

Kallixälvens mynningsområde

En undersökning av tungmetaller, kol, kväve, fosfor
och arsenik i ytsedimenten

Examensarbete för påbyggnadskurs C i i kvartärgeologi

Torgny Mellin

Augusti 1976

Detta arbete har utförts i samråd med och med bistånd från
länsstyrelsen i Norrbottens län och haft ekonomiskt och
tekniskt stöd från Karlsborgsverken (ASSI) i Karlsborg.

FÖRORD

Föreliggande undersökning har på förslag av professor Eric Olausson vid Maringeologiska laboratoriet i Göteborg valts som 3-betygsarbete. Undersökningen har utförts på uppdrag av och i samarbete med miljövårdsenheten vid länsstyrelsen i Norrbottens län.

Då några anslag till undersökningen ej varit möjligt att erhålla, har jag till stor del varit beroende av frivilliga bidrag och understöd. Jag vill härvid rikta ett tack till ASSI Karlsborgsverken, Kalix, som under provtagningarna ställt en snöskoter och en medhjälpare, Henning Gustavsson, till mitt förfogande. Med tanke på de svåra omständigheterna under provtagningarna, var dennes insats avgörande för provtagningarnas genomförande, varför ett stort tack riktas speciellt till honom. Jag vill även tacka lab.ing Birger Fors och lab.chef Nils Hoffner vid Karlsborgsverken, vilkas positiva inställning och samarbetsvilja varit mig till stor hjälp.

Mest av alla vill jag tacka professor Eric Olausson för det stöd jag erhållit samt att Maringeologiska laboratoriets resurser ställts till mitt förfogande under analyserna. Slutligen ett stort tack till kemingenjör Owe Gustavsson, lab.ass Rosa Svensson samt FK Ingemar Cato, samtliga verksamma vid Maringeologiska laboratoriet, vilkas råd och hjälpsamhet varit ovärderliga.

Uppsala 1 augusti 1976

Torgny A.M.Mellin

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

		Sid.
	Förord	
1	Inledning	1
2	Tidigare undersökningar i området ..	3
3	Omgivande landskapsbild	4
4	Undersökningsområdet	5
4.1	Allmänt	5
4.2	Sediment	5
4.3	Hydrografi	6
4.4	Marin miljö	9
4.4.1	Allmänt	9
4.4.2	Undersökningsområdet	11
4.5	Diatoméeanalys	12
5	Kallix älv	19
5.1	Allmänt	19
5.2	Materialtransport	19
5.2.1	Bottentransporterat material	19
5.2.2	Suspenderat material	21
5.2.3	Löst material	23
5.3	Sedimentation	24
6	Kommuner och industrier	26
6.1	Kommuner	26
6.2	Industrier	28
	<u>Analysresultat</u>	
7	Stratigrafi, densitet och vattenhalt	45
8	Kol, (C)	55

		Sid.
9	Kväve, (N)	60
10	Fosfor, (P)	63
11	Arsenik, (As)	66
12	Tungmetaller	70
12.1.1	Allmänt	70
12.1.2	Analysmetoder	76
12.2	Kvicksilver, (Hg)	79
12.3	Krom, (Cr)	84
12.4	Koppar, (Cu)	88
12.5	Zink, (Zn)	92
12.6	Nickel, (Ni)	97
12.7	Bly, (Pb)	100
12.8	Kadmium, (Cd)	105
13	Föroreningsgradienter; diskussion ..	108
14	Lista över tagna kontakter	114
15	Litteraturlista	115

1 INLEDNING

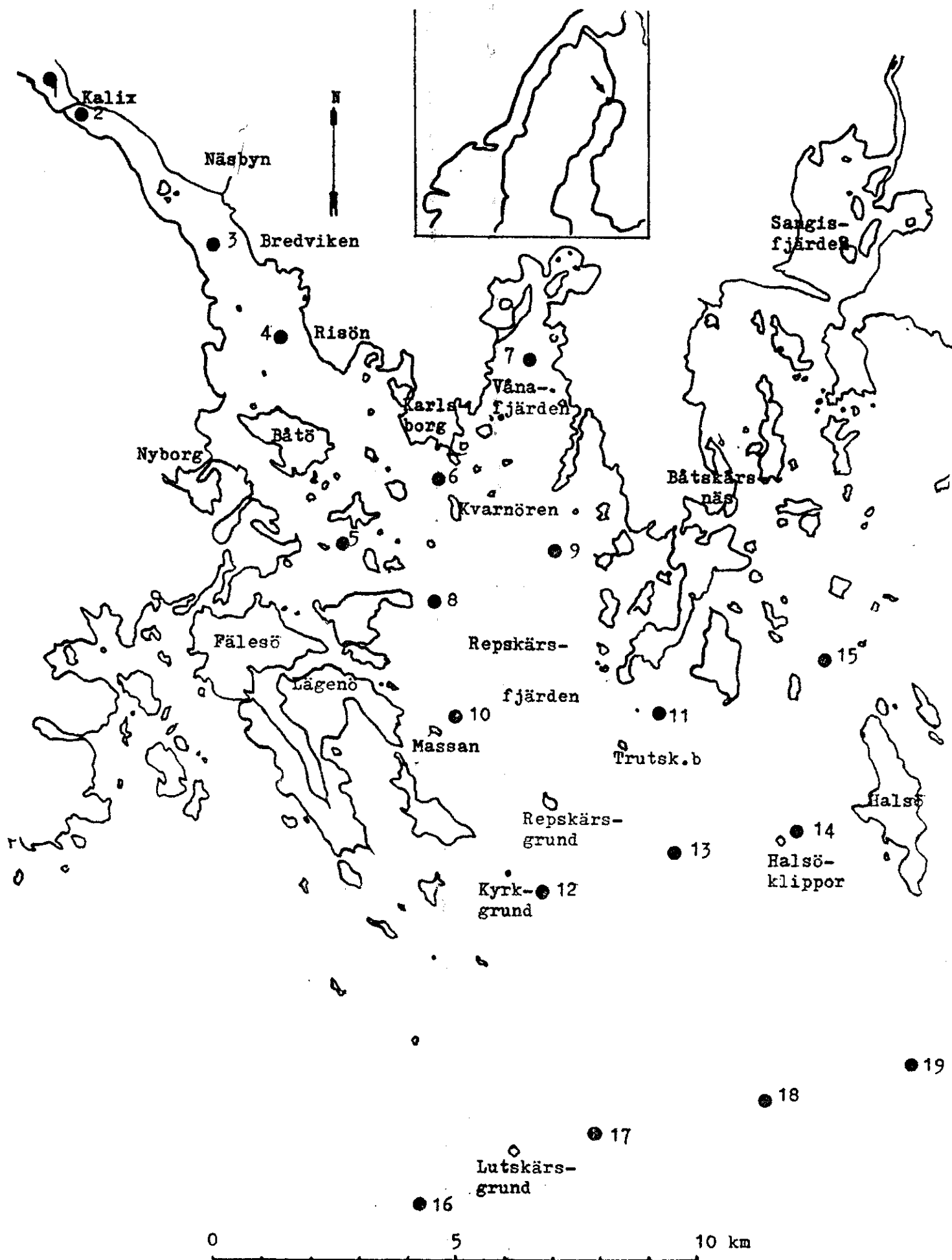
Avsikten med undersökningen är att söka ge en uppfattning om totalt 11 elements koncentrationer och spridningsmönster i ytsedimenten i Kalixälvens mynningsområde. Dessa element är tungmetallerna kvicksilver, krom, koppar, zink, nickel, bly, kadmium, halvmetallen arsenik samt kol, kväve och fosfor.

Provtagningarna företogs från isen under mitten av mars månad. Som provtagare har använts ett stötlod, mod A. Jonasson, med blyvikter. I figur 1.1 visas undersökningsområdet med provtagningspunkterna 1 - 19. Vid provtagningsstillfället medförde väderleken och den grova isen att svårigheter uppstod att hitta de utsedda provpunkterna. Det stora inslaget av block och sten i sedimentytan, huvudsakligen uppströms älven och i yttre skärgården, medförde att provmaterial ofta ej erhöles varför nya försök fick göras på annan plats. Genom att ett antal provtagarrör förlorades eller splittrades mot hårdbotten, erhöles ej heller det antal prov som avsetts. I synnerhet hade det varit önskvärt att prov erhöles mellan punkterna 8 och 9 samt mellan punkterna 10 och 11 (se figur 1.1).

Provtagningsrören transporterades i upprätt ställning till Göteborg, snittades och frystorkades varefter analyserna påbörjades. Analyser av krom och arsenik har

utförts av Vattentekniska laboratoriet AB (VTL) i Göteborg och analyserna av kväve och fosfor har ombesörjts av ing. Owe Gustavsson och lab. ass. Rosa Svensson vid Maringeologiska laboratoriet.

Figur 1.2 visar erhållna propplängder samt analysnivåer. Kolhalts-, densitets- och vattenhaltsbestämningar har utförts såväl i sedimentens ytskikt, 0 - 2 cm, som på olika nivåer enligt figuren. Övriga elements halter har bestämts endast i ytskikten, förutom i punkt 16 där analyser även utförts på nivån 20 - 22 cm under sedimentytan. Denna nivå och nedåt i proppen uppvisar ett fint, svart sediment och är pålagrat av avvikande, grövre material. Troligen har detta grova material vid något tillfälle pålagrats genom exempelvis utsvällning, glidningar eller genom istransport, varför i den övre zonen, 20 - 22 cm, prov av finsedimentet under de grövre fraktionerna medtagits till analys.



Figur 2.1. Undersökningsområde med provtagningspunkter 1 - 19.

Provpunkt nr

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Nivå cm																			
0 - 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 - 7	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
10 - 12		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
15 - 17		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X
20 - 22					X	X	X	X	X	X		X	X	X		0			X
30 - 32					X	X	X	X	X	X		X	X	X					
40 - 42					X	X		X	X	X		X							
50 - 52										X									
60 - 62										X									

0 = Analys av Cu, Ni, Zn, Pb, Cd, Hg, Cr, As, N, P.

X = Analys av C, densitet och vattenhalt.

Figur 7.2. Erhållna propplängder samt analysnivåer.

2 TIDIGARE UNDERSÖKNINGAR I OMRÅDET

Under åren 1957 - 1960 bedrevs vissa bottenfaunistiska undersökningar i området. Sedan 1971 har Industrins vatten- och luftvård AB (IVL AB) på uppdrag av ASSI Karlsborgsverken utfört två årliga recipientundersökningar i området. Undersökningarna har gällt temperatur, pH, specifik ledningsförmåga, grumlighet, färg, KMnO_4 -förbrukning, syrehalt, salthalt, BS_7 -bestämningar samt kolhalter och siktdjup. Dessa undersökningar ger en god bild över föroreningssituationens utveckling i området.

3 OMGIVANDE LANDSKAPSBILD

Omgivande landskap utgör södra änden av Nedre Kalixdalen. Höjdskillnaderna minskar gradvis från dennas övre, norra del söderut ut mot kusten och kustområdet uppvisar en relativt flack profil. Det finns dock enstaka bergshöjder på upp till hundra-talet meter. Inom Nedre Kalixdalen förekommer ingen egentlig kustslätt, dock att i låglänta områden finns stora flacka partier.

Den vanligaste jordarten i dessa områden, morän, förekommer som ett jämnt fördelat täcke och är i regel normalblockig. Den är ofta utsvallad som resultat av vågors inverkan under landhöjningens förlopp. Denna påverkan har medfört att moränen erhållit en grusig - sandig sammansättning, i vissa fall omlagrad till svallgrus och sand.

Kalix' skärgård karakteriseras av holmar med morän och svallgrus med tämligen riklig förekomst av hällar. Ett karakteristiskt drag för trakten är den speciella art av morän som är rikligt representerad och typisk för området och som går under benämningen Kalixpinno. (E. Fromm: Beskrivning till jordartskarta över Norrbottens län nedanför lappmarksgränsen. 1965).

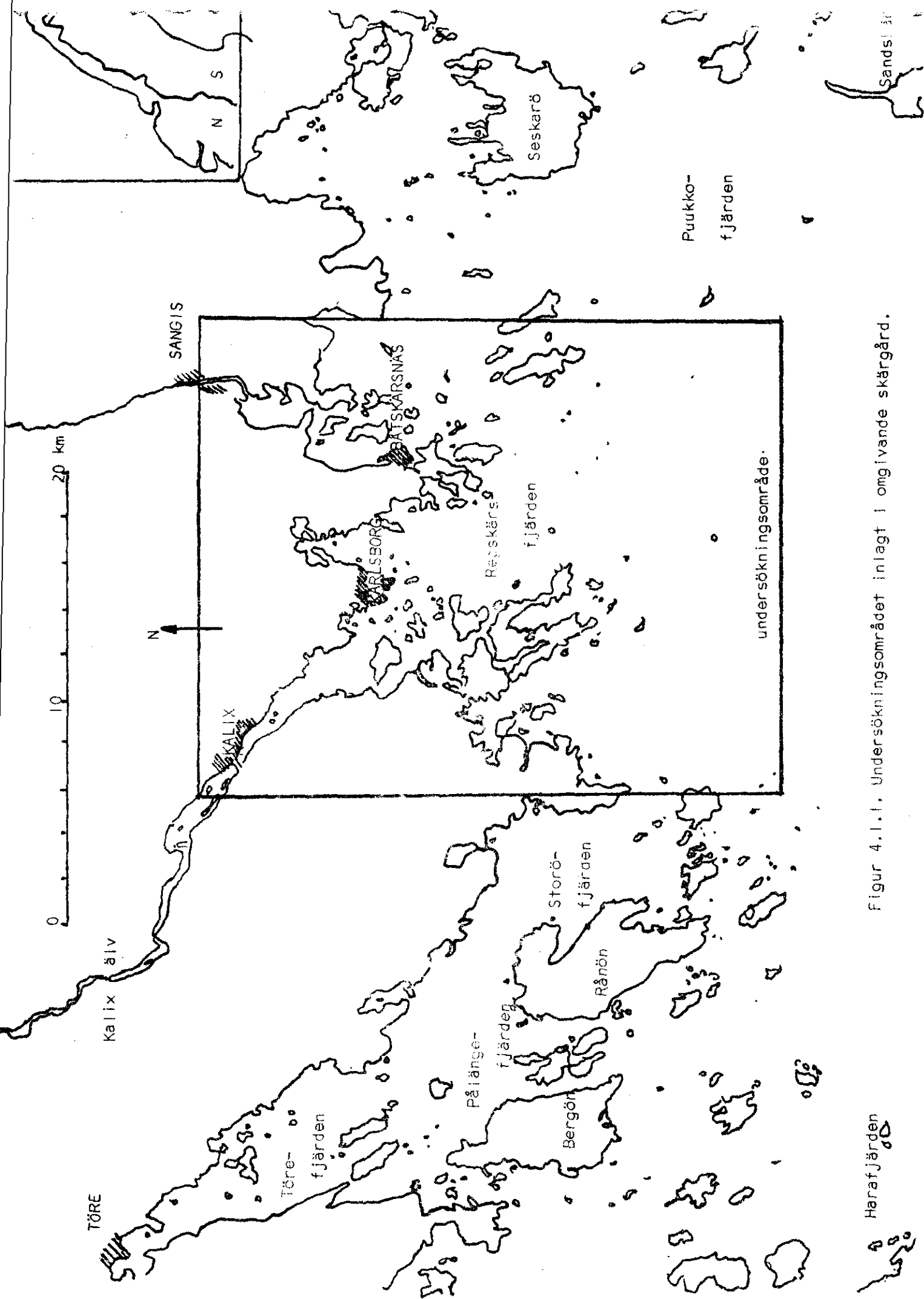
4 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

4.1 ALLMÄNT

Undersökningsområdet utgörs av Kalixälven och mynningsområdet och strax ovanför Kalixbron ut till yttre skärgården i höjd med Lutskärsgrund. Området inlagt i omgivande skärgård visas i figur 4.1.1. Strax nedströms Kalix vidgas älven och bildar en trattliknande älvmyning vilken övergår i en grund vik av Bottenviken, Repskärsfjärden. En liten grund utlöpare av denna, Vånsfjärden, gör en liten inskärning mot norr. Repskärsfjärden vidgas successivt utåt och övergår i Bottenviken. Bottentopografin i området med djupkurvor för 3, 10 och 20 meter visas i figur 4.1.2.

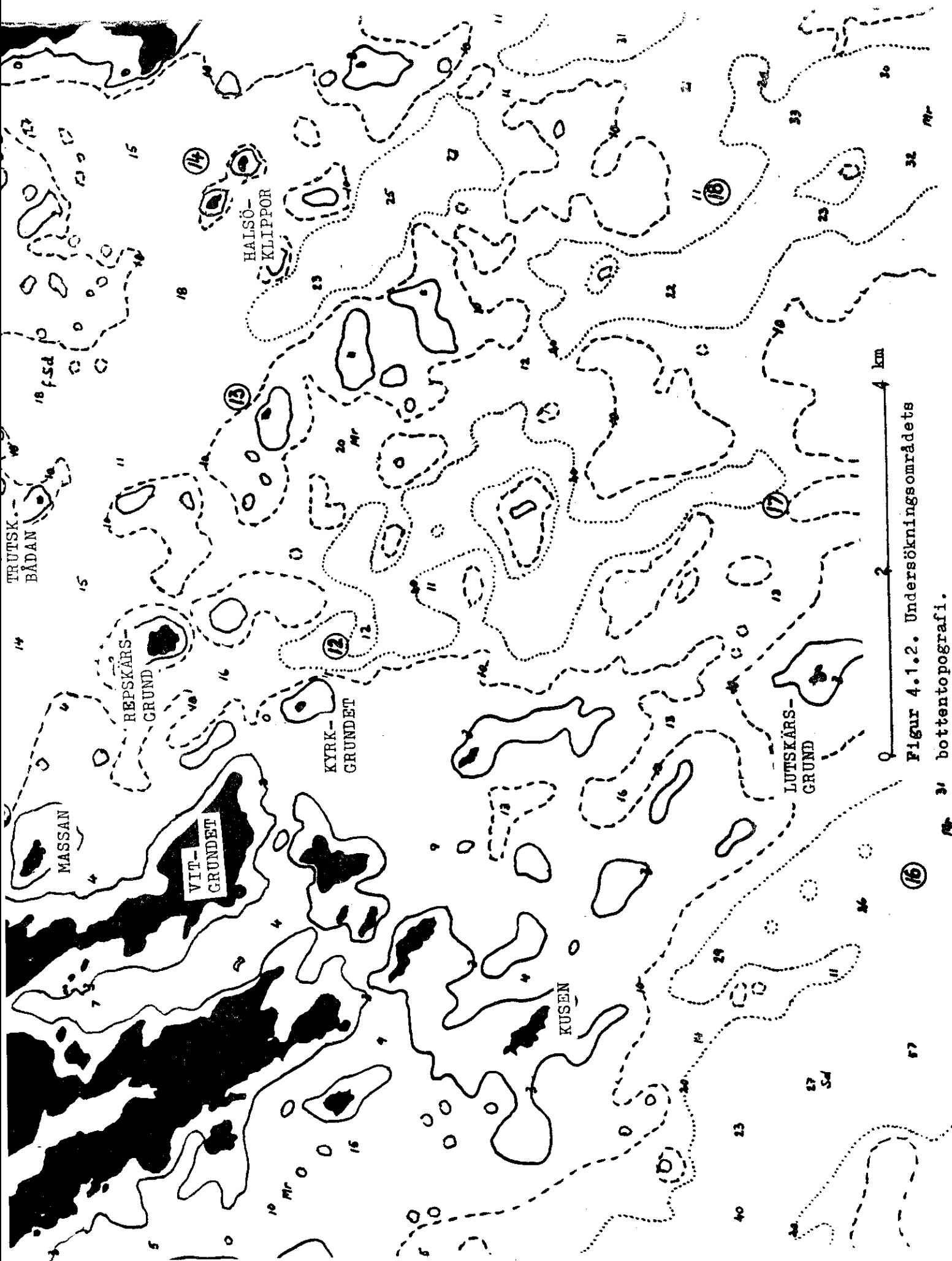
4.2 SEDIMENT

Strax uppströms Kalix finns sand- och grusbankar med svart, sulfidrik lättlera och gyttjelera, s k svartmokka i de mellanliggande, djupare partierna. Bankar förekommer nedströms Kalixbron ner till Risön - Båtön, främst med sand som huvudkomponent samt finare fraktioner i svackor och fåror. Dessa bankar ersätts successivt söderut av ett finkornigt, svart slam med hög vattenhalt. Detta slam präglar botten i större delen av Repskärsfjärden. I de yttre delarna av fjärden ökar inslaget av grövre sediment, sand - block, huvudsakligen på de grunda partier som framkommer i fi-



Figur 4.1.1. Undersökningsområdet inlagt i omgivande skärgård.





