 1974 konstaterades vid den regionala recipientkontrollen inga värden lägre än 11 $\mu\text{g}/\text{l}$ i någon älvs mynningsavsnitt.

Trots dessa relativt höga koncentrationer i inkommande vatten spåras i kustområdet värden mellan 3 och 7 $\mu\text{g/l}$ totalfosfor, enstaka gånger något mer, endast direkt utanför älvmyningarna (fig 9) och då närmast där älvvattnet tydligast ligger kvar. I det fria vattnet är genomsnittshalten föga mer än 2 $\mu\text{g/l}$ totalfosfor varav knappt 1 $\mu\text{g/l}$ fosfatfosfor. Det kan visserligen ifrågasättas om inte något systematiskt fel föreligger i analysen, men de högre värdena i älvmyningarna som kan jämföras med vid andra tillfällen erhållna värden ger vid handen att felet inte kan vara stort.

Fosforns snabba försvinnande ur vattnet utanför kusten synes inte enbart bero på utspädningseffekten, utan en viss utfällning tycks äga rum utanför älvarna. Att proportionerna $P_{\text{tot}}: \text{PO}_4\text{-P}$ förblir i stort sett oförändrade kan tala för att inte endast den partikulärt bundna utan också den lösta oorganiska fosfor på något sätt undandras det fria vattent (se vidare avsnitt 4.1.8 och 4.2.3).

Koncentrationen av totalkvävet inom undersökningsområdet (fig 10) är i stort sett av samma storleksordning som i de tillrinnande älvarna vid närmast föregående kontrollprovtagning. Lägre värden inåt älvmyningarna får ses som ett resultat av temporala fluktuationer i älvvattnets kvävehalt som brukar vara högst under vårfloden men lägre under sommaren och vintern. En antydning till fallande gradient finns från nordost mot sydväst. Den motsvarar skillnaden i älvarnas genomsnittskoncentration av totalkväve som är högst i de nordliga älvarna. För övrigt är fördelningsbilden inte så distinkt som för flertalet andra parametrar.

Helt annorlunda förhåller sig nitratkvävet (fig 11). I enlighet med vad som brukar vara fallet sommartid i inlandsvatten är nitrathalten också låg i de kustnära områdena. I regel är överensstämmelsen god mellan den aktuella koncentrationen i det tillrinnande vattnet från älven och koncentrationen inom närmast berörda kustavsnitt. Ibland är den också något lägre

utanför mynningsområdet än innanför vilket kan indikera att en nitratminskning, t ex genom bioaktivitet, vid tillfället försiggår i det beträffande kustavsnittet.

Utåt öppna sjön stiger nitrathalterna, men de högsta halterna finns i öster, utanför Seskarö - Sandskär, där de helt entydigt kan bindas till det uppvällande djupvattnet. Höga nitrathalter kan här alltså anses som indikator för gamla vattenmassor, d v s vattenmassor som vistats i sjön längre och blivit underkastade karakteristiska kemiska förändringar sedan vattenmassan varit avstängd från utbyte och omblandning med annat vatten och med luft.

En punkt med ett anmärkningsvärt högt värde konstateras också mellan Vargön och Mellerstön utanför Piteå. Möjligen finns här ett samband med ASSI:s utsläpp till Vargödraget.

4.1.5. Permanganatförbrukningen

Permanganatförbrukningen är ett grovt mått på mängden syrgastärnande organiskt material i vattnet. Vissa inskränkningar finns vad gäller mätningar i saltvatten, och vad gäller jämförbarheten mellan värden från salt- och från sötvatten. Dessa inskränkningar är dock av ringa betydelse i Bottenvikens jämförelsevist starkt utsötade vatten.

Som är att vänta finner man ett allmänt samband mellan permanganatförbrukningen i de större älvarnas vatten och i vattnet utanför deras mynning (fig 12), varvid permanganatförbrukningen är tydligt korrelerad med bl a vattenfärgen (fig 6). Vanligtvis minskar permanganatförbrukningen med avståndet från älvmyningarna. På sådana ställen där tvärtom en ökning av permanganatförbrukningen märks omedelbart utanför mynningarna, tyder detta på tillförsel av syrgasförbrukande substans som kan härröra från en föroreningskälla.

Helt uppenbart är det påverkan från ASSI, Karlsborg som här kan spåras i ett stråk ca 1 mil utifrån industrins utsläppspunkt. En lätt ökning av permanganatförbrukningen finner man också utanför Lule älvs och Pite älvs mynningar. Här talar emellertid indicierna snarare för effekter av kommunala utsläpp och muddringar (utanför Sandön, Luleå), medan utsläppen från pappersindustrin i Piteå inte tycks göra sig gällande i någon större utsträckning i ytvattnet.

4.1.6. Växtpigment

Växtpigmenten avser här klorofyll och feofytin. Klorofyllet är de gröna växternas assimilatoriska pigment. Det kan användas som ett integrerande mått på planktonalgernas biomassa och indirekt som ett mått på rådande produktionsbetingelser. Feofytinet är en nedbrytningsprodukt av klorofyllet. Bl a kan t ex djurplanktons fekalier innehålla feofytin. Feofytinet kan således under gynnsamma omständigheter tjäna som ett mått på planktondjurens betningsintensitet på planktonalgerna eller indirekt som ett uttryck för djurens mängd.

Klorofyllet föreligger väsentligen som komponenterna klorofyll_a, klorofyll_b och klorofyll_c, som finns i olika proportioner i olika alggrupper. Vanligen är klorofyll_a den dominerande klorofyllsorten. Klorofyll_c är särskilt vanligt i chrysofyter (bl a kiselalger) medan klorofyll_b finns i chlorofyter (grönalger) men saknas i andra alggrupper. Klorofyllsorternas sammansättning kan alltså ge en antydning om algbeståndets sammansättning.

Inom undersökningsområdet finns de högsta värdena för klorofyll_a utanför Torne och Kalix älvar, de lägsta utanför Pite älv (fig 13). Gradienten från höga värden i nordost till låga värden i sydväst är i stort sett densamma som för de flesta andra parametrarna, och ett positivt samband synes bestå mellan höga

halter av fosfor och höga halter av klorofyll_a (fig 9). Däremot finns inga tecken på ett samband mellan variationer i klorofyllkoncentrationen och variationer av andra parametrar vid likartade totalfosforhalter som råder i större delen av det öppna vattnet. En svag trend finns för relativt och absolut stigande andelar klorofyll_c och fallande andelar klorofyll_a och klorofyll_b med stigande mängd nitratkväve. Liknande trender har med större signifikans konstaterats i sjöar i länet (t ex länsstyrelsens rapport betr den regionala limnologin i Svappa-vaaraområdet).

Klorofyll_a saknas praktiskt taget helt vid tre punkter utanför Karlsborg. Överensstämmelsen med samtidigt maximala värden av feofytin (100 %) (fig 14) talar för en nedbrytning av klorofyllet vid dessa punkter som knappast torde ha naturliga orsaker. Feofytinhalten är låg utanför alla älvmyrningar utom vid Kalix och Pite älv. Inga andra drag finns gemensamma för dessa båda älvar. Det ligger nära till hands att se den gemensamma nämnaren i påverkan från pappersindustrierna i Karlsborg och i Piteå.

Feofytinets fördelning i övrigt (fig 14) kan möjligen stå i samband med zooplanktonförekomsten. Höga zooplanktonkoncentrationer skulle enligt detta finnas främst inom ett bälte 1 - 2 mil utanför kustlinjen medan zooplanktonkoncentrationen skulle vara svagast nära stranden.

4.1.7. Plankton

Någon kvantitativ undersökning av planktonbeståndet har inte gjorts, men hävplanktonprover (ytprov) togs på 15 punkter. Artlistorna för de viktigare arterna ges i tab 1.

Enligt den tillämpade hävningstiden resp genomhåvade sträckan att döma var planktonbeståndet åtminstone i de övre vattenskikten inte stort. Större arter erhöles aldrig i håven, men *Limnocalanus* infångades några gånger i enstaka exemplar i vattenhämtaren med vattenprov från större djup. Även *Pontoporeia* togs ibland på detta sätt. Detta indikerar att de båda arterna måste förekomma i relativt täta bestånd nära botten.

Bland zooplankton i hävproven var vanligast *Bosmina*, *Daphnia*, *Eurytemora*, *Polyarthra* och *Keratella*. Till de vanligaste arterna bland fytoplankton hörde *Thalassiosira*, *Chaetoceras*, *Dinobryon* och *Anabaena*. Påfallande var de marina dinoflagellaternas ringa betydelse.

Påtagliga är "sötvattenformers" uppträdande och ofta dominerande betydelse i proven från praktiskt taget alla punkter, alltså även där vattnet var mindre utsötat. Påfallande är också att de flesta zooplanktonarterna var välmatade och hade rikligt ägg och yngel. Detta indikerar att nannoplanktiska fytoplanktonarter och/eller andra små organiska partiklar måste ha varit rikligare representerade än vad hävplanktonproven kan ge för intryck. Påfallande var slutligen också storleks- och formvariabiliteten hos representanter för både fyto- och zooplankton, en variabilitet som dock ofta berör andra artkaraktärer än dem som brukar variera starkast i sötvatten. T ex uppträder *Asterionella* med krökta celler, hos *Daphnia* förändras i första hand proportionerna mellan huvud och kropp och hos *Bosmina* finns det starka variationer hos antennernas längd och böjning.

Allmänt kan konstateras att planktonsammansättningen påminner om den man finner i eutrofa sjöar i Norrbottens kustland men också om den i t ex de stora oligotrofa sjöarna i Nordamerika. Vattnets salthalt och därmed sammanhängande osmotiska problem torde dock snarare än trofistandarden vara orsaken för den yttre likheten med planktonbilden i eutrofa vatten. Utbudet av näringspartiklar för de filtrerande zooplanktonarterna är sannolikt av en annan kvalitet än i små eutrofa insjöar.

Någon klar fördelningsbild inom området låter sig inte etableras på basis av de föreliggande håvproverna. Endast antydningvis gäller: Mer *Thalassiosira* i områdets norra och östra delar, mer *Anabaena* i områdets sydvästra delar, mer *Daphnia* nära land, *Oscillatoria Agardhii* norr om Lule skärgård och i Råneviken, samt generellt mer sötvattensformer i närheten av älvmyningarna (*Gomphosphaeria*, *Crucigenia*, *Staurastrum*, *Asterionella*, *Tabellaria*, *Ceratium*, *Asplanchna*, *Ascomorpha*, *Gastropus*), och mer saltvattensformer i områdets yttre och västra delar (*Chaetoceras*, *Keratella cochlearis* v. *recurvispina*, *Keratella quadrata* v. *platei*, *Evadne*, *Podon*).

I sammanhanget kan också nämnas fynd av fiber i håvproven på olika ställen och observation av vattenväxter (*Potamogeton*, *Ranunculus*) som ryckts loss från sina växtplatser vid stranden eller uppströms vattendragen och liksom barkbitar fanns drivande långt ute till havs (t ex vid punkterna 22 och 23 ca 25 km från Kalix älvs mynning), vilket ger en uppfattning om älvvattnets spridningsvägar och vattenrörelsernas hastighet.

Slutligen kan också nämnas att vattenblom av *Anabaena flos-aquae* kan uppträda i hela området och då särskilt i nordost (S Pekkari, muntligt meddelande) men fanns sommaren 1974 endast i ansatser i området söder om Lule skärgård.

4.1.8. Några parametrars djupfördelning

Serier med prover tagna på olika djup föreligger endast från två punkter och omfattar temperaturen, syrgashalten och när-salterna. Som framgår av fig 15 (jfr också bild 2) visar endast temperaturen och nitrathalten signifikanta skiktningbilder. I båda punkterna ökar syrgashalten med djupet och med minskande temperatur. Syrgasmättnaden är mellan 94 % och 104 % vid punkt 21, Gunnarsdjupet, med en antydning till någon syrgastärkning i 50 m djup men full mättnad i största djupet. Vid

punkt 80, farleden mot Luleå, konstateras en svag minskning av syrgasmättnaden från 102 % vid ytan till 84 % på 100 m djup. Temperaturförhållandena indikerar "friskare" havsvatten vid punkt 21 och mera stagnanta förhållanden med äldre vatten i djupet vid punkt 80. Detta överensstämmer med vad den starkare syrgastärningen och de högre nitratmängderna i punkt 80 kan tolkas till.

Temperaturskiktningen inom området i allmänhet kan åskådliggöras med hjälp av botten temperaturerna vid olika provtagningpunkter. Som framgår av fig 16 existerar ett svagt utbildat temperaturprångskikt mellan 10 och 20 m djup där temperaturen kan minska från ca 14°C till ca 4°C, medan djup från 50 m och nedåt har mindre än 4°C. Inom lika djup förekommer dock stora temperaturskillnader som ger en uppfattning om vattenmassornas olika beteenden. T ex finner man kring 30 m djup temperaturer från 9,5°C ända ner till 1,5°C och så långt ner som mellan 70 och 80 m djup är variationerna fortfarande mellan 1°C och 3°C.

4.1.9. Några samband mellan olika parametrar

I tab 2 a-c har sammanställts korrelationskoefficienterna för sambandet mellan olika parametrar i vatten. Tab 2 a upptar de fysikaliska och kemiska parametrarnas korrelationskoefficienter, tab 2 b korrelationskoefficienterna mellan dessa parametrar och parametrarna för fytoplanktonhalten i vattnet, och tab 2 c upptar korrelationskoefficienterna mellan de biologiska parametrarna.

Av tab 2 a framgår det starkt positiva sambandet inom parametergrupperna permanganatförbrukning - färg å ena och salthalt-pH-siktdjup å andra sidan med ett starkt negativt samband mellan de båda grupperna (se även fig 17). Vattendjupet framstår som ett mått på landavståndet, och korrelationskoefficienterna

mellan vattendjup och övriga parametrar återspeglar närmast de horisontella mönstren som klarare framgår av fördelningsbilderna. Liknande gäller för temperaturen som för övrigt inte visar något särskilt starkt samband med övriga parametrar.

Av intresse är att fosfatfosforhalten visar en mycket starkt positiv korrelation till totalfosforhalten medan inget samband synes existera mellan nitrathalterna och totalkvävehalterna. Fosforhalten och speciellt fosfatfosforhalten är klart positivt korrelerade med parametrarna för organisk substans, färg och permanganatförbrukning, och negativt korrelerade med salthalt, siktdjup och pH-värde. Totalkvävet följer, om också mindre tydligt samma bild medan nitratkvävet i huvudsak visar den spegelvända bilden.

Mycket intressant information ger korrelationen mellan de biologiska parametrarna och mellan dessa och de abiotiska parametrarna. Som framgår av tab 2 b är förekomsten av de olika klorofyllsorterna i ungefär lika hög grad positivt korrelerad med permanganatförbrukningen och med färgen och negativt korrelerade med salthalt, siktdjup och pH-värde, men endast i ringa grad med fosfor och kväve, något starkare med fosfatfosfor än med totalfosfor och inte alls med nitratkvävet, samt i ringa grad med bottendjupet d v s landavståndet. Temperaturen tycks inte spela någon roll för växtpigmentens fördelning, men sambandet mellan temperaturen och klorofyll_a är något bättre än mellan temperaturen och de övriga pigmenten. Feofytinet följer i huvudsak samma bild som klorofyllsorterna. Anmärkningsvärt är att klorofyll_a enligt Lorenzen nästan genomgående visar sämre korrelation med andra parametrar än klorofyll_a enligt Parson-Strickland-metoden, detta trots korrelationen mellan resultaten enligt de båda metoderna är mycket hög. Det sistnämnda förhållandet kan tyda på att Lorenzen-metoden innebär en större felbredd i resultaten än Parson-Strickland-metoden.

För övrigt indikerar dessa resultat att växtplanktonförekomsten generellt är mera beroende av organiska substanser i vattnet än av närsalterna och att dessa, om överhuvud taget, endast i mycket liten utsträckning är begränsande för planktonproduktionen i det undersökta vattenområdet.

Tab 2 b visar också sambandet mellan växtpigmentens procentuella andel i totalpigmenthalten och övriga parametrar. I den mån korrelationer existerar är de endast svagt framträdande, men uppenbarligen förhåller sig klorofyll_a och klorofyll_c i viss utsträckning som motspelare. Den relativa halten klorofyll_c är högst där permanganatförbrukning, färg, totalkväve och fosfor är höga, den relativa halten klorofyll_a är högst där salthalt, pH-värde och siktdjup är höga. Av tab 2 c framgår dessutom att en stark positiv korrelation består mellan klorofyll_b och klorofyll_c och att hos klorofyll_a, i motsats till de andra klorofyllsorterna och feofytin, ingen korrelation föreligger mellan relativt och absolut höga andelar i totalpigmenten. Däremot visar sig också här klorofyll_a och klorofyll_c som motspelare.

Mätningen av klorofyll_c är behäftad med större fel än den av andra pigment. Indikationer finns från andra undersökningar att stundom samma sak kan mätas som klorofyll_c och som feofytin. I föreliggande fall är dock korrelationen mellan dessa båda, såväl vad gäller absolutvärden som vad gäller relativa andelar, svagare än mellan dem och andra pigment. Det förefaller som om andra pigment än klorofyll_a hade en starkare tendens till patchiness vilket kan tyda på att metodfel gör sig starkare gällande hos dessa, men också på biologiska orsaker. För det senare talar att den tydligaste korrelationen med fosfatfosfor inte finns hos klorofyll_a utan hos klorofyll_c, både vad gäller absoluta och relativa värden. Samma korrelation återfinns mellan klorofyll_c och permanganatförbrukning och färg. Även feofytinet visar ett liknande positivt samband med fosfatfosfor. Förklaringen kan då vara att höga fosfathalter är ett resultat av livliga biologiska omsättningsprocesser, antingen genom bakterier eller genom zooplankton som bryter ner klorofyll till feofytin.

4.2. SEDIMENTEN

4.2.1. Allmän beskaffenhet

Sedimentproven togs med Ruttnerhämtare. Efter dekantering av överstående vatten uttogs provet för analys från det översta 2 cm-skiktet. Självfallet är denna metod grov, men inte grövre än de flesta tillämpade metoderna för ytsedimentprovtagning. I motsats till t ex provtagning med lod kan också direkt bedömas om provtagningen lyckats, om sedimentytan var oxiderad etc, och subsamlet kan tas från ett lämpligt ställe. Det är också självklart att sedimentfördelningen inom området måste vara mer variabel än vad den glesa provtagningen låter påskina, men bilden torde ändå återge huvuddragen i områdets karaktär. Beskrivningen av sedimentkvaliteten som återges i fig 18 följer bedömningen av proven okulärt och i mikroskop.

Stenbottnar förekommer här och var mellan och nära öarna. Liksom sandbottnarna saknar de nämnvärd sedimentbeläggning. Ofta kännetecknas sådana platser av starka strömmar. Mer eller mindre rena sandbottnar finner man framför allt söder om Lule älvs mynning och utanför Pite skärgård. Kraftiga bottenströmmar synes kunna uppträda i detta område. Dessa strömmar tycks ha i första hand sydlig riktning. Ett annat område med vanlig förekomst av sand ligger i höjd med Malören där bottenvattnet söderifrån tränger upp mot grundare områden.

Sandig och lerig gyttja är förhärskande kring Lule skärgård. Dyiga bottnar förekommer framför allt i Råne, Töre och Kalix älvs mynningsområden samt på något avstånd från Torne älvs mynning. Dessa bottnar är i regel rika på organisk substans, men ofta också svartfärgade av höga sulfidhalter. Förhöjda halter organisk substans förekommer också i ett stråk från Kalix älvs mynning mot söder samt i de inre delarna av Pite skärgård.

Utfällning av järnockra förekommer ganska allmänt, men kanske något oftare i områdets norra del, och oftare nära stranden resp älvmyningarna än längre ut. Däremot är förekomst av fiber inte så allmän som man skulle kunna vänta med tanke på trähanteringen och pappersindustrin som förekommit och förekommer inom området. Inte heller är fiberförekomsten särskilt tydligt bunden till närheten av industriutsläpp. Endast utanför Karlsborg märks en anrikning inom det området som även i andra avseenden klart är påverkat av fabriken utsläpp. Utanför Piteå är fiberförekomsten tvärtom påfallande sparsam, och inte ens kring Vargödraget har påtagliga halter kunnat fastställas på de punkter som ingår i denna undersökning. Däremot finns fiber i större mängd utanför Torne och Lule älvar, vilket får snarast ses som ett resultat av en diffus påverkan från bl a sågar, flottning o s v, delvis kanske också av äldre datum.

4.2.2. Glödgningsförlust - organisk substans

Glödgningsförlusten (fig 19) kan ses som ett grovt mått på halten organiskt bundet kol i sedimenten. Fördelningsbilden för glödgningsförlusten är snarlik den för organiskt material enligt fig 18. Iögonfallande är en bank av sediment med hög andel organisk substans en bit utanför Torne älvs mynning. Även för övrigt synes älvarnas avlagringar återspeglas i förhöjda andelar organiskt material på ett visst avstånd från älvmyningarna.

Påfallande låga värden för glödgningsförlusten finner man utanför Lule och Pite älv, vilket kan hänga ihop med vattenkvaliteten i dessa älvar (jämförelsevis ringa materialtransporter) men sannolikt i första hand är ett resultat av snabbe bortförsl av deras vatten med saltvattenströmmen och rensköljning av sedimenten genom havsströmmarna. Sedimentavlagringarna efter de båda älvarna bör således göra sig gällande längre söderut eller vid sidan av huvudströmmarna.

4.2.3. Fosfor

Fosfors fördelning i sedimenten (fig 20 a) är mycket tydligt kopplat till glödgningsförlustens fördelning, d v s mest fosfor finns där det finns mest organisk substans, alltså t ex utanför älvarna och i bakvattenområden. Fosfors fördelning i sedimenten skall jämföras med dess fördelning i det fria vattnet (fig 9). Utfällningseffekten utanför älvmyningarna är omisskännlig. Korrelationen med glödgningsförlusten visar emellertid också en anrikning av fosfor i större djup. Relaterat till glödgningsförlusten (fig 20 b) framstår denna anrikning tydligare.

4.2.4. Tungmetallerna koppar, zink, bly, arsenik, kadmium och krom

Metallernas fördelning i sedimenten återges i fig 21 - 26 uttryckt dels som PPM i torrvikten (mg/kg, $\mu\text{g/g}$), dels i relation till glödgningsförlusten. Det sistnämnda anger alltså inte det organiska materialets metallhalt utan ger ett mått på detta materials möjliga metallbelastning. Naturligtvis behöver det organiska materialet inte ha bildats i vattenpelaren ovanför den plats eller på den plats där det påträffats. Liksom metallerna torde det tvärtom till stor del vara av alloktont ursprung, och en eventuell metallanrikning kan alltså ha skett redan innan det nått Bottenviken. Den relativa metallbelastningen bör dock i olika avseenden ge en mera rättvis bild också av betingelserna för organismerna på platsen än enbart den totala metallhalten i sedimenten.

För kopparhalten i torrvikten erhåller man en fördelningsbild (fig 21 a) som grovt överensstämmer med det organiska materialets utbredning resp utfällning utanför Älvmyningarna. Värdena varierar från 4 till 57 PPM och medelvärdet är knappt 20 PPM (19,9). De högsta värdena finns i Töreviken. Extremvärdet 57 finns i punkt 89 vid Germandön. Detta värde kan möjligen stå i samband med inom området tippade

muddermassor. Som jämförelse kan nämnas värden av 5 - 40 PPM och ett genomsnitt av 19,2 PPM i Hertsöfjärden enligt undersökningar i samband med anläggningsarbetena för Stålverk 80.

Helt annorlunda och överraskande utjämnad blir bilden om kopparhalten relateras till glödgningsförlusten (fig 21 b). En mycket tydlig gradient uppenbarar sig då från låga till höga värden från Haparanda mot Jävres resp från norr till söder. Låga värden gäller utanför Torne, Kalix och Råne älvar och från Råneviken ner till Luleå. Höga värden finns söder om Piteå och i två tungor upp mot Rånön och mot Kalix - Sangis.

Liksom för kopparn visar också zinken (fig 22 a) höga värden utanför Torne älv och i Töreviken, men de höga kopparvärdena i triangeln Norrfjärden - Rödkallen - Sandön har ingen klar motsvarighet hos zink. Värdena varierar från 31 till 222 PPM kring medelvärdet 101,3. Jämförelsevärden från Hertsöfjärden är 2 till 360 resp 94,7 PPM. Om halterna relateras till glödgningsförlusten (fig 22 b) framträder i princip samma bild som för kopparn, men förhöjda värden noteras också vid Luleå älvs mynning och innanför Germundsön. Zinkvärdenas relativt stora variation antyder att zinken i högre grad än kopparn kan vara inblandad i kemiska processer i vatten och sediment. De förhöjda värdena utanför Luleå kan tillsammans med enstaka kraftigt förhöjda värden i Hertsöfjärden indikera en påverkan från muddringar eller från NJA:s utsläpp.

Fördelningsbilden för bly (fig 23 a) liknar den koppar med de högsta värdena utanför och strax söder om Luleå. Värdena varierar från 7 till 66 PPM kring medelvärdet 26,7 PPM. Jämförelsevärdena från Hertsöfjärden är 5 till 60 resp 20,1 PPM. Fördelningen i förhållande till glödgningsförlusten (fig 23 b) är mycket lik den för kopparn. Ett högt värde utanför Luleå indikerar störningar i detta område.

Fördelningsbilden för arsenik är relevant till sedimenttorrvikten påfallande plottrig (fig 24 a), vilket liksom hos zink kan antyda ett livligare engagement i kemiska processer i recipienten än vad som synes vara fallet hos flertalet andra tungmetaller. Endast mycket grovt kan skönjas ett allmänt mönster som närmast följer fördelningen av t ex blyet. Avvikande från övriga metaller, särskilt i motsats till zink, finner man de högsta värdena här inte närmast land utan längre ut och på större djup.

Värdena varierar från 4 till 287 PPM kring medelvärdet 59,9 PPM. Det högsta värdet finns på något avstånd från Kalix älvs mynning i det stråket som av flera andra ämnen markeras som transportväg för Kalix älv. Jämförelsevärden för arsenik kan hämtas t ex från naturvårdsverkets undersökning utanför Rönnskär. Totalt är halterna där klart högre, 46 - 766 PPM med ett genomsnitt av 233 PPM. Även om entydigt och starkt påverkade punkter undantas är medelvärdet fortfarande 170 PPM och endast enstaka värden ligger lägre än 100 PPM. Å andra sidan ansluter sig materialet som tagits av länsstyrelsen i Västerbotten visserligen geografiskt väl till det norrbottniska materialet och även där visar arseniken mycket varierande värden, men flertalet värden ligger dock betydligt lägre än de norrbottniska. Även undersökningar som senare företogs i Kalix älvs mynningsområde ger vid sidan om jämförbara värden också sådana som ligger klart lägre. Det kan finnas anledning att vad gäller arsenikanalyserna räkna med metodproblem och eventuella artefakter.

Rönnskärsmaterialet visar bl a också att påtagligt samband mellan förekomsten av arsenik och kvicksilver som inte följer ett allmänt samband mellan övriga tungmetaller. Kvicksilver har inte analyserats i föreliggande material, men anledning finns uppenbart att förvänta sig förhöjda kvicksilvervärden där höga arsenikvärden konstaterats. Relationen till glödgningensförsluten (fig 24 b) visar också för arsenik samma gradient mot högre värden söderut som för andra metaller. I motsats till blyet och i likhet med zinken löper ett område med förhöjda arsenikvärden in mot Töre - Kalixområdet.

Kadmiumhalterna ligger en till två storleksordningar lägre än de andra tungmetallernas och analyserna måste betraktas som mindre exakta än dessa. Som kommentar till fördelningsbilden (fig 25 a och 25 b) kan därför påpekandet vara nog att även kadmium i stort synes ansluta sig till samma grundmönster som tycks gälla metallernas fördelning i allmänhet. Värdena varierar från 0,2 till 3,8 PPM och är i genomsnitt 1,3 PPM av torrsubstansen. Motsvarande värden i Hertsöfjärden är 0,05 till 8,3, i medeltal 1,7 PPM. Maximalvärdet i Hertsöfjärden utgörs av ett isolerat värde som inte uppnås av något värde ens inom det starkt påverkade Rönnskärsområdet.

Kromvärdena varierar från 2 till 107 PPM i torrsubstansen kring ett medelvärde av 28,0 PPM. I motsats till de övriga metallerna föreligger en klar trend mot högre värden från sydväst till nordost (fig 26 a). Ännu högre värden än de här funna, nämligen upp till 220 i Torne Älvs mynningsområde redovisar Outokumpo OY till gränsälvskommisionen med påpekande om att detta får betraktas som naturliga bakgrundsförhållanden. De lägsta värdena enligt denna redovisning underskrider inte 37 PPM. Högstvärdet i Hertsöfjärden är 40 PPM. Inga jämförelsedata föreligger från Rönnskärsundersökningen, men Länsstyrelsens i Västerbotten undersökning utvisar värden mellan 3 och 176 PPM i sitt kustområde. Medelvärdet av ca 40 PPM ligger där klart högre än vid Norrbottenskusten men orsakas utan tvekan av genom utsläppen förhöjda värden.

4.2.5. Några samband i sedimentens ämnessammansättning

Som framgår av fig 21 - 26 visar sedimentsammansättningen utpräglade geografiska mönster. Dessa kan orsakas av Älvarnas materialtillförsel, omlagringar av material genom havsströmmarna, i viss utsträckning troligen också av berg- eller markgrunden resp äldre avlagringar på botten, och åtminstone lokalt kan också föroreningspåverkan bidra till dessa mönster. Tab 3 visar det statistiska sambandet mellan de olika parametrarna.

Den bästa positiva korrelationen visar koppar och zink med glödgningsförlusten. Detta belyser dessa metallers affinitet till organiskt material. Även kadmium och bly synes vara mer eller mindre bundna till det organiska materialet. Också sinsemellan visar dessa metaller en mycket starkt positiv korrelation. Svagare är korrelationen mellan arseniken och de förstnämnda metallerna, och kromen är knappast korrelerat med någon av de övriga. Sambandet med glödgningsförlusten är svagast för arsenik och krom vilket visar att dessa metaller är minst engagerade i biologiska processer, resp är minst anrikade i organiskt material, utan förekommer i högre grad i oorganiska former. Trenden blir ännu tydligare men också något förskjuten om fosfor används som parameter för den organiska substansen. Här finns det tydligaste sambandet med koppar och inget samband med arsenik. Däremot intar krom tillsammans med zink och kadmium en mellanposition och blyet visar det näst svagaste sambandet. Här kan dock också geografiska mönster överskugga verkliga samband eftersom kromhalten är högst i samma område som också berörs av de mest fosforrika tillflöden.

Korrelationerna mellan metallerna och torrsubstansen ger i stort sett den spegelvända bilden. Anmärkningsvärt är här att den negativa korrelationen mellan fosfor och torrsubstansen är något svagare än den positiva mellan fosfor och glödgningsförlusten. Detta indikerar att en hel del av fosfor också föreligger i oorganiska föreningar. På samma sätt kan motsvarande förhållande hos kadmium tydas så att denna metall i relativt högre grad än de övriga föreligger i form av oorganiska föreningar.

Korrelationen med vattendjupet visar slutligen att organiskt material och fosfor tenderar till att finnas mest i grundare områden, vilket också framgått av fördelningskartorna, och att arseniken, avvikande från de övriga metallerna tenderar till att koncentreras till de djupare bottnarna.