Figur 4.1.2. Undersökningsområdets
bottentopografi.

gur 4.1.2. I djupare hålor och rännor, där sedimentationsförhållandena är gynnsammare, förekommer finare fraktioner. Längre ut mot Bottenviken, i höjd med Lutskärsgrund, faller botten snabbt undan till större djup.

Normalt förekommer svartmockan som en svart eller svartstrimmig, sulfidrik lättlera som fjärdsediment längs Norrlandskusten, och således även i Repskärsfjärden. En påverkan genom industriellt utsläpp av barkfragment, fibrer etc föreligger och kan påvisas i fjärdens inre och centrala delar; se vidare nedan i kapitel 5 och 8.

Några kornstorleksanalyser har inte utförts p g av otillräcklig mängd provmaterial.

4.3 HYDROGRAFI

Några hydrologiska undersökningar har mig veterligt ej tidigare utförts inom detta område. Generella bilden torde vara den normala vad gäller en älvs utlopp i saltare vatten. Sötvattnet från älven lagras p g av sin lägre densitet ovanpå det tyngre, saltare havsvattnet enligt figurerna 4.3.1 och 4.3.2. Havsvattnet går i allmänhet i form av en s k reaktionsström ett stycke upp i älven längs botten. Hur pass långt reaktionsströmmens saltfront når in under älven beror i första

hand på vattenföringen i älven. Hög vattenföring medför att saltfronten pressas nedåt älvmynningen, medan låg vattenföring tillåter saltfronten att nå längre upp under älven. Även vindarna påverkar saltfrontens läge. En uppströms blåsande vind ökar vattenytans snedställning i älven, varför saltfronten drar sig närmare mynningen, mot vinden. En nedströms blåsande vind har motsatt effekt. Vindarna kan således orsaka väsentliga förflyttningar av saltfrontens läge. Övervägande vindriktning över området är från SSV. Enligt uppgift på orten torde saltfronten vid ett tillfälle ha nått upp till strax ovanför Bredviken, cirka 4 km nedströms Kalixbron. Huruvida detta är saltfrontens maximala utsträckning in under älven eller om den understundom når ännu längre in, är en fråga som endast kan besvaras efter närmare undersökningar.

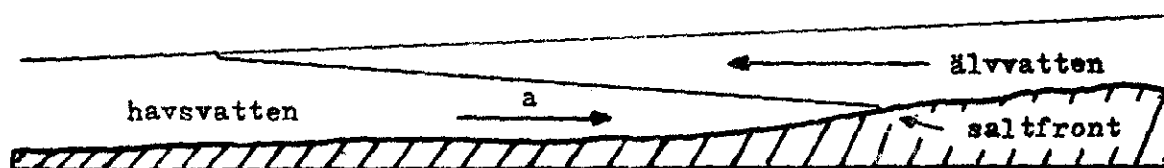
Tidvattenpåverkan torde här vara ringa. Läget längst inne i Bottenviken gör detta område känsligt för vind- och lufttrycksändringar över såväl Bottenviken som Östersjön i sin helhet. En periodicitet i vattenståndsvariationerna bör även föreligga här genom Bottenvikens och Östersjöns svängningar; s k seicher.

Vågornas vattendrivande förmåga, den s k Stokesdriften, kan även medföra att vattenytan stiger vid kusten vid sydliga vindar.

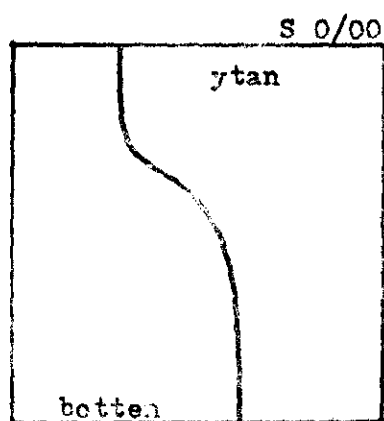
Bottenvikens storskaliga, permanenta strömningsbild visas i figur 4.3.3. Denna strömning går såpass långt ut från kusten att den sannolikt ej påverkar undersökningsområdet. Möjligen kan en motsatt, mot öster riktad strömning tidvis vara möjlig med påverkan på områdets yttre, södra delar.

Vintertid ligger haloklinen på cirka 2 - 4 meters djup, medan den under sommaren p g av den större vattenföringen i Älven sannolikt blir mer diffus och sjunker till ungefär 6 - 9 meters djup. I figur 4.3.4 visas resultaten av saltvattensundersökningar som utförts av IVL AB under åren 1971 - 1974. Salthalten i bottenvattnet i Repskärsfjärden är 2 - 3 ‰. Förutom en salthaltsskiktning utvecklas även en temperaturskiktning, en termoklin, som varierar under året enligt figur 4.3.5 och som verkar hämmande på den vertikala cirkulationen i vattnet.

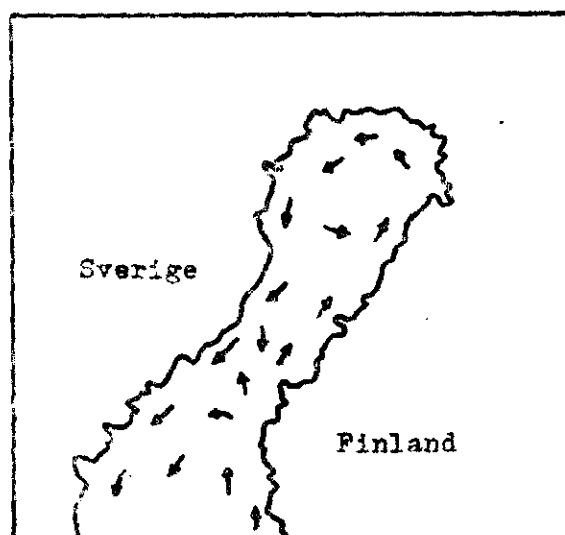
Någon enhetlig bild över strömningarna i området är omöjlig att ge då dessa kan variera avsevärt under påverkan av de faktorer som omnämnts ovan, men den generella strömningsbilden som visas i figur 4.3.6 torde vara tämligen representativ.



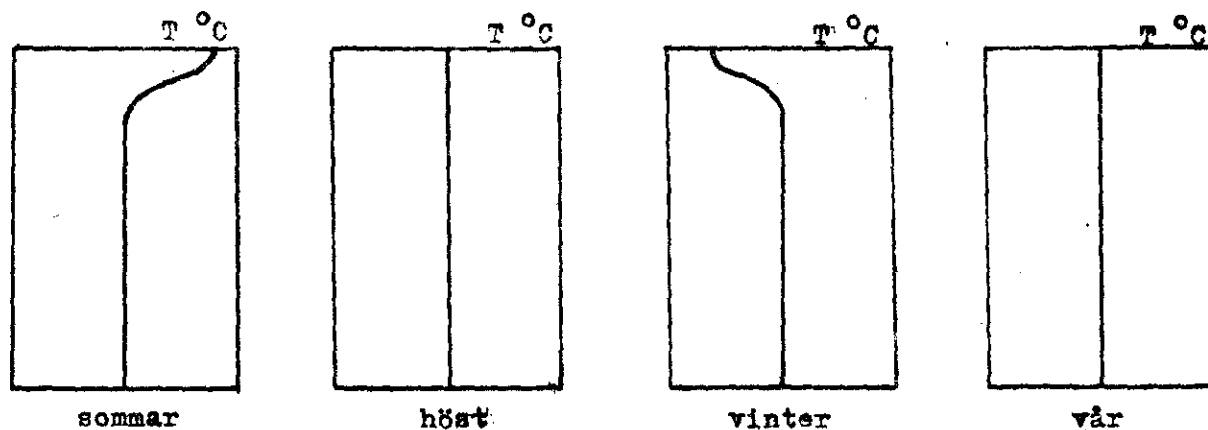
Figur 4.3.1. Schematiskt längdsnitt av en älv med reaktionsström, a.



Figur 4.3.2. Kvalitativt diagram över vertikala salthaltsfördelningen i älv med reaktionsström.



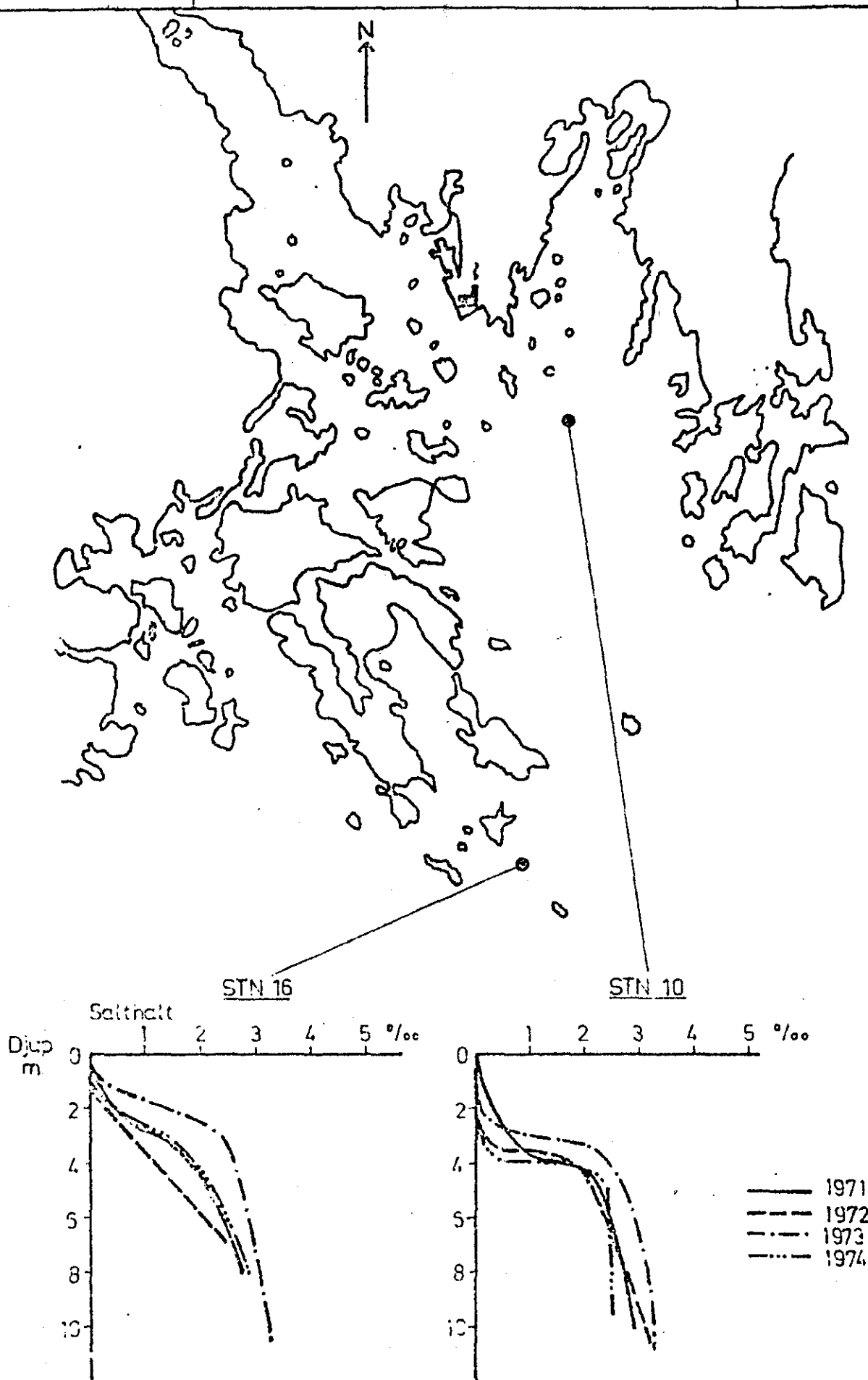
Figur 4.3.3. Permanenta ström-systemet i Bottenviken.



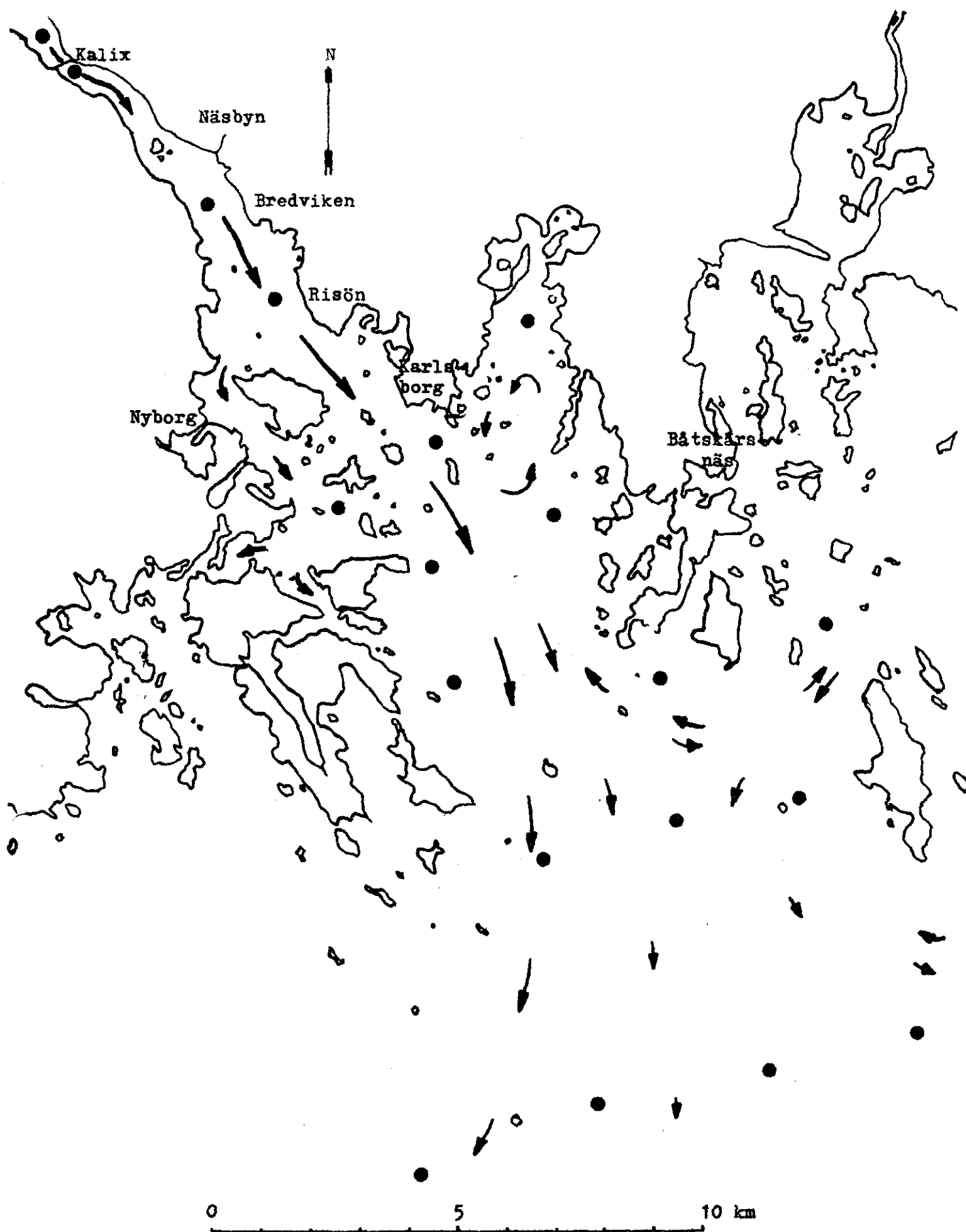
Figur 4.3.5. Princip för utbildande av de två årliga termoklinerna. Ytvattnet avkyls resp uppvärms vinter- och sommartid.

(IVL)

Salthaltsdiagram för stationerna
10 och 16 vid vinterprovtagningarna
1971 - 1974



Figur 4.3.4.



Figur 4.3.6. Generell bild över ytströmningen från älvmynningen.

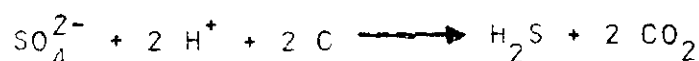
4.4 MARIN MILJÖ

4.4.1 ALLMÄNT x)

Organiskt material som sedimenterar, oxideras i närvaro av syre under bildandet av vatten och koldioxid enligt



där det organiska materialet uttryckts som CH_2O , kolhydrat. Vattens syreinnehåll medger endast en begränsad oxidation av mängden kol per liter vatten. Om större mängder organiskt material tillföres botten, förbrukas syret snabbt om ingen syretillförsel sker. Syrebrist kan uppstå, varvid anaeroba, sulfatreducerande bakterier nyttjar sulfatjonernas syre för sina metaboliska processer. Därvid bildas svavelväte, H_2S , samt sulfider av framför allt järn;

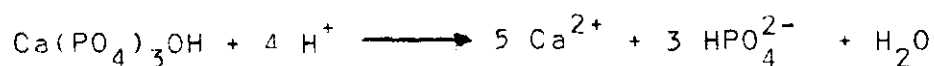


Då svavelvätet är en bas, motverkas den pH-sänkning som sker vid nedbrytningen av humus. Vid denna bildas övervägande sura produkter som kolsyra, fosforsyra etc. Sulfidbildningen är beroende av hur mycket organiskt material som bakterierna förmår utnyttja samt tillgången av sulfatjoner. Sulfidhalten återspeglar således vattenomsättningen och därmed även syretillförselns omfattning. Om allt syre förbrukas, dvs även det i sul-

x) E. Olausson 1967

fatjonerna bundna syret, sker ingen koldioxidbildning enligt reaktionerna ovan. Däremot kan genom mikrobiologisk fermentation bl a metangas bildas.

För att lösa ut kol krävs alltså tillgång till syre. Samma gäller även för kvävet utlösning. Fosfors utlösning däremot är pH-beroende. De sura produkterna kan lösa fosformineralet apatit;



eller

$$5 \log (\text{Ca}) + 3 \log (\text{HPO}_4) + 4 \text{pH} = K$$

Om $^m\text{O}_2$ betecknar antal moler av oxidationsmedlet syre och $^m\text{CH}_2\text{O}$ största syrekonsumenten, gäller sammanfattningsvis följande;

$^m\text{O}_2 > ^m\text{CH}_2\text{O}$ oxiderad miljö, oxider, järn huvudsakligen i form av Fe^{3+} (hematit); syreöverskott

$^m\text{O}_2 < ^m\text{CH}_2\text{O}$ reducerad miljö, sulfider, järn huvudsakligen i form av Fe^{2+} (pyrit); syrebrist med möjligheter till H_2S -bildning.

Syrefria miljöer förekommer naturligt i t ex fjordar och djupare bäcken i haven. Mänsklig inverkan genom ökat utsläpp av organiskt material eller genom gödning av kustvatten kan öka syreförbrukningen vid bottenarna och därmed lokalt påverka miljön.

4.4.2 UNDERSÖKNINGSOMRÅDET

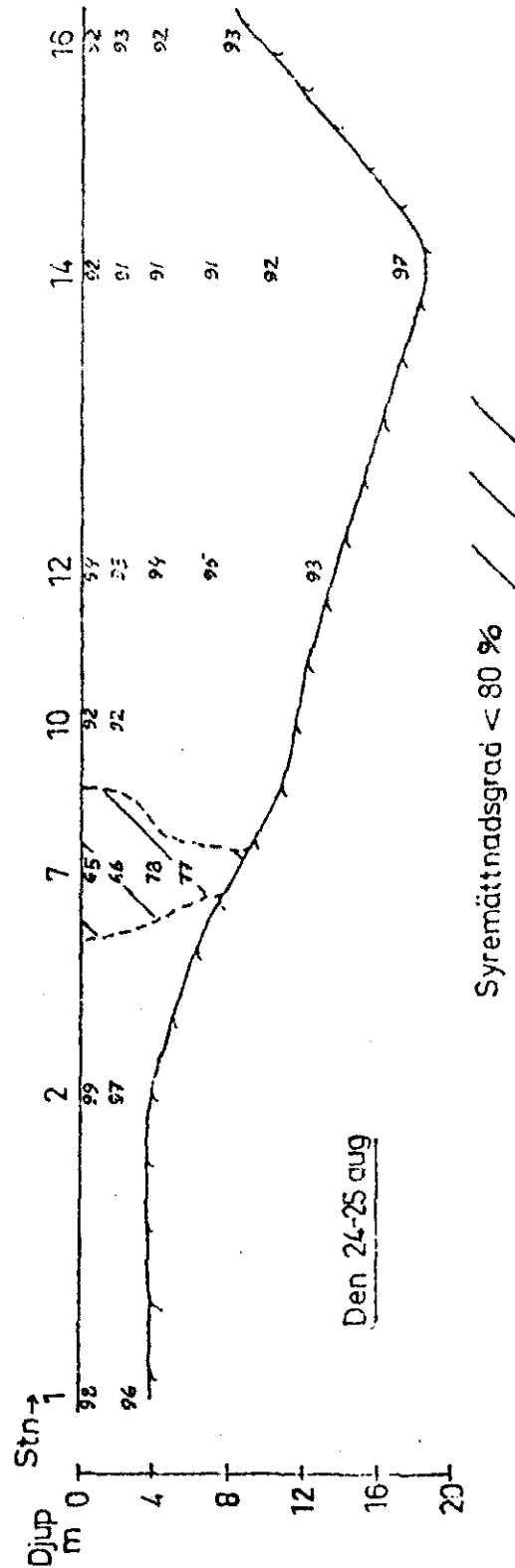
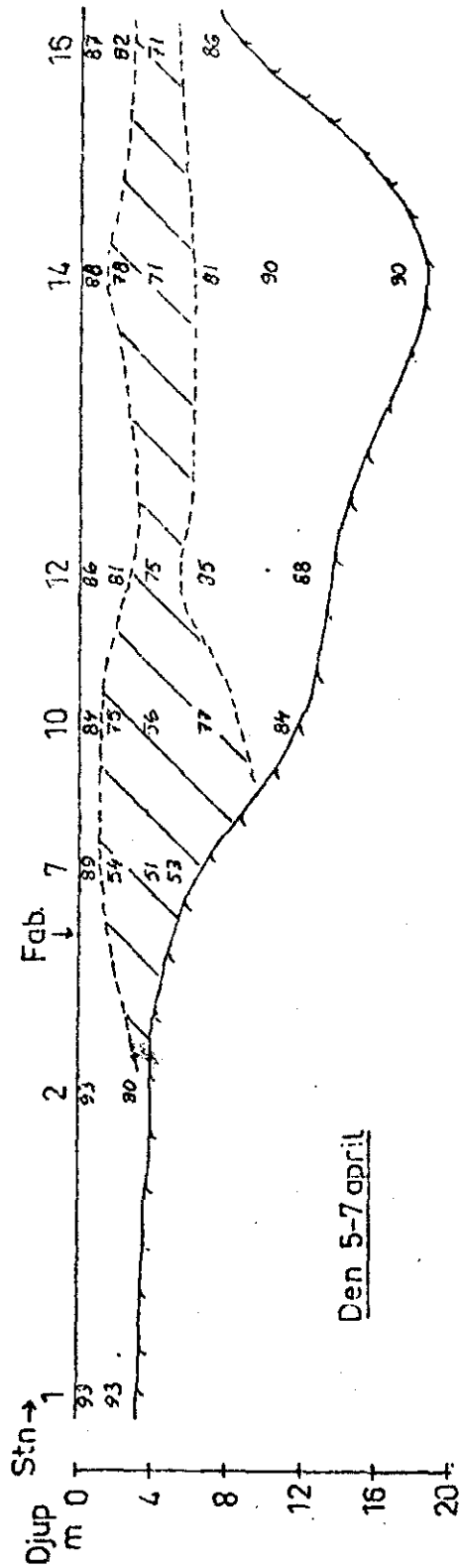
De mängder organiskt material som tillförs Repskärsfjärden från en i dess inre del belägen Industri, Karlsborgsverken, inklusive det material som tillförs av älven, kräver tämligen stor syretillförsel för att inte reducerande förhållanden skall inträda i inre fjärden. Haloklinens förstärkning vintertid medför en nedläggning av den vertikala vattenomsättningen och möjligheterna till syresättning av bottenvattnet uppfifrån inskränkes därmed. Utvecklingen av termoklin, det minskade vattenflödet samt isläggning bidrar till att syrebrist snart kan inträda.

Fint organiskt material förmår ofta ej sedimentera ned genom haloklinen utan förs i anslutning till haloklinen ut mot Bottenviken. Detta kan medföra en tämligen avsevärd sänkning av syrehalten vid och strax över haloklinen. Detta åskådliggörs i figur 4.4.2.1 vilken är resultaten av IVLs undersökningar avseende vattnets syrehalter i Repskärsfjärden år 1972.

Den låga vattenföringen vintertid innebär dessutom en mer begränsad spridning av tillfört organiskt material.

Längre ut mot Bottenviken samt uppåt älven kan en viss syretillförsel till bottenarna ske, medan syrebrist med stor sannolikhet föreligger i Repskärsfjärdens inre

Syremättnadsgraden i en 10 cm tjock
 profil av provtagningsområdet vid
 provtagningarna 1972. (IVL).



Figur 4.5.2.1.

delar vintertid. Iakttagelser av provens ytskikt styrker att reducerande förhållanden vid provtagningsstillfället rådde i sedimentytan i inre Repskärsfjärden.

Den högre vattenomsättningen under sommaren ger större möjligheter till vertikal och horisontell tillförsel av syre. Det tillförda organiska materialet sprids även över större ytor. Utbredningen av de reducerade sedimenten torde därför begränsas till utsläppens omedelbara närhet.

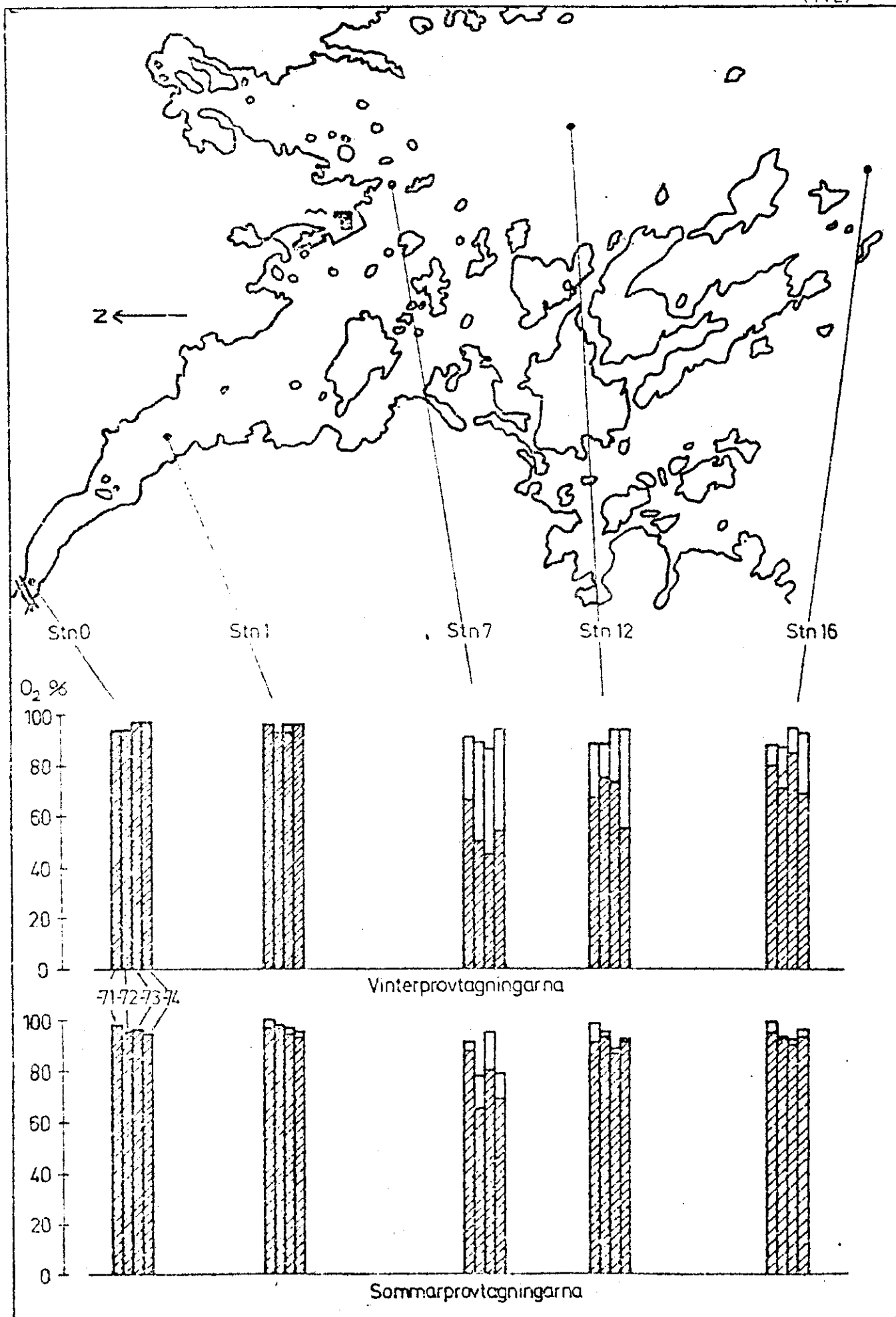
figurerna 4.4.2.2 - 4.4.2.4 visas sammanfattande resultat av undersökningar avseende syremättnadsgrad, KMnO_4 -förbrukning samt BS_7 -halter utförda under åren 1971 - 1974 av Industrins vatten- och luftvård AB (IVL).

4.5 DIATOMÉEANALYS

En översiktlig analys över kiselorganismers förekomst i provens ytskikt har utförts av byrådir. Arnold Nauwerck vid länsstyrelsen i Norrbottens län; provnumren motsvarar provpunkterna med samma nummer.

Prov 1

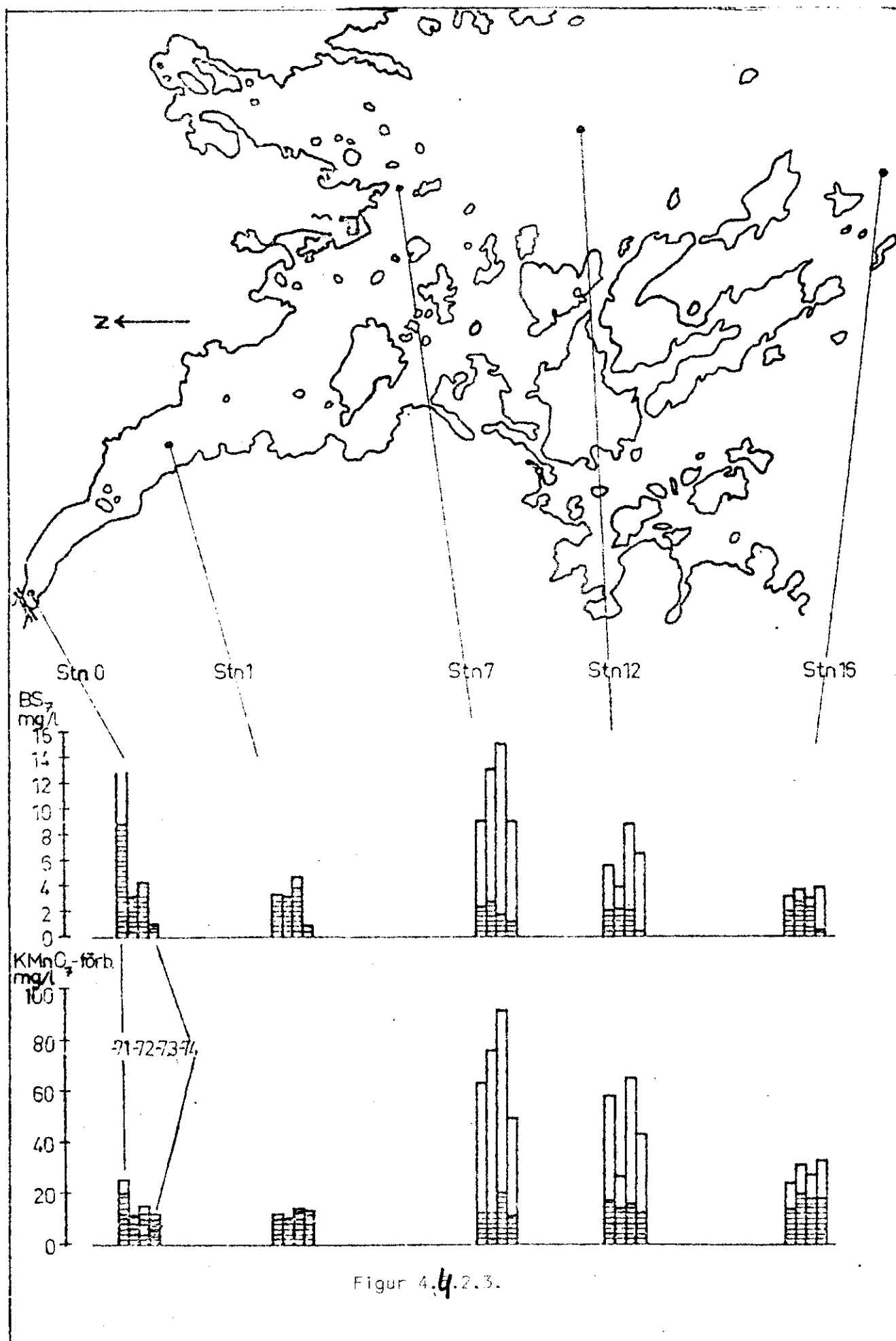
Tunnt prov. Ett flertal stora levande ciliater. Även mindre ciliater, ganska rikligt. Rikligt med små Bodo-arter och andra färglösa flagellater och bakterier.



Figur 4.4.2.2

Stapeldiagram över permanganat- och BS-värden för stationerna vid vinterprecipitationen 1971-74. Diagrammet anger min- och maxvärden.

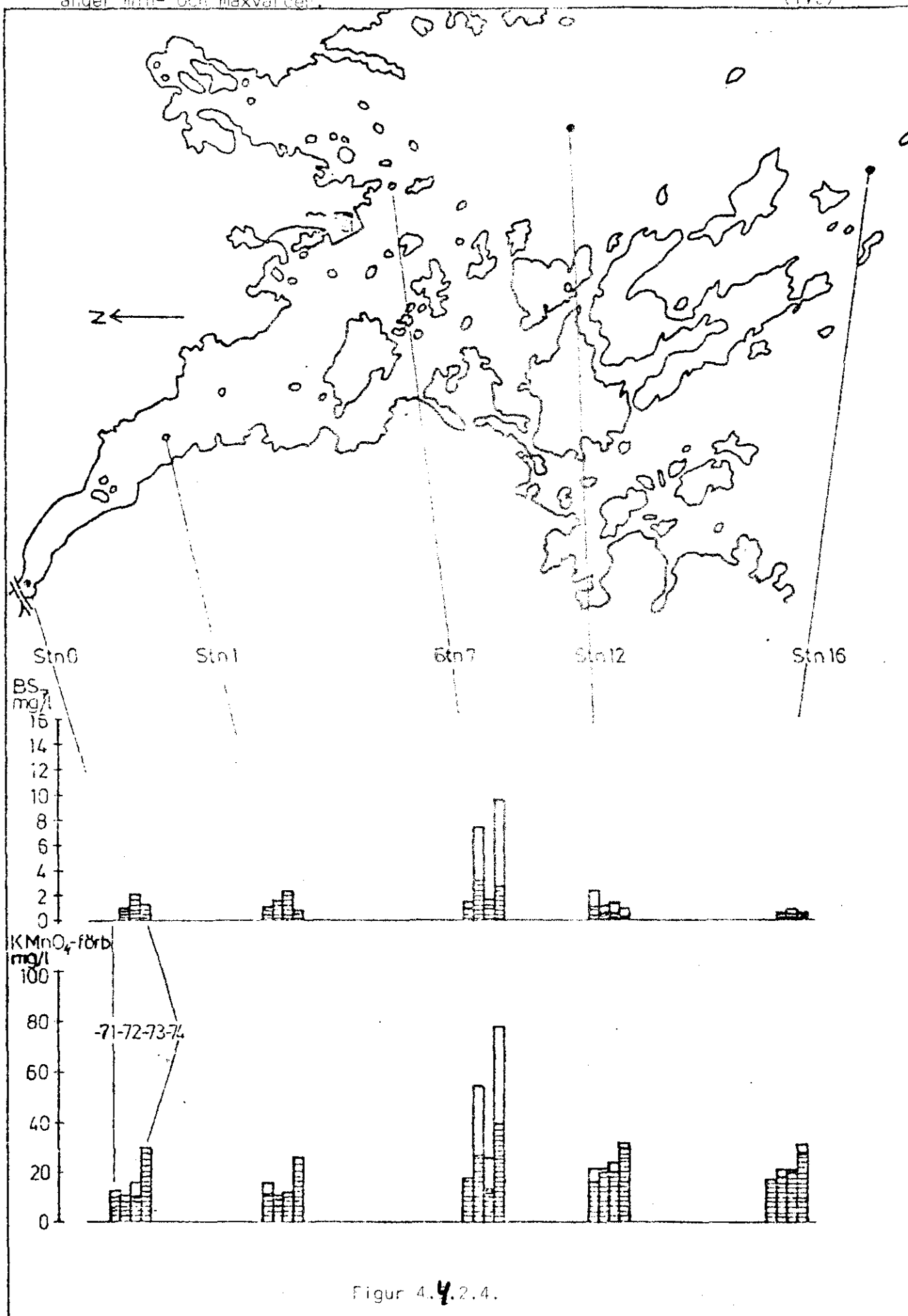
(IVL)



Figur 4.4.2.3.