Av intresse i detta sammanhang kan vara metallsammansättningen i bottensedimenten i båthamnarna vid Norrbottenskusten som undersöktes av länsstyrelsen 1976. Jämförda med medelvärdena för kustområdet enligt föreliggande undersökning var genomsnittsvärdena här genomgående förhöjda, nämligen bly med ca 20 %, koppar med 25 %, krom med 35 %, kadmium med ca 75 % och zink med 100 %. Det fanns också ett starkt samband mellan metallerna krom, kadmium och zink medan korrelationen mellan dessa metaller och bly och koppar var svag eller obefintlig (arsenik ingick inte i undersökningen). Bly och koppar visade inbördes ett visst samband, men ingen metall var korrelerad med glödningsförlusten eller fosfor. Sådana förhållanden i entydigt starkt störda och påverkade sediment understyrker sannolikheten att de i kustområdet konstaterade förhållandena reflekterar en huvudsakligen naturlig situation.

4.2.6. Några biologiska indikationer

Sedimentkvaliteten berör i första hand de organismerna som lever på och i sedimenten. Prov på bottenfauna har inte tagits i samband med denna undersökning, men stickprov som länsstyrelsen tagit i Lule och Haparanda skärgårdar vintern 1970/71 liksom finska undersökningar söder om Torneå (Kangas 1975) indikerar en kvalitativt och kvantitativt fattig bottenfauna med ringa utbredning i större djup. Liknande har kommit fram vid undersökningarna i Luleå skärgård 1976 som ger vid handen att djup större än 6 - 8 m är mycket fattiga på bottenfauna överhuvud taget och att bottenfaunan där helt domineras av *Pontoporeia*.

Där inte syrgasen begränsar bottenorganismernas livsmöjligheter är substratbeskaffenheten den primärt avgörande faktor för deras sammansättning och mängd. Som framgår av fig 15 är syrgasen knappast begränsande i de bottennära vattenskikten.

Däremot visar sedimentproven särskilt från områden med mera organogena sediment att det oxiderade ytskiktet kan vara mycket tunt. Detsamma gäller för sulfiderna. Detta innebär att organismerna är hänvisade, såvida de inte är specialiserade på syrgasfattiga miljöer, till de översta sedimentlagren eller till ett liv ovanpå sedimenten. De organiska sedimenten i undersökningsområdets nordöstra del har delvis också dykarakter, även detta en sedimenttyp som starkt inskränker livsmöjligheterna för botten djuren. Slutligen består stora områden också av mer eller mindre kala sandbottenar som inte erbjuder sedimentlevande djurarter någon lämplig miljö. Som framgår av fig 18 täcks undersökningsområdet till stora delar av dessa tre sedimenttyper. Det blir klart att någon särskild rik bottenfauna inte kan väntas finnas inom området redan av de anförda orsakerna.

Förutom bottenfaunan är också bottenlevande växter beroende av sedimentkvaliteten. De fastsittande större algernas zoner och de submersa högre vattenväxternas utbredning inom området är praktiskt taget okända. Undersökningarna i Lule skärgård gör sannolikt att deras utbredning inte sträcker sig längre ner än ca 6 m. Troligen ger inom olika områden rådande siktdjup en ganska god indikation på var djupgränsen för dessa växter kan ligga. Det föreliggande materialet ger dock vissa indikationer på bottenvegetationens utbredning. Som framgår av fig 18 saknas de, åtminstone i levande tillstånd uppenbarligen ganska långtgående i de djupare delarna av undersökningsområdet samt på sten, sand och dybottenar. Deras utbredningsområde följer intressant nog en sträckning från Storön - Ryssbält till Pite skärgård, genomgående med djup mindre än 10 m och siktdjup av ca 3 - 5 m, men med för övrigt ganska varierande förhållanden. Det norra kustavsnittet och inre Råne- och Törefjärden är tydligen fattigt på bottenvegetation. De lättrörliga dybottenarna i dessa områden erbjuder uppenbarligen inga lämpliga substrat för dem.

4.3. STRANDEN

4.3.1. Den högre vattenvegetationen

Fig 27 visar den högre vattenvegetationens utbredning längs Norrbottenskusten enligt flygfotografierna i schematiserad översiktsbild. I verkligheten är vegetationsbältena med få undantag endast några tiotals meter breda. Fig 27 får alltså inte läsas som en kvantitativ framställning utan markerar i första hand på vilka platser högre vattenvegetation uppträder. En mera exakt bild av utbredningsförhållanden och artfördelningen kring Piteå, Luleå och Kalix ger fig 28 a - c. Endast helofyter och flytbladsväxter, alltså sådana växter som går över vattenytan är medtagna i framställningen eftersom endast dessa låter sig säkert identifieras på flygbilderna. Submers vegetation var synlig inom vissa områden, t ex utanför Nikkala och i Säivisviken, utanför Sundomsfjärden, i Persöfjärden och mellan Trundön och Rosvik. Denna vegetations utbredning låter sig dock inte klart avgränsas. Dessutom är den sannolikt vanligare än vad flygbilderna kunde avslöja. Större delen av alla skärgårdsöar har mer eller mindre kala sten- och sandstränder. I skyddade vikar med grunt vatten finns här och var glesa bestånd av bladvass. Tämligen vegetationsfattiga är också stränderna utanför Piteälvens utlopp, mellan Trundön och Ersnäs, från Hertsön till Brändön och i Jämtöns och Pålänge fjärdens yttre delar.

Rik vegetation finns däremot i södra delen av Svensbyfjärden, i vikarna utanför Norrfjärden, i Ersnäsfjärden och framför allt runt Rånefjärden, i Råneälvens mynning och i Persöfjärden och Vitåfjärden samt deras utlopp mot havet.

Vad gäller artsammansättningen kan följande grupper utskiljas: Bladvass (*Phragmites*), fräken (*Equisetum*), säv (*Scirpus*), braxengräs (*Sparganium*) och nate (*Potamogeton*). Av fältobservationerna framgår att vissa arter som inte kunde identifieras på flygbilderna dessutom kunde vara vanliga, t ex vattenranunkel (*Ranunculus*) i många av de mindre åarna, medan andra verkligen är sällsynta eller saknas, t ex näckros (*Nuphar*, *Nymphaea*) som uppenbarligen håller sig helt till sjöar resp inlandsvatten. Även nate går inte särskilt långt ut i det egentliga kustvattnet utan finns huvudsakligen i avsnörda vikar och i sjöar i anslutning till kusten.

En klar differensiering ger sig till känna mellan bladvassdominans på avsnittet Jävre - Råneå och *Sparganium*-dominans på avsnittet Råneå - Haparanda. Inslag av fräken finns möjligen något mera markerat i detta senare avsnitt, men en påtaglig stor andel fräken noteras kring Råneviken. Inslaget av säv är däremot mer markerat i avsnittet Jävre - Råneå och är mest påtagligt i de inre delarna av de mindre åarnas mynningsområden. I några vikar mellan Råneå och Haparanda kan noteras att myrvegetation av starr (*Carex*) och mossa (*Sphagnum*) når ända ner till havsstranden.

Av de dominerande växtgrupperna är framför allt säv en indikator för mera eutrofa förhållanden medan hos vass och fräken snarare beståndens täthet och plantornas frodighet tilltar med trofigraden. Som eutrofierade områden framstår här i första hand de mindre åarnas nedre delar (Rokån, Svensbyån, Alterälven, Aleån, Sangisälven och Keräsjöki) samt vikarna mellan Öjebyn och Norrfjärden och Persöfjärdens utloppsarmar. Det är också i samma områden man finner de största och mest välgödda bestånden av bladvass.

I allmänhet kan fräken och *Sparganium* anses vara mer karakteristiska för oligotrofa, humösa och kanske också sura vatten. Det sistnämnda tycks bekräftas av att de största bestånden av fräken uppträder mellan Persön och Jämtön i fjärdar som kan bli utsatta för låga pH-värden i samband med urlakning av alunjordar men samtidigt kännetecknas av relativt höga närsalthalter.

Sammanfattningsvis kan man alltså konstatera att strandvegetationen längs kusten visar en bild som är motsatt de angränsande vattenområdenas bild men i stället ansluter sig till växtlighetsförhållandena på land. Längs det nordliga kustavsnittet är land- och strandvegetationen fattig och planktonlivet relativt rikt och längs det västliga kustavsnittet är land- och strandvegetationen frodigare men planktonbilden mera oligotrof.

4.3.2. Utsläpp från industrier och kommuner

Omkring 40 % av länets befolkning, i runt tal 110 000 människor har sina kommunala utsläpp direkt till Bottenviken eller till älvarnas mynningsområden. Ungefär hälften därav belastar Lule älvs mynningsområde, ca 25 000 personer belastar Pite älvs mynningsområde, ca 12 000 personer vardera Torne och Kalix älvs mynningsområden och resten belastar Rånevikens. Enligt 1974 års siffror (sedan dess har reningen förbättrats) motsvarar de sammanlagda utsläppsmängderna från kommunala reningsanläggningar ca 1 100 ton BS_7 och ca 80 ton fosfor per år. Dessa mängder fördelar sig ungefär motsvarande befolkningsprocenten på de olika kustavsnitten.

Utsläppen från industrierna vid kusten var enligt 1974 och 1975 års siffror sammanlagt drygt 16 000 ton per år BS_7 varav ca 40 % från ASSI, Karlsborg och resten från skogsindustrierna i Piteå. Kommunernas BS_7 -utsläpp utgjorde således knappt 7 % av de totala BS_7 -utsläppen. Huvudsakligen från skogsindustrierna härrörde sig också ca 9 000 ton per år suspenderade ämnen samt 120 ton H_2S (huvudsakligen från SCA, Piteå), 22 000 ton

sulfat (från ASSI, Karlsborg) 2,8 ton cyanid, 380 kg krom 100 kg zink och 30 kg kobolt. Även dessa siffror har delvis minskat sedan dess.

I fig 27 har indikerats utsläppspunkterna för kommunala och industriella utsläpp samt områden som enligt vissa kriterier kan anses som föroreningspåverkade. Vad gäller de kommunala utsläppen noterar man visserligen bälten av högre vegetation överallt där sådana utmynnar, och säkerligen kan en direkt gödsling lokalt spela en roll. Vegetationens yppighet i t ex Svensbyåns, Rokåns, Rosåns, Aleåns, Norrbyfjärdens, Persöfjärdens, Törefjärdens samt Råneälvens, Sangisfjärdens och Sävisfjärdens mynningsområden favoriseras uppenbarligen av dessa vattens höga halter av näringsämnen. Å andra sidan fungerar växtligheten också som ett ganska effektivt filter så att utanför liggande vattenområden blir desto mindre utsatta för föroreningarna. Vegetation förekommer dock också naturligt i innerfjärdarna och andra grunda och skyddade vattenområden. På landhöjningen breder den successivt ut sig till nya områden.

Med undantag för ett kraftigt förhöjt fosforvärde i Lule älvs mynning (fig 9) finns för övrigt inga tecken på att de kommunala utsläppen skulle ha påverkat även fria vattenområden. Trots detta måste de naturligtvis anses bidra till den relativa eutrofieringen som kännetecknar kust- resp mynningsnära områden i jämförelse med längre ut belägna områden.

Industriernas utsläpp har en betydligt mera signifikant verkan i recipienten. De i fig 27 med svart markerade områdena är sådana där förändringar av olika slag, såsom grumlingar, förändringar av vattenfärgen, skumbildning och annat kan observeras redan med blotta ögat. Muddringarna som pågick under den aktuella tiden i Lule älvs utlopp gör sig här gällande som en mera tillfällig störning. Normalt är Lule skärgård och Lule älvs mynningsområde inte så starkt påverkade än vad som visas i fig 27 och klart mindre påverkade än de av skogsindustrierna berörda områdena.

Som områden där ständig eller återkommande utsläppspåverkan kan påvisas med enklare analysmetoder, avses sådana områden som täcks av industrins och/eller kommunernas fortlöpande recipientkontroll och där störningar mer eller mindre regelbundet har kunnat påvisas. Dessa störningar avser i första hand förhöjd permanganatförbrukning i anslutning till skogsindustriernas utsläpp och förhöjd grumling i anslutning till NJA:s och Luleå kommuns anläggningsarbeten i Lule älvs mynningsområde. I regel brukar stötvisa tillfälliga utsläpp eller katastrofutsläpp också göra sig gällande inom samma områden och t ex smakpåverkan på fisk har kunnat påvisas där.

Med mera sofistikerade metoder kan föroreningspåverkan naturligtvis spåras också långt utanför dessa områden, men där skadeverkningar inte har misstänkts eller inte blivit kända har dyrbara specialundersökningar endast förekommit mera sporadiskt och huvudsakligen i anslutning till mera grundforskningsbetonade inventeringar. Till sådana undersökningar kan räknas studier av PCB- och DDT-halter i säl och fisk eller tungmetallhalter i bottendjur. Föroreningar av typ PCB kan med tillräckligt förfinade metoder spåras överallt i Östersjön och kan givetvis endast vara av antropogent utsprung. Vad gäller tungmetallerna är den stora betydelsen av utsläppen från Rönnskärsverken i Skelleftehamn klarlagt, men det råder fortfarande oklarhet om dessa utsläpps spridning och eventuellt långväga effekter i andra delar av Bottenviken. Indikationer har dock kommit fram för långväga förflyttningar av stora sammanhängande vattenpaket från massaindustrins utsläppsområden utan större utblandning på vägen. Denna typ av oförutsedd och svårberäknad punktvis förorening torde kunna vålla mycket besvärliga problem och måste uppmärksammas mer i framtiden.

4.3.3. Den naturliga tillrinningens betydelse

Inom ramen för naturvårdsverkets basdatanät över svenska yt-vatten sker provtagning en gång per månad bl a i de större norrbottniska älvarnas utlopp. De erhållna värdena har i olika sammanhang används för transportberäkningar av olika ämnen till Bottenviken (t ex Ahl & Odén 1972, Ahl 1975, Dahlin 1976). Även länsstyrelsen har begagnat sig av dessa värden för jämförelser mellan naturliga transporter och föroreningar. (Kustplaneringens medd nr 7 1976, rapport om reningsfunktionen gentemot några tungmetaller i kommunala reningsanläggningar, 1977).

Naturvårdsverkets data visar klart att mycket stora naturliga variationer kan förekomma mellan olika år och att materialtransporterna i första hand är en funktion av avrinningen. Under nederbördsrika år är materialtransporten således betydligt större än under nederbördsfattiga år. I genomsnitt torde man dock kunna räkna med en tillförsel av t ex fosfor med länets älvar till Bottenviken av 600 - 700 ton per år. Av detta kan enligt länsstyrelsens beräkningar ca en fjärdedel härröra sig från kommunala utsläpp och jordbruk m m, om man förutsätter att alla föroreningar som når älvarna under hela sitt lopp verkligen kvantitativt förs ut till havet. I realiteten kan andelen givetvis väntas vara betydligt lägre, eftersom fastläggning och utsedimentering sker på vägen, särskilt då sjöar eller kraftverksmagasin finns i älvarnas lopp. Fosfortillförseln från reningsanläggningarna som mer eller mindre direkt utmynnar till kusten motsvarar drygt 10 % av transportererna från inlandet. Den antropogena andelen fosfor utgör således ett litet men dock klart märkbart bidrag till eutrofieringen av kustområdet. Andelen är dock uppenbarligen lägre än vad som antagits av bl a Dahlin (1976).

Totalkväveutförseln ligger omkring 15 - 20 gånger högre än fosforutförseln. Tillförlitliga beräkningar av andelen antropogent totalkväve föreligger inte, men den torde vara relativt mindre än hos fosfor. Av intresse med tanke på Bottenvikens höga nitrathalter är dock nitratkvävetillförseln. Den var för åren 1974/75 närmare 3 000 ton per år (1974, 2990 ton, 1975, 2 610 ton). Siffran kan jämföras med den i länet under tiden i skogs- och jordbruk (gödsel) samt i gruvindustrin (sprängämnen) förbrukade mängden ammoniumnitrat resp nitratkväve och med totalmängden nitratkväve i undersökningsområdet vid kusten.

Under år 1974 förbrukade jordbruket i Norrbottens län ca 1 400 ton nitratkväve, skogsbruket ca 3 200 ton och gruvindustrin ca 5 800 ton. Enligt olika undersökningar i anslutning till skogsgödsling i länet samt kontrollprogram för industrin kan 1 - 2 % av det använda kvävet hamna i vattendragen. Detta skulle vara 100 - 200 ton eller 3 - 7 % av den naturliga transporten. Det måste emellertid observeras att det oftast inte är möjligt att direkt påvisa förhöjning av nitrathalter i större vattendrag i anslutning till exempelvis skogsgödsling och att sådana siffror måste bli mycket approximativa.

Utslaget på undersökningsområdets vattenvolym av 180 km^3 skulle en nitratkvävemängd av 3 000 ton betyda en koncentration av ca $17 \text{ } \mu\text{g/l}$. Enligt fig 11 och 15 kan man räkna med ett betydligt större nitratkvävebestånd inom området, uppskattningsvis den tredubbla genomsnittsmängden per liter. Eftersom något större nitrattillskott inte tillförs Bottenviken genom havsströmmarna söderifrån och de höga nitrathalterna tvärtom förefaller mycket specifika för Bottenvikens norra delar (Dahlin 1976) får man anta att nitrificerande processer i Bottenvikens djupare vattenlager spelar en viktig roll för de höga nitrathalternas uppkomst.

Vad gäller tungmetallerna föreligger endast begränsade mätserier från älvarna. Dessutom är analyserna delvis osäkra. Den totala transporten av zink till länets kustområden ligger enligt data från Ahl (1975) i storleksordningen 400 - 500 ton per år och för bly kring ca 40 ton per år. Enligt beräkningar som gjorts i samband med länsstyrelsens rapport om reningsfunktionen hos kommunala reningsanläggningar stannar den kommunala andelen i dessa mängder långt under 1 % (zink 0,57 %, bly, 0,17 %). Den industriella andelen av zink är omkring 3 % (NJA, ca 10 ton per år, Bulten Kanthal, Kalix, ca 4 ton per år). Blyutsläppen från Bolidens gruva i Laisvall av drygt 12 ton per år betyder teoretiskt en andel av ca 30 % men ingenting tyder på att dessa utsläpp verkligen transporteras ut till kusten.

5. JÄMFÖRELSER MED ANDRA OMRÅDEN

5.1. VATTEN

Bottenvikens näringsfattigdom har påpekats av Dahlin (1974). Wulff et al (1977) pekar på stigande produktionsgradienter från Bottenviken mot södra Östersjön. Visserligen erhöles de jämförda värdena inte alltid med fullt jämförbara metoder, men det förefaller klart att den svenska sidan av Bottenviken är det mest lågproduktiva området i hela Östersjön. Fytoplanktonbestånd och primärproduktion stiger till närmare det dubbla i södra Bottenviken och mot finska sidan av Bottenviken, och vid Askö i norra Östersjön är primärproduktionen den 10-dubbla mot Lule skärgård. Motsvarande värden för zooplankton är påtagligt mindre starkt varierande. Även Dahlin (1976) noterar relativt större zooplanktonmängder i Bottenviken än i Bottenhavet. Detta tyder på relativt bättre levnadsförhållanden för zooplankton inom vårt område.

En jämförelse på basis av närsalthalter och växtpigment med Norrbottens inlandsvatten visar att Bottenvikskustens produktionsförhållanden närmast motsvarar de oligotrofa fjällsjöarnas. Även dessa kännetecknas av låga sommartemperaturer, av maximala klorofyll_a-halter under sommaren av 1 - 2 $\mu\text{g/l}$, av totalfosforvärden betydligt under 10 $\mu\text{g/l}$ och av relativt höga nitratkvävehalter även under sommaren. Däremot är siktdjupet i dessa sjöar ofta större vilket synes sammanhänka med lägre totalhalt av partikulärt material i högre grad än med skillnaden i vattenfärgen. Å andra sidan innehåller kustvattnets plankton, speciellt dess zooplankton, en del arter som också förekommer i kustnära och ofta tämligen eutrofa sjöar. Såvida inte detta har samband med vattnets hårdhetsgrad resp salthalt eller delvis kanske också beror på att sötvattenarter med tillflödena ständigt tillförs kustvattnen där de fortsätter att föröka sig, kan också däri ses ett indicium för relativt gynnsamma betingelser för zooplankton i dessa vatten.

Under alla förhållanden torde det stå helt klart att Bottenvikskusten inte hör till "världens mest nedsmutsade hav" utan tvärtom hör till de mest oligotrofa och enligt vanliga vattenkvalitetskriterier renaste vattenområdena i Europa. Påtaglig förorening förekommer lokalt och kan omfatta åtskilliga kvadratkilometer stora områden, men ingenting har hittills kommit fram som tyder på en generell eller övergripande förorening av kustområdet som helhet. Jämförda med förorenade områden på annat håll, t ex Stockholms skärgård, Rigabukten eller Kielbukten måste dock även den befintliga föroreningen anses som mycket måttlig.

5.2. SEDIMENT

Mindre entydigt är situationen vad gäller sedimenten. Undersökningarna av Wulff et al (1977) ger vid handen att produktionsförhållandena för bottenvegetation och bottendjur följer

en liknande gradient utmed Östersjön som den för den planktiska biocenosen. Större bestånd av växter och djur än i Luleå skärgård finner man på finska sidan Bottenviken utanför Uleåborg. Vid Askö är växtbestånden ungefär 3 gånger större. Beståndet av bottenfaunan i profundalen uppges vara ca 3 gånger större vid Tvärminne i Finland och 4 - 5 gånger större vid Askö än i Luleå skärgård. Samtidigt påpekas dock att inte endast den ringa primärproduktionen och den lägre temperaturen utan också sedimentens speciella beskaffenhet vid Bottenvikskusten måste ses som bidragande orsaker till den påfallande steriliteten inom vårt område. Såväl sulfidlerorna som de långtgående inerta och lättrörliga humussedimenten erbjuder synnerligen ogynnsamma levnadsvillkor för bottenlevande organismer.

Visserligen är dessa betingelser i första hand naturligt betingade. Frågan är emellertid huruvida också de relativt höga metallhalterna i sedimenten kan vara bidragande orsak till steriliteten och huruvida dessa kan anses vara naturligt betingade.

Genom naturvårdsverket har jämförelsematerial erhållits i form av stencilerade rapporter från tre mer eller mindre starkt påverkade kustdistrikt, nämligen delar av Stockholms skärgård (Askrikefjärden, Erstaviken och Dalarövik) Oxelösund och Nynäshamn. Såvida samma metaller ingår i de olika undersökningarna kan konstateras att medelvärdena och spridning i Luleå skärgård ligger närmast dem i det minst påverkade jämförelseområdet, nämligen Dalarövik. I övriga områden ligger redan medelvärdena ungefär dubbelt så höga som i Luleå skärgård, extremvärdena flera gånger högre.

I direkt till vårt område angränsande områden (länsstyrelsens i Västerbottens län kustundersökning och Rönnskärsundersökningen) förekommer mångdubbelt högre värden av sådana metaller som härrör sig från Rönnskärsverken, men också i många fall betydligt lägre värden än vad som finns någonstans i Norrbottens kustavsnitt, särskilt längre utåt och söderut längs Västerbottens kustavsnitt. Detta gäller särskilt för koppar och zink medan krom-, bly- och kadmiumvärdena är mera jämförbara dem vid Norrbottenskusten även där dessa är låga. Man skulle därav kunna dra slutsatsen att metaller som i speciellt stora mängder släpps ut från Rönnskärsverken också starkare sprids norrut längs kusten.

En undersökning av Olausson et al (1977) beträffande tungmetallhalterna i egentliga Östersjön redovisar inom de kustnära områdena medelvärden av samma storleksordning som de vid Norrbottenskusten för motsvarande metaller funna. För kustfjärra områden ges dock ungefär hälften så höga värden eller lägre, och den "naturliga bakgrunden" som sätts lika med halterna i något äldre sedimentskikt är för t ex bly, zink och kadmium ytterligare endast hälften av de senare. På observationen att ytsedimenten genomgående har högre metallhalter än skikten några cm djupare drar Olausson et al den slutsatsen att en mer eller mindre kraftig diffus förorening av antropogent ursprung skulle vara orsaken för de förhöjda halterna i ytsedimenten. Säkerligen måste man dock räkna med en "kusteffekt" även under naturliga förhållanden som visas av den kraftiga utfällningen av älvtransporterat material utanför älvmyningarna. Även sedimentomlagringar, särskilt i kustområdet, kan komplicera tolkningen av sådana resultat.

Trots att mycket talar för att tungmetallfördelningen vid Norrbottenskusten i första hand är ett resultat av naturliga betingelser kan inte uteslutas att metallvärdena i viss mån återspeglar en allmän kulturpåverkan, och det framstår som troligt att området delvis påverkats av metallutsläppen från Rönnskärsverksområdet. Det kan inte heller uteslutas att de

relativt höga metallhalterna i förening med övriga mindre gynnsamma miljöbetingelser ytterligare försvårar livsmöjligheterna för vissa organismer i den redan i och för sig svåra miljön.

6. RECIPIENTKONTROLL

6.1. NUVARANDE RECIPIENTKONTROLL I NORRBOTTENS KUSTOMRADEN

Fastställda kontrollprogram för kustvattnet finns för 4 områden utmed Norrbottenskusten. Det gäller Jävreviken, Piteälvens mynningsområde, Luleälvens mynningsområde med delar av Inre Lule skärgård samt Kalixälvens mynningsområde. I Jävreviken finns recipientkontrollen i anslutning till utsläpp från en kommunal reningsanläggning och den omfattar 4 provtagningspunkter. I Piteå finns ett samordnat kontrollprogram för kommunen och ASSI:s och SCA:s skogsindustrier. Detta program omfattar 23 provtagningspunkter. I Luleå finns ett kommunalt program omfattande 14 punkter från Måttsund till Råneå och ett program för NJA som omfattar 10 punkter i Luleälvens mynningsområde. Dessa program är tekniskt samordnade. Programmet för ASSI:s skogsindustrier i Karlsborg slutligen omfattar 18 punkter i Kalix älvs mynningsområde.

Gemensamt för dessa punkter är att prover tas 2 gånger per år, vår och höst, varvid temperatur, siktdjup, syrgas, permanganatförbrukning och totalfosfor och totalkväve bestäms i samtliga punkter. I de flesta fall bestäms dessutom ledningsförmåga och pH. Bakterier bestäms i de kommunala punkterna, BS_7 i punkter som berörs av skogsindustrin, och grumling och järn i punkter som berörs av NJA. I alla dessa punkter tas djupprofiler eller åtminstone, i grundare vatten, ett ytprov och ett prov från botten nära skikt. Provtagnings tiderna synkroniseras så långt som möjligt mellan de olika programmen.

Utöver dessa gemensamma drag skiljer sig de olika programmen i olika grad varierande provtagningsintensitet i begränsade antal eller i enstaka punkter. Veckovisa, månadsvisa eller kvartalsvisa provtagningar av ett fåtal enkla parametrar i ett fåtal punkter kan förekomma liksom också intensivare provtagningar i en eller ett fåtal punkter av ett större antal parameterar och mera stickprovsmässig mätning av mera speciella ämnen. Dessutom omfattar kontrollprogrammen krav på återkommande specialundersökningar av exempelvis bottenfaunan eller tungmetallhalten i organismerna. Sådana specialundersökningar utförs i regel i intervaller av 3 - 5 år.

Till kontrollen av kustvattnen får också räknas provtagningarna i 17 älv- och åmynningar som ingår i den samordnade kommunala vattendragskontrollen i länet. Även dessa provtagningar sker vår och höst och omfattar samma parametrar som är gemensamma för de flesta av punkterna i de nämnda kontrollprogrammen. Slutligen får också räknas provtagningarna inom ramen för naturvårdsverkets basdatanät vari ingår månatliga provtagningar i 7 av länets älvmyningar med utförliga analyser av närsalter, större konstituenten och jonbalans.

Erfarenheterna av dessa undersökningar samt av specialundersökningar som gjorts vid sidan av dessa, t ex undersökningen av muddringseffekterna i Lule skärgård, visar följande. Där föroreningspåverkan varit kraftig och mer eller mindre konstant t ex utanför pappersindustrierna, har också det klart påverkade närområdet visat mer eller mindre konstant utbredning och föroreningsgrad. Förändringar över flera år har kunnat spåras endast med hjälp av inte särskilt tillfredsställande statistiska metoder. I den mån reningsåtgärderna radikalt förbättrats har dock förbättringar också kunnat fastställas i recipienten.

Där föroreningspåverkan däremot varit svag eller tillfällig och där den når blandningszoner har det i stället visat sig mycket svårt att överhuvud taget "fånga in" föroreningarna och således

praktiskt taget omöjligt att med rimliga arbetsinsatser belägga förbättringar eller försämringar av recipientsituationen. Naturliga årstidsvariationer och tillfälliga vattenrörelser överskuggar i regel långt de eventuella föroreningseffekterna i dessa områden. Wulff et al (1977) finner inga belägg för att inre Lule skärgård skulle vara "förgiftat" av industriella utsläpp och bedömer verkningarna av sandmuddringarna som tämligen obetydliga. Betydelsen av områdets starka genomströmning understryks i detta sammanhang.

Å andra sidan visar denna undersökning att vissa typer av skadeverkan kan sträcka sig långt utanför områden som nu täcks av kontrollprogram (t ex skador i planktonbiocenosen utanför Karlsborg). Möjligheten av långväga transporter av sammanhängande vattenpaket med förorenat vatten har framhållits. Man kan därför ifrågasätta om nuvarande kontrollprogram på ett optimalt sätt fyller sin uppgift.

6.2. FÖRSLAG TILL SAMORDNAD RECIPIENTKONTROLL

Kontrollprogrammen skall ge upplysning om föroreningsutsläppens sammansättning, mängd och variationer samt om föroreningarnas spridning och effekter i recipienten. Den första delen tillgodoses av utsläppskontrollen, den andra av recipientkontrollen. Recipientkontroll är inte möjlig utan en god insikt i recipientens naturliga betingelser och funktioner. I synnerhet när det gäller stora och komplexa recipienter kan stora och kostsamma undersökningar bli nödvändiga om detta krav skall tillfredsställas.

Kompromissen mellan naturvårdande instansers behov av övergripande recipientkontroll och förorenarnas bedömningar av det egna ansvarsområdet brukar leda till den typ av övervakningsprogram som här i praktiken föreligger. Dessa program garanterar att föroreningarna hålls under viss uppsikt, men för övrigt ger de sällan mer än bekräftelser, år efter år, att föroreningen är mest påtaglig inom utsläppspunkternas närområden. Någon samlad recipientbedömning tillåter de inte.

Den föreliggande undersökningen har inte bragt fram föroreningsindikationer eller andra argument som skulle tala för en utökning med ett antal punkter och sammanbindning över mellanliggande områden av de befintliga programmen. Samtidigt visar den värdet och behovet av övergripande inventeringar. Även kring vissa frågor koncentrerade specialundersökningar inom och utanför kontrollprogrammen har ofta visat sig kunna ge mera adekvat information än de löpande rutinprogrammen. För att uppnå inom ekonomiska och tekniska ramar bästmöjliga miljökontroll i Norrbottens kustvatten förefaller det därför motiverat att kraftigt skära ned rutinprogrammen för att i stället satsa på en flexibel kombination av återkommande översiktliga inventeringar med växlande tyngdpunkt i frågeställningen och fördjupade effektstudier.