Stapelfiguren över permanganat- och BS-nivåer för ett urval stationer vid sommarprovtagningarna 1971 - 1974. Staplarna anger min- och maxvärden.

(IVL)



Figur 4.4.2.4.

Substratet övervägande av organisk art, få grova partiklar eller sten, något lera. Mycket få diatoméer, utom enstaka Melosira italica, praktiskt taget endast tomma skal, inga levande celler. Provet indikerar entydigt sötvattensförhållanden och ingenting tyder på att saltvatten har berört platsen på senare tid. Saprobieindikatorerna kan tyda på organisk förorening, närhet till utsläpp e.d.

Prov 2

Tunnt prov, typ blålera med järninslag. Övervägande minerogent material, relativt grovt till fint, även större stenar (dvs. sandkorn). Mycket sporadiskt tomma diatoméeskal och pollen.

Prov 3

Likt prov 2, men något mjukare och något mörkare p.g.av fint oorganiskt material och inslag av organiskt material, bl.a. rester av högre växter och landinsekter, stundom ganska grova fragment. Även fibrer förekommer. Mycket få diatoméer och endast tomma eller fragmenterade skal. Typiskt "driftprov", d.v.s. materialet har transporterats längre väg, kanske från mindre bäck e.d.

Prov 4

Tämligen ren sand, relativt grov, med visst inslag av

finare material och tomma skal efter små diatoméer:

Melosira, Fragilaria, Achnanthes m.fl., ej saltvattenindikatorer.

Prov 5

Ganska löst flytande, mörkt brunaktigt material av dykaraktär. Bruna partiklar av otydlig beskaffenhet verkar vara humuskolloider med järnpålagring. F.ö. övervägande organiskt substrat med rikligt diatoméer, både tomma skal och levande celler samt pollen och några små flagellater som Bodo m.fl. Bland diatoméerna dominerar Surirella med flera arter, mest S. robusta elegans, vanliga är också Eunotia, Pinnularia, Tabellaria fenestrata och T. flocculosa, alltså mest större former, även Melosira islandica helvetica, Fragilaria, Achnanthes m.fl. Inga saltvattenindikatorer, de flesta verkar vara endogena för platsen.

Prov 6

Svart, illaluktande material, viss järnutfällning på den luftade ytan. Tämligen blandat oorganiskt och organiskt, ganska grovt material med stora organiska partiklar av alloktont ursprung. Ganska rikligt tomma diatoméeskal, Melosira italica, Tabellaria flocculosa, T. fenestrata, Synedra, Eunotia, Pinnularia, Cymbella, Surirella robusta, d.v.s. mest stora former hemmahörande

I sötvatten, men även marina typer som Thalassiosira.
Fibrer förekommer, men ej i påfallande mängder.

Prov 7

Ganska grova organiska partiklar samt dominerande halvfint oorganiskt material (sand). Relativt få och endast tomma diatoméskal av liknande sammansättning som i prov 6. Fibrer ej ovanliga men ej dominerande inslag. Även Bosmina-rester som indikerar stillastående vatten eller intransport från stillastående vatten.

Prov 8

Mörkt olivgrönt material av gyttjekaraktär. Halvfint, ganska nedbrutet organiskt och oorganiskt material, även grövre organiska partiklar. Diatoméer vanliga, framför allt små former som normalt förekommer på ostörda sediment på större vattendjup. Emellertid endast enstaka levande celler. Fibrer ej ovanliga. Visst inslag av grövre organiska partiklar och Bosmina-rester tyder på sedimentomlagringar.

Prov 9

Fet svartgrön gyttja. Övervägande finare och grövre organiskt material. Rikligt diatoméskal dock få levande celler. Mest små former, även större. Påtagligt marint inslag i artsammansättningen (Thalassiosira, Coscinodiscus m.fl.). Pollen.

Prov 10

Ganska grovt, dylgt, brunt, flytande material. Diatoméer vanliga, ganska många levande, framför allt Melosira-arter, bl.a. M. varians. Även Thalassiosira-Coscinodiscus. Pollen, djurrester, även fibrer.

Prov 11

Löst, brunt material typ humusfällning, fint organiskt material, även hopklumpat, föga oorganiskt. Diatoméer vanliga, ofta levande, främst Melosira-arter. Melosira distans saknas dock genomgående i provet. Även levande Thalassiosira. Nematoder, svamphyfer (?), djurrester (Cyclops, Bosmina), fibrer vanliga, mest i detta prov.

Prov 12

Grovt material, övervägande av organiskt ursprung, relativt lite oorganiskt. Diatoméer, mest små och endast tomma celler. Även marina, dessa delvis levande. Rikligt med Bosmina-rester. Pollen, ej mycket fibrer.

Prov 13

Liknande prov 14 och prov 15, men grövre och lösare organiskt material. Ganska stora rester av högre växter, fibrer något mindre. Bland diatoméerna mest större former, en del levande. Sammansättningen tyder på rörligt sediment resp transport.

Prov 14

Liknar prov 15 och prov 11. Rödbrunst material, mest organiskt, men mer grövre oorganiska partiklar. Mer fibrer än i prov 15, men mindre än i prov 11. Planktonrester, pollen, diatoméer (mest små, få levande, även marina former), ciliater, Bodo.

Prov 15

Löst, relativt ljusbrunt material av dominerande organiskt-humusbetonad typ. Rikligt med djurrester (plankton), pollen, större djur- och växtrester av allloktont ursprung, nemtoder, diatoméer, övervägande små former, även marina, få levande. Provet ganska likt prov 11.

Prov 16

Mest tämligen grov sand blandad med löst dyaktigt material. Några grövre organiska partiklar, ej planktonrester, få diatoméer, nästan ej fibrer.

Prov 17

Praktiskt taget ren sand.

Prov 18

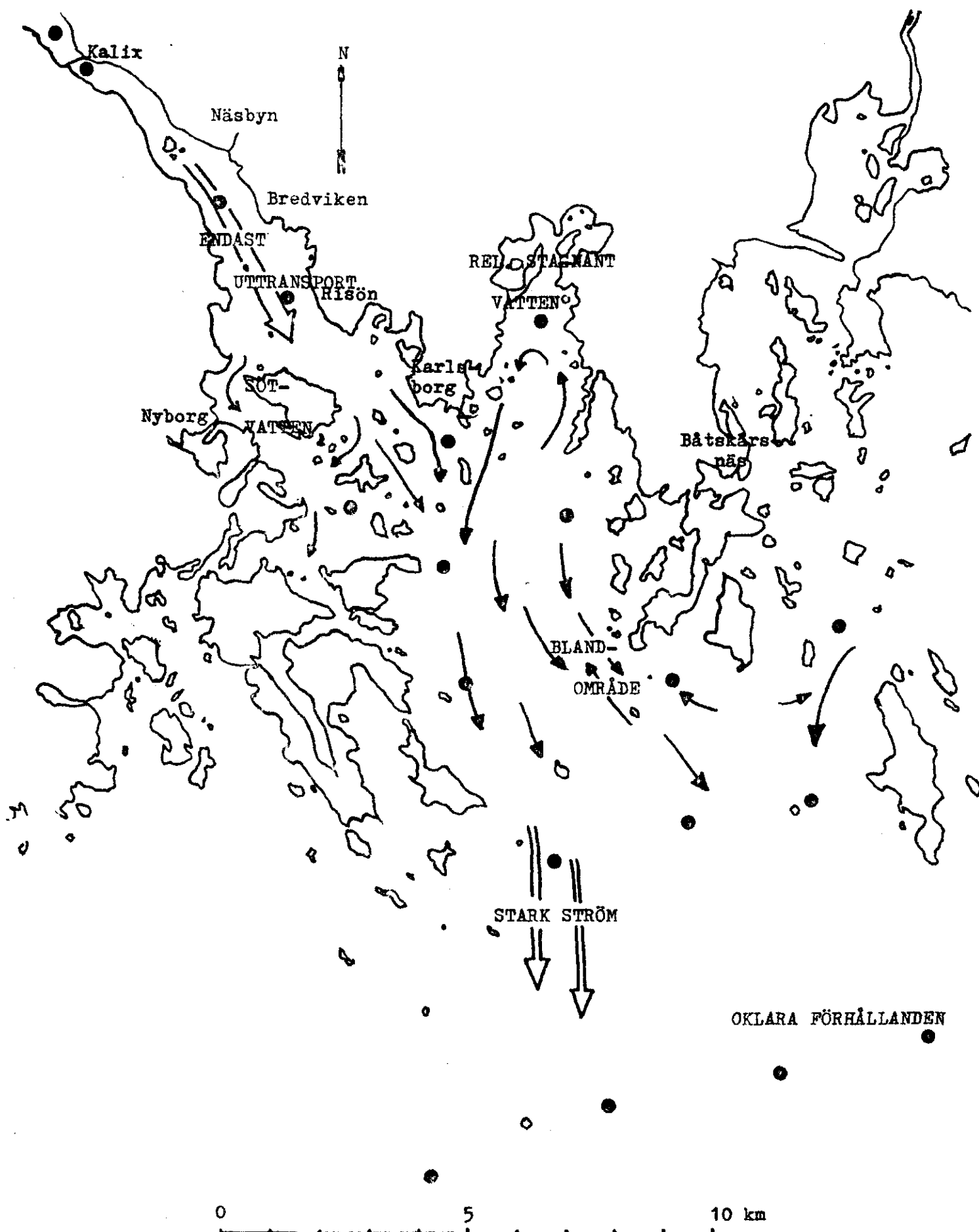
Mjölkgig suspension. Ser ut som finlera, Mycket fina, svårsedimenterade partiklar, därtill något fin sand. Lite organiska rester finns. f.ö. ganska sterilt.

Prov 19

Sand med obetydliga mängder organiskt material och diatoméer.

Sammanfattande bedömning

Se figur 4.5.1.



Figur 4.5.1. Sammanfattande bedömning på grundval av översiktlig analys av kiselorganismer över strömningar i området vid provtagningsstillfället. (A. Nauwerck, länsstyrelsen i Norrbottens län).

5 KALIX ÄLV

5.1 ALLMÄNT

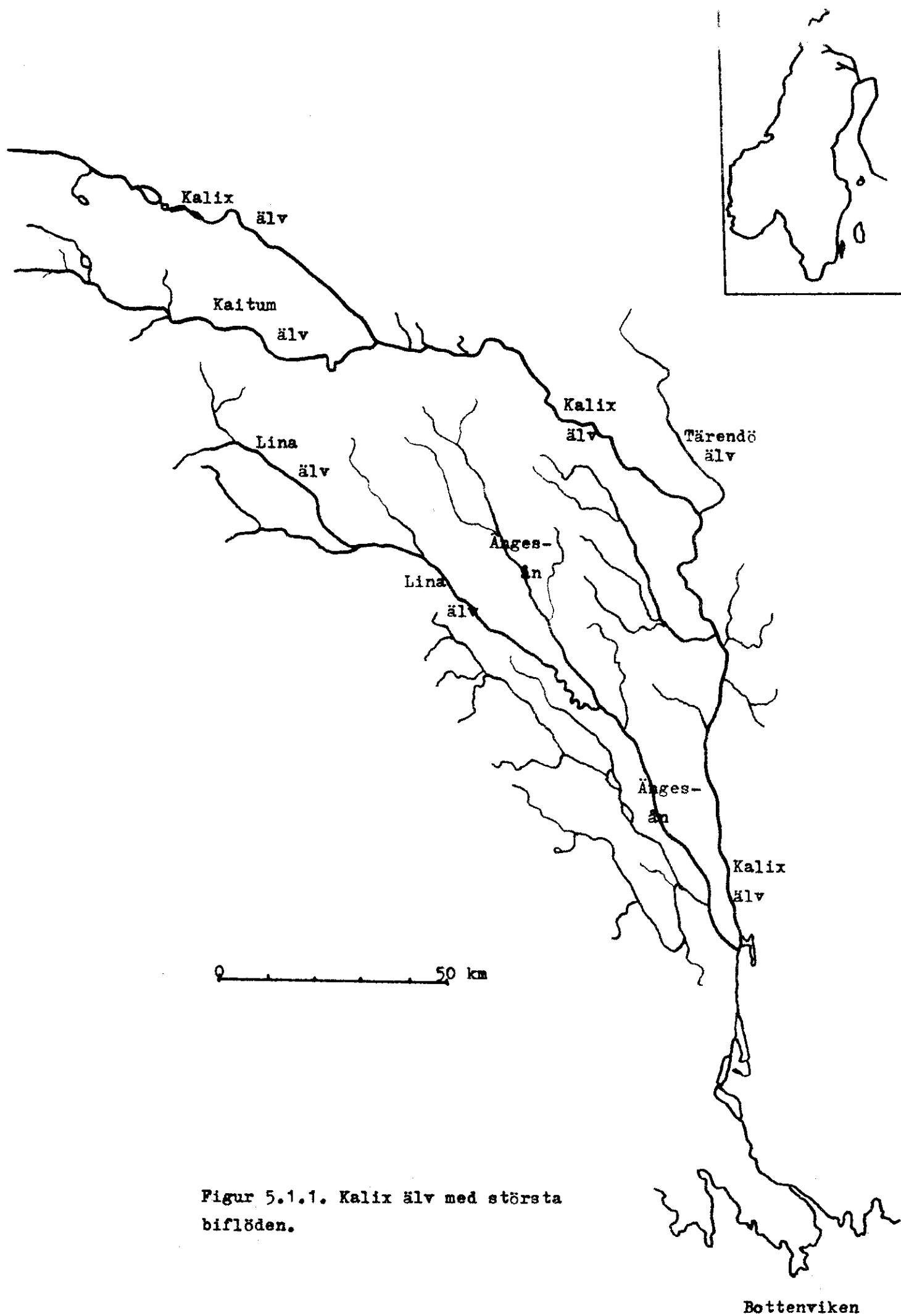
Kalixälven är en av de återstående större outbyggda älvarna i Norrland. Den rinner upp i Kebnekaiseområdet för att efter ungefär 40 mil falla ut i Bottenviken. Under vägen mot kusten tillfaller förutom de stora biflödena Kaitum älv, Tärendö älv och Ängesån även en mängd smärre vattendrag. Översiktskarta visas i figur 5.1.1. Medelvattenföringen för Kalix älv i dess nedre del är cirka $290 \text{ m}^3/\text{s}$. I figur 5.1.2 visas medelvattnvärden för älven med biflöden. Flödet har tre årliga toppar, två på våren (hemflod och fjällflod) och en på hösten. Ett exempel på årlig vattenståndsvariation visas i figur 5.1.3. Vintertid har älven en genomsnittlig vattenföring på c:a 15 - 20 % av medelvattenföringen. Fallkurvor för älven med biflöden kan ses i figur 5.1.4.

5.2 MATERIALTRANSPORT

Materialtransporten sker på tre sätt, som bottentransport, som suspenderat oorganiskt eller organiskt partikulärt material samt som lösta ämnen (salter).

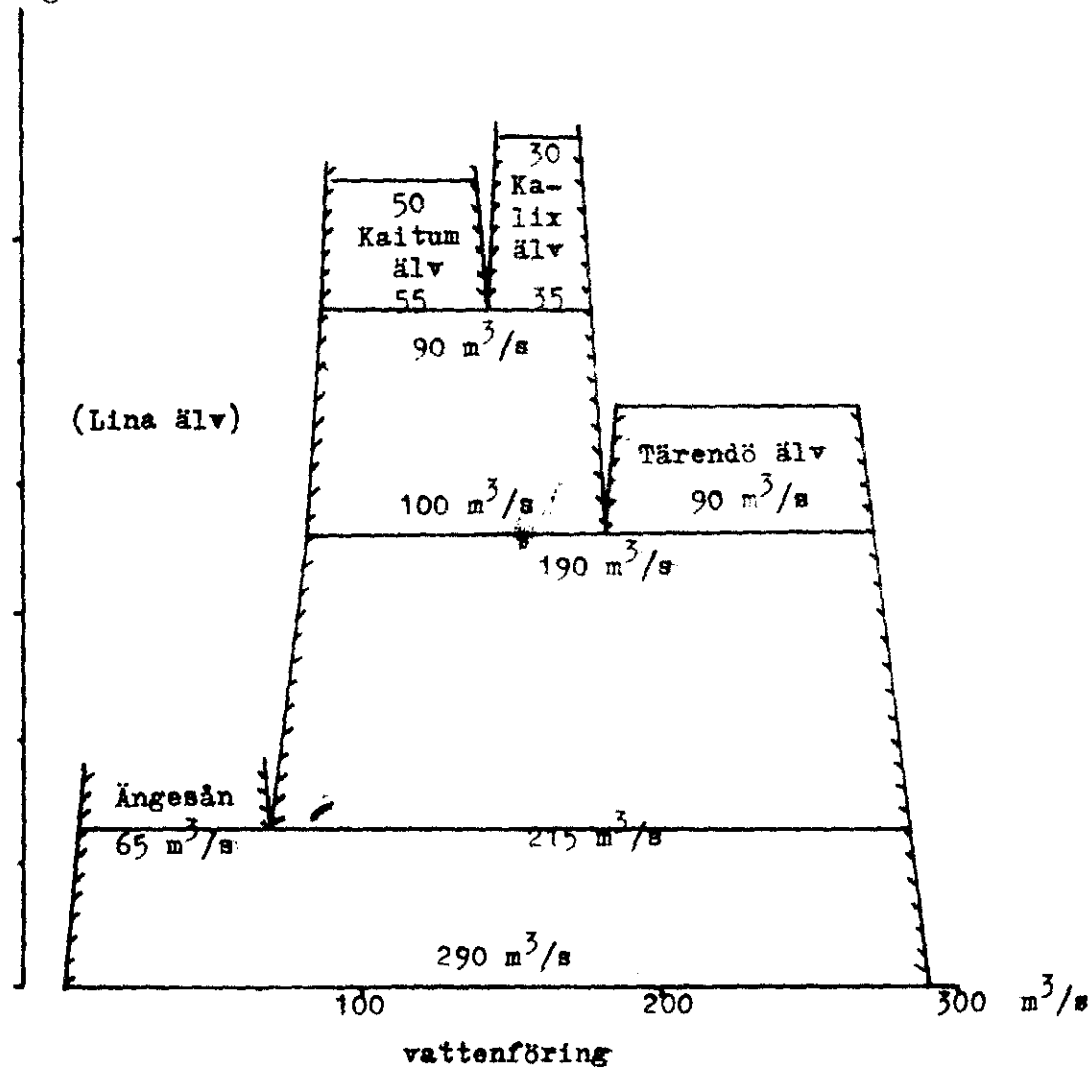
5.2.1 BOTTENTRANSPORTERAT MATERIAL

Bottentransporterat material förs av bottenströmmar med hoppande rörelser nedströms (saltation). Denna tran-



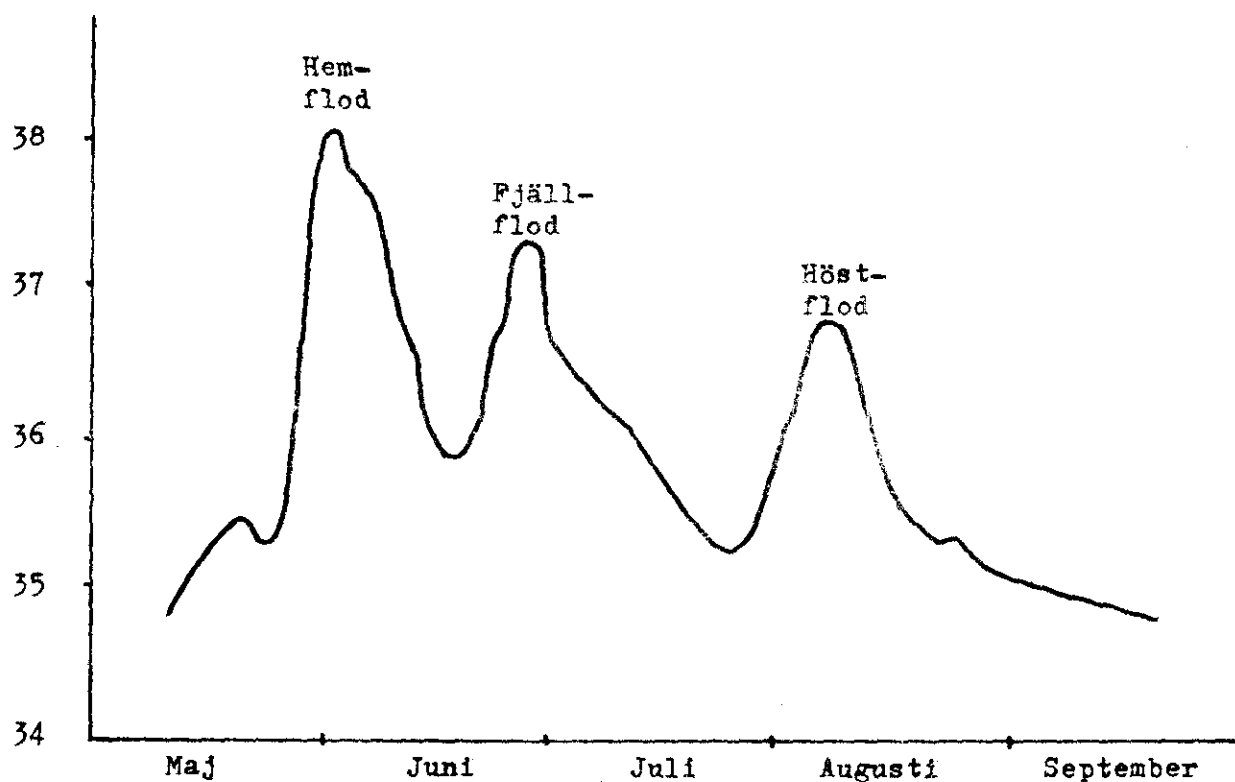
Figur 5.1.1. Kalix älv med största biflöden.

Avstånd från
mynningen

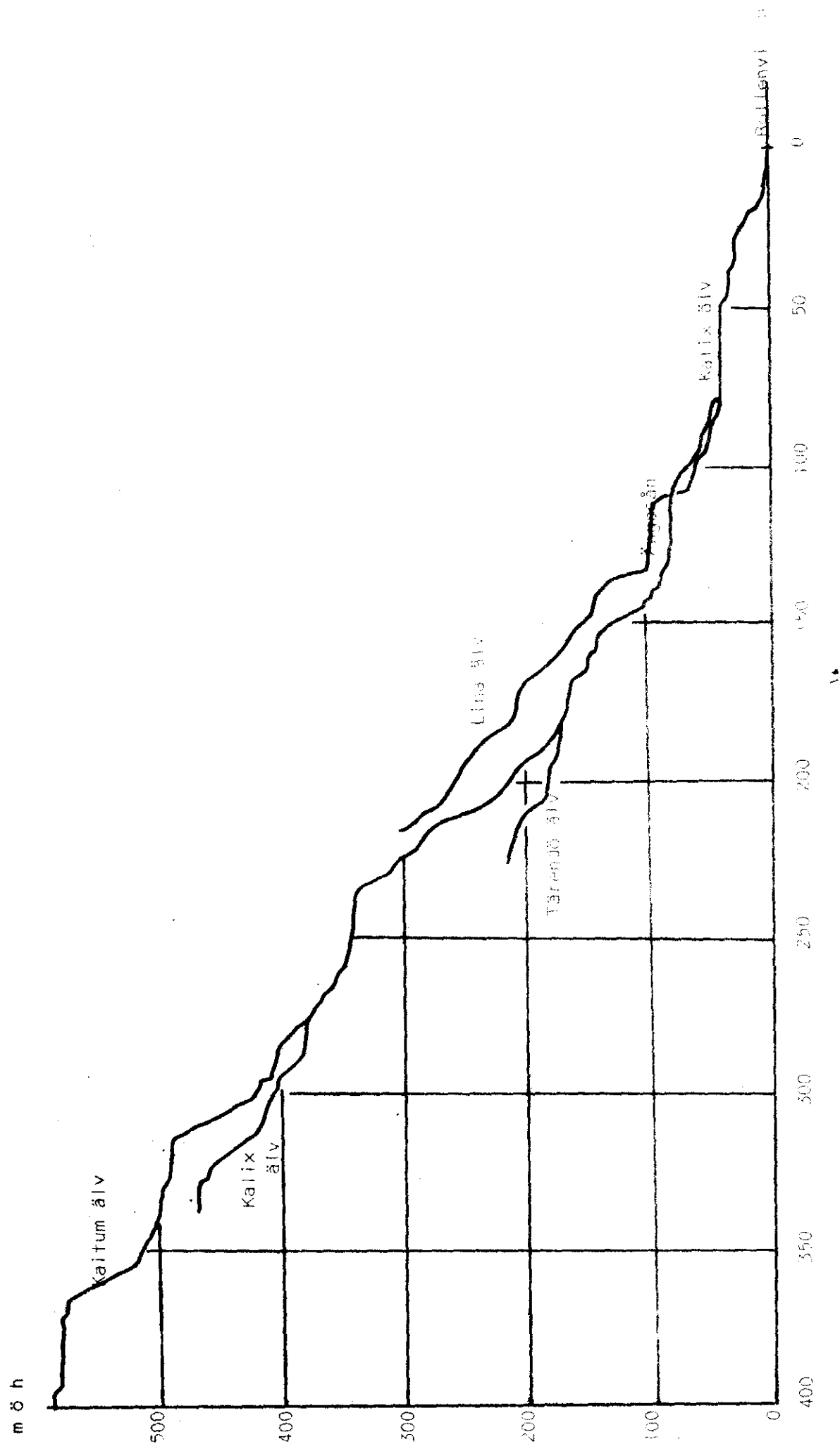


Figur 5.1.2. Medelvattenföringen i Kalix älv med biflöden.
(Frisk & Öhlund 1973).

Vattenstånd m ö h



Figur 5.1.3. Exempel på vattenståndsvariation vid Råktfors (c:a 50 km uppströms älvmynnningen) år 1958. (Frisk & Öhlund 1973).



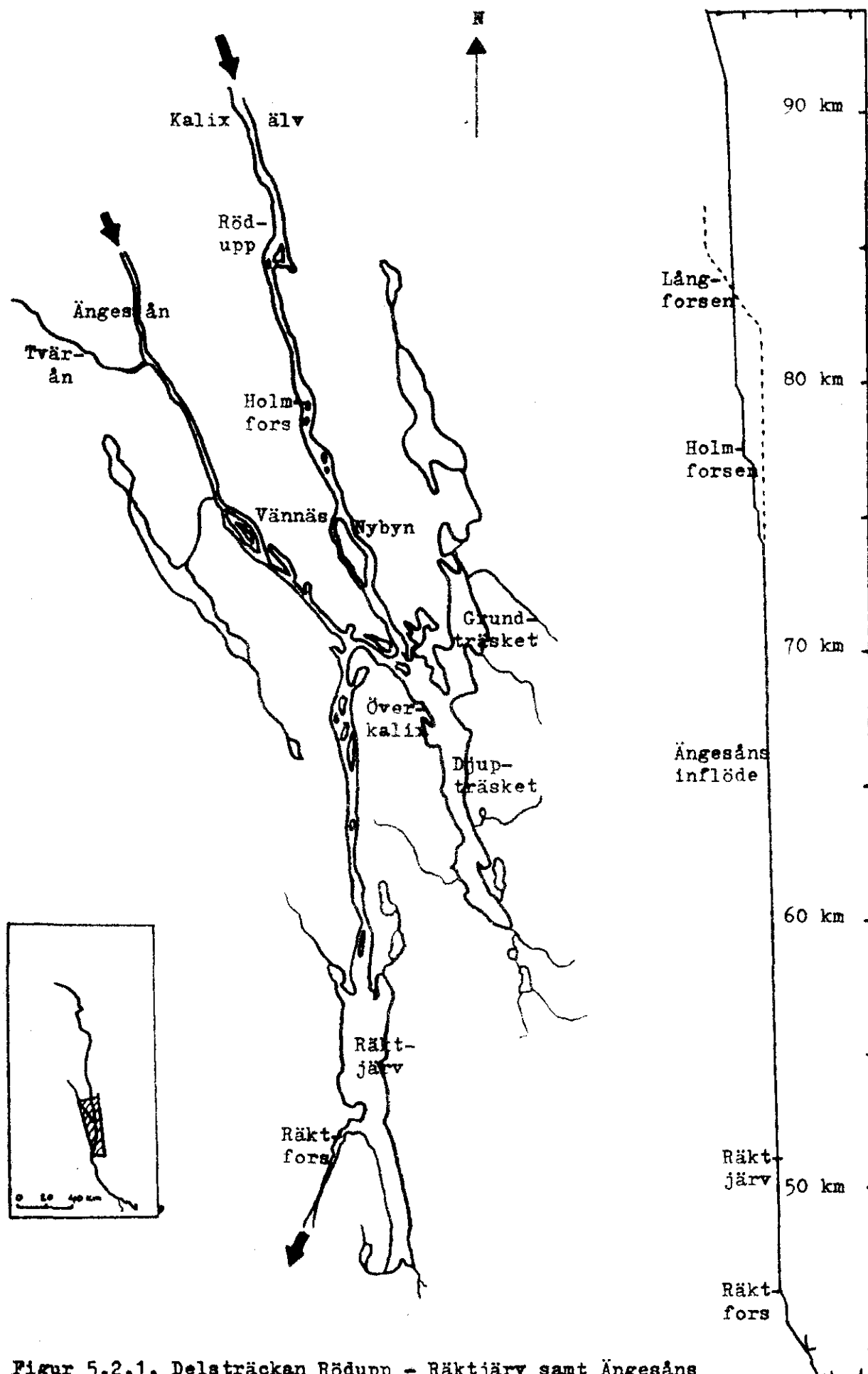
Figur 5.1.4. Fallkurvor för Kalix älv och största biflöden.
(Frisk & Öhlund 1973).

sport är i hög grad beroende av vattenhastigheten och därmed vattenflödet. Vid sammanflödet bildar Kalixälven och Ängesån ett vidsträckt sel- och deltaområde med lagunsjöar, älvförgreningar och öar. Strömhastigheten och därmed transportkapaciteten avtar vid utflödet varvid det grövre bottentransporterade materialet sedimenterar och successivt bygger upp deltabildningar.

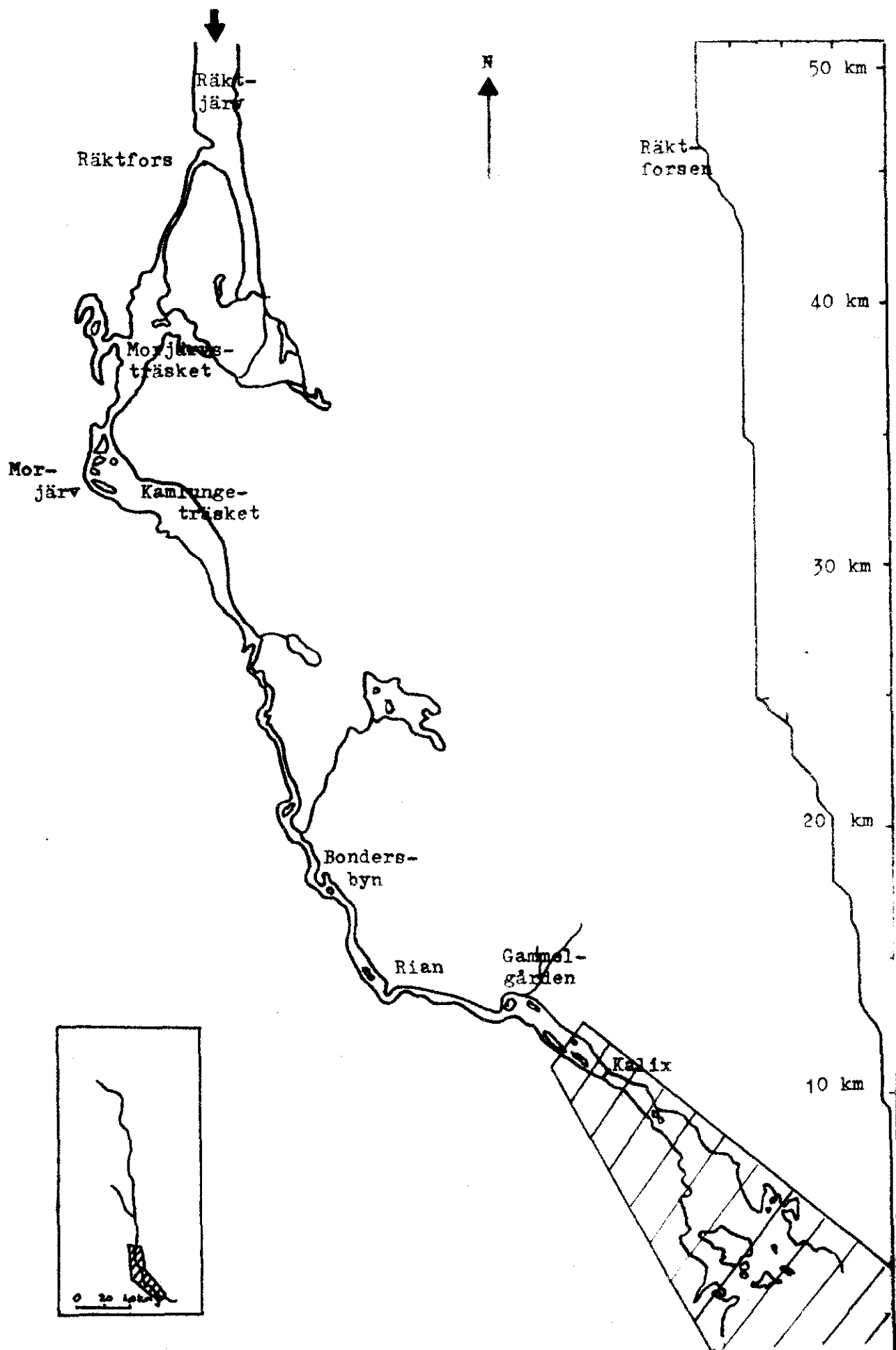
Det är främst i Råktjärvsjön som denna sedimentation sker, se figur 5.2.1. Från Nybyn till Råktjärvs utlopp utgörs älven av en nära 3 mil lång selsträcka som med Ängesåns nedre del bildar ett sedimentationsområde. Detta torde vara Kalixälvens egentliga mynningsdelta då något sådant praktiskt taget saknas i mynningsområdet.

Råktjärvs utlopp sker via den smala och branta Trångån där det sker en djuperosion. Se figur 5.2.2. Nedströms utbreder sig två mindre sjöar, Morjärvsträsk och Kamlungeträsk, där ytterligare sedimentation sker. Älvens fortsatta väg mot kusten sker i en brant och starkt slingrande fåra med flertal forsar ned till strax ovanför Kalix.

Sparsamt förekommer grovsediment i bankar nedströms Kamlungeträsket och i mynningsområdet. Dessa torde härröra från landhöjningsbetingad djuperosion i moräntrösklar strax uppströms mynningen. Finsediment före-



Figur 5.2.1. Delsträckan Röd-
upp - Råktjärv samt Ängesåns
nedre del (S. Hjorth: Torne och Kalix älvar).



Figur 5.2.2. Delsträckan Råktjärv - älvmynnningen.
Undersökningsområdets övre del streckat.
(S. Hjorth: Torne och Kalix älvar).

kommer längs älven nedom Kamlungeträsket och utgörs nästan helt av sulfidhaltiga lättleror (fjärdssediment) och gyttjeleror. I mynningsområdet utgörs som tidigare nämnts botten till stor del just av fjärdssediment.

5.2.2 SUSPENDERAT MATERIAL

Undersökningar under åren 1967 - 1969 (S. Hjorth 1972) av materialtransporten i Kalix älv visar att koncentrationen av suspenderat oorganiskt material i älven är låg under större delen av året. Vinter- och sommartid med låga vattenflöden är halten cirka 1-2 mg/l med säska- ka variationer upp till något över 10 mg/l. Höga halter på upp till 100 mg/l kan förekomma under snösmältnings- och högvattenperioder.

Mätningarna under 1967 - 1969 visade att koncentrationerna av suspenderat oorganiskt material är relativt höga vid Svartbyn, cirka 6 mil uppströms mynningen (figur 5.2.1). För 1967 och 1968 var medelhalten här cirka dubbelt så hög och maximala halten 3 - 4 gånger så hög som koncentrationer erhållna vid Kalix. Detta orsakas troligen av sedimentation i søl och sjöar i älvens nedre del, liksom är fallet för bottentransporterat, grövre material (Hjorth 1972).

Beträffande Ängeåns nedre del har undersökningar under år 1961 visat att under detta år var transporten av o-

organiskt material i suspension ungefär hälften så stor som i Kalixälven ovanför Överkalix. Undersökningar företagna under någon längre tidsperiod har mig veterligt ej utförts, varför detta värde på Ängesåns bidrag torde vara osäkert, speciellt som 1961 var ett år med ovanligt hög vattenföring.

Genom sin genomsnittligt lägre densitet är det organiskt, suspenderade materialet mer koncentrerat till vattnets ytskikt. Årsvariationerna är genom de biologiska cyklerna i högre grad tidsbundna än vad gäller oorganiskt material. Största koncentrationerna under 1967 - 1969 års undersökningar uppmättes vid islossning, samtidigt med det oorganiska materialets maximala koncentrationer. Koncentrationen vid vårflödet är vanligen cirka 10 mg/l, med variationer på upp till över 20 mg/l. Resterande tiden av året anges koncentrationen till mindre än 5 mg/l. Genom de låga koncentrationerna av oorganiskt material vid lågvattenföring är det organiska materialet ofta dominerande och kan vintertid utgöra cirka 2/3 av totalkoncentrationen suspenderat material.