Naturligtvis kan det vara svårt att förstå för förorenarna varför de skulle bekosta undersökningar av vattenområden som till synes inte berörs av utsläpp eller i varje fall enligt all mänsklig bedömning inte kan vara hotade av några skador. Det kan därför vara en lämplig lösning att förorenarna helt befrias från ansvaret för recipientkontrollen som i stället förs över till en samordningsorganisation. Förorenarna behåller självfallet ansvaret för recipientens tillstånd resp renhållning men de avlastas från uppgifter som de i regel ändå saknar kompetens att själva bedöma och genomföra.

Teoretiskt skulle ett vattenvårdsförbund eller en liknande organisation kunna ta över det direkta ansvaret för recipientkontrollen. Enligt erfarenheterna i länet är dock de strukturella och ideella förutsättningarna för ett sådant för närvarande inte givna. Det framstår därför som naturligt att länsstyrelsens naturvårdsenhet blir huvudmannen i samordningsorganisationen. Förorenarna kan då vara representerade i en samrådsgrupp som har till huvuduppgift att finna ekonomiska

ramar och fördelningsnycklar för kontrollverksamhetens finansiering. Även valet av undersökare (konsultföretag, institution m m) kan bli föremål för förhandlingar inom samrådsgruppen. Undersökningsprogrammen utarbetas dock i samråd mellan tillsynsmyndigheten och undersökaren.

Förslaget betyder en ökning av tillsynsmyndighetens direkta ansvar för recipientkontrollen som t o m kan innebära att myndigheten i mån av resurser och kompetens själv tar del i provtagnings-, analys- och utvärderingsarbetet. I och för sig torde detta inte strida mot miljöskyddslagen, men det kan ändå ifrågasätta om inte recipientkontrollen överhuvud taget borde ligga hos myndigheterna på samma sätt som fallet är i andra länder, och att miljöskyddslagen här kan behöva revideras.

7. SAMMANFATTNING

(1) Ytvattnets och ytsedimentens beskaffenhet i Norrbottens kustområde undersöktes i augusti 1974 på ca 120 stationer mellan Haparanda och Jävre. I vattnet bestämdes i första hand siktdjup, färg, temperatur, ledningsförmåga, pH-värde, fosfor, kväve, permanganatförbrukning och växtpigment. I vissa fall undersöktes också syrgashalt och plankton. I sedimenten bestämdes i första hand glödgningsförlust, fosfor samt tungmetallerna Cu, Zn, Pb, As, Cd och Cr. Sedimentbeskaffenheten studerades också i mikroskop. Samtidigt med vatten- och sedimentprovtagningarna företogs en flygfotografisk kartering av vegetationsförhållandena vid stränderna.

(2) Ytvattnet karaktäriseras av humusrika och starkt utsötade vattenområden i nordost och tilltagande salthalt, större siktdjup och högre pH-värden mot sydväst. Fosforhalterna är genomgående låga, men något förhöjda vid älvmyningarna. De högsta nitrat-halterna finns i ett uppvällningsområde söder om Torne älvs mynning. Några djupprofiler visar med ökande djup ökande nitrat-halter men oförändrat låga fosforhalter. Ingen syrgasbrist kunde fastställas i djupet.

Produktionsförhållandena i ytvattnet, uttryckta genom klorofyllhalten, synes vara mest gynnsamma i det utsötade, humusrika vattnet i nordost. Korrelationen är starkare mellan klorofyll och sådana parametrar som indikerar förekomst av organiskt material än mellan klorofyll och närsalterna. Något samband mellan klorofyllhalt och vattentemperatur föreligger inte.

(3) Ytsedimenten karaktäriseras av starkt inslag av organiskt material i vikar och utanför älvmyningarna och är mera sandiga i sydväst. Sulfidleror är också vanligt förekommande. Tungmetallhalterna är i allmänhet högst i strandnära områden och visar en stark koppling till det organogena materialet. Denna koppling är starkast hos koppar och zink. Avvikande från övriga undersökta metaller förekommer arsenik mera i större djup och krom är starkare kopplat till oorganiskt material. Vid relatering till glödningsförlusten visar alla metaller, utom krom, en påfallande gradient med stigande värden från nordost mot sydväst.

(4) Den högre strandvegetationen karaktäriseras av bladvass (Pragmites), säv (Scirpus), fräken (Equisetum), braxengräs (Sparganium) och nate (Potamogeton), dessutom förekommer fläckar med inte närmare identifierad submers växtlighet. Kustområdets västra delar har en kvantitativt och kvalitativt rikare växtlighet, mest bladvass och säv. områdets norra delar är fattigare och karaktäriseras av fräken och braxengräs.

(5) Antropogen påverkan i vattnet visar sig i ringa grad i form av förhöjda närsalthalter i älvmyningarnas omedelbara närhet genom kommunala utsläpp, i form av grumling genom muddringar, och i form av förändrade färg- och permanganatvärden genom utsläpp från pappersindustrin. Längre utåt kan pappersindustrins påverkan också spåras i form av förändringar i växtpigmentens sammansättning. Utsläppen utgör dock i allmänhet marginella andelar av den naturliga materialtillförseln genom älvarna. Antropogen påverkan i sedimenten genom tungmetaller och andra

ämnen kan vara av större signifikans. Metallernas fördelningsbild synes dock i första hand vara ett resultat av naturlig tillförsel och deposition.

(6) De funna förhållandena i Norrbottens kustområde låter en fortsatt övergripande vattenkontroll framstå som önskvärd. Däremot motiverar de inte en utökning av befintliga lokala kontrollprogram. Det föreslås därför en reducering av de befintliga programmen till förmån för ett flexibelt system av återkommande regionala karteringar och lokalt fördjupade effektstudier inom ramen för en samorganisation med tillsynsmyndigheten som huvudman.

8. LITTERATUR

Ahl, T. (1975): River discharges of Fe, Mn, Cu, Zn and Pb into the Baltic Sea from Sweden. - Stencil, statens naturvårdsverk - Naturvårdsverkets limnologiska undersökningar, Uppsala 35 pp.

Ahl, T. & S. Odén (1972): River discharges of total nitrogen, total phosphorus and organic matter into the Baltic Sea from Sweden. - AMBIO Special Report nr 1: 51-56.

Anonymus: Recipientundersökningar vid Tunaberg 1974 (statens naturvårdsverk, delar av rapport, M. Edgren, E. Neuman)

Anonymus: Sedimentkemiska data från Rönnskär (statens naturvårdsverk, delar av rapport, G. Lithner)

Anonymus: Sedimentkemiska undersökningar i Askrikefjärden, Erstaviken och Dalarövik (statens naturvårdsverk, delar av rapport)

Anonymus: Sedimentkemiska undersökningar i Nynäshamn (statens naturvårdsverk, delar av rapport, M. Edgren)

Anonymus: Vattenkemiska data från 7 norrbottniska älvar
(statens naturvårdsverk - ytkemiska nätet. Datalistor)

Dybern, B. (1974): Water Pollution - A Problem with Global
Dimensions - AMBIO 3: 139-145

Dahlin, H. (1972): *Kortfattad rapport om hydrografiska och
kemiska förhållanden i Bottniska viken 1968-1972* - Stencil 15 pp

Dahlin, H. (1976): Hydrokemisk balans för Bottenhavet och
Bottenviken - Vannet i Norden nr 1: 62-82

Dahlin, H. (1976): Fördelningen av seston och plankton jämte
planktons innehåll av arsenik, kadmium och kvicksilver i
Bottniska viken - resultat av en orienterande studie med f/f
"Argos" våren 1975 - Manuskript 26 pp

Hällfors, G. (1976): The vegetation of littoral biotopes at
Krunnit (NE Bothnian Bay) studies by the Finnish IBP-PM Group -
Manuskript 14 pp

Kangas, P. (1975): *Littoral stony-bottom invertebrates in the
Krunnit area, Bothnian Bay* - Acta Univ Ouluensis Ser Biol

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1975): *Avloppsreningsanlägg-
ningar i Norrbottens län 1975-07-01* - Stencil 36 pp

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1975): *Undersökningar i
Haparanda och Lule skärgårdar 1970 och 1971* - PM 12 pp

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1976): *Samordnad recipient-
kontroll i Norrbottens län* - Stencil, 2 delar 41 + 91 pp

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1976): *Översiktsplanering
BD län kustområdet, medd nr 7 Vatten- och luftföroreningar
samt renhållning* - Offsettryck 39 pp

Länsstyrelsen i Norrbottens län (1977): Reningsfunktionen gentemot några tungmetaller i kommunala reningsanläggningar i Norrbottens län - Stencil 27 pp

Länsstyrelsen i Västerbottens län: Undersökningar av vatten- och sedimentkvalitet i länets kustområden sommaren 1975 (Opubl data).

Mellin, T. (1976): Kalixälvens mynningsområde. Sedimentundersökningar 1976 - Examensarbete för påbyggnadskurs C i kvartärgeologi. - Stencil Länsstyrelsen i Norrbottens län 117 pp

Olausson, E., O. Gustafsson, T. Mellin, R. Svensson (1977): Current level of heavy metal pollution and eutrophication in the Baltic Prover - Stencil, medd från Marineol Lab, Göteborg nr 9, 95 pp

Wulff, F., C. Flygh, M. Foberg, S. Hansson, S. Johansson, H. Kautsky, H. Samberg, K. Skärlund, T. Sövlín, B. Wibom (1977): Ekologiska undersökningar i Luleå skärgård 1976 - Askölaboratoriet och institutionen för ekologisk zoologi i Umeå. Slutrapport till statens naturvårdsverk - Stencil 314 pp

Statens offentliga utredningar (1971): Hushållning med mark och vatten - SOU 1971:75, 542 pp

Luleå den 22 februari 1978



Arnold Nauwerck

Artlista håvplanktonBottenviken augusti 1974a) Fytoplankton

Anabaena flos-aquae	xx
Coelosphaerium Naegelianum	x
Gomposphaeria lacustris	x
Microcystis flos-aquae	x
Oscillatoria Agardhii	x
" tenuis	x
Crucigenia rectangularis	x
Dimorphococcus lunatus	x
Pediastrum Boryanum	x
" duplex	x
Staurastrum cingulum	x
Dinobryon divergens	xxx
" " v. Schauinslandii	x
Asterionella formosa	x
" gracillima	x
Chaetoceras spp. (2 spp.)	xxx
Cymatopleura elliptica	x
Diatoma elongatum	x
Fragilaria capucina	x
" construens v. venter	xx
" crotonensis	x
Melosira islandica helvetica	x
" italica subarctica	xx
" Juergensii	x
Tabellaria fenestrata	x
" flocculosa	x
Thalassiosira baltica	xxx
Ceratium hirundinella	x
Peridinium Granii	x

b) Zooplankton

Vorticella sp.	xxx
Asplanchna priodonta	xx
Ascomorpha ecaudis	x
Collotheca mutabilis	xx
Gastropus stylifer	x
Keratella cochlearis	xxx
" " v. tecta	xx
" " v. recurvispina	xx
Keratella cruciformis v. eichwaldi	x
" quadrata	x
" " v. platei	xx
Polyarthra vulgaris	xxx
" major	xx
Synchaeta baltica	x
Trichocerca capucina	x
Trichocerca porcellus	x
Bosmina coregoni maritima fae	xxx
Daphnia cristata	xx
" cucullata fa.	xxx
Diaphanosoma brachyurum	x
Evadne nordmanni	xx
Podon polyphemoides	xx
Cyclops leuckarti	xxx
" oithonoides	xx
" strenuus fa.	x
Eurytemora affinis	xxx
" sp.	xx
Limnocalanus grimaldi-macrurus	x

xxx = rikligt förekommande

xx = vanliga

x = mindre vanliga

BOTTENVIKSKUSTEN 1974

Korrelationskoefficienter, vatten

	djup	sikt	ledn	perm	pH	färg	temp	N _{tot}	P _{tot}	NO ₃	PO ₄
djup		0,385	0,419	-0,246	0,274	-0,293	-0,387	-0,045	-0,155	0,330	-0,159
sikt			<u>0,885</u>	<u>-0,770</u>	<u>0,801</u>	<u>-0,774</u>	-0,104	-0,222	-0,497	0,178	-0,531
ledn				<u>-0,819</u>	<u>0,833</u>	<u>-0,876</u>	-0,291	-0,254	-0,549	0,356	-0,572
perm					<u>-0,745</u>	<u>0,897</u>	0,123	0,327	0,571	-0,092	0,646
pH						<u>-0,792</u>	-0,062	-0,307	-0,540	0,154	-0,517
färg							0,203	0,277	0,507	-0,257	0,543
temp								0,079	0,089	-0,533	0,113
N _{tot}									0,150	0,047	0,134
P _{tot}										-0,221	<u>0,931</u>
NO ₃											-0,177
PO ₄											

BOTTENVIKSKUSTEN 1974

Korrelationskoefficienter, vatten

	kl _a	kl _a b	kl _c	kl _a (L)	feo	% kl _a	% kl _b	% kl _c	% feo
djup	-0,150	-0,163	-0,137	-0,137	-0,117	-0,047	0,058	0,027	-0,019
sikt	<u>-0,627</u>	-0,536	-0,547	-0,566	-0,480	0,319	-0,142	-0,339	-0,216
ledn	-0,568	<u>-0,648</u>	<u>-0,654</u>	-0,463	-0,551	0,397	-0,243	-0,406	-0,309
perm	<u>0,673</u>	<u>0,668</u>	<u>0,677</u>	0,582	0,567	-0,468	0,308	0,462	0,267
pH	-0,545	-0,497	-0,514	-0,480	-0,457	0,376	-0,239	-0,380	-0,273
färg	<u>0,633</u>	<u>0,698</u>	<u>0,712</u>	0,540	0,561	-0,495	0,312	0,494	0,258
temp	0,112	0,025	0,014	0,088	0,110	0,150	-0,160	-0,107	-0,033
N _{tot}	0,283	0,294	0,329	0,237	0,229	-0,238	0,120	0,244	0,116
P _{tot}	0,293	0,269	0,341	0,217	0,395	-0,340	0,151	0,375	0,300
NO ₃	0,120	0,099	-0,189	0,021	-0,010	0,120	0,099	-0,189	0,021
PO ₄	0,346	0,360	0,409	0,237	0,470	-0,384	0,183	0,410	0,399

BOTTENVIKSKUSTEN 1974

Korrelationskoefficienter, vatten

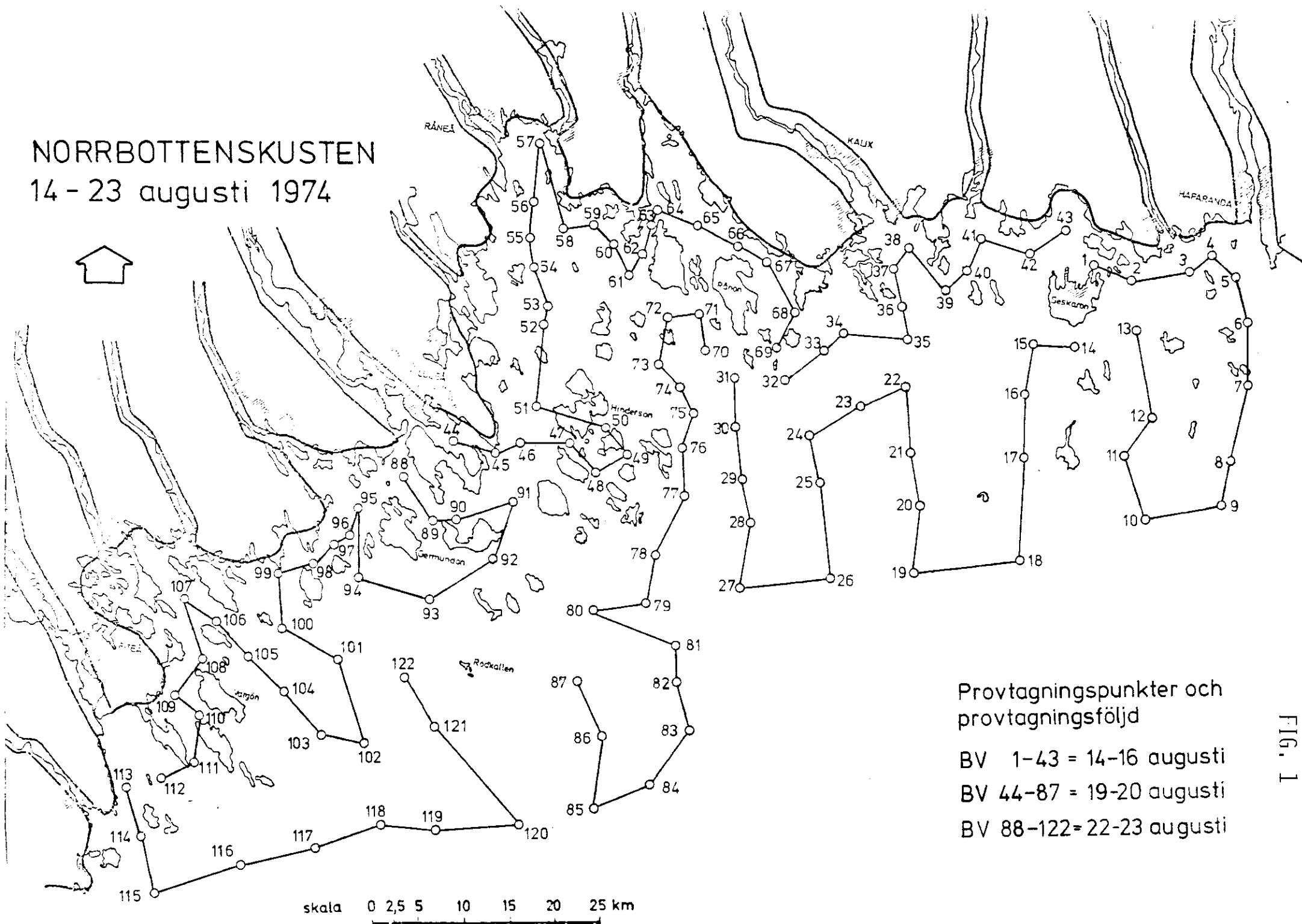
	kl_a	$kl_a(L)$	kl_b	kl_c	feo	% kl_a	% kl_b	% kl_c	% feo
kl_a		<u>0,923</u>	0,409	0,328	0,610	-0,129	0,120	0,150	0,082
$kl_a(L)$			0,270	0,164	0,270	-0,028	0,020	0,055	-0,238
kl_b				<u>0,839</u>	0,538	-0,724	0,725	0,598	0,385
kl_c					0,568	-0,783	0,419	0,791	0,417
feo						-0,356	0,298	0,356	0,721
% kl_a							-0,633	<u>-0,949</u>	-0,398
% kl_b								0,374	0,379
% kl_c									0,341
% feo									

BOTTENVIKSKUSTEN 1974

Korrelationskoefficienter, sediment

	djup	Zn	Cu	Pb	As	Cd	Cr	glödgr	torrv	P
djup		-0,064	-0,073	0,161	0,367	-0,024	-0,110	-0,265	-0,281	-0,226
Zn			<u>0,876</u>	<u>0,871</u>	0,636	<u>0,896</u>	0,178	<u>0,829</u>	<u>-0,806</u>	0,398
Cu				0,845	0,462	0,686	0,235	<u>0,833</u>	<u>-0,812</u>	0,505
Pb					0,646	0,714	0,036	0,638	-0,664	0,236
As						0,619	0,006	0,371	-0,337	0,085
Cd							0,122	0,741	-0,660	0,363
Cr								0,379	-0,364	0,325
glödgr									<u>-0,874</u>	0,669
torrv										-0,579
P										

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



Provtagningspunkter och
provtagningsföljd

BV 1-43 = 14-16 augusti

BV 44-87 = 19-20 augusti

BV 88-122 = 22-23 augusti

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

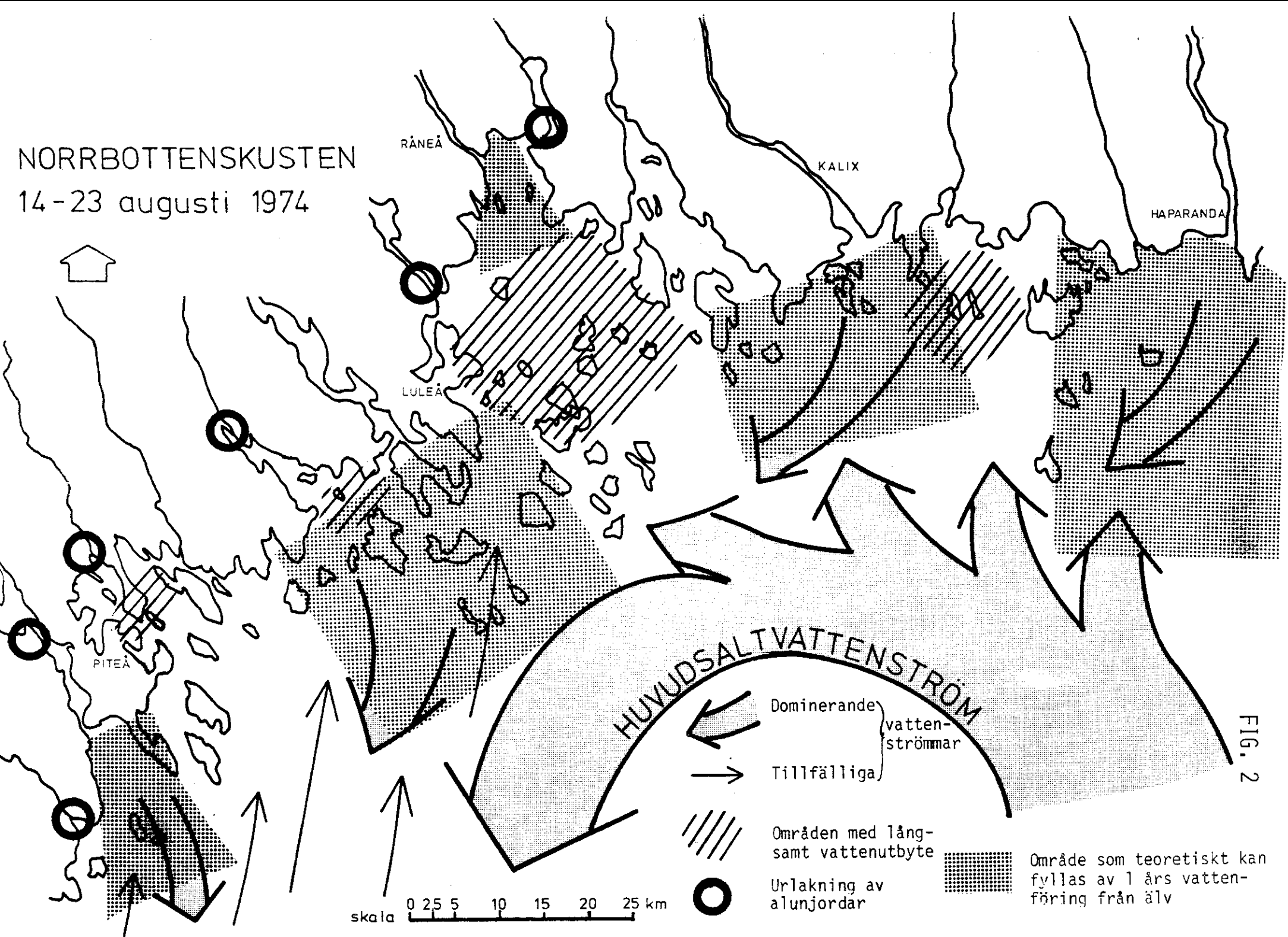


FIG. 2

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

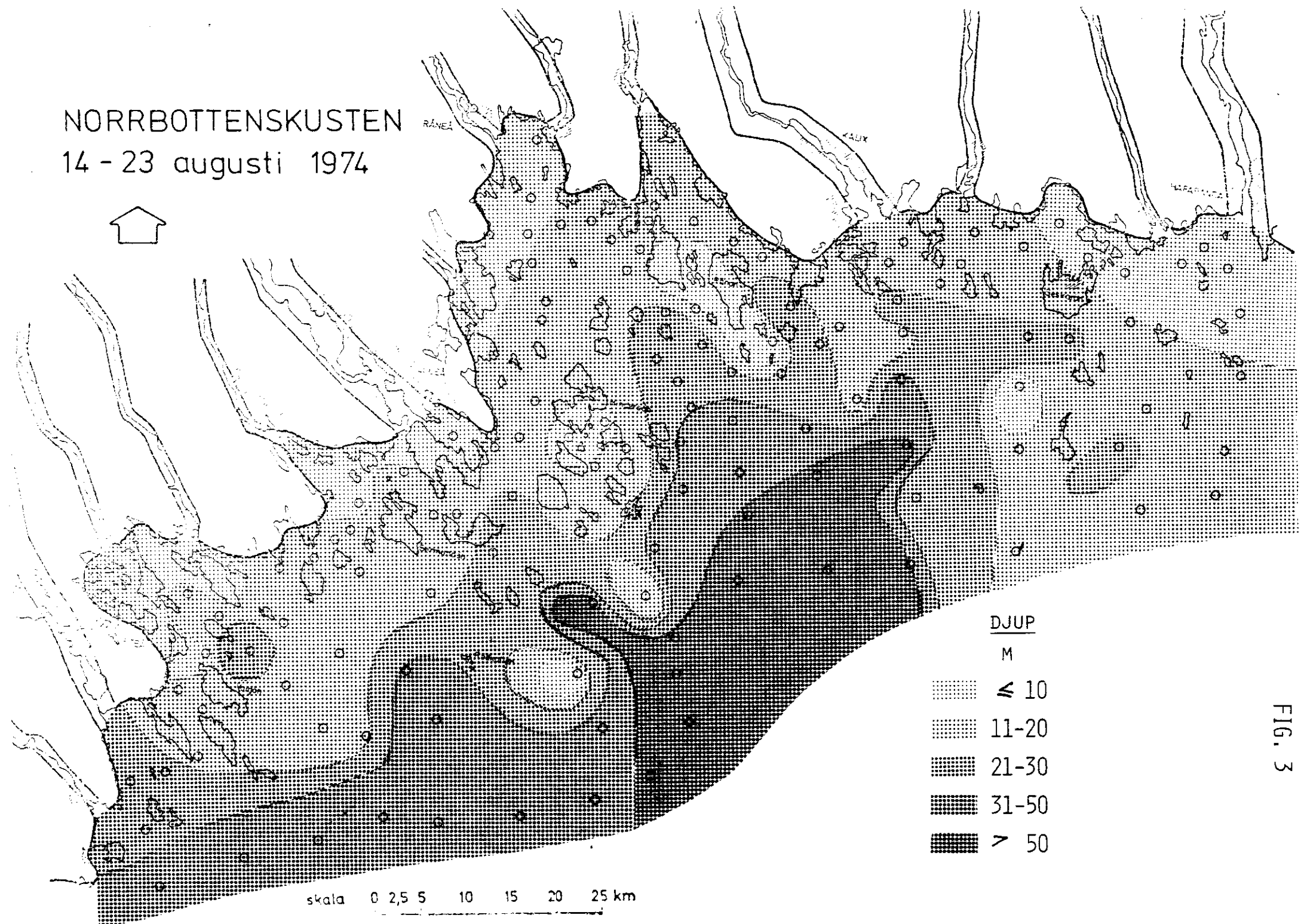
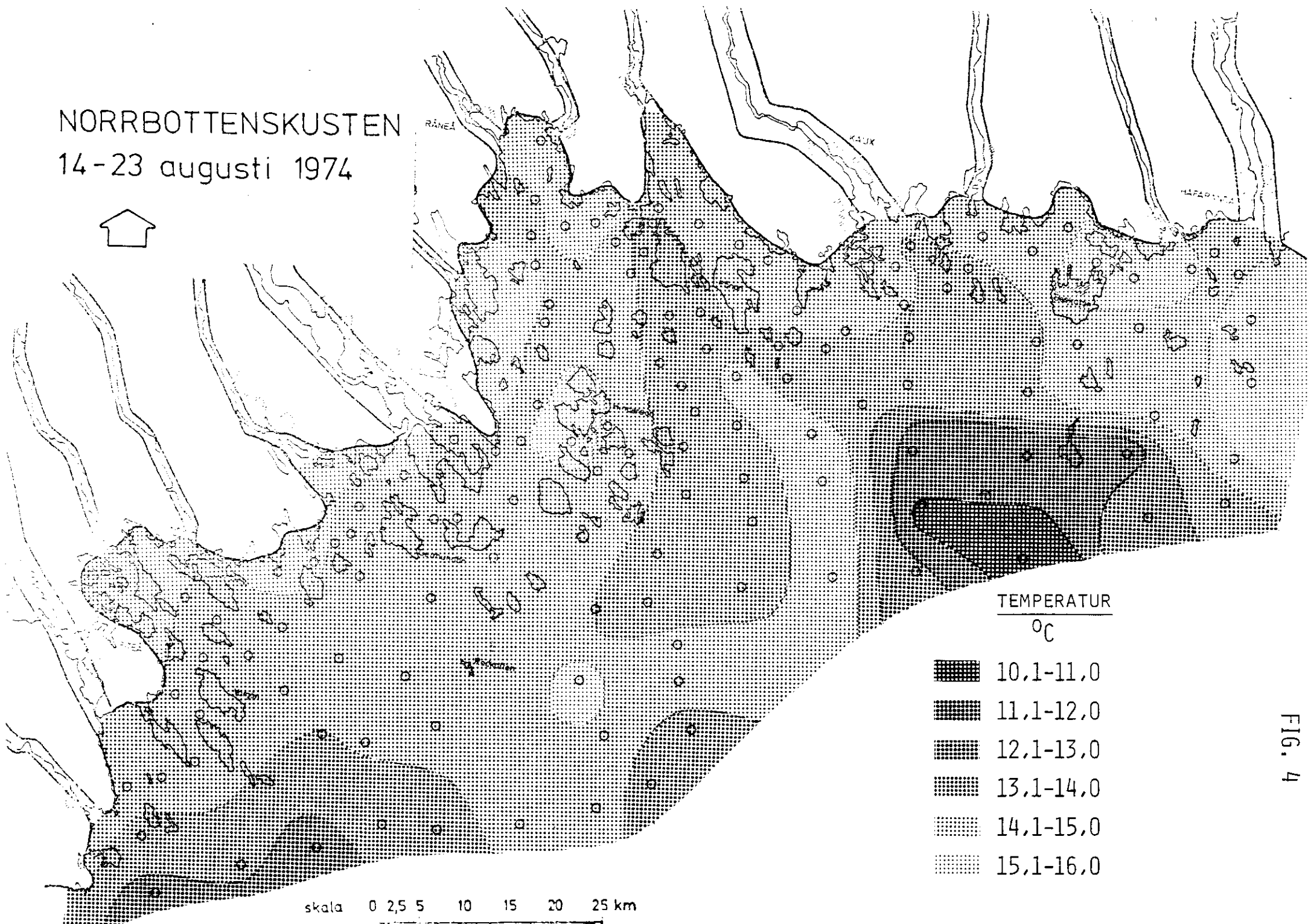