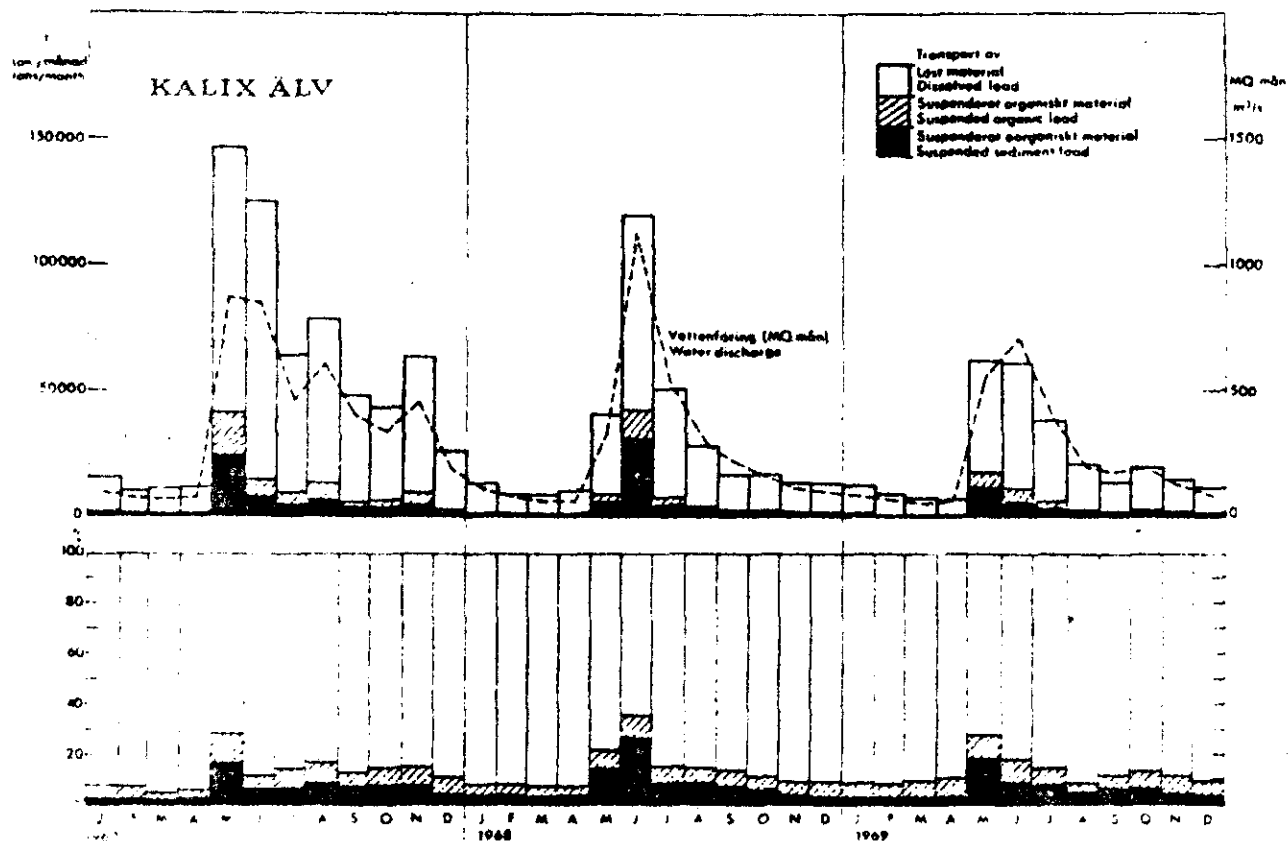
Suspenderade partiklar förs nedströms med älvens sötvatten och blandas successivt med det saltare, underliggande vattnet i älvmynningen. Därvid sker en ökad aggregatbildning mellan partiklarna. Den därmed ökande

massan medför ökad sedimentation. Inneslutningar av vatten inom aggregatet innebär att sedimentationshastigheten förde vara lägre än en enskild partikel av motsvarande storlek.

5.2.3 LÖST MATERIAL

Löst material i form av mer eller mindre komplexa joner eller föreningar tillförs genom nederbörd, torrdeposition, kemisk vittring, urlakning samt genom mänsklig påverkan. Mängd löst material bestäms till största delen av berggrund, vittringsprodukter, lösa avlagringar etc. Koncentrationerna är högst under vintern då grundvattentillförseln relativt sett är störst och lägst under högvattenföring. Mätning av specifik ledningsförmåga eller konduktivitet kan ge en relativt god uppfattning om vattnets totalhalt av salter.

Från de ovan nämnda undersökningarna från 1967 - 1969 framgår att beträffande anjoner är HCO_3^- klart dominerande med en koncentration av cirka 20 mg/l vintertid och cirka 5 mg/l under vårflödet. Andra dominerande anjoner är SO_4^{2-} och Cl^- . Bland katjoner är Ca^{2+} jonen den dominerande med maximalt 5 - 6 mg/l resp 2 mg/l. Andra katjoner som dominerar är Na^+ , K^+ och Mg^{2+} . Totalkoncentrationer av dessa, anjoner och katjoner, anges till 30 - 35 mg/l vintertid och cirka 10 mg/l vid högvattenföring.



Figur 5.2.3. Månadsmedelvattenföring och månadsmedelvärden för materialtransporten 1967 - 1969 vid Kalixbron, Kalix (S. Hjorth 1969).

Analysen av metalljoner på enstaka prover i april - maj 1968 har gjorts för att söka fastställa halter av Cu, Pb, Fe, Mn, Cr, Ni, Co samt Al. Endast Fe gav vid detta analystillfälle detekterbara halter på mellan 10 ppb och 1 ppm.

Figur 5.2.3 åskådliggör totala materialtransportens medelvärden för dessa år. Bottentransporterat material har ej medtagits då detta torde vara mycket litet.

Denna figur visar fördelningen mellan suspenderat oorganiskt, organiskt och löst material vid Kalix under dessa år. Transporten av löst material dominerar klart och utgör cirka 80 %. Transporten av suspenderat organiskt material ligger på 5 - 10 % vilket innebär i genomsnitt ungefär 33 000 ton årligen. Det suspenderade organiska materialet uppvisar större variationer och uppgår i medeltal till 10 - 15 % årligen.

Totala materialtransporten till mynningen är således uppskattad till 6-700 000 ton år 1967, 350 000 ton år 1968 och 275 000 ton år 1969. (Hjorth 1972).

5.3 SEDIMENTATION

De sediment som avlagras i området har tidigare berörts i kapitel 4.2; bankar av grövre material uppströms i älvmynningen, finsediment i större delen av Repskärs-

fjärden samt varierande fraktioner i yttre skärgården. Sedimentationshastigheterna torde variera väsentligt, dels beroende av den årliga fluktationen i vattenföringen och dels då förutsättningarna för sedimentering skiftar från plats till plats. Den ojämna vattenföringen under året samt de varierande strömningsriktningarna i de yttre delarna av fjärden, innebär att man dessutom kan förutsätta att sekundära omlagringar och avsättningar i sedimenten äger rum.

Som framkommit i föregående kapitel utgörs det av älven uttransporterade materialet huvudsakligen av lösta salter. Den mängd organiskt material som från industriella utsläpp tillförs inre Repskärsfjärden utgör därför en relativt stor del av fjärdens totala sedimentation. Några exakta siffror över sedimenteringens årliga storlek går ej att få fram ur provens stratigrafi (kapitel 7), men uppskattningar kan göras till > 5 mm årligen i fjärdens inre delar och 0 - 2 mm i dess yttre områden.

6 KOMMUNER OCH INDUSTRIER

Längs älven samt vid älvmynningen ligger ett antal kommuner och industrier som mer eller mindre kan bidra med föroreningar till undersökningsområdet. Några mer omfattande undersökningar har tidigare endast utförts i anslutning till större industrier. Vid kommunala badplatser har bakteriologiska provtagningar utförts av hälsovårdsnämnder. Våren 1974 påbörjade länsstyrelsens naturvårdsenhet en provtagningsserie omfattande större delen av älvsystemet.

6.1 KOMMUNER

Reningstypen hos de längs älven belägna kommunerna varierar alltifrån enkel mekanisk till mekanisk - kemisk rening. I tabell 6.1 visas data för de större kommunernas nuvarande och planerade reningsanläggningar. I tabell 6.2 visas dessutom 1975 års värden på dessa kommuners utsläppta föroreningsmängder efter rening avseende BS_7 -halter och totala fosforhalter och i figur 6.1 visas dessa kommuners geografiska lägen med nuvarande och planerade anläggningar. Här nedan skall Överkalix och Kalix kommuner närmare behandlas.

Överkalix kommun

För år 1974 finns resultat av undersökningar avseende färg, konduktivitet, $KMnO_4$ -förbrukning, totalfosfor och totakväve (tabell 6.3). Proven är tagna i april 1974.

Kommun	Prövn.	Antal anslutna pres.c:a	Befintlig anläggning				Bestutad ny anläggning			
			Dimensio- nerad för antal pe	Typ	Renings- grad BS ₇ /P	Tagen i bruk år	Dimensio- nerad för antal pe	Typ	Renings- grad BS ₇ /P	Beräkna- tas i bruk år
Gällivare tätortsomr.	Tk 73	20.100	20.000	M		63	27.000	BK	90/90	77
Överkalix tätortsomr.	Ol 73	1.350	1.650	Bd		69		Längre gående rening		77
Kalix tätortsomr.	Dn 72	7.500	14.000	K	60/90	74				
Karlsborg	Dn 73	2.100	3.000	B	60/	69	3.000	K	70/40	79
Ytterbyn- Nyborg	Ol 72	1.150	1.500	Bd		77		Längre gående rening		77
Båtskärsnäs	Dn 70	450	560	Bd		71				
Sängis		700	1.000	M		68				
Vänafjärden		90		II		67				
(Söskarö)		600	700	M		55-60)				

M = Mekanisk behandling (slamavskiljning).

B = Biologisk behandling.

Ol, Dn = Dispens meddelad av länsstyrelsen för naturvårdsområdet.

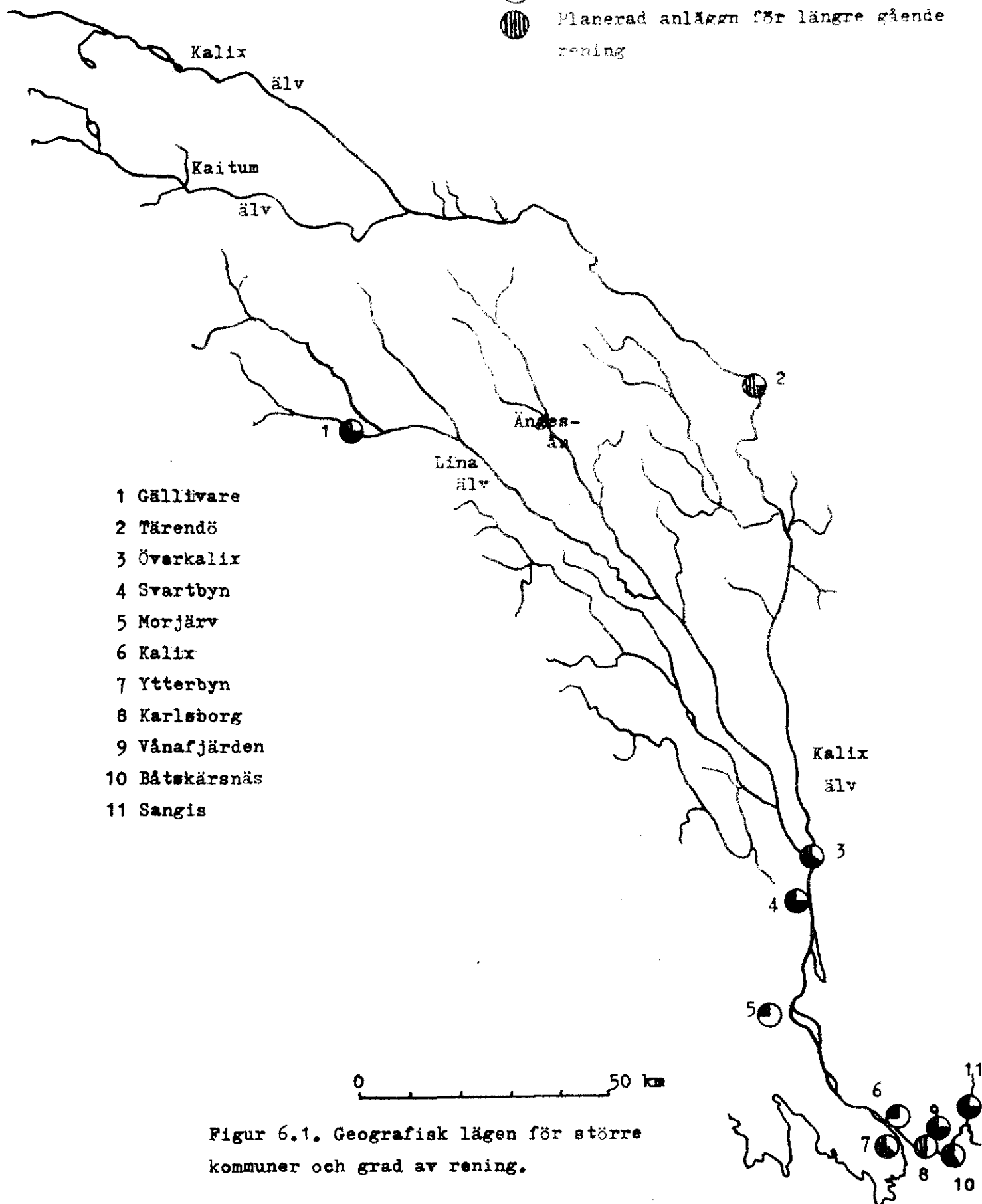
BK = Biologisk damm.
II = II klassig efterrening.

Tabell c.1. Aktiella kommuners befintliga och bestutade rening anläggningar.

Samhälle	Belastning (pe)	BS ₅ kg/d	Tot. P kg/d	MQ/Mät punkt m ³ /s
Gällivare	20.100	684,9	68,3	290/Västermyrslagen
Övertälix	1.350	56,7	4,3	
Kälix	7.500	215,0	3,0	
Karlsberg	2.100	58,6	6,7	
Ytterbyn- Njborg	1.150	48,7	3,0	
Bätskärsnäs	450	18,9	1,4	15/Västermyrslagen
Sängis	700	34,3	2,4	
Vänerfjärden	90	4,4	0,3	
(Seskarö)	600	29,1	4,0	

Tabell 6.2. Sammanställning över aktuella samhällens utsläppta föroreningsmängder avseende BS₅-halter och totalfosfor efter rening (1975).

- (Mekanisk beh.) + Biologisk + Kemisk behandling
- ◐ (Mekanisk beh. +) Biologisk damm
- ◑ (Mekanisk +) Biologisk behandling
- ◒ (Mekanisk +) Kemisk behandling
- ◓ Planerad anläggning för längre gående rening



Tabell 6.3

Punkt	<u>a</u>	<u>b</u>	<u>c</u>	<u>d</u>	<u>e</u>	
1	25	56	12	9	220	Kalix älv vid Svartbyn
2	20	56	7	9	240	- " - Nybyn
3	20	57	8	11	250	- " - nedströms Jock
4	25	53	10	14	260	- " - uppströms Jock
5	60	71	18	36	360	Ängesån vid Heden
6	80	77	28	20	240	Tvärån vid Lilla Edet
7	60	62	16	26	420	Ängesån vid Tväredet
8	80	90	27	40	430	Ängesån vid Ängeså
9	100	62	18	12	220	Lansån vid Åmynnet

a = färg mg Pt/l

b = konduktivitet μ S

c = KMnO_4 -förbrukning mg/l

d = totalfosfor μ g/l

e = totalkväve μ g/l

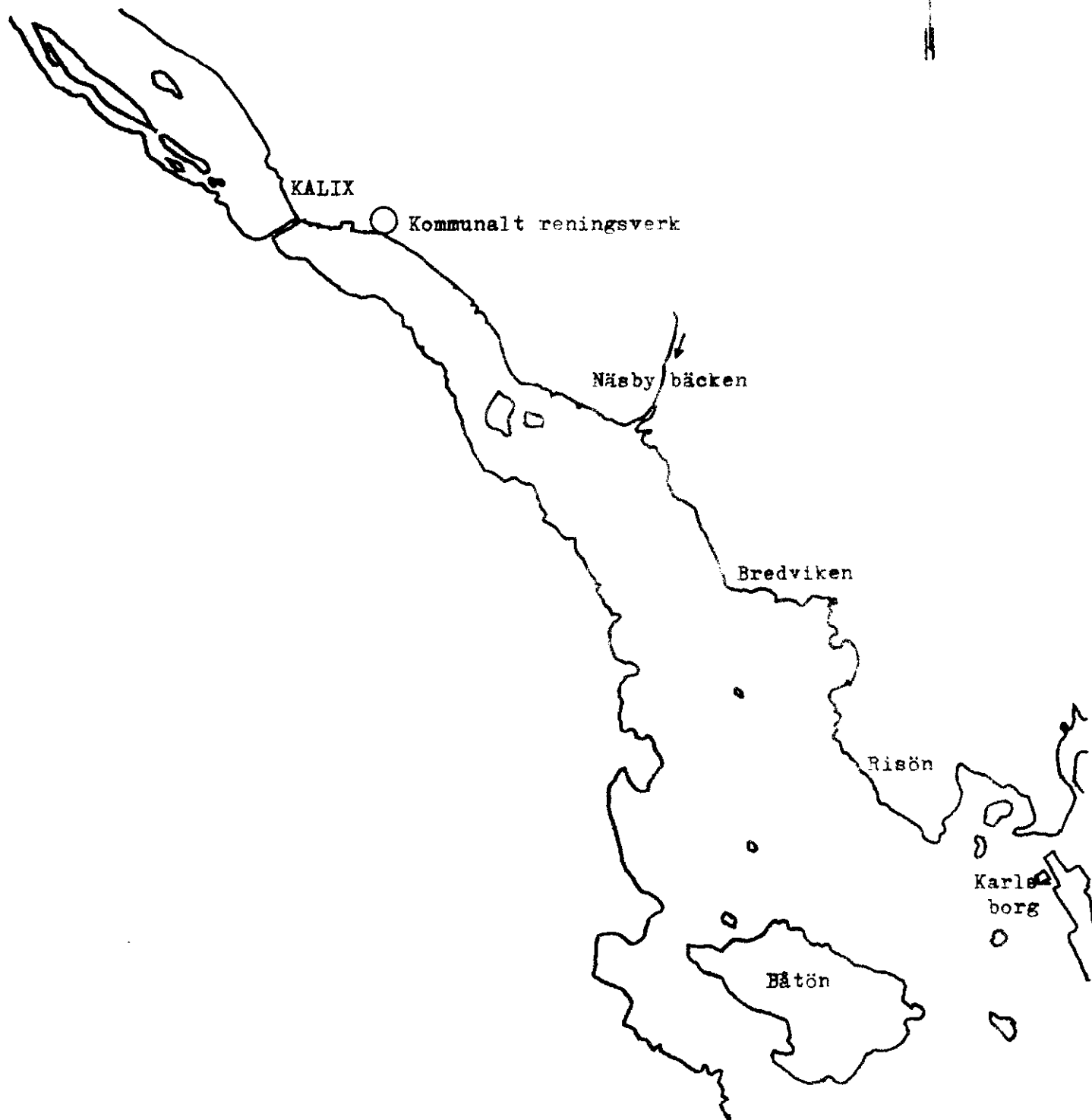
Inga tungmetallundersökningar har utförts i området.

Inom kommunen finns förutom kommunala utsläpp även en industri som använder recorcinolhartzlim och är ansluten till kommunens reningsverk. Övriga direkta industriutsläpp saknas.

Kalix kommun

Utsläpp från kommunen sker cirka 8 km uppströms mynningen. Kommunala reningsverkets läge visas i figur 6.1.1. Tungmetallförekomster i avloppsslam och avloppsvatten har undersökts. Se tabell 6.4. Till reningsverket är ytbehandlingsindustrin Hema ansluten, se vidare kap. 6.2 nedan.

0 1 2 km



Figur 6.1.1. Delsträckan Kalix - Karlsborg.

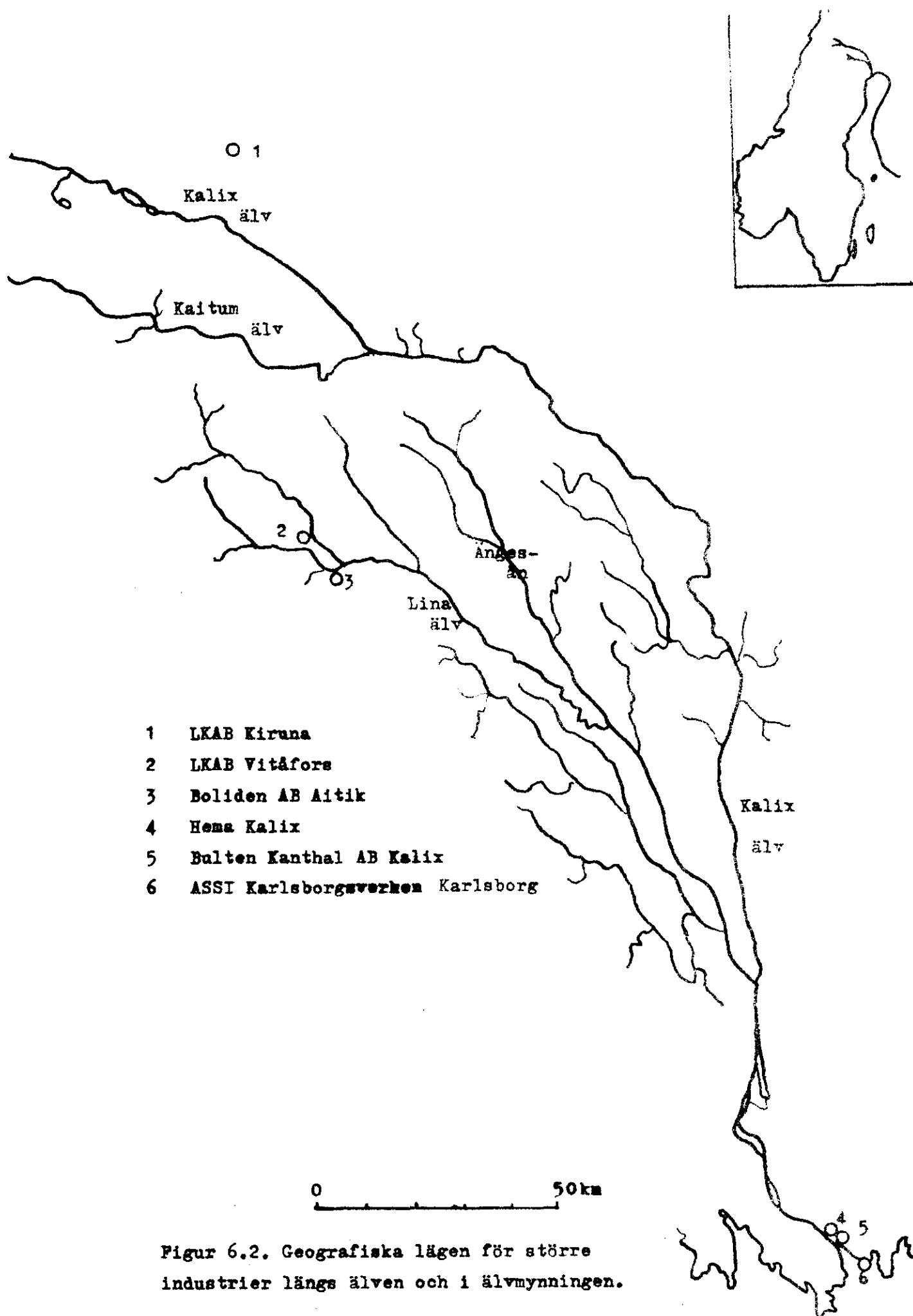
Tabell 6.4

<u>Pressat slam.</u>	<u>Kalix av-</u> <u>loppsverk</u>	<u>Utgående.</u>	<u>Kalix av-</u> <u>loppsverk</u>
Torrsubstans %	20	Al mg/l	3,3
Pb µg/g	20	Pb mg/l	<0,10
Pb µg/g ts	100	Cd mg/l	<0,02
Cd µg/g	0,96	Zn mg/l	0,96
Cd µg/g ts	4,8		
Zn µg/g	10 000		
Zn µg/g ts	50 000		

6.2 INDUSTRIER

De industrier som i mer eller mindre grad torde påverka älven inklusive älvmykning är LKAB i Vitåfors (c:a 4 km NO Malmberget), Boliden AB i Älftik (c:a 15 km SO Gällivare), ASSI Karlsborgsverken vid älvmyningen samt två ytbehandlingsindustrier i Kalixområdet, Hema och Bulten Kanthal AB. Dessutom kan utsläpp från LKAB i Kiruna via smärre vattendrag söka sig ner till Kalix-älven. Figur 6.2 visar geografiska lägen för dessa industrier i älvsystemet.

Ett mindre sågverk ligger strax uppströms Kalixbron på västra stranden vid Innanbäcken och torde bidra med något organiskt material. Tidigare timmerflottning i området kan möjligen bidragit med barkfragment etc.



LKAB i Vitåfors

Sedan sekelskiftet bryter LKAB järnmalm i gruvor i Malmberget. Förädling av malmen sker i anläggningar i Vitåfors, cirka 4 km NO Malmberget. Vatten till industrin tas ur Lina älv och avloppsvatten släpps efter rening ut i samma älv nedströms industrin. Lina älv faller via Ängesån ut i Kalix älv vid Överkalix. Medelvattenföring för Lina älv vid Vitåfors är c:a $7,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Undersökningar av industrins påverkan på Lina älv har utförts av G. Nilsson vid LKAB och belyser på ett utmärkt sätt föroreningsituationen enligt följande;

Jämfört med 1974 och tidigare har under 1975 en ökning av salthalten i Lina älv nedströms industrin konstaterats. Huruvida detta är en bestående eller tillfällig ökning är vanskligt att säga. Denna ökning kan bero på en ökning av markinfiltrationen från slämdammar, ökad urläkning av materialet i dammarna eller ökad salthalt i industrivattnet. Salterna härrör från mineral, sprängämnesrester etc. Salttillskottet 1966 till Lina älv var 1 500 ton, för år 1974 3 200 ton och för år 1975 8 500 ton. För 1976 förväntas ännu högre värden. Naturlig salthalt i Lina älv uppgår till cirka 7 000 ton/år.

Dominerande, till 99 % utgörande joner är Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , HCO_3^- och Cl^- . Genom att CaCO_3 -mineral går i lösning är industrivattnet alkaliskt och tungmetallkoncentrationerna är genomgående mycket låga. Spårmetallanalyser har utförts på vatten från Lina älv och industrivatten och ger för 1975 - 1976 följande värden:

<u>Lina älv</u>	Kolväten	1)		Hg	Cd	As	Pb	(µg/l)
		Cu	Zn					
Uppströms ind	130	38	14	0,05	0,5	0,4	1,0	
Nedströms "	340	38	10	0,05	0,2	0,2	0,7	
<u>Industrivatten</u>								
Utg fr kl dammar	320	14	8	0,1	0,5	1,0	0,5	
Utg fr biol "	470	-	-	0,05	0,5	1,0	0,4	
Gruvvatten	-	15	86	-	-	-	-	

1) Provtagning 1976.01.22. och 1976.02.24. Övriga: provtagning 1975.05.05.

Av resultaten från analyserna dras följande slutsatser:

1. Koppar och zink i älven är väsentligt högre än i vatten utgående från klarningsdammar. Detta torde innebära att älvvatten till industriprocesserna därvid renas på koppar och zink.
2. För kadmium visar resultaten ej på någon förhöjning i avfallsvattnet jämfört med älvvattnet uppströms industrin.
3. Konduktivitetsmätningar visar att något samband mellan innehåll av Cu, Zn, Hg, Cd, As och Pb och konduktivitet ej synes föreligga.

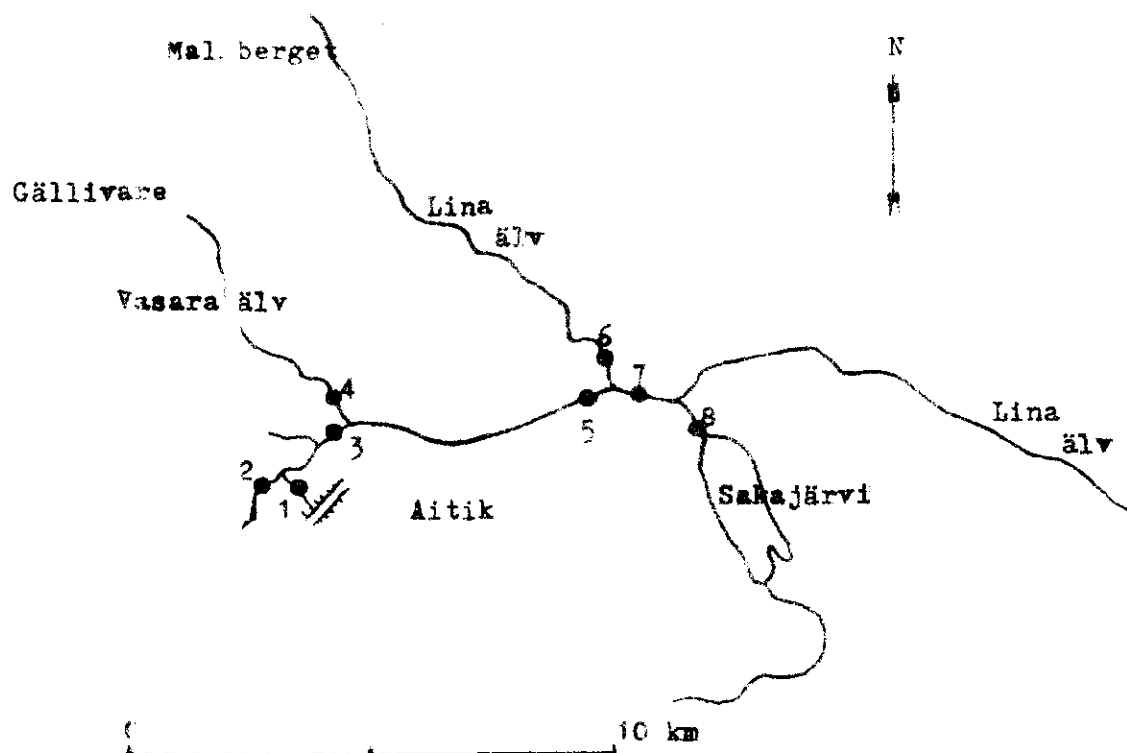
Boliden AB i Aitik

Bolidengruvan är belägen cirka 15 km SO om Gällivare. 1968 påbörjades driften i anrikningsverket. Tillstånd finns att ur Vasara älv uttaga $12 \text{ m}^3/\text{min}$ och att till Ahmajoki utleda motsvarande mängd. Anriknings- och sanitärt avloppsvatten renas i sandmagasin och klarningsdammar och klarningsvattnet utleds till Ahmajoki och Laipobäcken som via Vasara älv och Lina älv via Ängesån står i förbindelse med Kalix älv. Ytvatten från industrirådet avleds i öppna diken till utloppet från sjön Sakajärvi och vidare till Lina älv. Se figur 6.2.

Beräknade medelvattenföringen vid Sakajärvis utlopp är $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$ i Lina älv omedelbart efter sammanflödet med Vasara älv $13,5 \text{ m}^3/\text{s}$ och i Vasara älv alldeles före sammanflödet med Lina älv $6,0 \text{ m}^3/\text{s}$. Resultat av provtagningar, avseende kopparhalt, konduktivitet, grumlighet och total kvävehalt under 1975 i olika vattendrag i området visas nedan i tabell 6.3. Provtagningspunkternas lägen visas i figur 6.3.

Tabell 6.3

<u>Provpunkt 1</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, $\Sigma 12$ prov)	0,04	0,004	<0,023	0,04	<0,001	<0,023
Konduktivitet (m. S/m, $\Sigma 4$ prov)	32	13,2	23,68			
Grumlighet (FTU, $\Sigma 12$ prov)	20,0	3,2	9,39			
Totalkväve (mg/l, $\Sigma 4$ prov)	1,5	0,2	0,79			



Figur 6.1. Provtagningspunkter längs vattendragen. (Se text).

- 1 Ahmajoki nedströms utskorven i nedre dammen.
- 2 Leipobäcker uppströms Ahmajokis utflöde.
- 3 Leipobäcker före dess utflöde i Vasara älv.
- 4 Vasara älv uppströms Leipobäckens utflöde.
- 5 Vasara älv uppströms utflödet i Lina älv.
- 6 Lina älv uppströms sammanflödet med Vasara älv.
- 7 Lina älv, cirka 500 m nedströms sammanflödet med Vasara älv.
- 8 Utloppet från sjön Sakajärvi.

<u>Provpunkt 2</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu(mg/l, Σ 12 prov)	0,03	0,002	<0,012	0,04	<0,001	<0,012
Konduktivitet (m S/m, Σ 4 prov)	3,8	1,2	2,43			
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	4,5	1,6	2,65			
Totalkväve (mg/l, Σ 4 prov)	0,15	0,018	0,06			

<u>Provpunkt 3</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,02	0,002	<0,011	0,02	0,001	<0,010
Konduktivitet (m S/m, Σ 4 prov)	15,7	3,8	9,1			
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	6,3	0,9	3,24			
Totalkväve (mg/l, Σ 4 prov)	0,48	<0,01	0,18			

<u>Provpunkt 4</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,04	0,003	<0,014	0,03	<0,001	<0,011
Konduktivitet (m S/m, Σ 4 prov)	5,8	1,9	3,55			
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	2,7	1,2	1,91			
Totalkväve (mg/l, Σ 4 prov)	0,19	0,08	0,095			

<u>Provpunkt 5</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,03	<0,008	<0,012	0,02	0,001	<0,01
Konduktivitet (m S/m, Σ 4 prov)	2,7	1,9	5,83			
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	4,2	1,4	2,42			
Totalkväve (mg/l, Σ 4 prov)	0,34	<0,01	0,17			

<u>Provpunkt 6</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,03	<0,01	<0,013	0,02	<0,001	<0,01
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	2,4	0,7	1,58			

<u>Provpunkt 7</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,06	0,005	<0,015	0,03	<0,001	<0,01
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	6,6	1,1	2,6			

<u>Provpunkt 8</u>	<u>Ofiltrerat prov</u>			<u>Filtrerat prov</u>		
	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>	<u>max</u>	<u>min</u>	<u>medel</u>
Cu (mg/l, Σ 12 prov)	0,13	<0,01	0,028	0,01	<0,001	<0,01
Grumlighet (FTU, Σ 12 prov)	50 ¹⁾	1,5	5,98			

1) Hög nederbörd

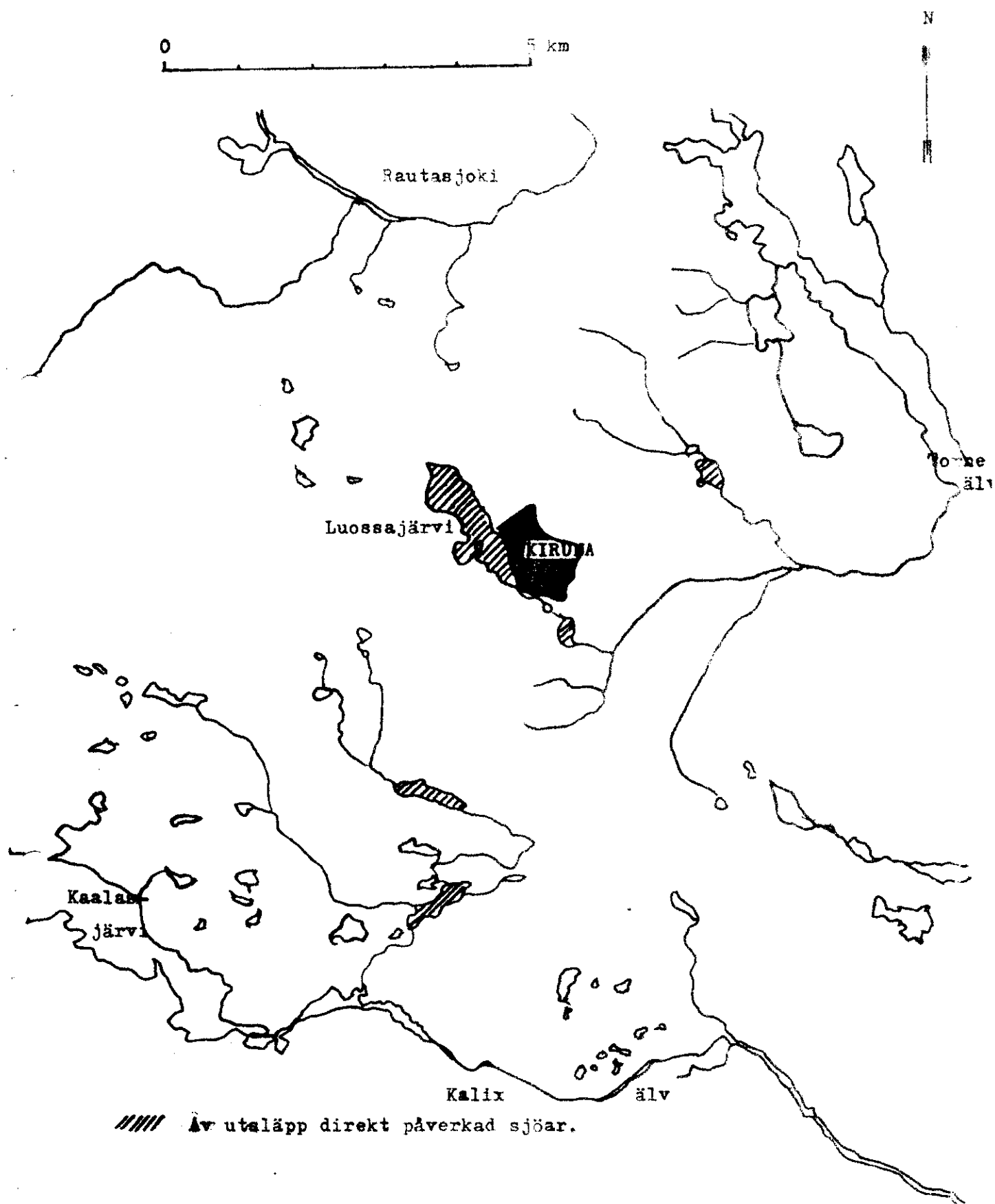
Som framgår ur tabellen uppvisar provpunkt 8 något avvikande värden, men det är osäkert huruvida detta är att hänföra till Aitikgruvan.