FIG. 3

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



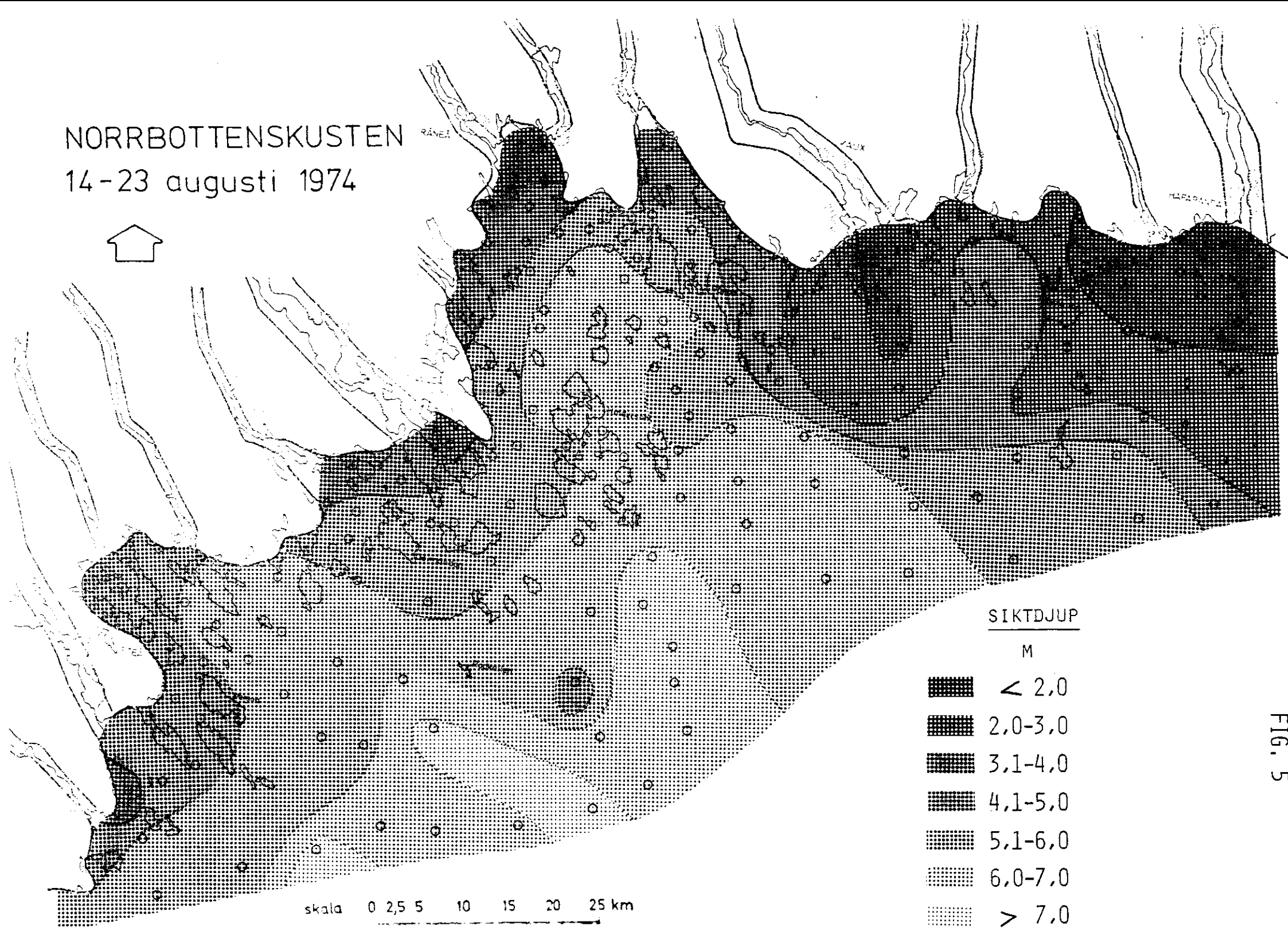
TEMPERATUR
°C

-  10,1-11,0
-  11,1-12,0
-  12,1-13,0
-  13,1-14,0
-  14,1-15,0
-  15,1-16,0

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 4

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

SIKTDJUP	
M	
	< 2,0
	2,0-3,0
	3,1-4,0
	4,1-5,0
	5,1-6,0
	6,0-7,0
	> 7,0

FIG. 5

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

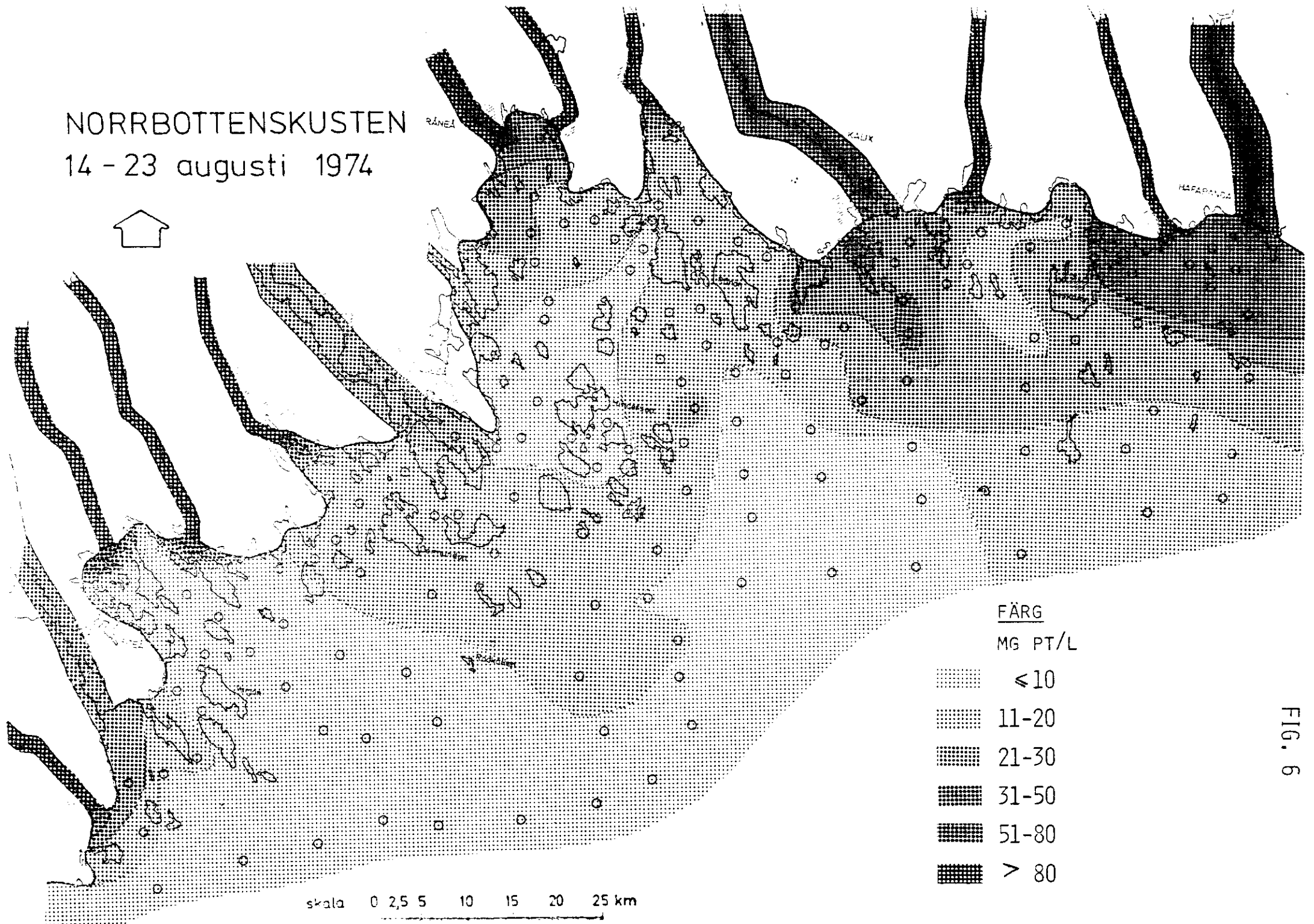
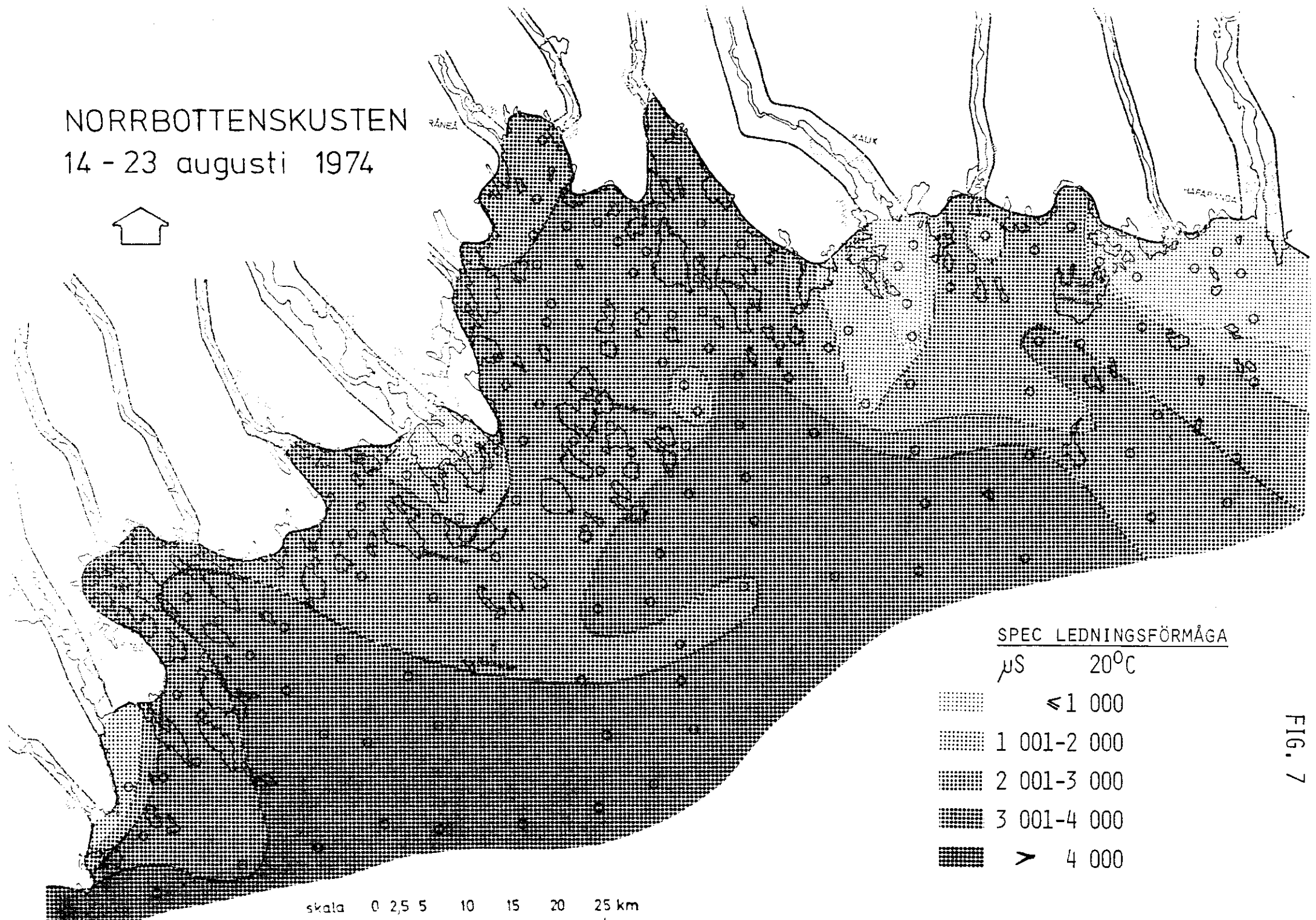


FIG. 6


NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974





SPEC LEDNINGSFÖRMÅGA

μS $20^{\circ}C$

 $\leq 1\ 000$

 1 001-2 000

 2 001-3 000

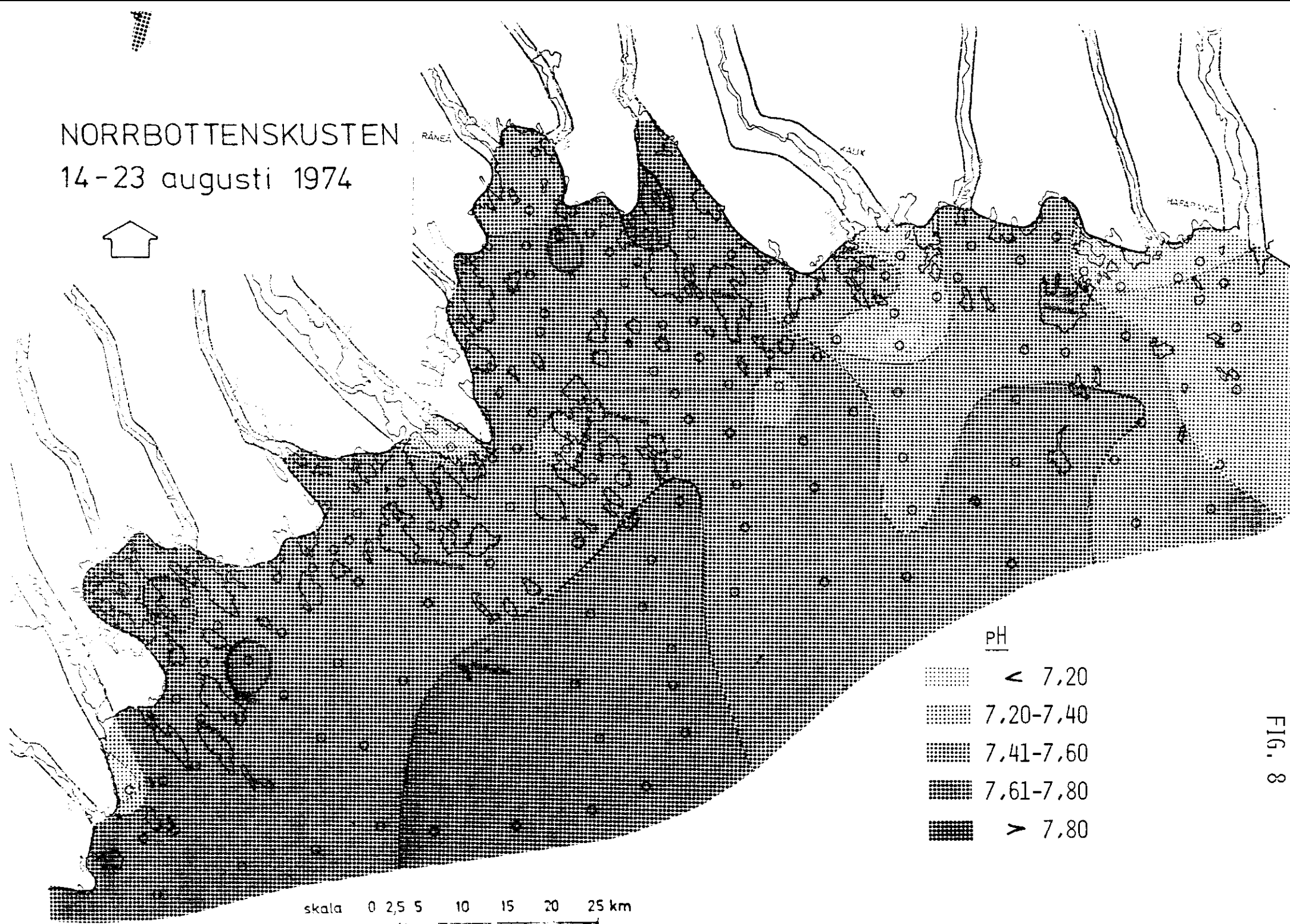
 3 001-4 000

 $> 4\ 000$






skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 7

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



PH

-  < 7,20
-  7,20-7,40
-  7,41-7,60
-  7,61-7,80
-  > 7,80

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 8

NORRBOTTENSKUSTEN

14 - 23 augusti 1974

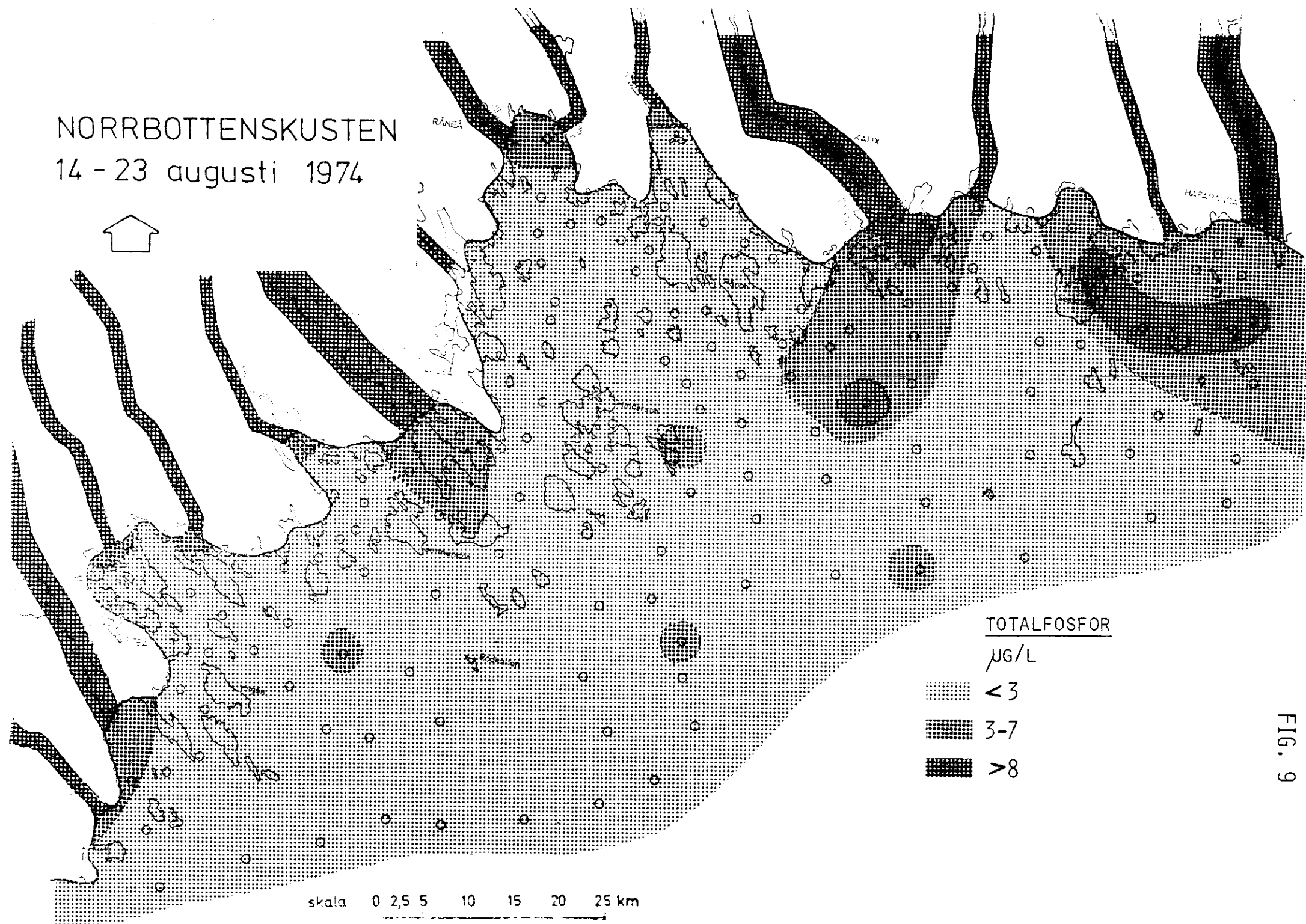
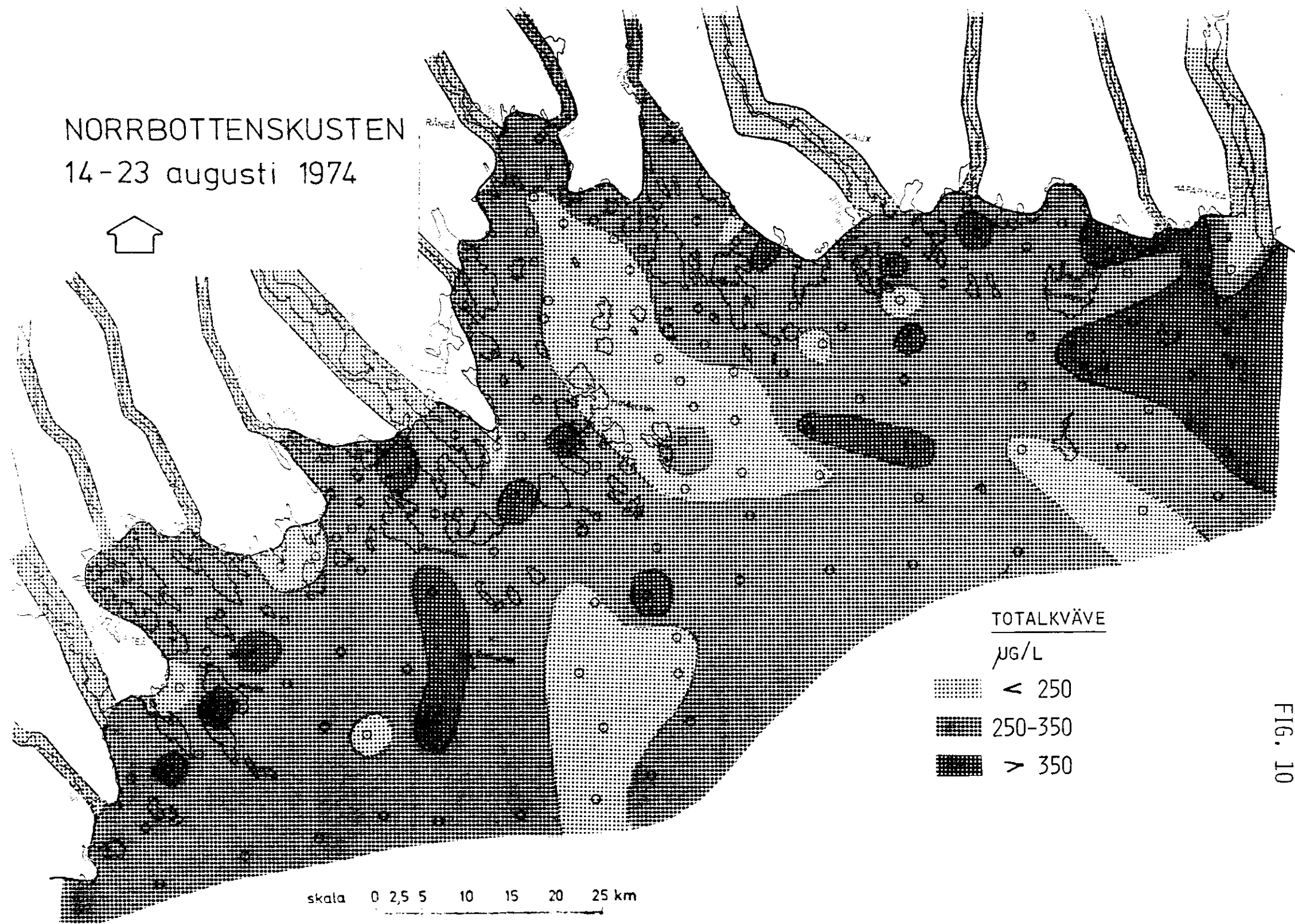





FIG. 9

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



TOTALKVÄVE
µG/L

	< 250
	250-350
	> 350

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 10

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

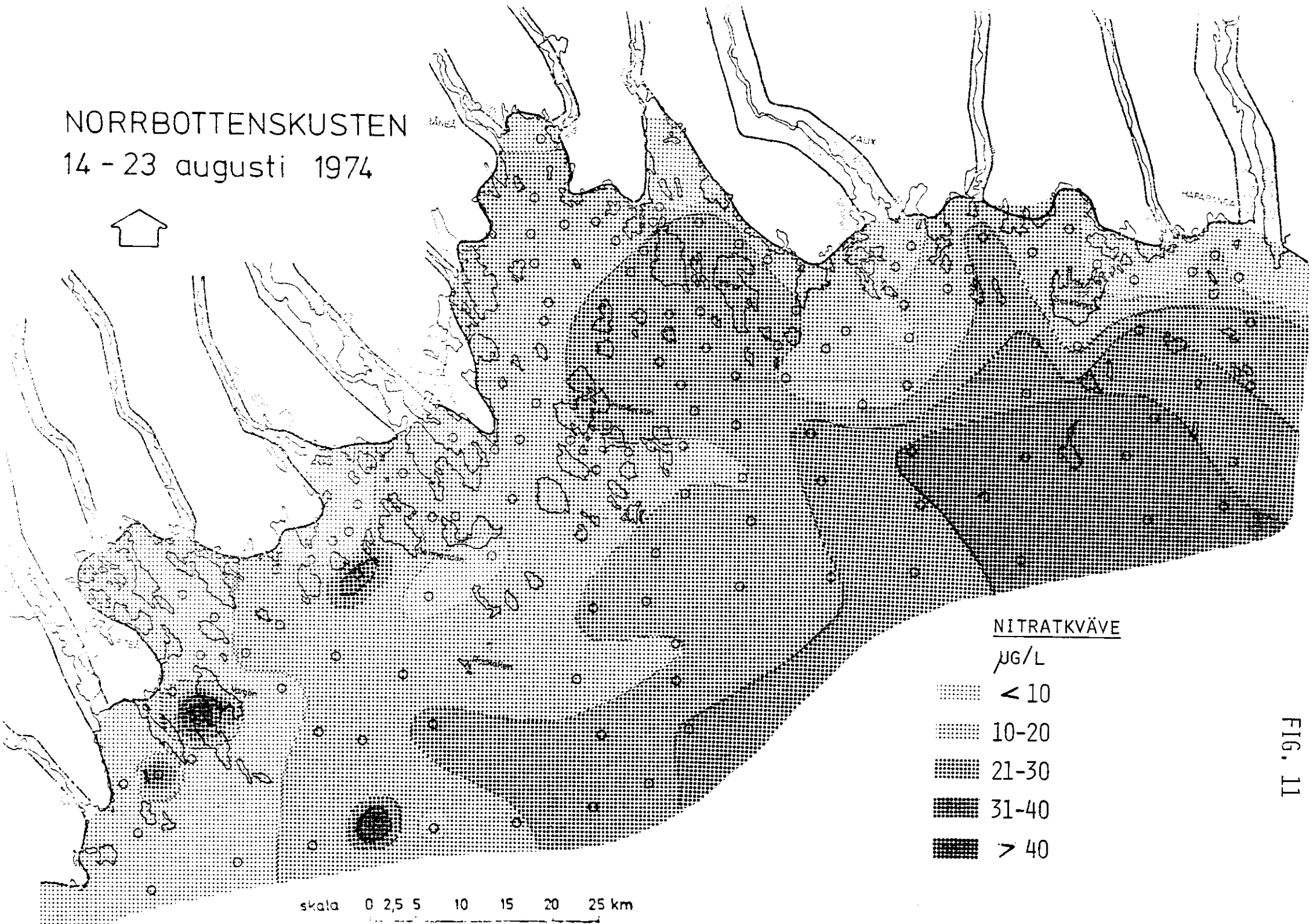
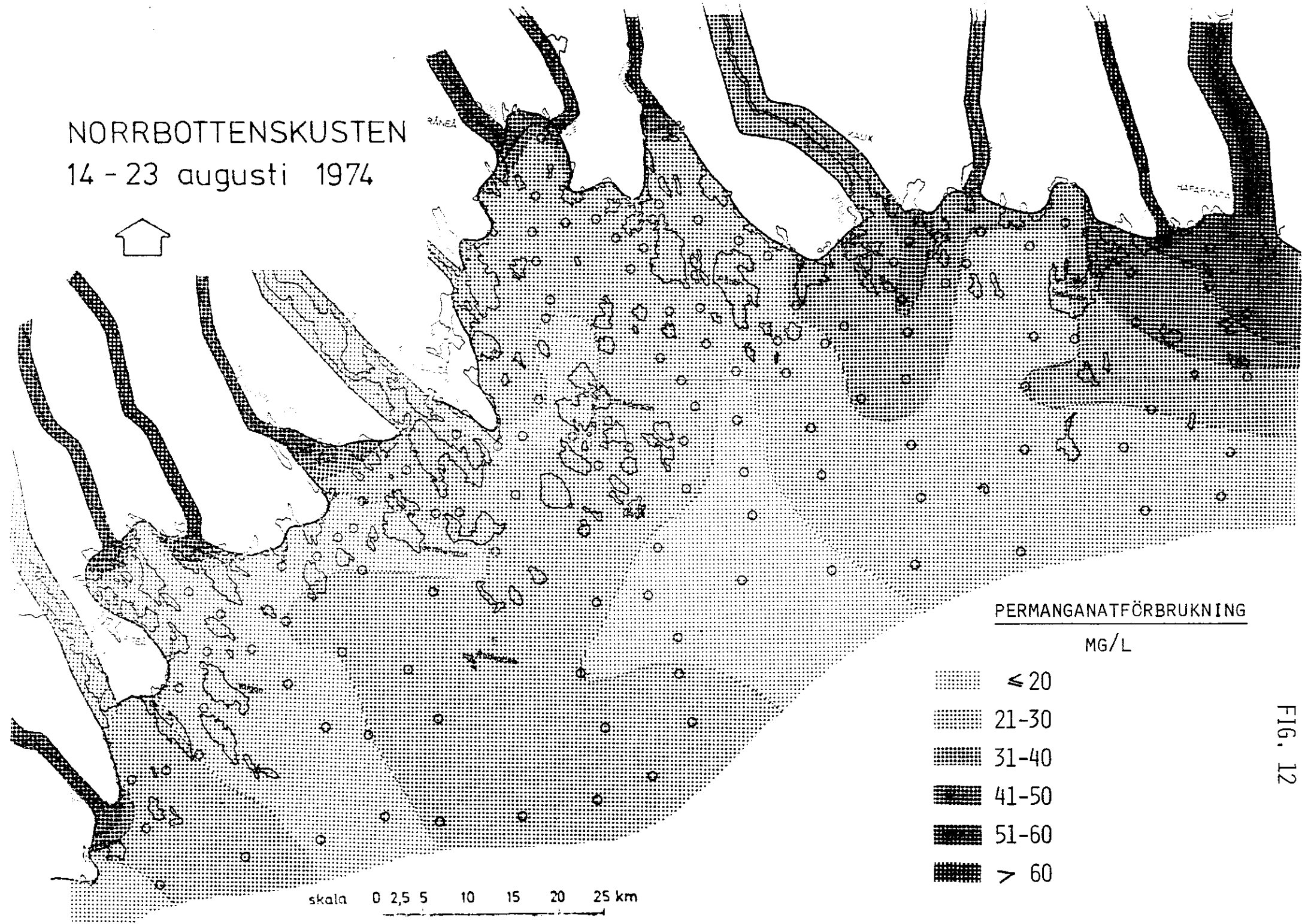


FIG. 11

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



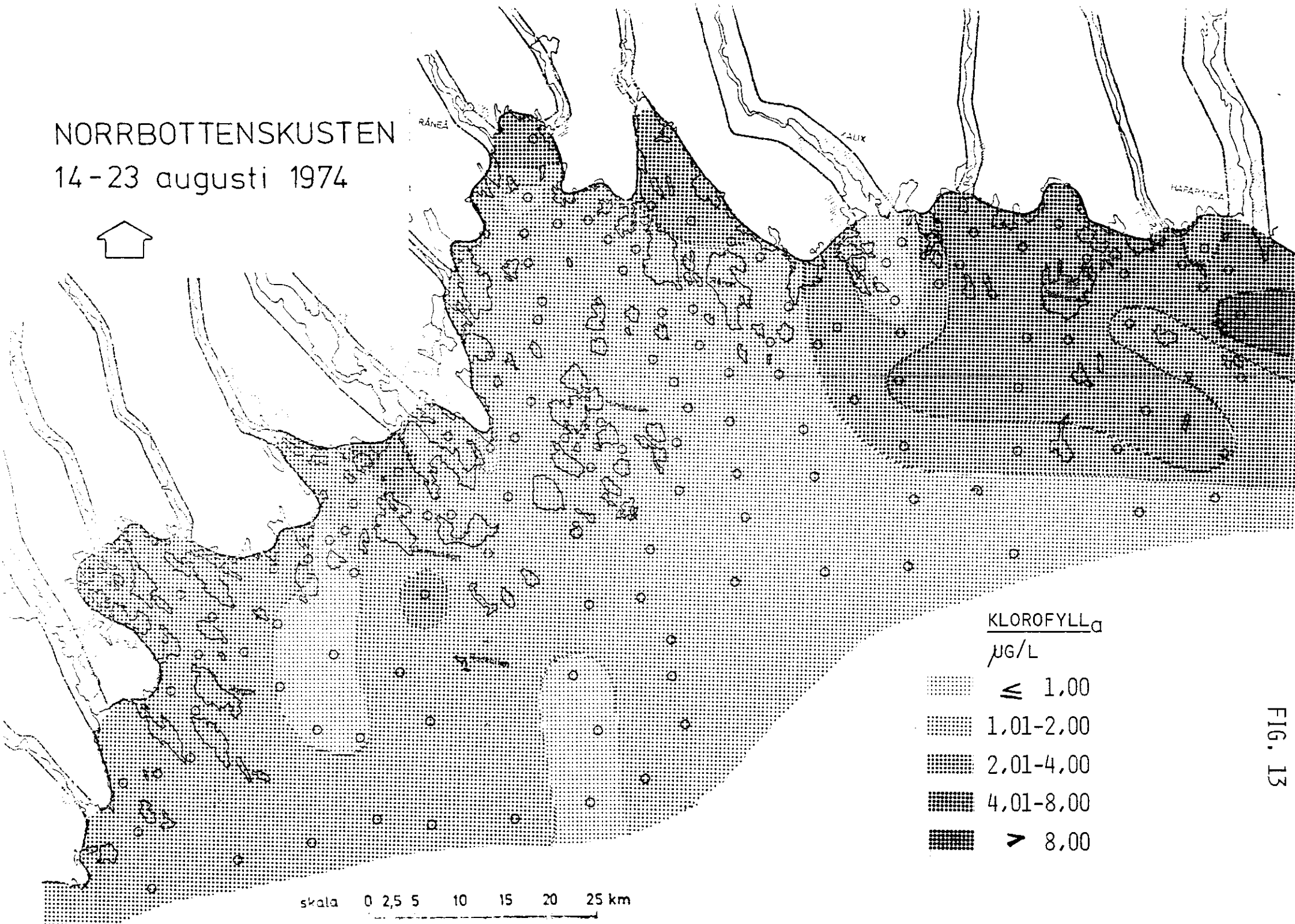
skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

PERMANGANATFÖRBRUKNING
MG/L






- ≤ 20
- 21-30
- 31-40
- 41-50
- 51-60
- > 60

FIG. 12

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



KLOROFYLL_a
µg/L

-  ≤ 1,00
-  1,01-2,00
-  2,01-4,00
-  4,01-8,00
-  > 8,00

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 13

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

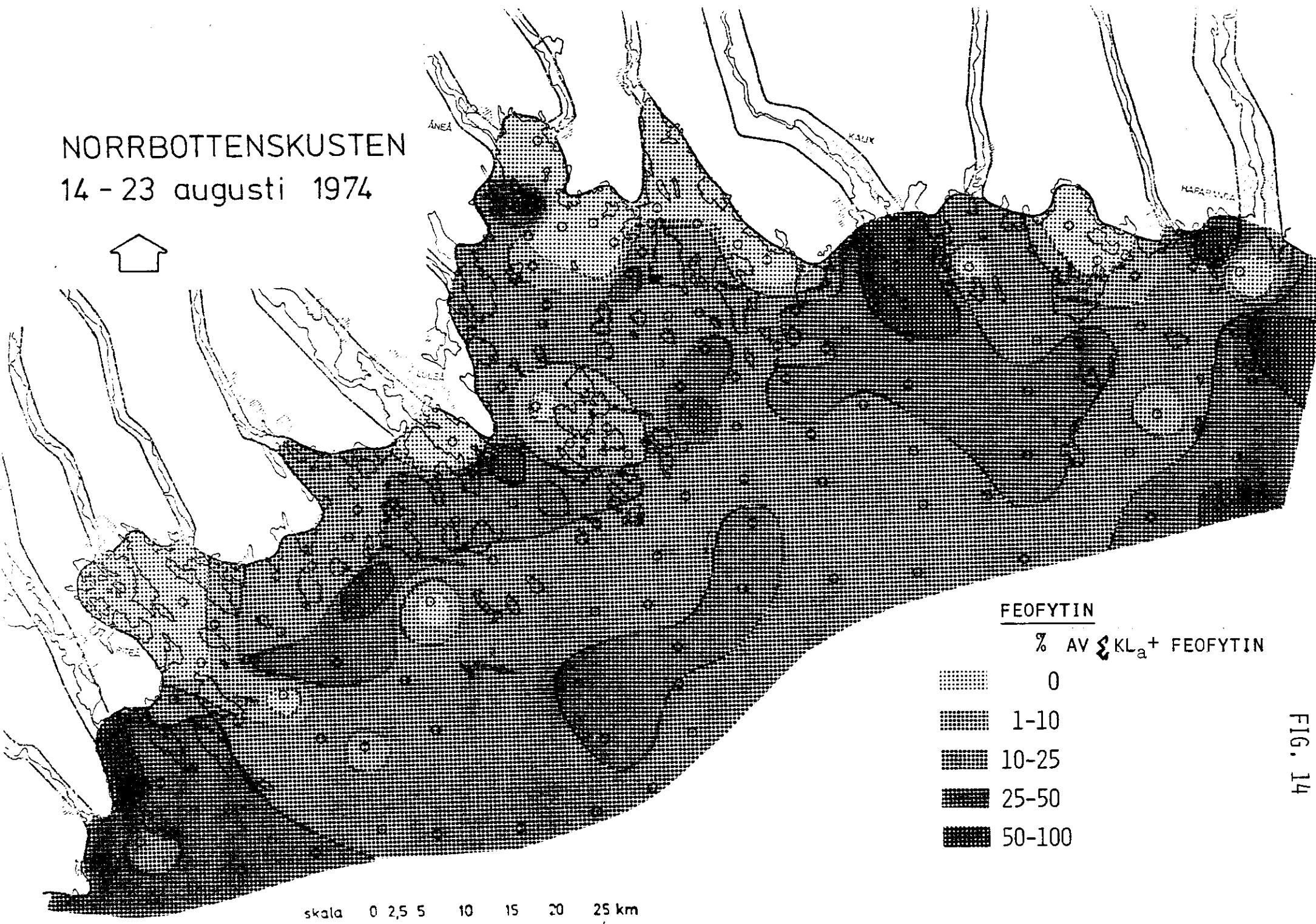
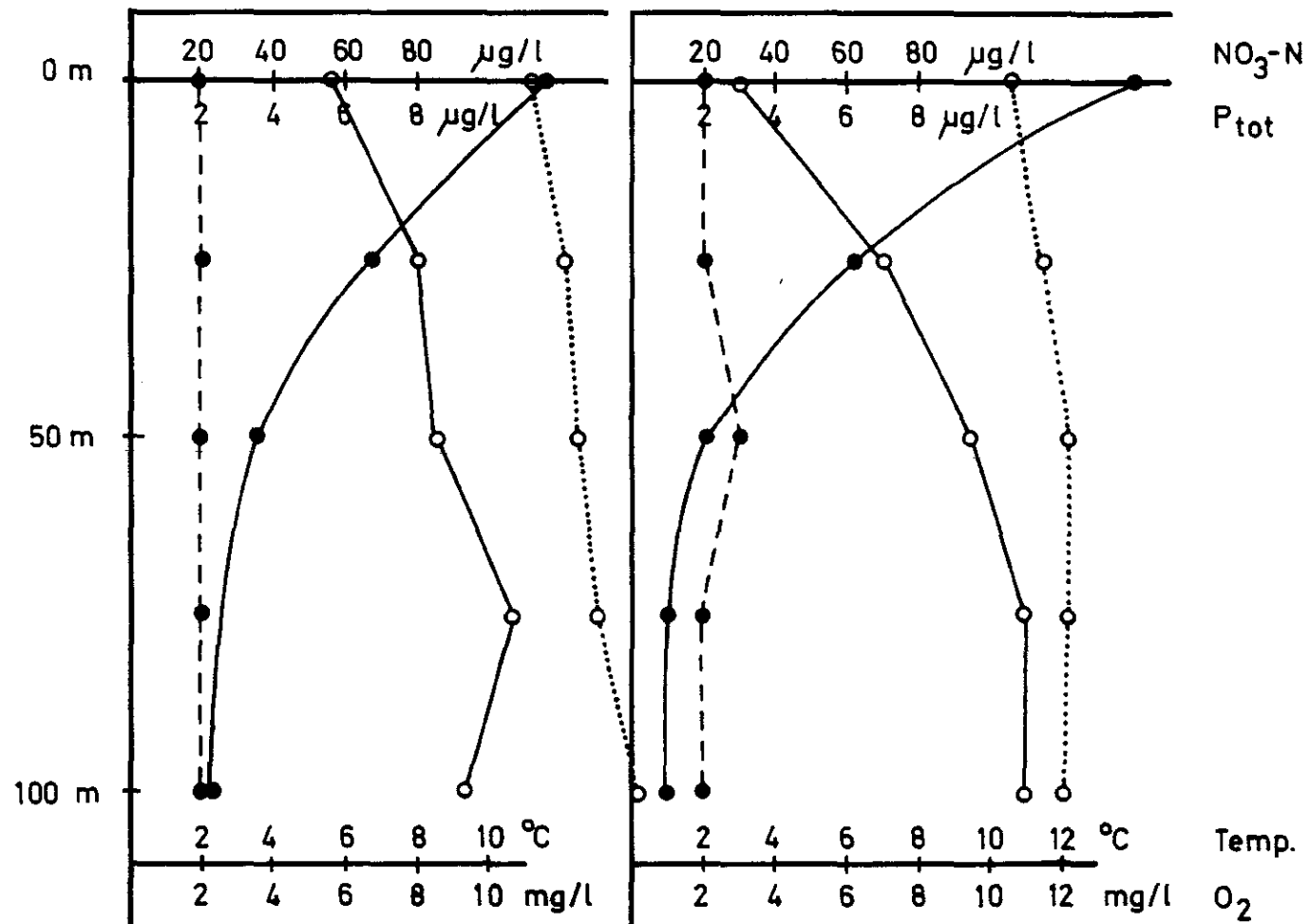
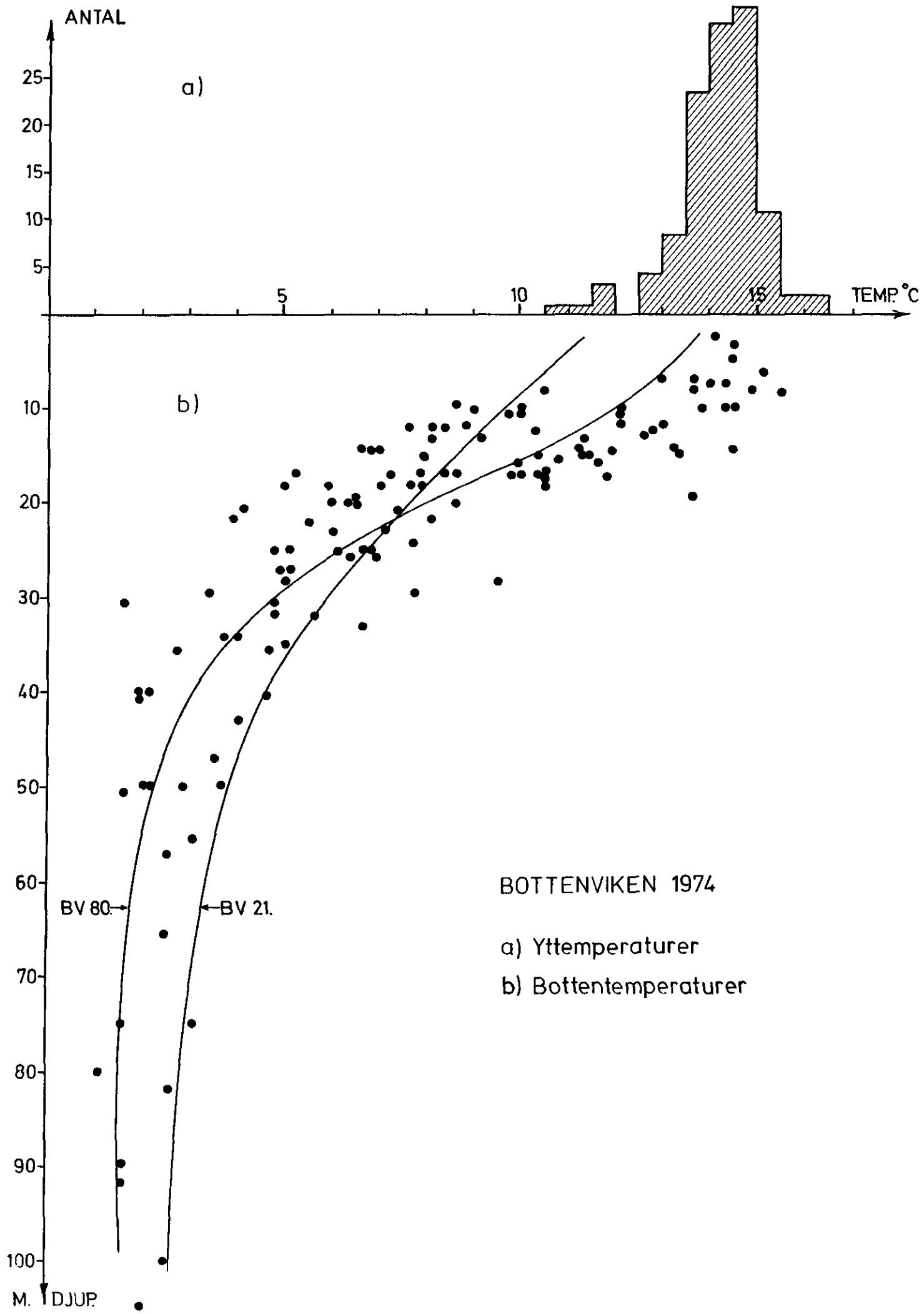


FIG. 14



Djupfördelning av temperatur
totalfosfor
nitratkväve
syrgas
i Bottenviken, augusti 1974

FIG. 16



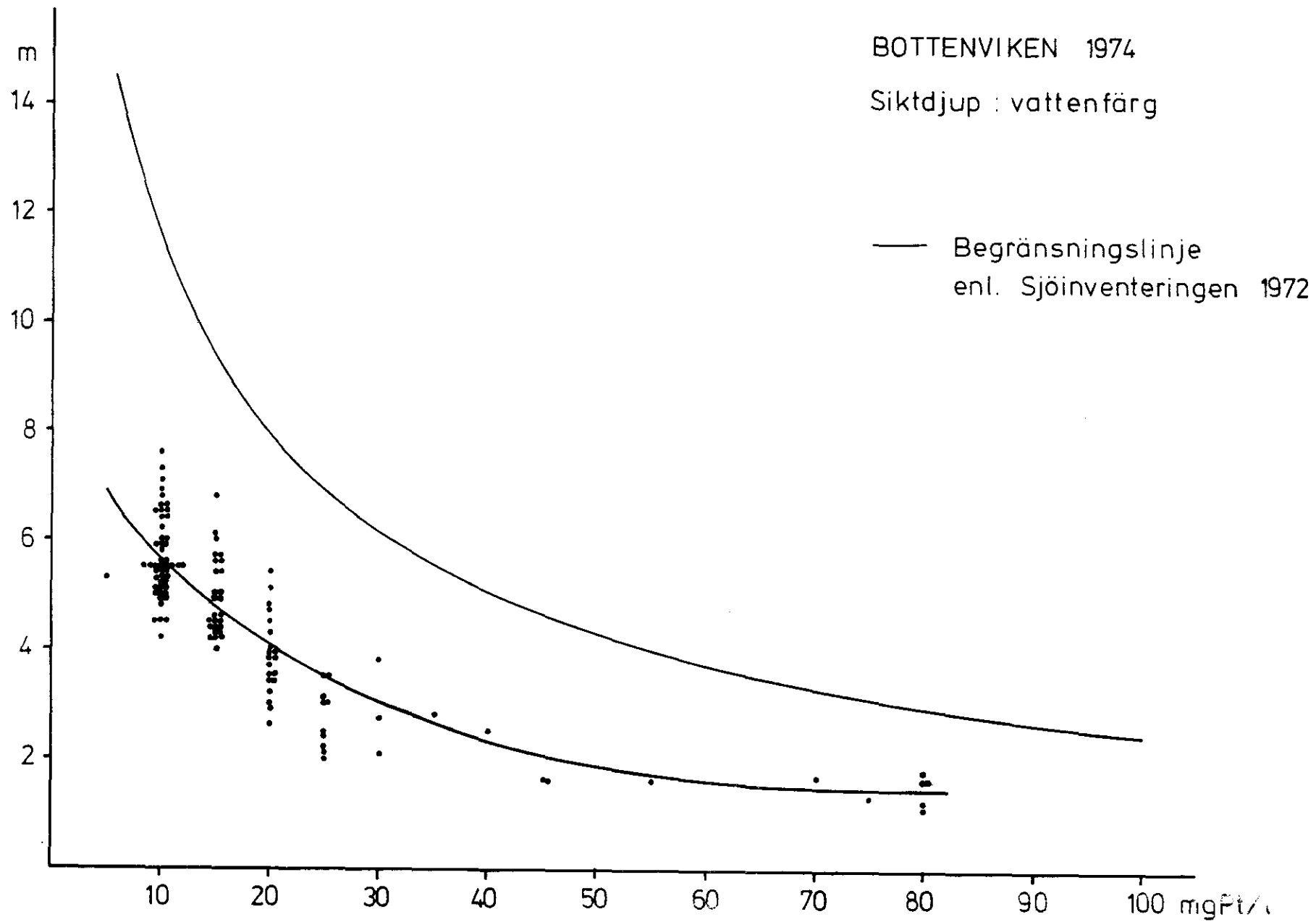


FIG. 17

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

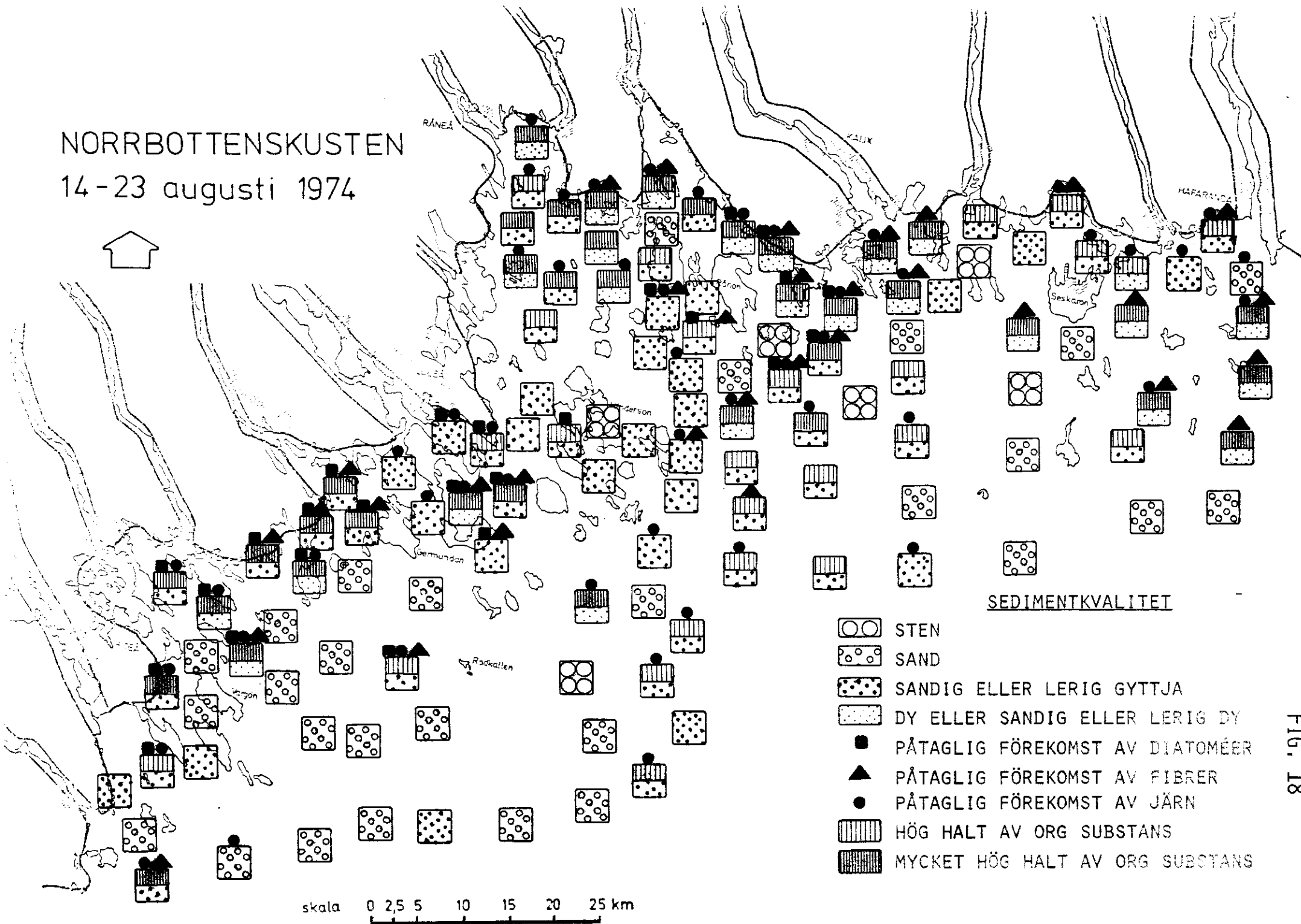


FIG. 18

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

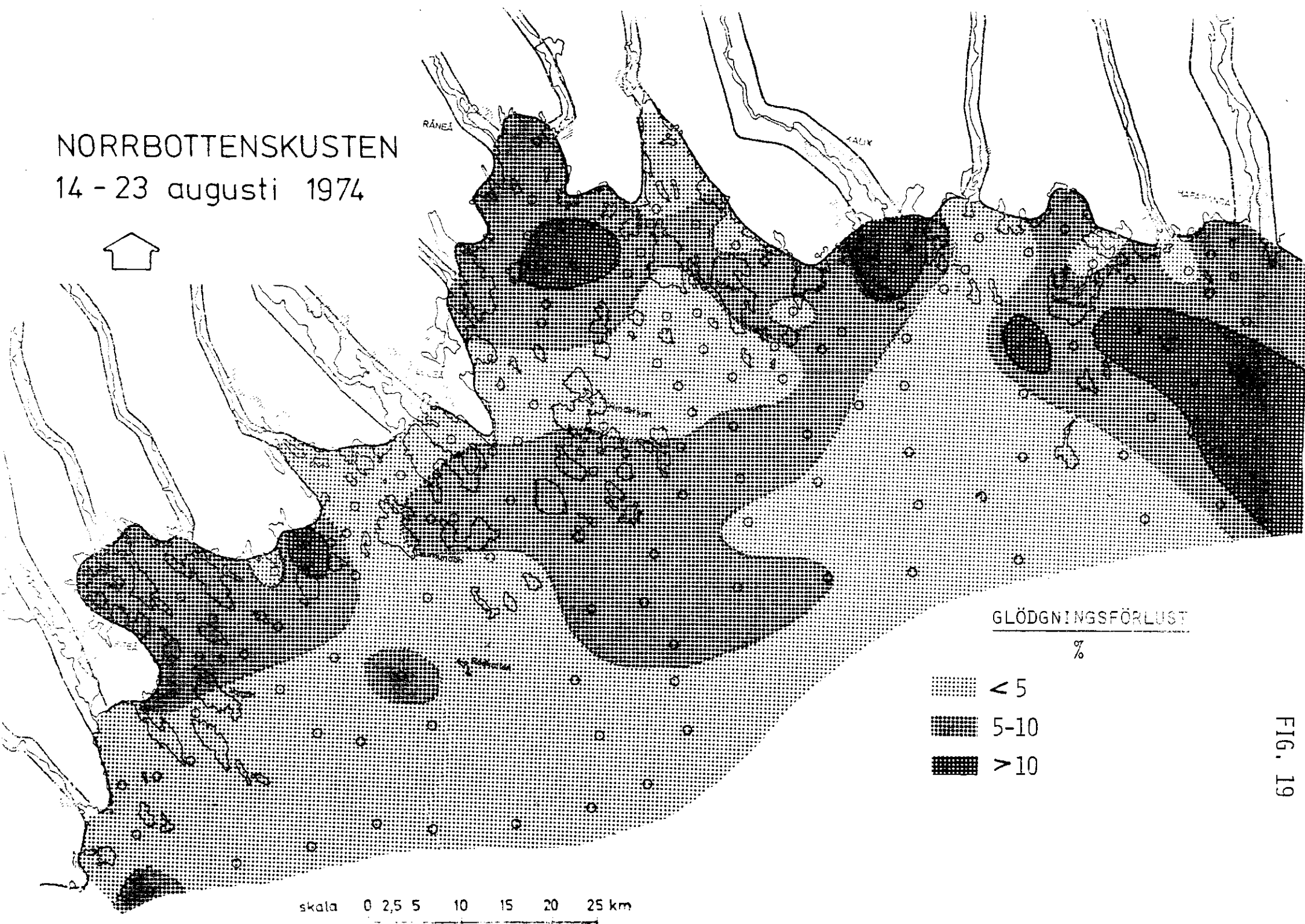


FIG. 19

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

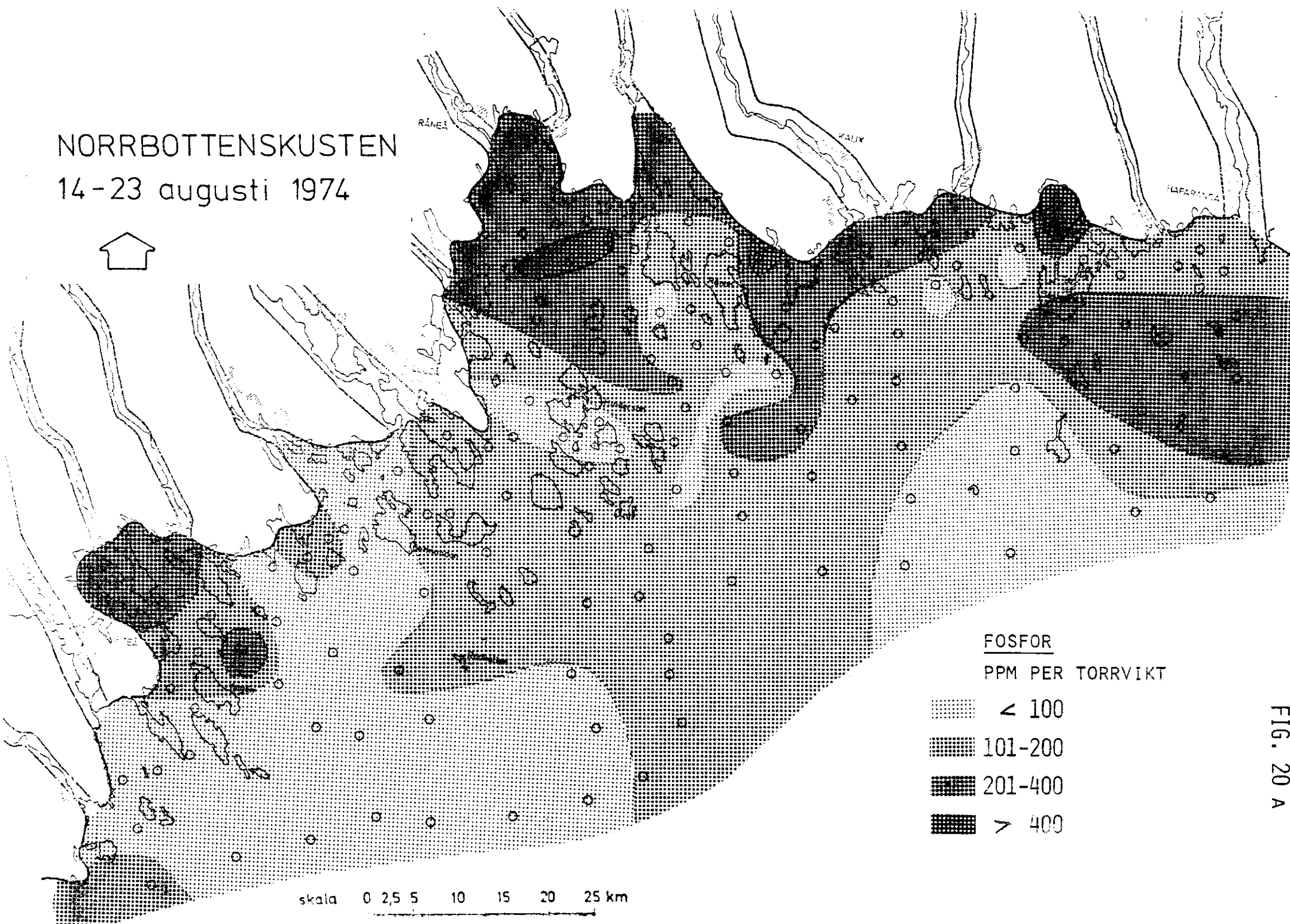


FIG. 20 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

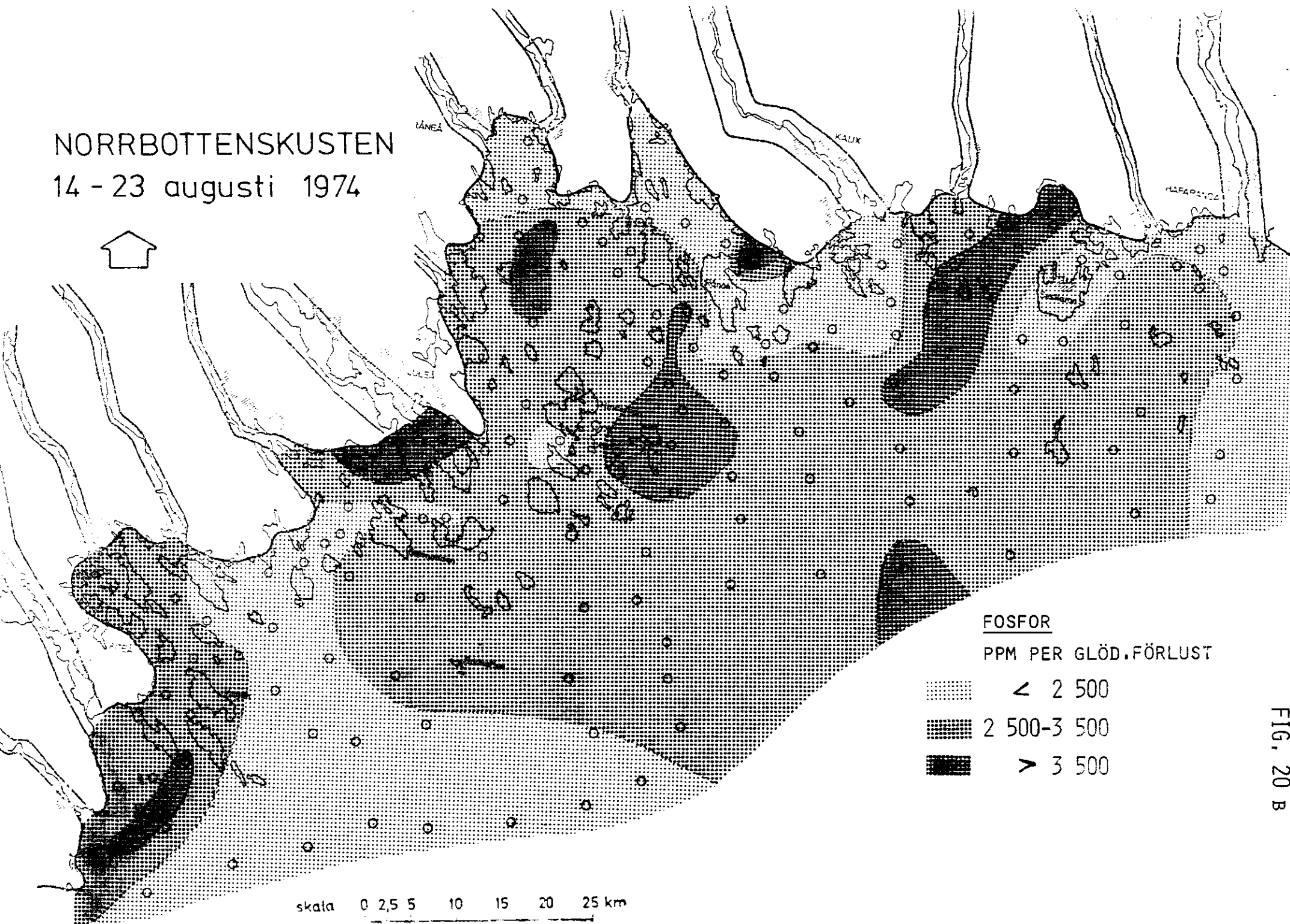
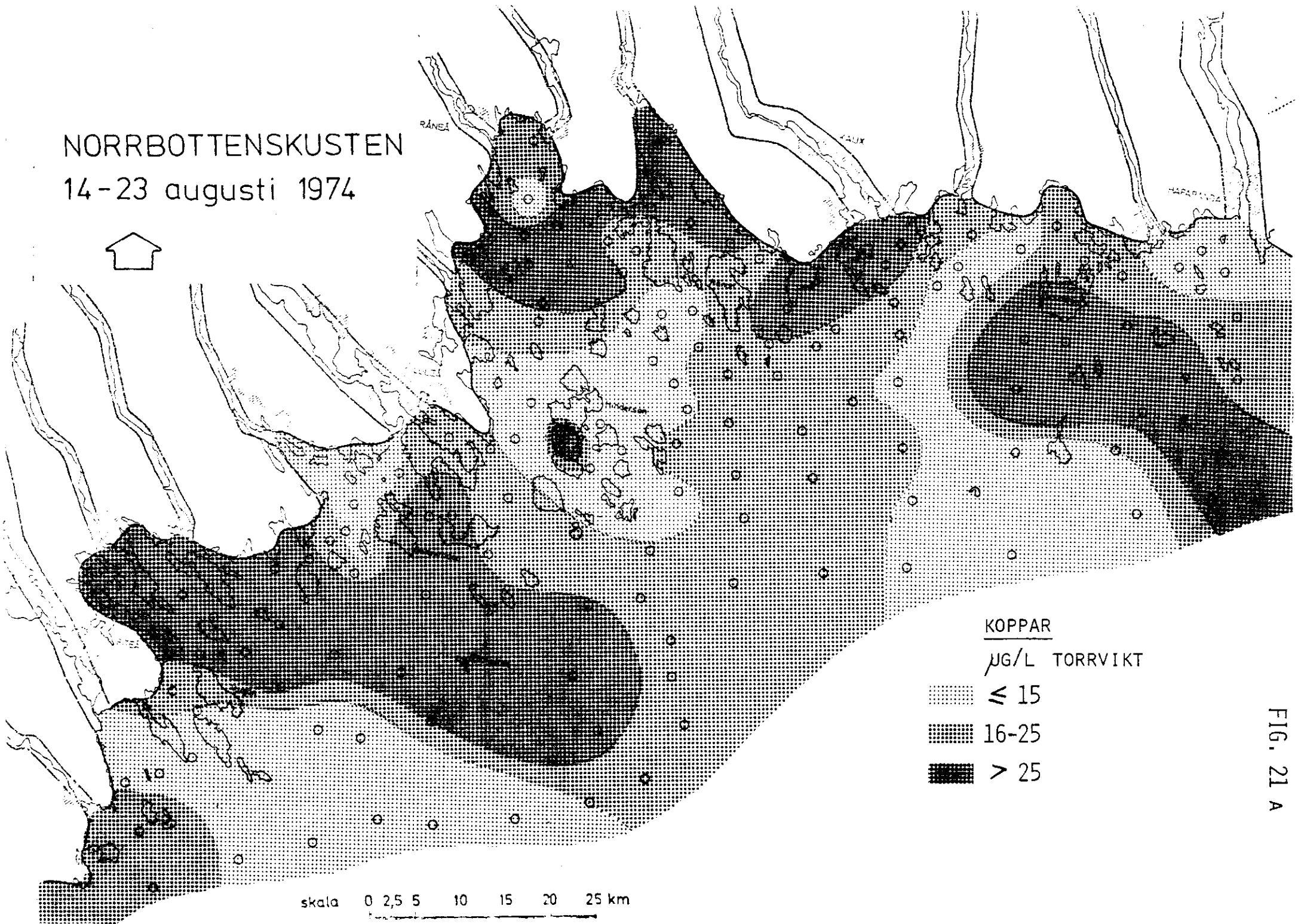





FIG. 20 B

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



KOPPAR
µG/L TORRVIKT

-  ≤ 15
-  16-25
-  > 25

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 21 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

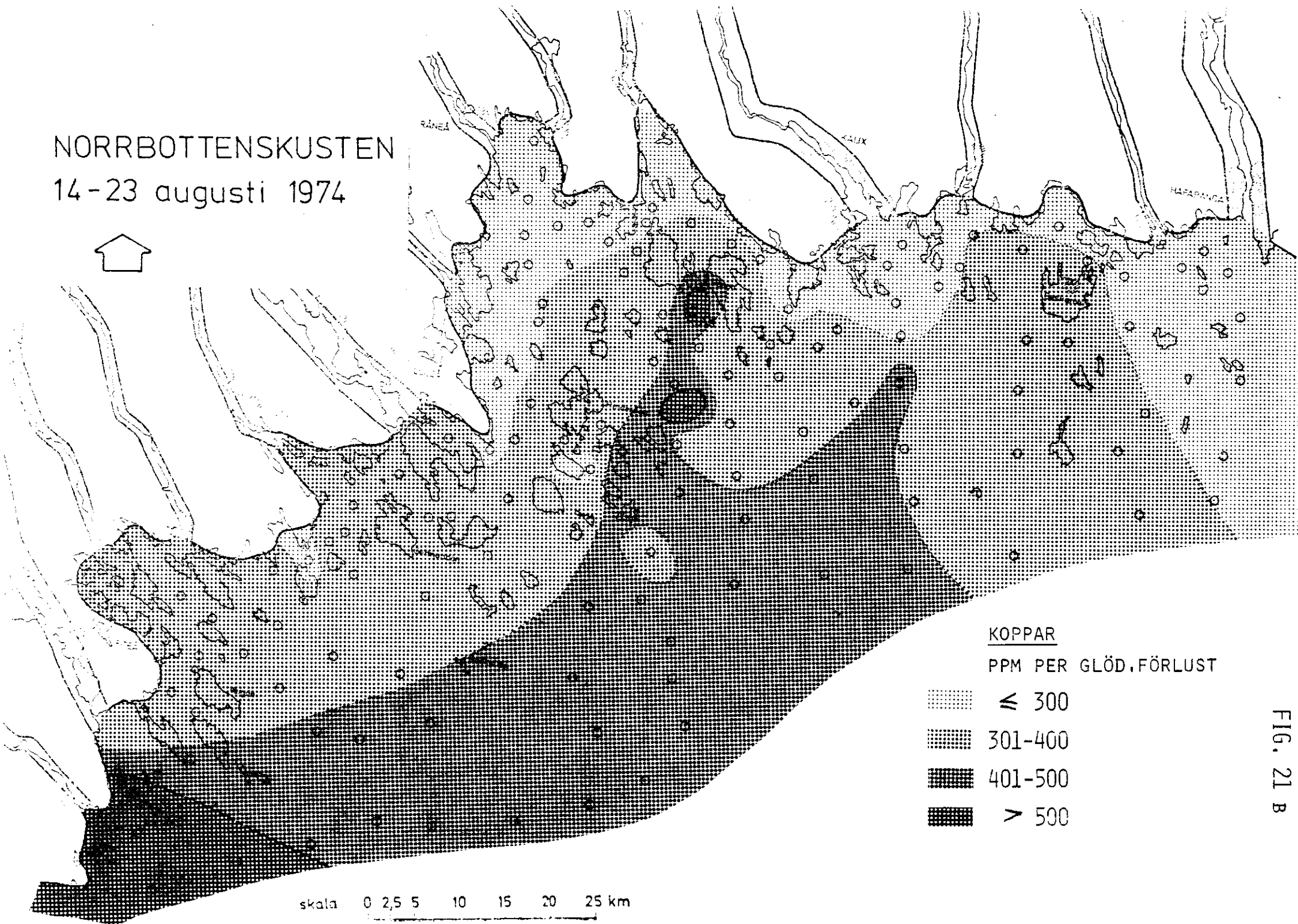


FIG. 21 B

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974

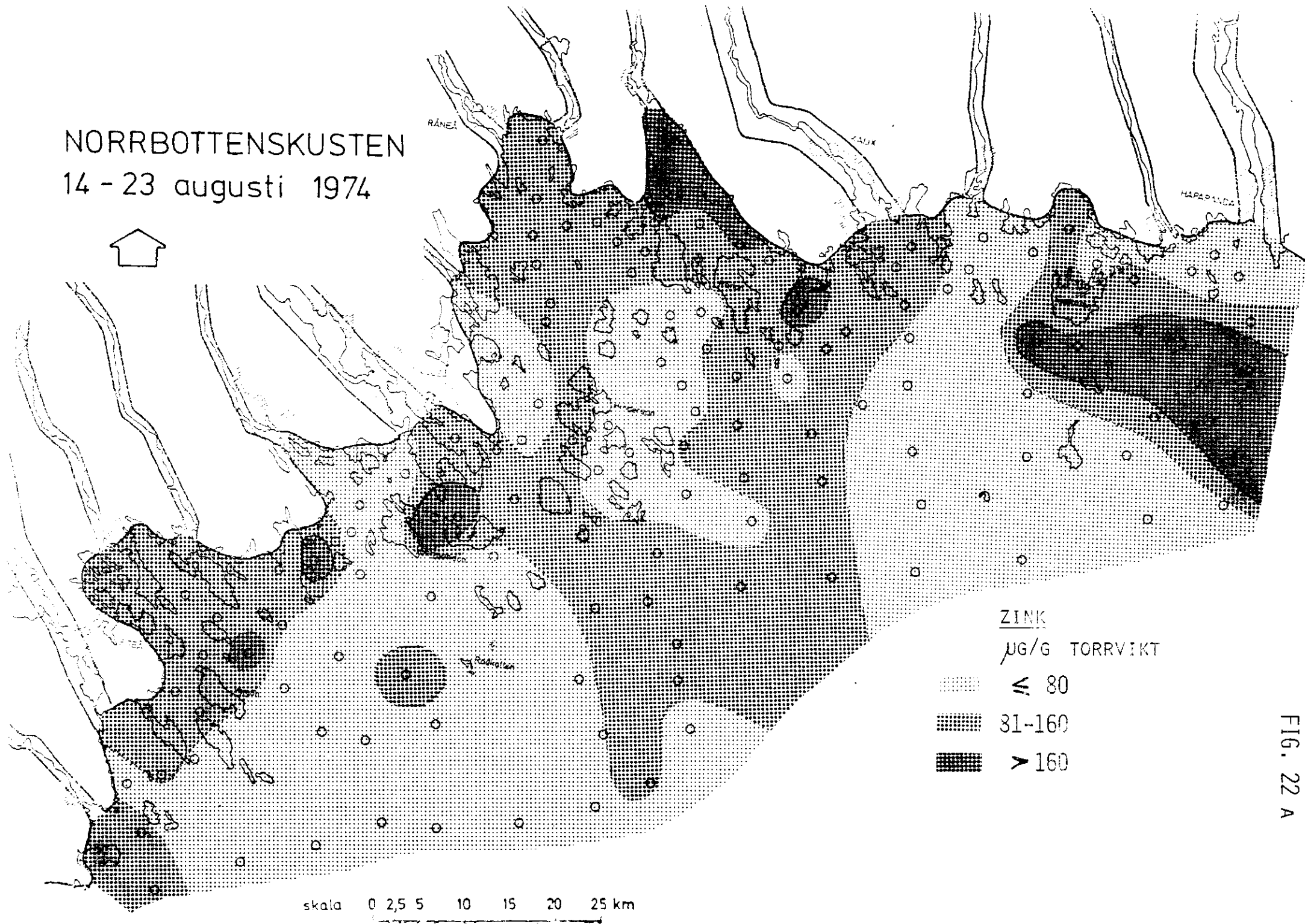
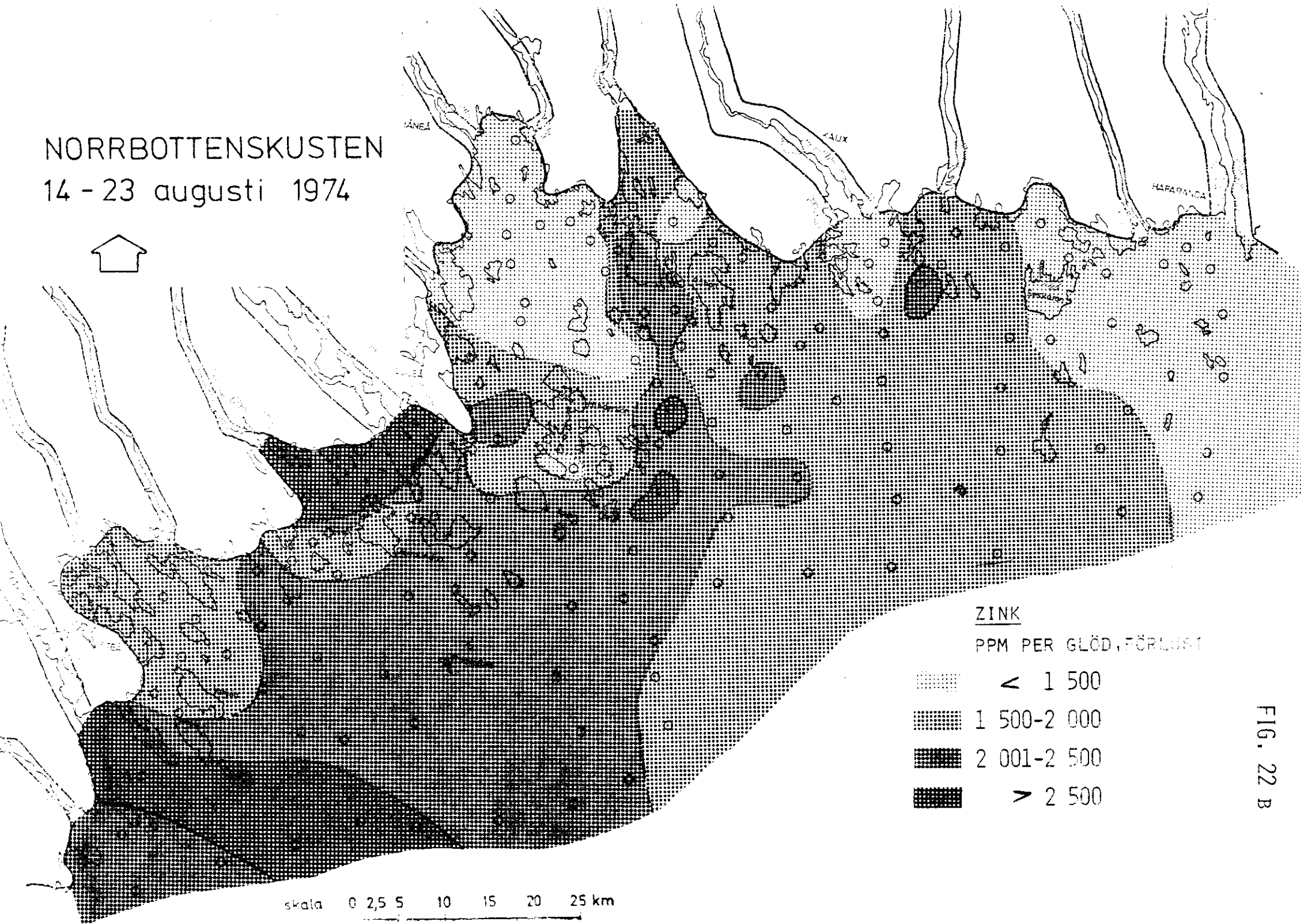






FIG. 22 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



ZINK

PPM PER GLÖD, FÖRLÖST

-  < 1 500
-  1 500-2 000
-  2 001-2 500
-  > 2 500

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 22 B

NORRBOTTENSKUSTEN

14-23 augusti 1974

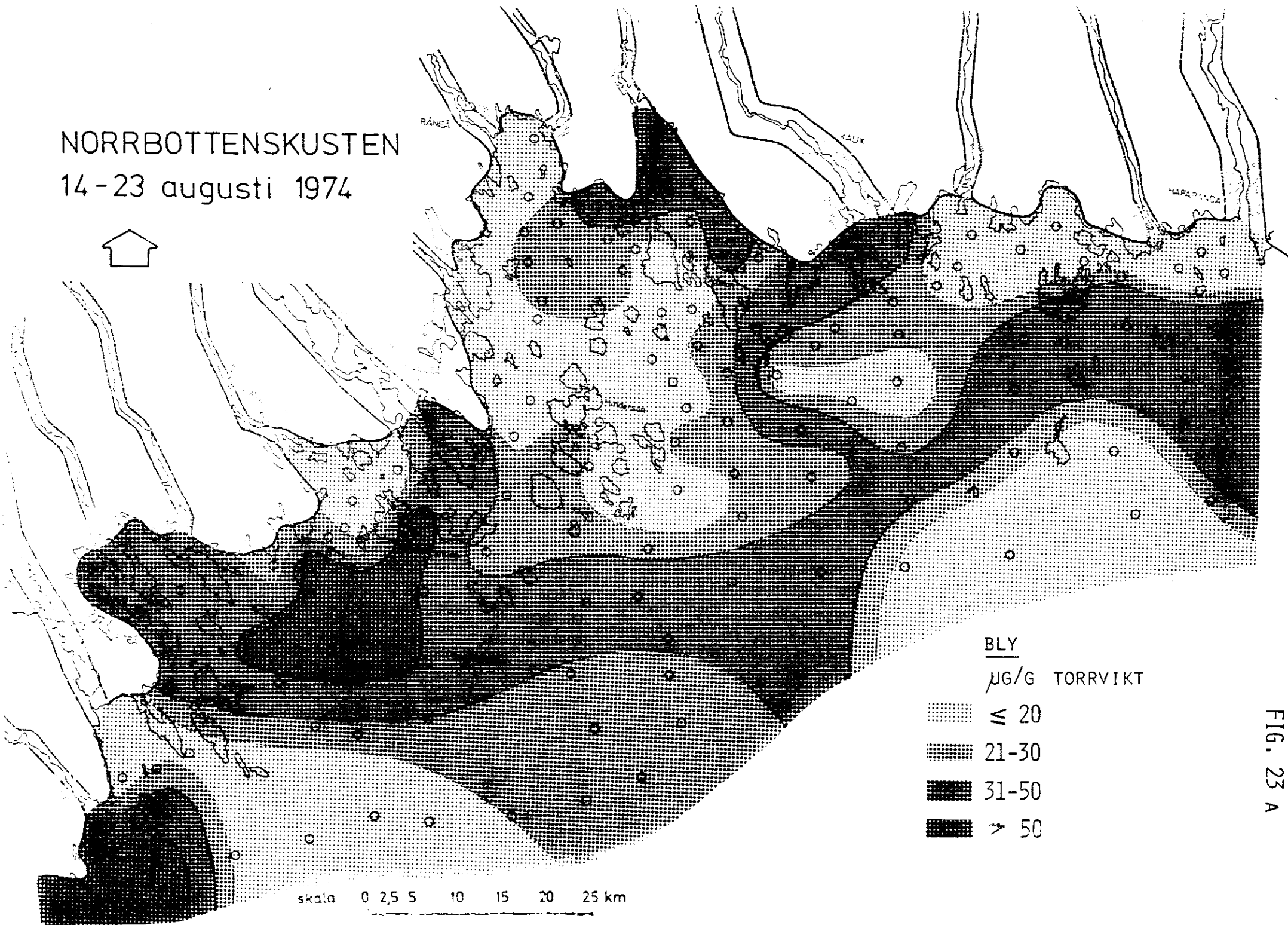
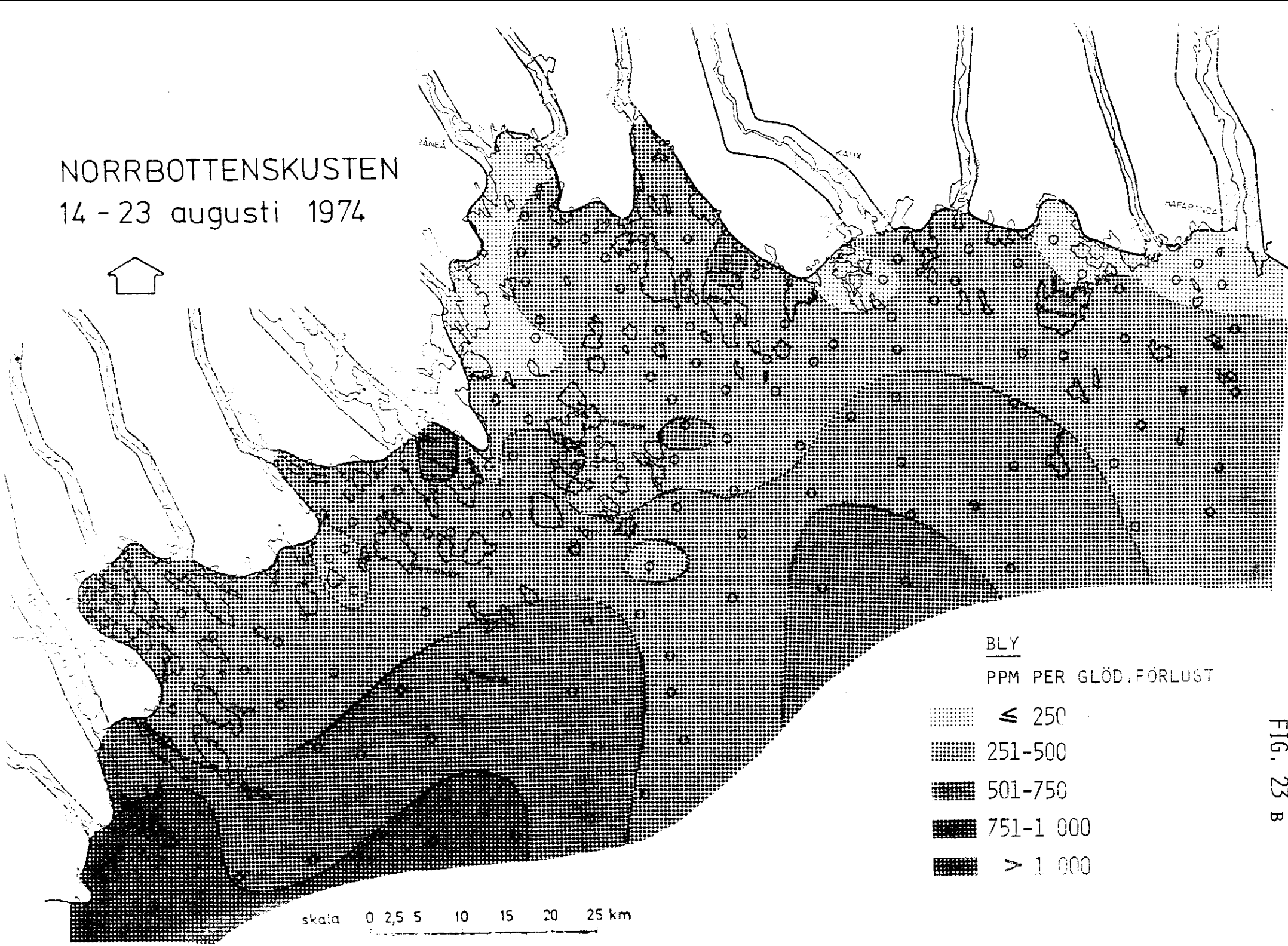







FIG. 23 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



BLY

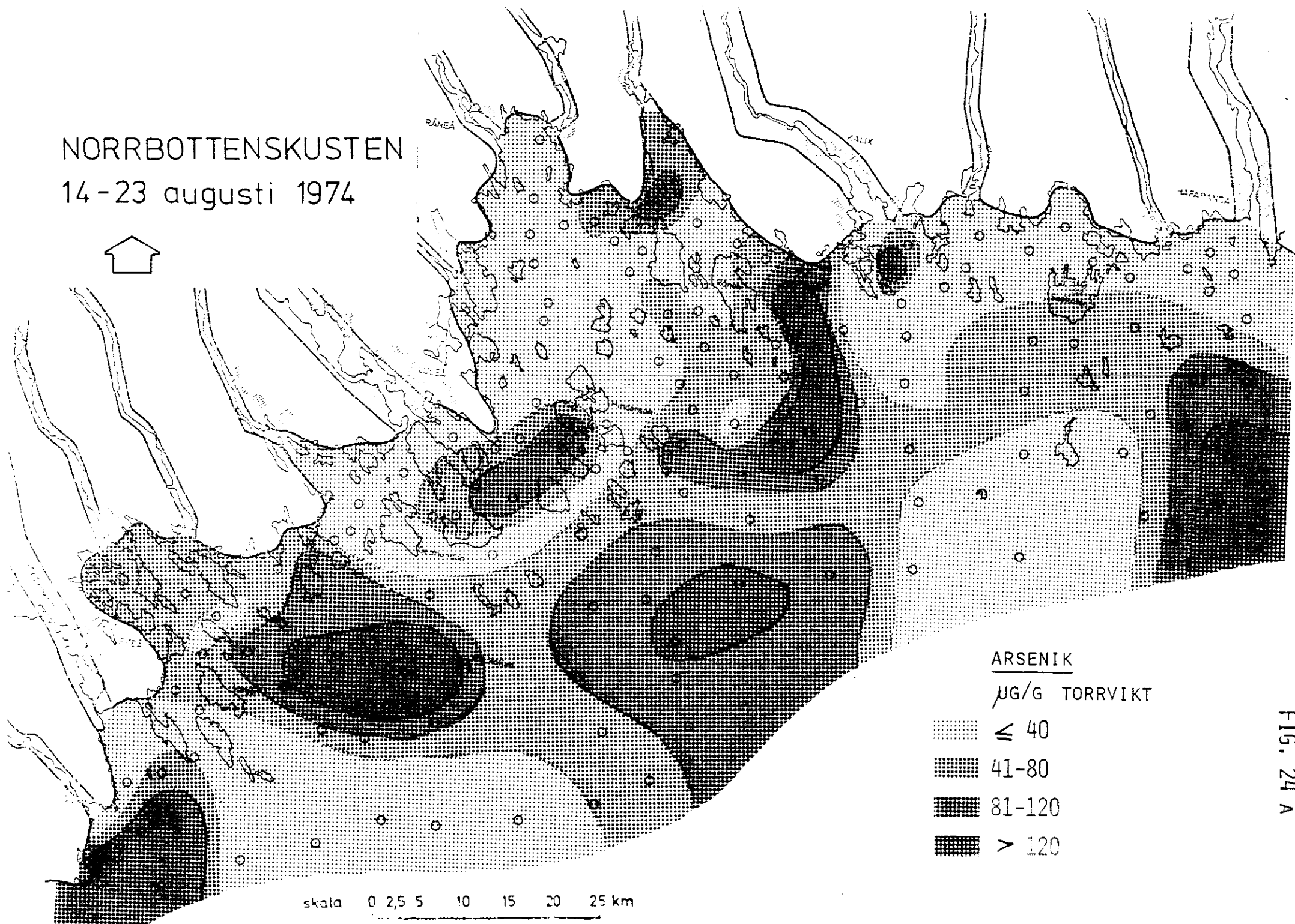
PPM PER GLÖD.FÖRLUST

-  ≤ 250
-  251-500
-  501-750
-  751-1 000
-  > 1 000





skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 23 B

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



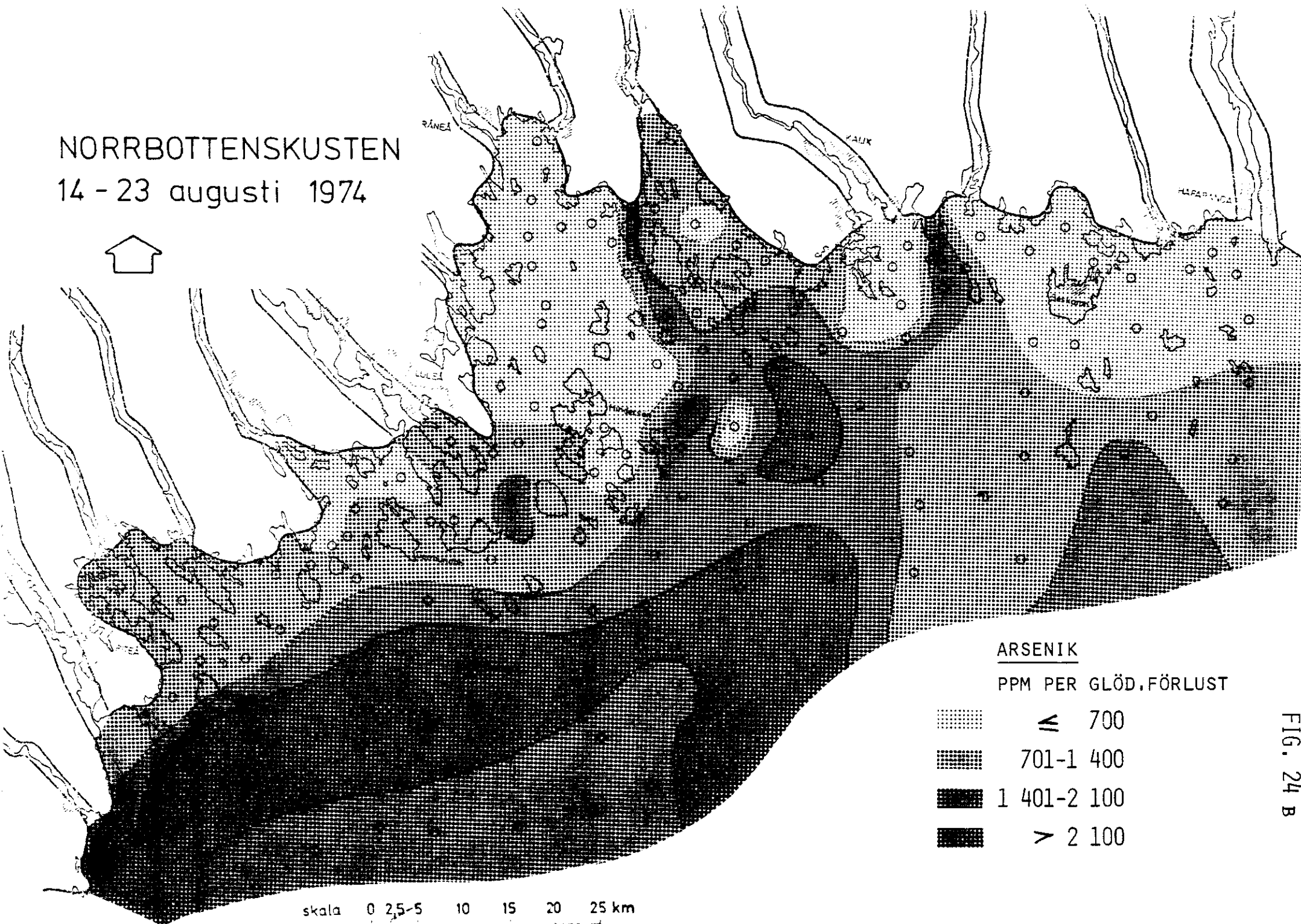
ARSENIK
µG/G TORRVIKT

-  ≤ 40
-  41-80
-  81-120
-  > 120





skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 24 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



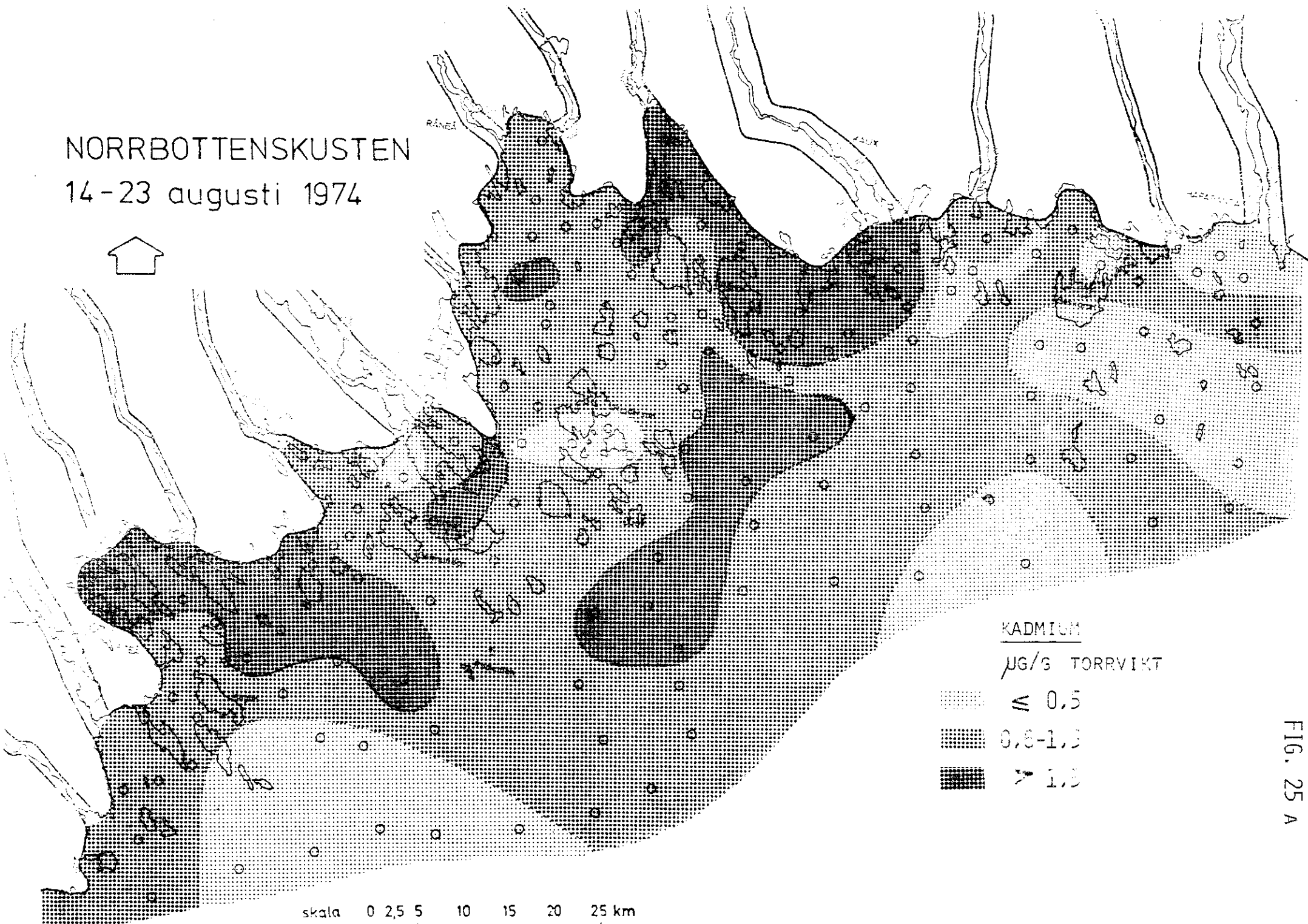
ARSENIK
PPM PER GLÖD.FÖRLUST

-  ≤ 700
-  701-1 400
-  1 401-2 100
-  $> 2 100$




skala 0 2,5-5 10 15 20 25 km

FIG. 24 B

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974



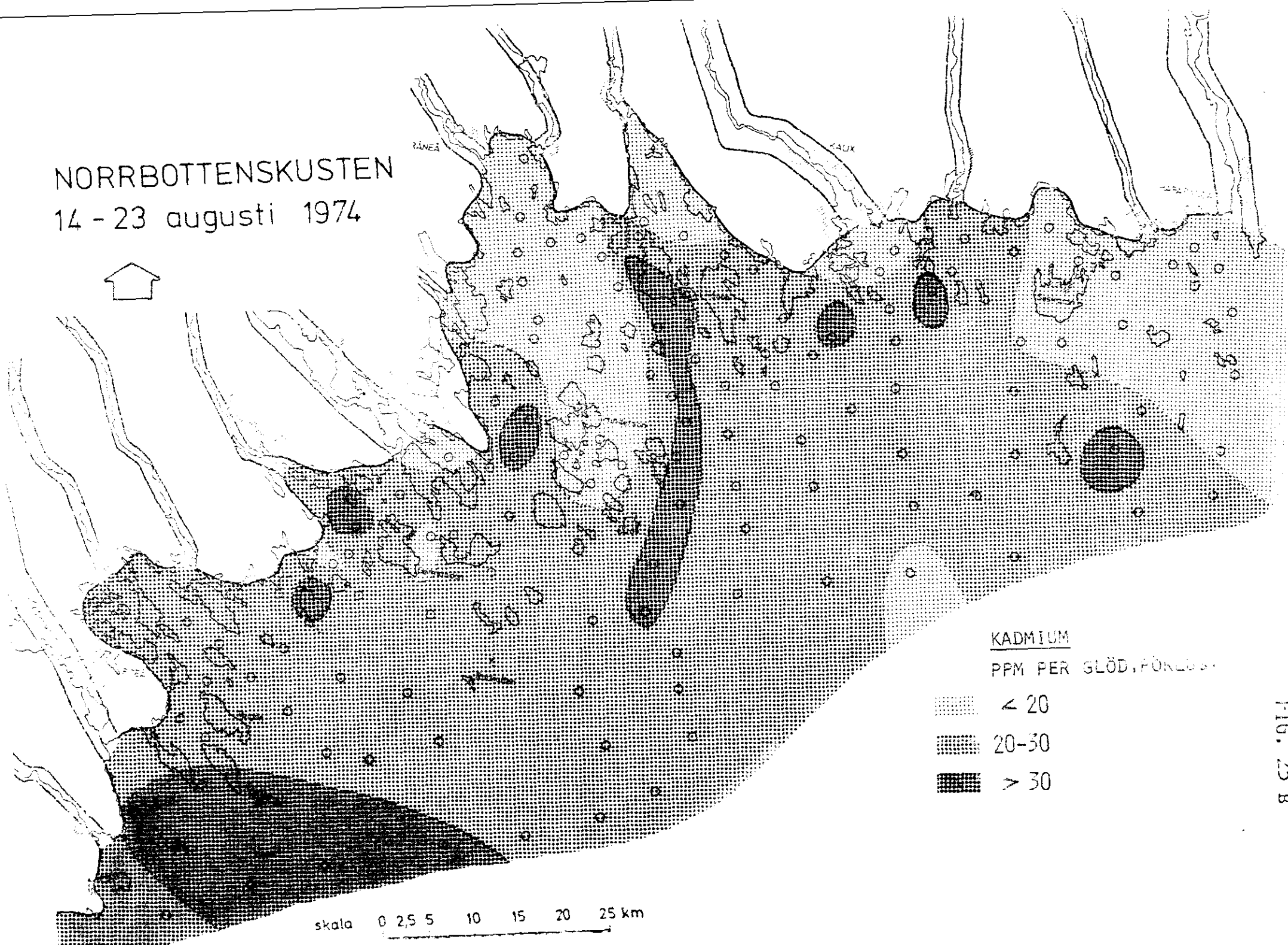
KADMISK
µG/G TORRVIKT

-  ≤ 0,5
-  0,6-1,5
-  > 1,5




skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 25 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14 - 23 augusti 1974



KADMIUM
PPM PER GLÖD.FÖRELS.

-  < 20
-  20-30
-  > 30

skala 0 2,5 5 10 15 20 25 km

FIG. 25 B

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

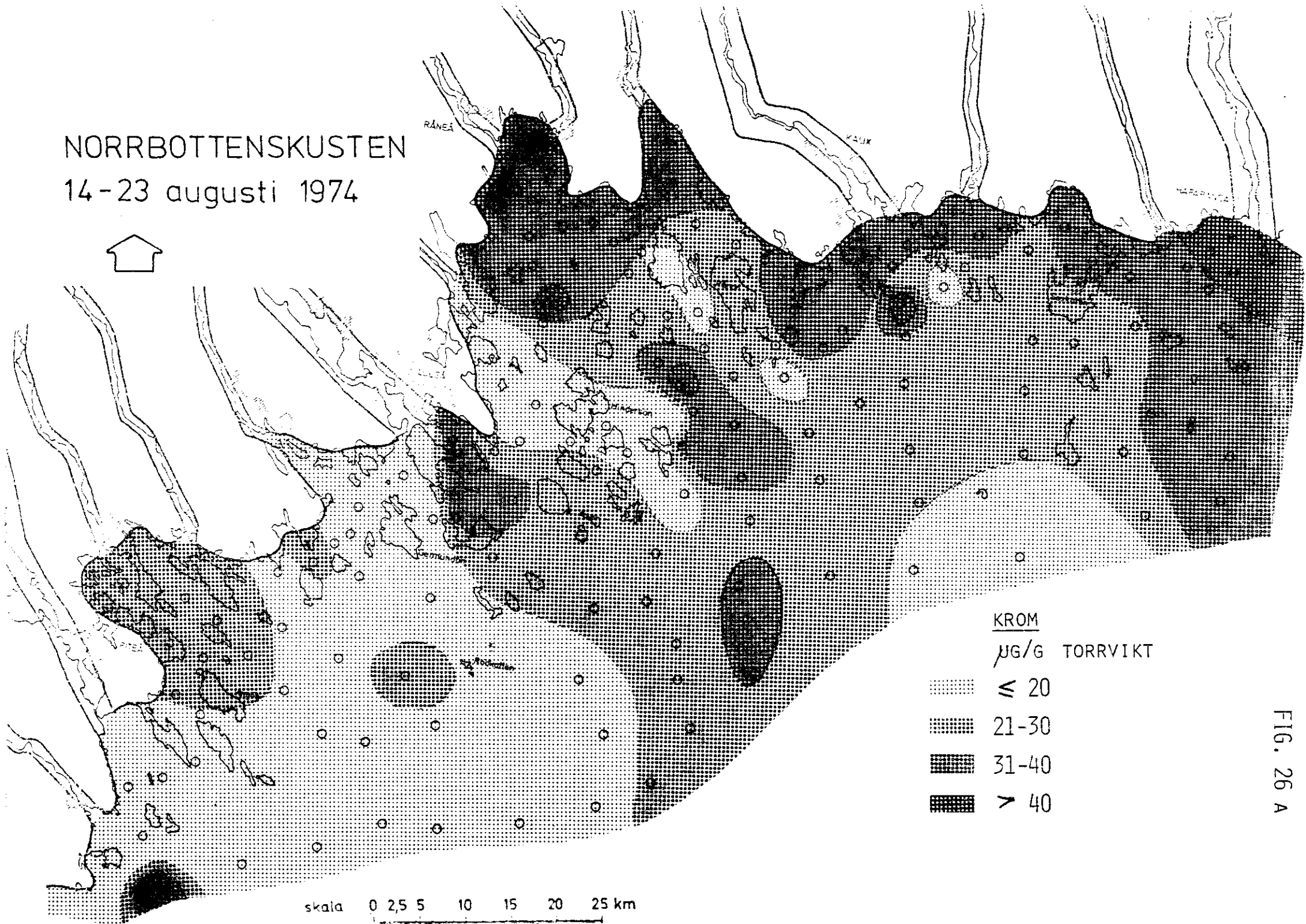


FIG. 26 A

NORRBOTTENSKUSTEN
14-23 augusti 1974

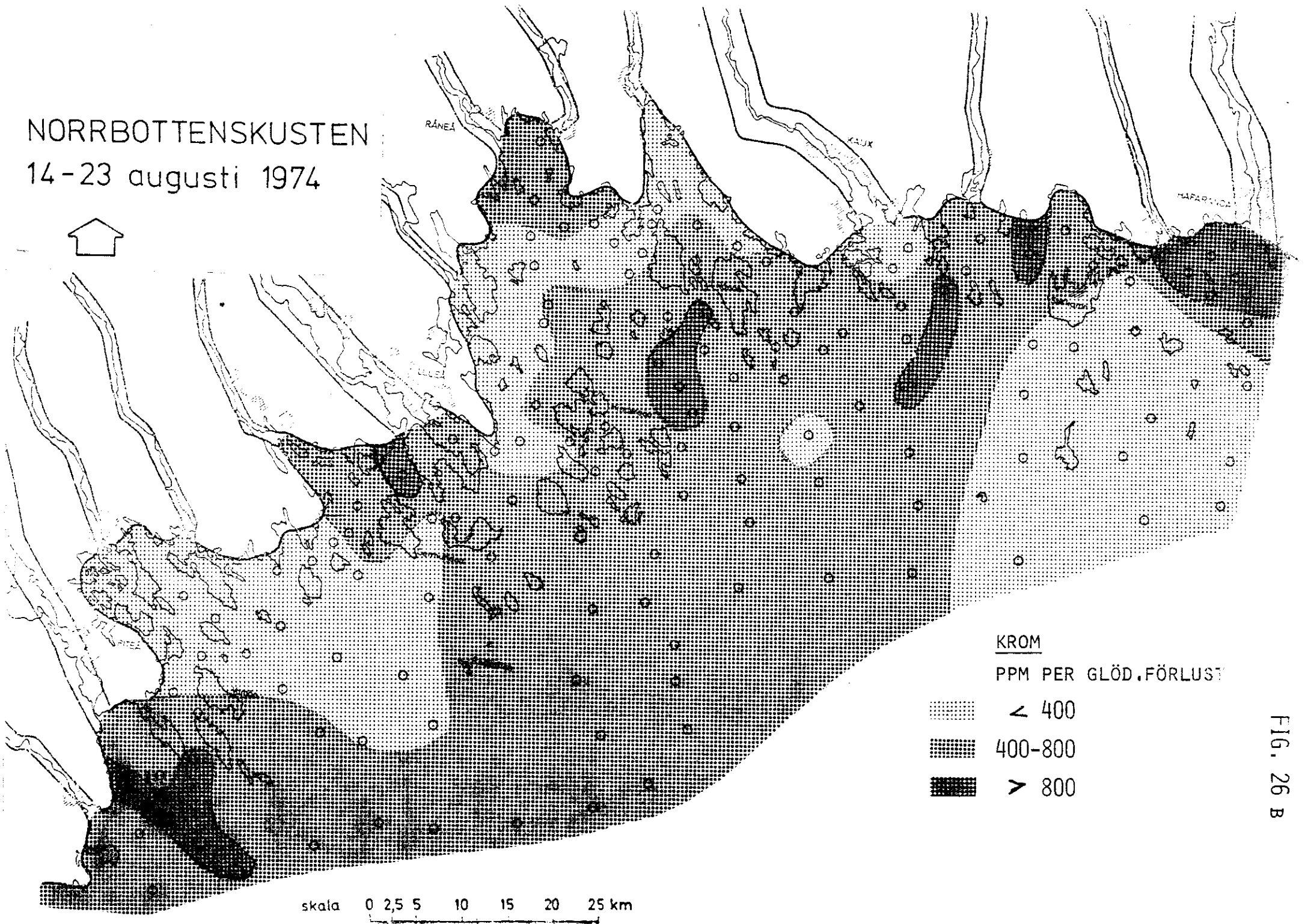


FIG. 26 B

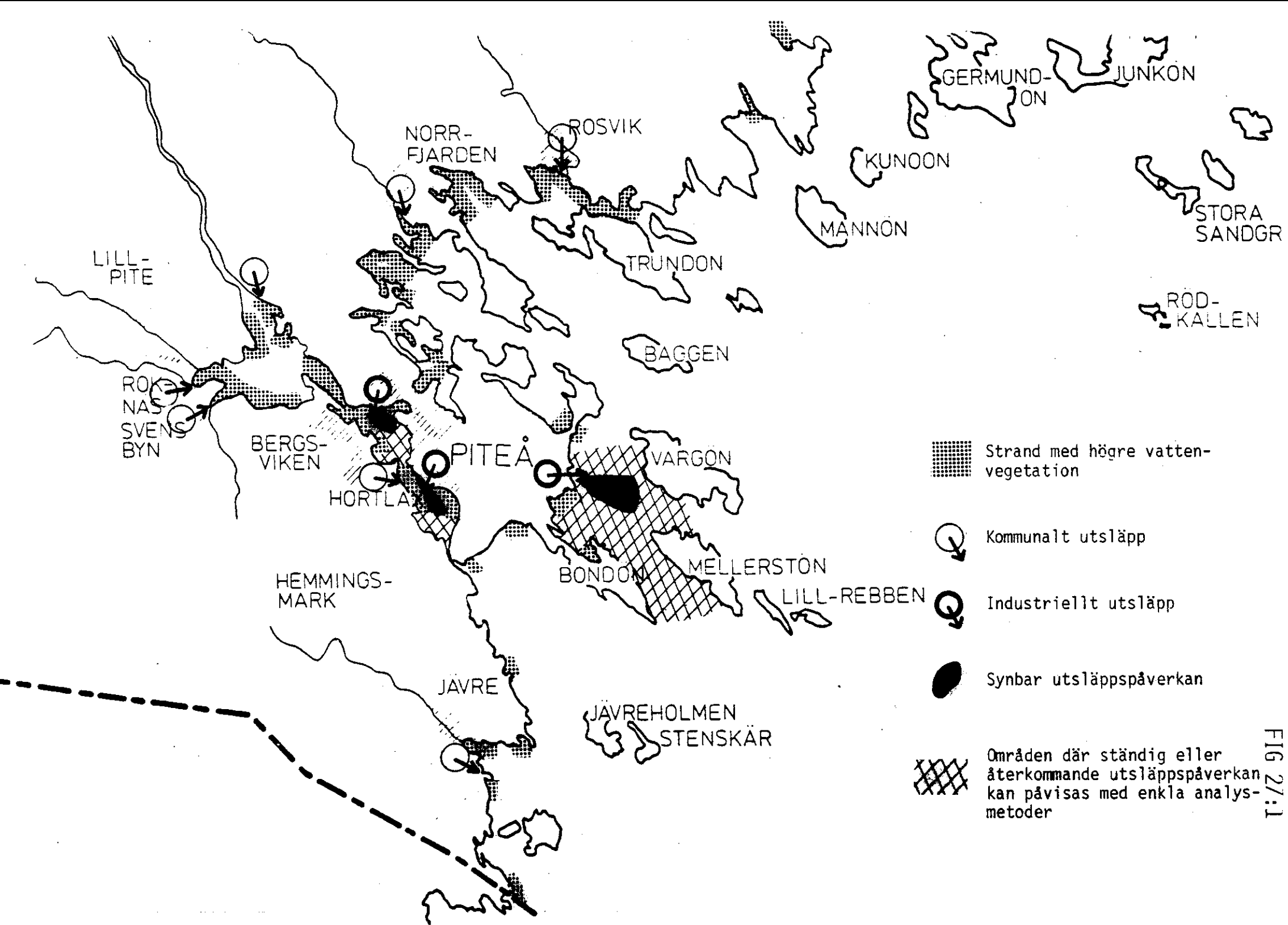
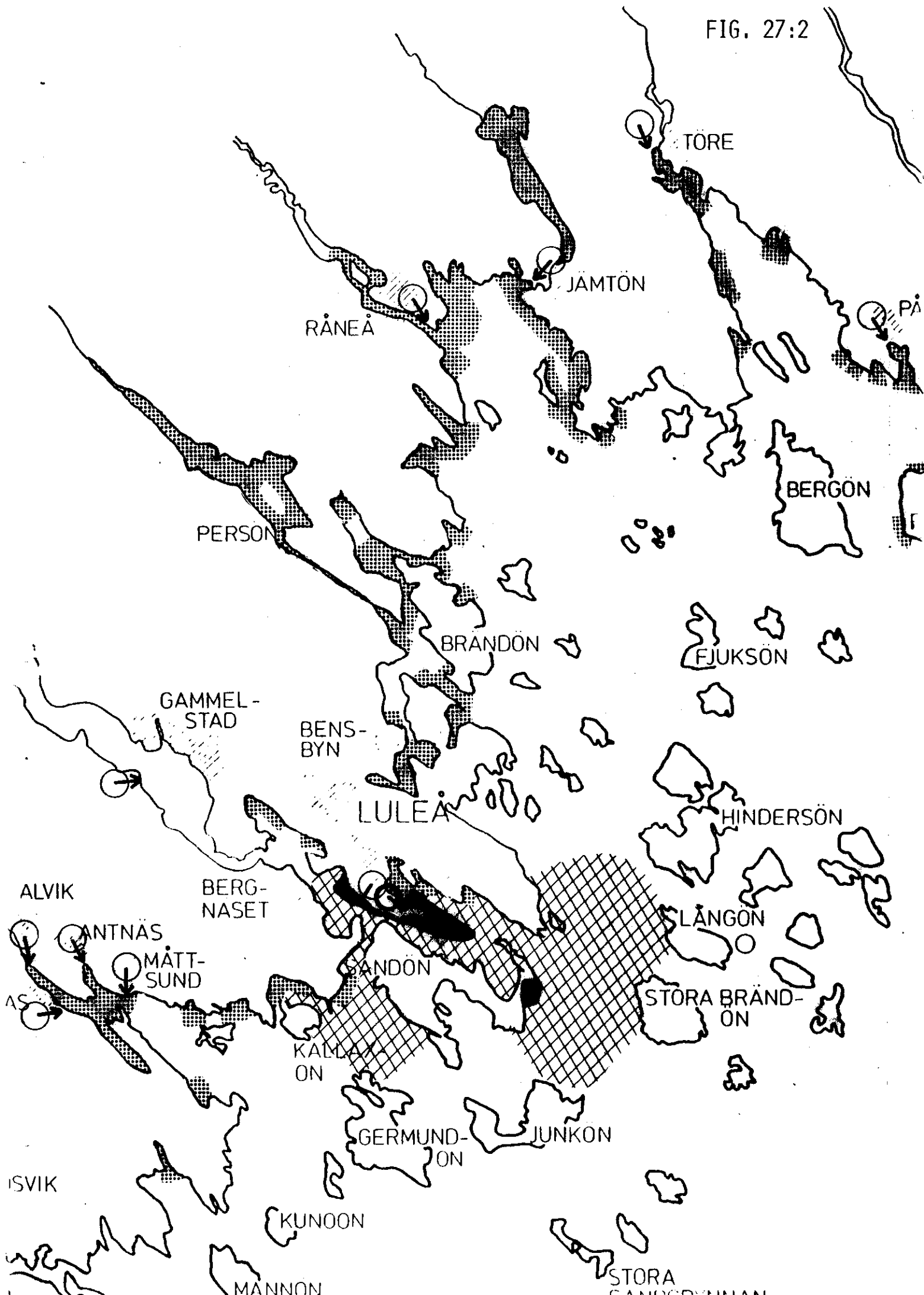


FIG 27:1

FIG. 27:2



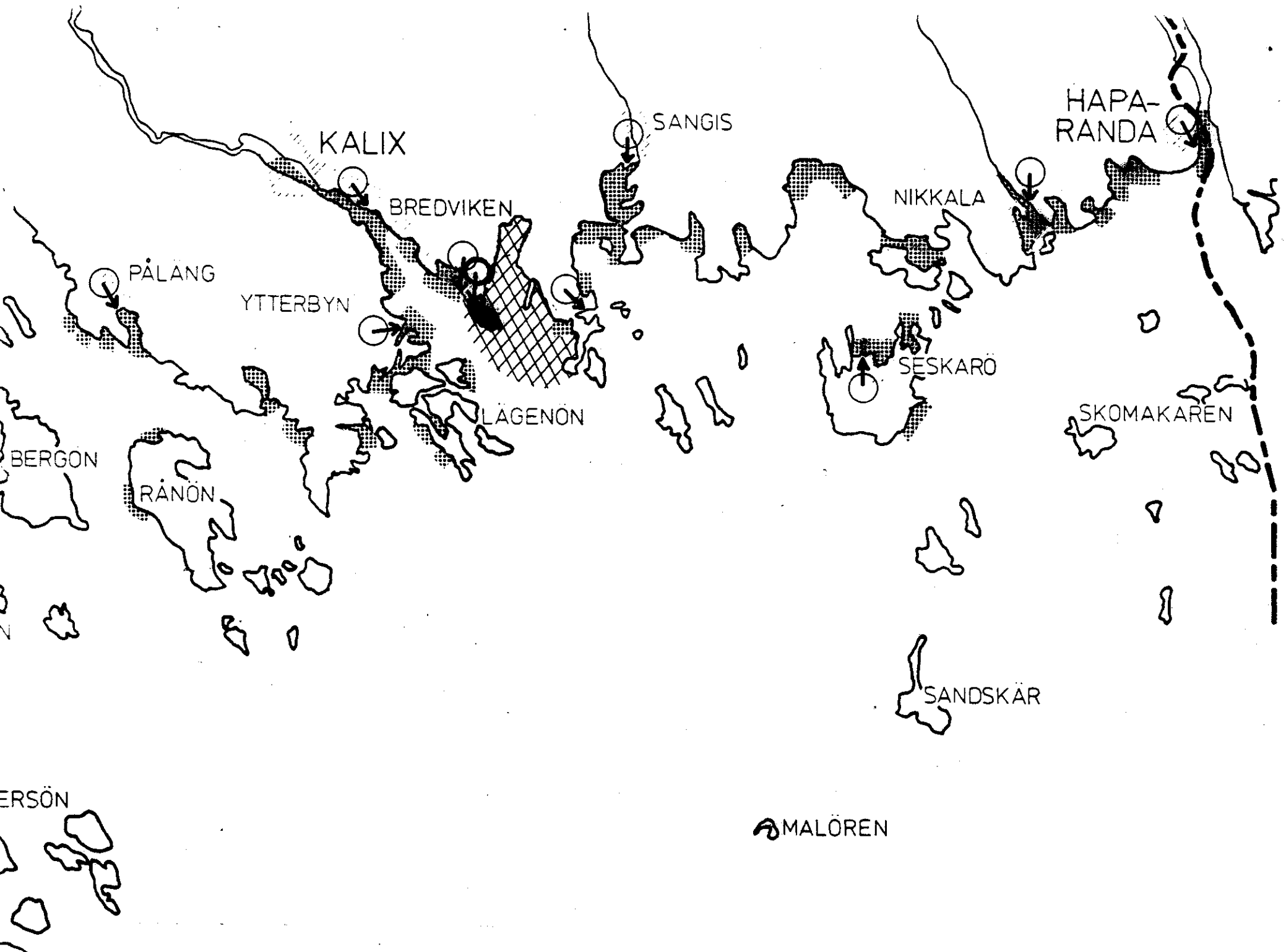


FIG. 27:3

KUSTPROVTAGNING, augusti 1974

BOTTENVIKEN

Position			Position		
Punkt	Nordlig	Ostlig	Punkt	Nordlig	Ostlig
Bv 1	65°46,8'	23°46,5'	Bv 31	65°37,5'	22°57'
" 2	65°45,1'	23°53'	" 32	65°37,5'	23°05'
" 3	65°45,5'	23°59,5'	" 33	65°39,5'	23°10'
" 4	65°47'	24°04'	" 34	65°40,9'	23°12'
" 5	65°46'	24°06'	" 35	65°40,9'	23°21'
" 6	65°43'	24°10'	" 36	65°42,5'	23°21'
" 7	65°39,2'	24°11'	" 37	65°44,7'	23°19,5'
" 8	65°34,9'	24°08,5'	" 38	65°46'	23°21'
" 9	65°32'	24°08'	" 39	65°43,4'	23°25,5'
" 10	65°30,8'	23°56,5'	" 40	65°45'	23°29'
" 11	65°34,5'	23°53'	" 41	65°46,2'	23°31'
" 12	65°37,5'	23°56'	" 42	65°45,9'	23°39,5'
" 13	65°42'	23°53,5'	" 43	65°47,5'	23°43'
" 14	65°40,8'	23°45'	" 44	65°32,2'	22°18,5'
" 15	65°40,7'	23°38,5'	" 45	65°31,8'	22°24'
" 16	65°38'	23°38,5'	" 46	65°32,3'	22°28'
" 17	65°34'	23°39,5'	" 47	65°32,5'	22°35'
" 18	65°28'	23°39,5'	" 48	65°30,8'	22°38,5'
" 19	65°26,5'	23°25,5'	" 49	65°32'	22°42,5'
" 20	65°30,6'	23°25'	" 50	65°34'	22°39'
" 21	65°33,6'	23°23'	" 51	65°34,7'	22°29'
" 22	65°37,7'	23°21,5'	" 52	65°39,5'	22°29,5'
" 23	65°36,4'	23°15'	" 53	65°40,6'	22°30'
" 24	65°34,4'	23°08,5'	" 54	65°42,5'	22°28'
" 25	65°31,5'	23°10'	" 55	65°44,7'	22°26,5'
" 26	65°25,8'	23°13'	" 56	65°46,8'	22°27'
" 27	65°25'	23°00,5'	" 57	65°51,2'	22°26'
" 28	65°28,8'	23°01'	" 58	65°45,5'	22°30,5'
" 29	65°31,5'	22°59'	" 59	65°45,6'	22°34,5'
" 30	65°35'	22°57'	" 60	65°44,5'	22°37,5'

Position			Position		
Punkt	Nordlig	Ostlig	Punkt	Nordlig	Ostlig
Bv 61	65°43'	22°40'	Bv 92	65°25,3'	22°25'
" 62	65°44,1'	22°42,5'	" 93	65°22,5'	22°16,5'
" 63	65°45,5'	22°43,5'	" 94	65°23,8'	22°07'
" 64	65°46,5'	22°44,5'	" 95	65°27,8'	22°05,5'
" 65	65°46,3'	22°50'	" 96	65°26,1'	22°05,5'
" 66	65°45,4'	22°56'	" 97	65°25,5'	22°02,5'
" 67	65°44,3'	23°00'	" 98	65°24,2'	22°00,5'
" 68	65°42'	23°04,5'	" 99	65°23,4'	21°56'
" 69	65°39,1'	23°02,5'	" 100	65°20,4'	21°57'
" 70	65°39,2	22°52'	" 101	65°18,8'	22°04,5'
" 71	65°41,1'	22°51'	" 102	65°13,8'	22°09'
" 72	65°40,7'	22°46,5'	" 103	65°14,2'	22°03,5'
" 73	65°38'	22°45'	" 104	65°16,7'	21°57,5'
" 74	65°36,3'	22°49,5'	" 105	65°18,5'	21°51,5'
" 75	65°34,8'	22°52'	" 106	65°20,3'	21°47,5'
" 76	65°33'	22°51,5'	" 107	65°21,7'	21°42,5'
" 77	65°30'	22°51'	" 108	65°18'	21°45'
" 78	65°26,8'	22°48,5'	" 109	65°15,2'	21°43'
" 79	65°23,6'	22°47'	" 110	65°14,6'	21°45,5'
" 80	65°22,9'	22°39'	" 111	65°11,8'	21°46,5'
" 81	65°11,2'	22°51'	" 112	65°10,8'	21°41,5'
" 82	65°18,7'	22°51'	" 113	65°09,9'	21°36,5'
" 83	65°16,6'	22°55'	" 114	65°07,1'	21°39'
" 84	65°13,2'	22°50'	" 115	65°04'	21°42,5'
" 85	65°11,5'	22°42,5'	" 116	65°05,8'	21°54'
" 86	65°15,9'	22°43'	" 117	65°06,9'	22°03'
" 87	65°18,7'	22°38'	" 118	65°08,8'	22°13,5'
" 88	65°30'	22°10,5'	" 119	65°08,8'	22°21'
" 89	65°27,5'	22°15,5'	" 120	65°10'	22°32,5'
" 90	65°27,6'	22°19'	" 121	65°15,1'	22°20,5'
" 91	65°28,7'	22°26,5'	" 122	65°18,1'	22°13,5'

Kustprovtagning, augusti 1974

Punkt	Datum	Vatten- djup m	Yt- temp C	Sikt- djup m	H ₂ O uS/cm	Sal ‰	pH	Färg mg Pt/l	Perm mg/l
Bv 1	14-08	10	15,0	1,75	803	-	7,13	80	45
" 2	"	8	15,1	1,6	382	-	7,09	80	46
" 3	"	6,5	15,2	1,3	353	-	7,17	75	44
" 4	"	3	14,5	1,2	54	-	7,05	80	52
" 5	"	2,5	14,2	1,1	55	-	7,25	80	52
" 6	"	8,5	16,0	1,6	558	-	7,35	80	52
" 7	"	13	15,6	2,75	1855	1,05	7,30	30	39
" 8	"	19,5	14,6	3,0	2987	1,70	7,37	20	25
" 9	"	18	13,5	4,0	3888	2,21	7,44	20	27
" 10	"	15	12,6	4,5	3906	2,22	7,60	15	27
" 11	"	28	11,9	4,3	3795	2,16	7,56	20	24
" 12	"	17	14,0	3,4	3219	1,83	7,65	20	30
" 13	"	16	14,5	2,5	2464	1,40	7,48	25	40
" 14	15-08	21	14,3	3,0	2754	1,56	7,49	25	25
" 15	"	26	13,3	3,7	3106	1,76	7,57	20	23
" 16	"	9,5	14,0	3,0	2065	1,17	7,71	25	30
" 17	"	14	11,5	4,4	4033	2,29	7,64	15	21
" 18	"	18	10,6	4,6	4266	2,42	7,67	15	21
" 19	"	80	12,5	5,5	4333	2,46	7,68	10	21
" 20	"	23	11,0	5,3	4802	2,73	7,60	6	21
" 21	"	107	11,6	4,1	3905	2,22	7,58	10	21
" 22	"	34	13,9	2,4	2090	1,19	7,49	25	34
" 23	"	19	13,3	2,2	1925	1,09	7,65	25	39
" 24	"	50	14,5	5,4	4273	2,43	7,70	10	24
" 25	"	105	14,2	5,3	4455	2,53	7,72	10	23
" 26	"	82	14,0	6,0	4469	2,54	7,75	10	18
" 27	"	92	13,6	5,2	3929	2,18	7,67	10	18
" 28	"	57	13,2	5,5	4452	2,53	7,64	10	18
" 29	"	47	13,8	5,3	4235	2,41	7,78	10	18
" 30	"	40	13,6	5,1	4086	2,32	7,76	10	18
" 31	"	25	14,3	4,9	4066	2,31	7,70	10	18
" 32	16-08	29	13,2	3,8	3086	1,75	7,51	20	25
" 33	"	22	13,2	2,9	2769	1,57	7,64	20	23
" 34	"	20	14,1	2,1	1194	0,68	7,40	30	39
" 35	"	15	13,9	1,6	860	-	7,12	55	37
" 36	"	22	14,0	1,7	569	-	7,22	70	42

Punkt	Datum	Vatten- djup m	Yt- temp °C	Sikt- djup m	H/20 uS/cm	Sal ‰	pH	Färg mg Pt/l	Perm mg/l
Bv 37	16-08	12	14,3	1,6	345	-	7,70	45	37
" 38	"	12	14,0	1,6	960	-	7,13	45	41
" 39	"	18	13,4	2,1	2118	1,20	7,23	25	31
" 40	"	14,5	13,6	3,2	2968	1,69	7,55	20	25.
" 41	"	11	14,3	3,4	3206	1,82	7,52	20	27
" 42	"	12,5	14,2	3,1	2549	1,45	7,54	25	27
" 43	"	7	14,4	2,6	2761	1,57	7,64	20	30
" 44	19-08	7,5	14,5	2,0	307	-	7,15	25	21
" 45	"	11	14,9	4,5	2901	1,65	7,65	10	19
" 46	"	14	14,9	5,0	3217	1,83	7,62	10	20
" 47	"	5	15,1	4,5	3370	1,91	7,54	10	18
" 48	"	12	14,9	5,5	3510	1,99	7,67	10	22
" 49	"	17	14,8	5,8	3744	2,13	7,71	10	21
" 50	"	10	14,9	6,2	3814	2,17	7,75	10	23
" 51	"	17	14,9	5,6	3348	1,90	7,69	10	23
" 52	"	13	14,6	5,6	3433	1,95	7,70	10	18
" 53	"	14	15,0	5,5	3195	1,82	7,67	10	22
" 54	"	13	15,1	4,5	3339	1,90	7,70	15	21
" 55	"	10	14,8	3,5	2906	1,65	7,67	25	24
" 56	"	10	14,9	3,5	2787	1,58	7,56	20	23
" 57	"	7	16,0	2,8	2340	1,33	7,52	20	29
" 58	"	11	15,2	4,2	3301	1,88	7,81	15	23
" 59	"	12	15,1	4,4	3588	2,04	7,80	15	21
" 60	"	14	14,4	5,6	3570	2,03	7,68	15	21
" 61	"	18	14,5	5,1	3796	2,16	7,79	10	25
" 62	"	12	13,7	4,5	3887	2,21	7,70	10	23
" 63	"	15	13,5	4,2	3832	2,18	7,84	10	23
" 64	"	21	14,7	4,2	3866	2,20	7,83	15	22
" 65	"	11	14,5	4,2	3796	2,16	7,71	15	25
" 66	"	20	14,4	3,9	3466	1,97	7,80	20	26
" 67	"	17	14,2	3,8	3276	1,86	7,74	20	25
" 68	"	31	14,1	2,5	2299	1,31	7,59	40	31
" 69	"	8	13,9	3,5	3171	1,80	7,71	20	25
" 70	20-08	27	13,4	4,5	3587	2,04	7,70	20	26
" 71	"	17	13,6	5,1	3727	2,12	7,73	20	22
" 72	"	23	13,8	5,7	3866	2,20	7,79	15	20
" 73	"	25	13,5	4,7	3553	2,02	7,72	20	21

Punkt	Datum	Vatten- djup m	Yt- temp C	Sikt- djup m	H ₂ O uS/cm	Sal ‰	pH	Färg mg Pt/l	Perm mg/l
Bv 74	20-08	29	13,5	3,9	2949	1,68	7,74	20	26
" 75	"	27	13,8	3,5	2978	1,69	7,68	25	28
" 76	"	41	13,9	5,4	3971	2,26	7,75	20	22
" 77	"	40	13,8	6,0	4187	2,38	7,81	15	21
" 78	"	36	13,9	6,8	4148	2,36	7,83	15	18
" 79	"	20	14,0	6,4	4272	2,43	7,85	10	18
" 80	"	92	14,0	5,7	4056	2,30	7,83	15	23
" 81	"	51	14,3	6,1	3959	2,25	7,88	15	19
" 82	"	60	14,3	6,9	4100	2,33	7,87	10	22
" 83	"	51	13,8	6,4	4357	2,48	7,87	10	25
" 84	"	56	13,3	6,5	4353	2,47	7,90	10	25
" 85	"	31	14,2	7,3	4536	2,58	7,86	10	23
" 86	"	40	14,6	6,5	4823	2,74	7,85	10	22
" 87	"	10	15,5	4,9	3445	1,96	7,86	15	20
" 88	22-08	13	15,0	4,0	2496	1,42	7,66	15	22
" 89	"	17,5	14,4	4,3	3443	1,96	7,62	15	21
" 90	"	18	14,7	5,0	2851	1,62	7,65	15	22
" 91	"	22	14,4	4,8	3007	1,71	7,67	20	21
" 92	"	24	14,5	4,4	3187	1,81	7,76	15	20
" 93	"	20	14,7	4,9	3484	1,98	7,78	15	21
" 94	"	11,5	14,5	5,6	3519	2,00	7,70	15	20
" 95	"	10	14,6	4,3	3141	1,78	7,69	15	19
" 96	"	15	14,6	4,5	3536	2,01	7,67	15	18
" 97	"	12,5	14,8	5,0	3519	2,00	7,68	15	19
" 98	"	16	15,0	5,4	3829	2,18	7,79	15	18
" 99	"	14,5	15,3	5,9	3825	2,17	7,71	10	18
" 100	"	14	14,6	5,9	4098	2,33	7,79	10	20
" 101	"	17	14,5	5,9	4243	2,41	7,80	10	20
" 102	"	18	14,2	5,3	4316	2,45	7,79	10	20
" 103	"	18	14,0	5,4	4151	2,36	7,79	10	14
" 104	"	18	14,3	5,5	4029	2,29	7,77	10	15
" 105	"	22	14,6	5,5	4088	2,32	7,81	10	15
" 106	"	15	14,8	5,4	4108	2,33	7,78	10	15
" 107	"	15	14,7	5,5	4171	2,37	7,85	10	16
" 108	"	7,5	14,8	4,8	3946	2,24	7,80	10	18
" 109	"	17	14,7	5,0	3984	2,26	7,79	10	16

Punkt	Datum	Vatten- djup m	Yt- temp °C	Sikt- djup m	H 20 uS/cm	Sal ‰	pH	Färg mg Pt/l	Perm mg/l
Bv 110	22-08	16	14,1	4,9	3900	2,22	7,77	10	18
" 111	"	17	14,2	4,6	3657	2,08	7,79	15	19
" 112	"	26	14,1	5,0	3792	2,15	7,74	10	21
" 113	23-08	28	14,6	3,8	1656	0,94	7,38	30	22
" 114	"	25	13,8	5,4	3762	2,14	7,76	15	21
" 115	"	50	12,9	6,0	4243	2,41	7,75	10	20
" 116	"	43	13,9	5,5	3996	2,27	7,79	10	21
" 117	"	32	12,8	7,6	4357	2,48	7,76	10	22
" 118	"	34	13,7	6,5	4346	2,47	7,79	10	20
" 119	"	35	13,9	6,8	4450	2,53	7,84	10	20
" 120	"	33	14,6	6,6	4346	2,47	7,82	10	21
" 121	"	32	14,6	7,1	4368	2,48	7,83	10	24
" 122	"	36	14,5	6,6	4212	2,39	7,76	10	21

Kustprovtagning, augusti 1974

Punkt	NO ₃ -N ug/l	Tot-N mg/l	PO ₄ -P ug/l	Tot-P ug/l	NLU ug/l			Lorenzen ug/l	
					kl _a	kl _b	kl _c	kl _a	feo- fytin
Bv 1	4	0,41	3	9	6,56	0,96	1,70	6,94	0,00
" 2	7	0,34	4	7	5,08	1,37	3,14	4,86	0,38
" 3	5	0,34	3	4	6,89	2,44	3,84	6,36	1,12
" 4	10	0,78	2	4	4,59	3,43	11,80	2,35	4,20
" 5	5	0,24	4	5	4,06	2,89	9,05	4,20	0,00
" 6	29	0,39	6	9	15,50	1,08	3,12	9,35	10,09
" 7	30	0,39	3	4	4,39	0,38	0,15	3,08	2,05
" 8	37	0,36	1	2	6,47	0,59	0,87	5,08	2,18
" 9	45	0,26	1	2	2,94	0,48	0,23	1,79	1,87
" 10	50	0,23	1	2	2,27	0,25	0,21	1,56	1,12
" 11	50	0,31	1	2	2,82	0,17	0,91	2,43	0,56
" 12	45	0,31	1	2	5,76	0,28	1,76	5,51	0,28
" 13	35	0,45	7	9	4,01	0,29	1,20	3,49	0,75
" 14	17	0,40	1	2	6,56	0,63	0,59	5,03	2,44
" 15	35	0,29	1	2	5,18	0,40	0,77	4,67	0,73
" 16	40	0,35	2	2	5,13	3,81	1,29	4,11	1,62
" 17	50	0,24	1	2	2,69	0,21	0,68	2,05	0,86
" 18	50	0,25	1	2	2,06	0,30	0,62	1,87	0,28
" 19	32	0,34	1	3	1,74	0,12	3,69	1,59	0,28
" 20	40	0,25	1	2	1,96	0,65	0,03	1,68	0,47
" 21	Se nedan								
" 22	15	0,25	2	3	6,26	0,51	0,95	4,91	2,10
" 23	13	0,30	5	8	4,34	0,13	0,16	3,74	0,94
" 24	39	0,76	1	2	2,00	0,21	0,41	1,64	0,52
" 25	35	0,23	2	2	2,03	0,28	0,48	1,75	0,44
" 26	22	0,25	1	2	1,94	0,31	0,51	1,68	0,44
" 27	25	0,30	1	2	2,28	0,34	0,60	1,87	0,69
" 28	30	0,30	1	2	2,57	0,40	0,89	1,96	1,03
" 29	20	0,18	1	2	2,30	0,25	0,84	1,96	0,56
" 30	30	0,18	1	2	1,56	0,18	0,53	1,40	0,28
" 31	25	0,23	1	2	1,98	0,39	0,78	1,77	0,28
" 32	19	0,33	2	6	2,27	0,33	0,80	1,87	0,62
" 33	20	0,19	2	3	3,06	0,19	1,25	2,65	0,62
" 34	15	0,25	2	3	-	-	-	-	-
" 35	5	0,36	3	5	3,95	1,09	3,97	2,67	2,14
" 36	10	0,23	3	4	2,52	2,50	7,71	0,00	6,23

Punkt	NO ₃ -N ug/l	Tot-N mg/l	PO ₄ -P ug/l	Tot-P ug/l	NLU ug/l			Lorenzen ug/l	
					kl _a	kl _b	kl _c	kl _a	feo- fytin
Bv 37	5	0,38	4	5	3,08	3,47	12,26	0,00	5,61
" 38	6	0,33	13	24	1,46	1,14	4,16	0,00	4,01
" 39	10	0,26	2	4	2,51	0,11	0,63	2,06	0,75
" 40	15	0,31	1	2	4,61	0,14	1,15	4,48	0,00
" 41	25	0,46	1	2	5,45	0,07	0,94	4,81	0,94
" 42	12	0,28	1	2	4,70	0,21	1,51	4,30	0,56
" 43	12	0,31	3	7	4,65	0,02	0,86	5,30	0,00
" 44	5	0,26	2	7	1,02	0,01	0,01	1,17	0,00
" 45	15	0,18	1	2	1,71	0,28	0,16	0,93	1,31
" 46	20	0,35	1	2	1,82	0,01	0,01	1,40	0,65
" 47	20	0,38	1	2	1,23	0,01	0,01	1,12	0,09
" 48	10	0,30	2	2	1,66	0,10	0,17	1,27	0,60
" 49	20	0,23	1	2	1,32	0,07	0,29	1,27	0,08
" 50	25	0,23	1	2	1,36	0,01	0,10	1,25	0,12
" 51	15	0,33	1	2	1,54	0,09	0,27	1,50	0,00
" 52	20	0,19	1	2	1,39	0,01	0,16	1,20	0,30
" 53	20	0,24	1	2	1,79	0,39	0,22	1,64	0,22
" 54	20	0,26	1	2	2,00	0,01	0,01	1,87	0,13
" 55	10	0,25	1	2	1,91	0,01	0,01	1,87	0,00
" 56	10	0,20	1	2	2,12	0,07	0,01	0,37	2,99
" 57	5	0,30	3	4	2,76	0,01	0,01	2,81	0,00
" 58	15	0,18	1	2	1,62	0,01	0,01	1,59	0,00
" 59	15	0,33	1	2	1,86	0,12	0,37	1,75	0,00
" 60	20	0,18	2	2	1,53	0,08	0,42	1,20	0,52
" 61	25	0,20	2	2	1,47	0,12	0,29	1,27	0,30
" 62	30	0,28	1	2	2,10	0,34	0,73	1,77	0,56
" 63	20	0,26	1	2	2,01	0,05	0,01	1,96	0,00
" 64	5	0,31	1	3	2,66	0,17	0,83	2,24	0,65
" 65	25	0,35	2	2	2,51	0,13	0,44	2,52	0,00
" 66	30	0,18	1	2	2,39	0,15	0,56	2,39	0,00
" 67	15	0,48	1	2	2,35	0,24	0,53	1,87	0,75
" 68	25	0,28	1	2	2,19	0,09	0,88	1,87	0,56
" 69	20	0,25	2	2	1,68	0,02	0,01	1,37	0,50
" 70	30	0,35	1	2	1,96	0,18	0,26	1,59	0,56
" 71	40	0,33	1	2	-	-	-	-	-
" 72	40	0,30	1	2	1,39	0,01	0,01	1,21	0,19
" 73	40	0,19	1	2	2,30	0,31	0,07	1,96	0,56
" 74	30	0,21	1	2	2,36	0,08	0,16	1,87	0,75

Punkt	NO ₃ -N ug/l	Tot-N mg/l	PO ₄ -P ug/l	Tot-P ug/l	NLU µg/l			Lorenzen µg/l	
					kl _a	kl _b	kl _c	kl _a	feo- fytin
Bv 75	30	0,20	2	2	2,21	0,26	0,11	1,21	1,65
" 76	15	0,29	5	6	1,62	0,01	0,75	1,40	0,28
" 77	25	0,21	1	2	1,65	0,26	0,18	1,42	0,38
" 78	25	0,33	1	2	1,59	0,13	0,20	1,37	0,31
" 79	25	0,36	1	2	1,58	0,26	0,21	1,43	0,25
" 80	Se nedan								
" 81	15	0,19	2	5	1,57	0,15	0,05	1,05	0,82
" 82	30	0,20	1	2	-	-	-	-	-
" 83	40	0,33	1	2	1,64	0,16	0,14	1,50	0,18
" 84	30	0,26	1	2	1,21	0,18	0,25	1,07	0,19
" 85	25	0,21	1	2	0,94	0,11	0,18	0,82	0,19
" 86	30	0,19	1	2	0,82	0,06	0,01	0,65	0,28
" 87	15	0,19	1	2	0,94	0,05	0,08	0,75	0,29
" 88	15	0,39	1	3	3,91	0,32	0,90	2,62	2,06
" 89	15	0,26	1	2	1,52	0,14	0,41	1,12	0,65
" 90	15	0,34	1	3	1,47	0,12	0,29	1,12	0,52
" 91	15	0,44	1	2	1,42	0,03	0,01	1,12	0,47
" 92	6	0,35	1	2	1,35	0,31	0,75	1,21	0,19
" 93	7	0,36	1	2	1,73	0,01	0,39	2,15	0,00
" 94	35	0,35	1	2	0,91	0,36	0,72	0,00	1,56
" 95	4	0,33	1	2	1,52	0,20	0,55	1,40	0,19
" 96	5	0,28	1	2	1,25	0,14	0,07	1,21	0,00
" 97	5	0,34	1	2	0,56	0,08	0,11	0,52	0,08
" 98	5	0,24	1	2	1,44	0,10	0,04	1,27	0,22
" 99	15	0,19	1	2	1,44	0,10	0,04	1,27	0,22
" 100	10	0,25	1	2	0,88	0,04	0,35	0,75	0,22
" 101	15	0,26	1	4	0,97	0,08	0,08	0,75	0,37
" 102	20	0,18	1	2	1,04	0,03	0,24	0,97	0,08
" 103	20	0,28	1	2	1,10	0,07	0,17	0,97	0,15
" 104	9	0,25	1	2	0,94	0,04	0,02	0,97	0,00
" 105	15	0,38	1	2	1,50	0,21	0,34	1,12	0,60
" 106	7	0,29	1	2	1,48	0,07	0,18	1,42	0,08
" 107	4	0,26	1	2	1,93	0,22	0,59	1,94	0,00
" 108	4	0,28	1	2	1,34	0,01	0,57	1,50	0,00
" 109	10	0,21	1	2	1,54	0,09	0,27	1,27	0,38
" 110	55	0,40	1	2	1,41	0,05	0,10	1,12	0,45
" 111	4	0,28	1	2	1,50	0,07	0,12	1,22	0,41

Punkt	NO ₃ -N ug/l	Tot-N mg/l	PO ₄ -P ug/l	Tot-P ug/l	NLU µg/l			Lorenzen µg/l	
					kl _a	kl _b	kl _c	kl _a	feo- fytin
Bv 112	27	0,38	1	2	1,29	0,18	0,38	1,03	0,37
" 113	5	0,28	2	3	2,99	0,08	0,32	1,87	1,87
" 114	7	0,30	1	2	1,44	0,01	0,28	1,25	0,31
" 115	8	0,29	1	2	1,33	0,10	0,29	1,00	0,56
" 116	9	0,26	1	2	1,36	0,08	0,28	1,12	0,37
" 117	10	0,35	1	2	1,38	0,20	0,38	1,12	0,42
" 118	37	0,35	1	2	1,85	0,13	0,49	1,56	0,44
" 119	8	0,29	1	2	1,92	0,34	0,41	1,68	0,37
" 120	10	0,28	1	2	1,50	0,17	0,59	1,26	0,37
" 121	27	0,48	1	2	1,46	0,23	0,38	1,21	0,37
" 122	20	0,26	1	2	1,66	0,22	0,34	1,49	0,23
<u>Bv 21</u>									
0 m	56	0,44	1	2	3,26	0,23	0,36	2,90	0,47
25 m	70	0,24	1	2					
50 m	85	0,38	1	2					
75 m	106	0,31	1	2					
100 m	92	0,24	1	2					
<u>Bv 80</u>									
0 m	30	0,18	1	2	1,99	0,32	0,32	1,72	0,45
25 m	70	0,24	1	2					
50 m	95	0,28	2	3					
75 m	110	0,26	1	2					
100 m	110	0,23	1	2					

Kustprovtagning, augusti 1974

Punkt	Cu µg/g	Zn µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Cr µg/g	Cd µg/g	Glödgn förlust % 550 °C	Torr- substans %	P %
BV 1	15	53	11	9	32	0,4	4,7	46,9	0,10
" 2	18	104	23	31	34	1,2	8,8	25,4	0,19
" 3	12	59	11	4	37	0,5	4,4	43,2	0,12
" 4	14	63	11	3	107	0,5	6,8	35,7	0,11
" 6	22	91	20	7	32	1,0	7,7	24,0	0,23
" 7	22	170	41	90	37	2,6	12,5	14,6	0,26
" 8	32	179	43	131	33	2,4	12,4	15,4	0,23
" 11	6	35	9	31	25	0,6	1,8	55,3	0,11
" 12	27	139	37	69	32	1,8	8,9	18,7	0,25
" 13	31	164	43	69	26	2,0	12,1	14,5	0,32
" 15	33	162	41	74	27	2,0	10,6	16,8	0,26
" 19	10	44	17	20	13	0,5	2,2	62,0	0,09
" 21	15	75	23	47	30	1,0	3,8	53,9	0,11
" 22	10	40	13	32	24	0,6	2,3	43,3	0,12
" 24	26	153	39	248	29	2,1	7,8	26,5	0,22
" 25	19	94	30	83	30	1,2	4,1	41,7	0,12
" 26	22	96	42	118	27	1,0	5,1	34,0	0,13
" 27	25	112	43	157	37	1,5	6,6	33,0	0,19
" 28	16	74	22	70	26	0,9	3,7	48,1	0,11
" 29	18	109	26	110	33	1,6	5,4	40,6	0,13
" 30	24	114	29	40	32	1,5	6,8	31,1	0,26
" 32	9	53	12	60	19	0,7	2,6	45,3	0,08
" 33	22	129	28	138	33	1,9	8,3	23,9	0,25
" 34	22	122	27	37	34	2,2	7,1	26,5	0,11
" 36	24	132	27	12	45	2,1	9,3	20,8	0,13
" 37	33	146	33	107	31	2,3	15,2	12,7	0,33
" 38	33	142	36	77	34	1,9	13,8	14,3	0,32
" 39	5	36	7	33	18	0,6	1,7	58,6	0,06
" 41	15	79	16	23	37	1,1	4,8	31,4	0,31
" 42	7	41	9	14	22	0,5	2,3	45,1	0,08
" 43	18	84	14	18	34	1,2	7,9	30,4	0,55
" 44	24	121	35	40	33	0,8	4,3	33,5	0,17
" 45	23	121	35	57	24	1,6	7,9	30,1	0,21
" 46	7	37	10	12	12	0,5	1,5	68,4	0,05
" 47	28	136	41	107	23	0,2	7,9	19,4	0,09
" 48	13	72	14	14	21	0,9	5,3	39,2	0,18

Punkt	Cu ug/g	Zn ug/g	Pb ug/g	As ug/g	Cr ug/g	Cd ug/g	Glödgn förlust % 550 °C	Torr- substans %	P %
BV 49	10	41	9	12	16	0,4	2,4	33,6	0,09
" 51	9	54	11	14	16	1,0	2,5	53,1	0,07
" 52	19	86	15	14	21	1,1	6,6	28,6	0,21
" 53	26	99	23	14	49	1,1	8,8	21,9	0,32
" 54	28	110	26	33	36	1,6	10,2	12,2	0,51
" 55	26	117	24	35	34	1,3	9,3	20,6	0,34
" 56	14	83	17	8	35	1,0	6,7	43,4	0,11
" 57	23	80	15	18	46	0,8	7,8	27,6	0,17
" 58	27	118	29	22	39	1,3	9,3	18,3	0,34
" 59	28	128	32	48	33	1,4	9,7	17,4	0,32
" 60	23	95	24	32	32	1,2	13,1	22,2	0,82
" 61	29	110	31	35	30	1,3	9,6	17,3	0,28
" 62	18	132	20	40	17	2,1	5,6	37,4	0,14
" 64	27	167	37	85	34	2,3	10,4	16,0	0,23
" 65	25	102	25	14	30	1,1	7,2	22,2	0,14
" 66	36	181	62	110	23	3,2	12,1	12,9	0,17
" 67	24	118	21	57	40	1,9	7,5	29,2	0,59
" 68	36	228	44	287	34	3,5	13,2	16,5	0,24
" 70	16	95	23	77	30	1,5	5,1	41,2	0,12
" 71	11	57	8	23	18	1,0	2,1	68,3	0,11
" 72	10	78	17	64	22	1,2	3,4	40,7	0,09
" 73	14	57	15	29	36	0,6	4,2	33,4	0,12
" 74	14	53	10	10	45	0,7	3,1	51,6	0,25
" 75	7	57	9	54	19	1,2	1,3	63,1	0,10
" 76	20	123	22	105	40	1,9	5,6	35,0	0,18
" 77	10	63	12	42	15	1,0	2,1	41,8	0,08
" 78	17	111	26	110	30	1,7	5,3	36,9	0,14
" 80	26	137	43	93	27	1,6	5,5	40,9	0,14
" 81	25	120	42	133	26	1,6	5,7	33,6	0,19
" 82	17	88	28	88	22	1,0	4,6	51,8	0,13
" 83	16	67	24	83	28	0,8	3,5	57,7	0,11
" 84	18	93	31	71	24	1,0	4,5	43,6	0,10
" 88	12	40	9	5	16	0,3	1,4	70,7	0,07
" 89	57	171	66	68	19	1,6	9,5	20,2	0,24
" 90	30	175	49	71	31	2,1	7,4	21,4	0,18
" 91	18	109	30	86	31	1,3	5,0	31,1	0,13
" 92	15	78	21	35	21	0,9	3,9	36,8	0,12
" 95	8	57	11	15	14	0,7	2,0	63,1	0,04

Punkt	Cu µg/g	Zn µg/g	Pb µg/g	As µg/g	Cr µg/g	Cd µg/g	Glödgn förlust % 550 °C	Torr- substans %	P %
BV 96	11	62	16	27	17	0,8	3,4	37,7	0,08
" 97	23	125	28	24	18	1,2	7,2	23,3	0,16
" 98	32	222	65	107	21	3,8	11,9	13,4	0,17
" 99	14	96	28	56	16	1,2	4,4	30,0	0,06
" 105	29	162	53	114	21	2,1	8,8	17,9	0,25
" 106	26	125	38	26	23	1,5	6,7	20,5	0,17
" 107	28	141	40	60	21	1,7	7,8	17,7	0,25
" 109	23	115	33	48	24	1,3	6,0	23,9	0,17
" 111	7	41	11	39	13	0,57	1,4	72,0	0,05
" 112	14	83	30	71	18	1,0	3,0	43,1	0,08
" 113	12	57	17	29	18	0,63	2,0	61,3	0,06
" 115	25	115	59	112	31	1,2	5,0	34,1	0,11
" 116	7	32	12	26	11	0,40	1,3	63,7	0,02
" 119	4	31	9	18	9	0,50	0,9	80,3	0,005
" 122	27	152	54	214	25	2,0	7,0	21,6	0,21