Då Gällivares nuvarande överbelastade reningsverk tillsammans med dessa två industrier, Boliden AB och LKAB, samt smärre kommuner direkt eller indirekt påverkar Lina älv, torde det vara ofrånkomligt att en viss påverkan sker på undersökningsområdet. Sannolikt ackumuleras en del i deltaområdet vid Överkalix och nedströms i sjöarna Räktjärv, Morjärvsträsk och Kamlugneträsk. (Se kapitel 5). Hur pass stor påverkan på undersökningsområdet är torde för närvarande vara omöjligt att ange med några exakta siffror. Uppskattningar kan visserligen göras, men för att få en uppfattning på säkrare basis skulle en serie provtagningar just i Överkalixområdet, uppströms Ängesån samt nedströms i sjöarna vara nödvändig.

LKAB i Kiruna

LKABs malmbehandling i Kiruna omfattar krossning, malning (delvis), magnetisk separation och pelletisering. Yt- och avloppsvatten torde via sjöar och smärre vattendrag söka sig även ner till Kalixälven. Kirunaregionen visas i figur 6.4. Industrins avfallsvatten uppsamlas i dammar för att efter sedimentering till stor del återcirkuleras. Utsläpp har under de sista åren förekommit enligt nedan.

1.4 - 17.8 1973	5 m ³ /min
11.1 - 14.1 1974	"
26.1 - 10.7 1974	"
3.10 - 20.10 1974	"
14.11 1975 - maj 1976	"



Figur 6.4. Kirunaregionen.

Gruvvattenutsläpp ökar konduktiviteten och påverkar därmed även pH och alkaliteten. Detta torde motverka svavelföroreningars försurande effekt. Partikulärt stoft och gaser, bl a SO_2 , sprids även från kulsinterverket.

Eventuell påverkan på Kalix älv torde således vara främst av fosfor och kväve, medan tungmetallföroreningar möjligen kan vara så obetydliga att de döljs inom de bakgrundshalter som naturen bidrar med.

Inga data föreligger ännu över de naturliga bakgrundshalter av tungmetaller som förekommer längs Kalix älv. Dessa skulle annars kunna tjäna som referensmaterial vid bedömning av opåverkade eller av föroreningar hotade recipienter.

Hema i Kalix

Till kommunala reningsanläggningen i Kalix är ytbehandlingsindustrin Hema ansluten. Tre vattenanalyser av Hemas utsläpp har utförts (1974) och redovisas nedan i tabell 6.4;

Tabell 6.4

	<u>1</u>	<u>2</u>	<u>3</u>
Cr mg/l	4,3	1,6	2,3
Zn mg/l	150	160	35
Cd mg/l	0,14	0,07	<0,02
CN totalt, mg/l	32	110	8,2

Se 6.1 ovan, samt figur 6.1.1.

Som framgår ur tabellen är zink och cyanid de större posterna. Huruvida även andra metaller ingår i utsläppen är okänt.

Bulten Kanthal AB i Kalix

Ytterligare en ytbehandlingsindustri, Bulten Kanthal AB, är belägen i Kalixområdet. Industriavloppen går via dagvattenledning ut i Näsbybäcken vilken faller ut i Kalix älv cirka 7 km uppströms mynningen och ungefär 1,5 km nedströms Kalixbron. Se figur 6.1.1.

Analysresultat från delar av 1974 samt från 1975 av utsläppt vatten redovisas nedan i tabell 6.5.

Tabell 6.5

1974, fr o m mars. Filtrerade prov.

	<u>Medel</u>	<u>Min</u>	<u>Median</u>	<u>Max</u>	<u>Utsläppt mängd</u>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	kg
Susp.	110	2,4	76	515	7880
CN ⁻	2,1	<0,05	1,0	7,8	88
Cr ⁶⁺	2,7	<0,05	0,06	22,4	107
PO ₄ ³⁻	0,7	<0,1	<0,2	2,6	34
Fe	0,6	<0,1	0,4	2,0	29
Cr	3,0	<0,1	0,2	24,0	115
Ni	0,3	<0,1	0,3	0,6	15
Zn	18,0	1,0	3,8	78	1020
Cd	0,3	<0,05	<0,05	2,9	14

1975. Ofiltrerade prov.

	<u>Medel</u>	<u>Min</u>	<u>Median</u>	<u>Max</u>	<u>Utsläppt mängd</u>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	kg
Susp.	112,5	3,5	83	390	5023
CN ⁻	3,1	0,4	3,8	6,2	132,8
Cr ⁶⁺	0,3	<0,02	<0,02	1,6	8,24
PO ₄ ³⁻	3,6	0,1	1,85	17,0	159,0
Fe	5,9	0,3	2,7	24	323
Cr	1,7	0,05	0,97	6,5	53,5
Ni	<0,25	<0,1	0,1	0,9	15
Zn	49	1,8	38,8	180	4108
Cd	0,4	0,02	0,3	1,9	16,6

Behandlad sköljvattenvolym:

1974: $47,8 \times 10^3 \text{ m}^3$

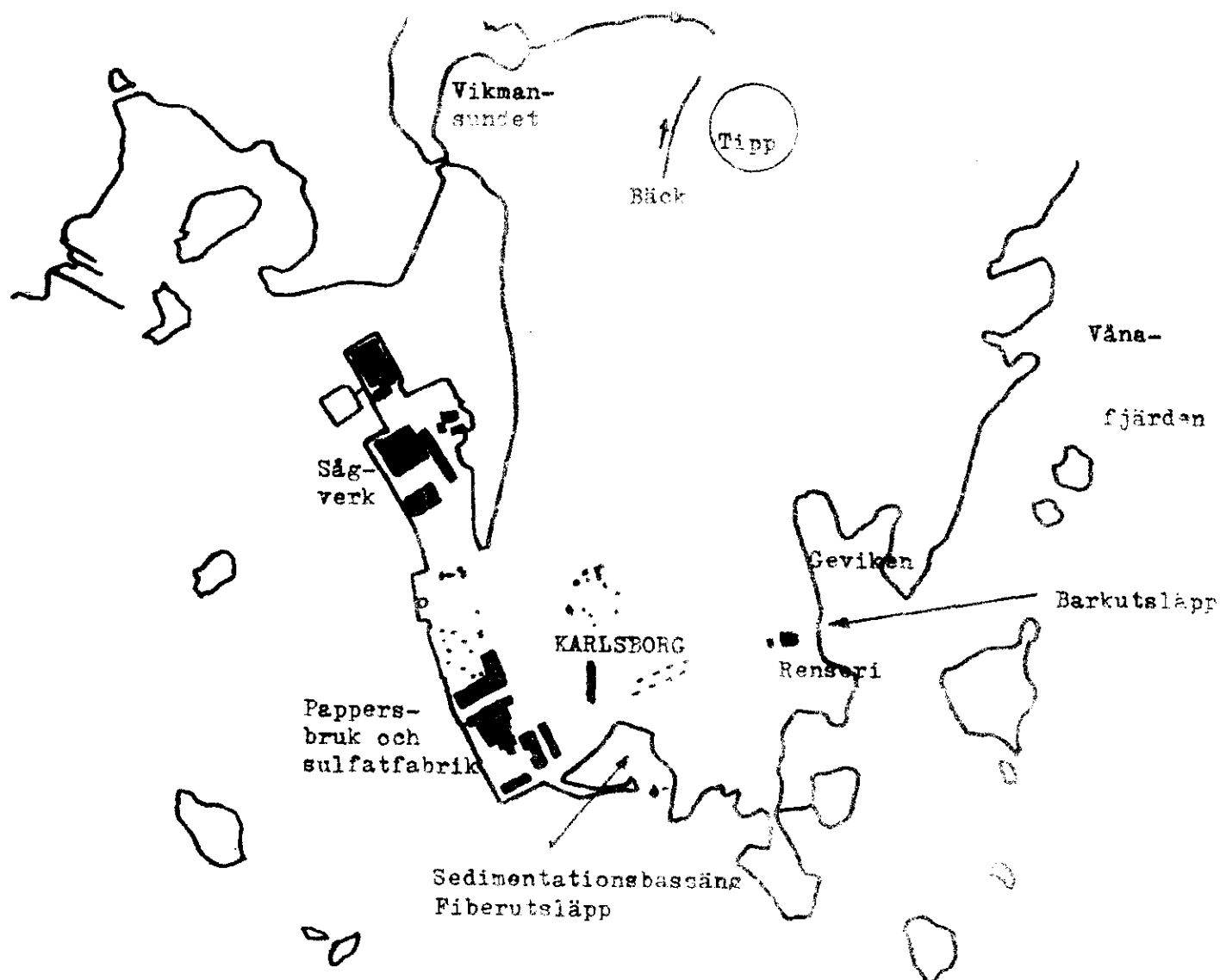
1975: $47,2 \times 10^3 \text{ m}^3$.

Värdena för dessa år torde dock inte vara direkt jämförbara då analyser 1974 gjorts på filtrerat prov medan för 1975 analyser utförts på ofiltrerade prov.

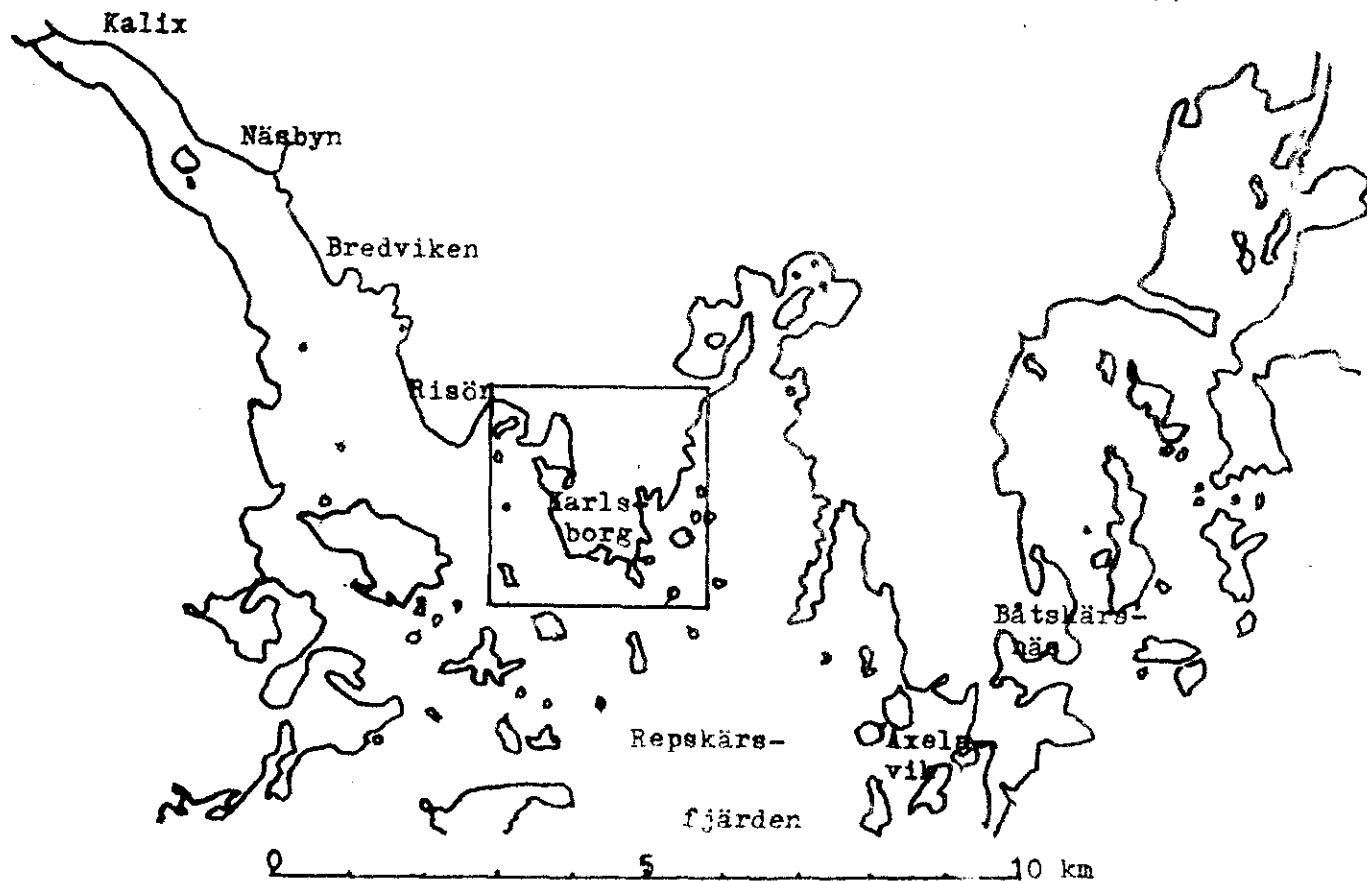
Av tungmetallerna är zinken den dominerande i utsläppen, följt av järn och krom.

ASSI Karlsborgsverken i Karlsborg

ASSI Karlsborgsverken är beläget i själva mynningsområdet och dess utsläpp påverkar direkt undersökningsområdet. Se figur 6.5. Anläggningarna består av sågverk, pappersbruk och sulfatmassafabrik. På 1910-talet startades på platsen en sulfatmassafabrik men den nedlades



Figur 6.5.a. Karlsborgsverkens industrianläggningar och utsläpp.



Figur 6.5.b. Industrins läge i undersökningsområdet.

1918. År 1928 startade fabriken på nytt efter viss ombyggnad och har till idag flertal gånger byggts om. Planer föreligger att under närmaste 10-årsperioden öka produktionskapaciteten genom moderniseringar och nybyggnationer.

Virkesråvarorna utgörs för närvarande av 70 % furu och 30 % gran. De föroreningar som förekommer är bl a:

- suspenderat organiskt material, fibrer och barkpartiklar, vilka i den kvantitet som för närvarande utsläpps, c:a 3 000 kg/d, torde ha en betydande påverkan på bottenstrukturen och dess biologiska status. 1966 - 1969 var utsläppen mer än det tredubbla, men efter installation av sedimentationsbassäng 1971 har kvantiteten reducerats till den nuvarande;
- löst organiskt material, t ex ligniner etc från blekeriet. Dessa ämnen bryts ner snabbt under stor syreförbrukning;
- löst oorganiskt material, t ex natrium, kalium och alkali. I industriprocesserna används natronlut i relativt stor skala. Vid framställningen av denna lut i klor-alkalifabriker, används kvicksilver i kvicksilverceller varvid en del föroreningar av detta ämne förekommer i luten. (Se vidare kapitel 12.2);
- giftiga, illaluktande ämnen, t ex svavelväte.

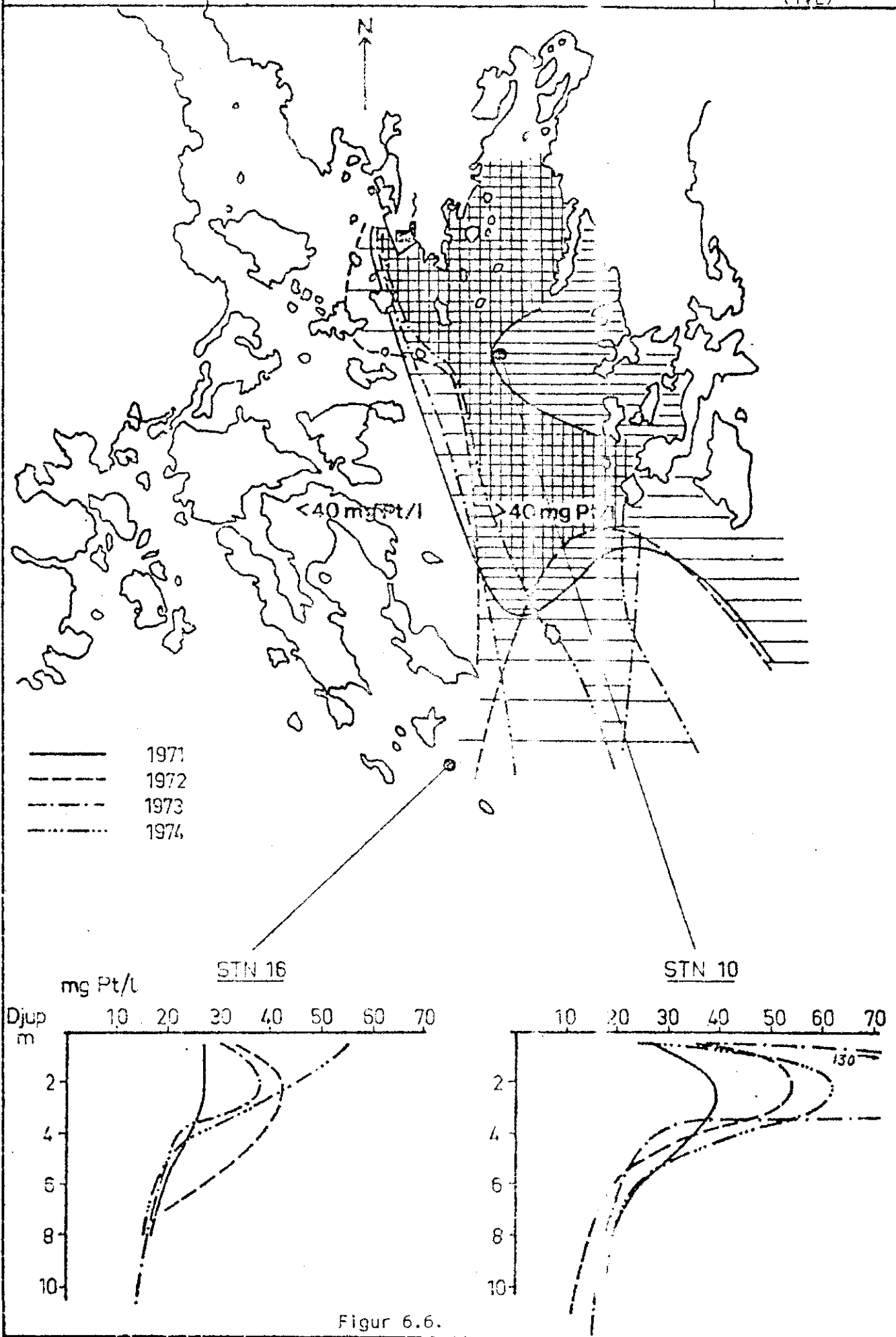
Sulfatfabrikens och pappersbrukets avloppsvatten släpps ut i 4 olika avlopp. Utsläppens mest påtagliga effekter är färgförändringar av syreförbrukande organiskt material. Förutom blekeriets avloppsvatten svarar renseriet för en stor del av färgutsläppen.

Vintertid försämrats förhållanden väsentligt genom den minskade vattenföringen och det därmed begränsade vattenutbytet. Se ovan kap 4.5 och figurer 4.5.2.1 - 4. Ökad syrebrist torde uppstå såväl i den till stor del materialtransporterande haloklinzonen som i bottenvattenet närmast utsläppen. Sommartid med den större vattenomsättningen är miljömässigt gynnsammare och reducerar syrefattiga områdets utbredning till utsläppens omedelbara närhet. I figur 6.6 och 6.7 redovisas av IVL erhållna översikter över spridningen vinter- resp sommartid av avloppsvattnet under 1971 - 1974. I figurerna 6.8 - 6.10 redovisas resultaten av IVLs undersökningar 1973 avseende spridning av cellulosafibrer, barkpartiklar samt förekomst av för reducerade bottenförhållanden karakteristiska svavelbakterier. IVL utför som tidigare nämnts sedan 1971 två årliga undersökningar i området uppströms och nedströms industrin.

I anslutning till analyserna av ytsedimentens tungmetallinnehåll, har analys även utförts på barkprov. Ur

Diagram visande avlorensvattnets ungefärliga spridning i yt- och djupled med avseende på vattnets färg vid vinterprovtagningarna 1971 - 1974

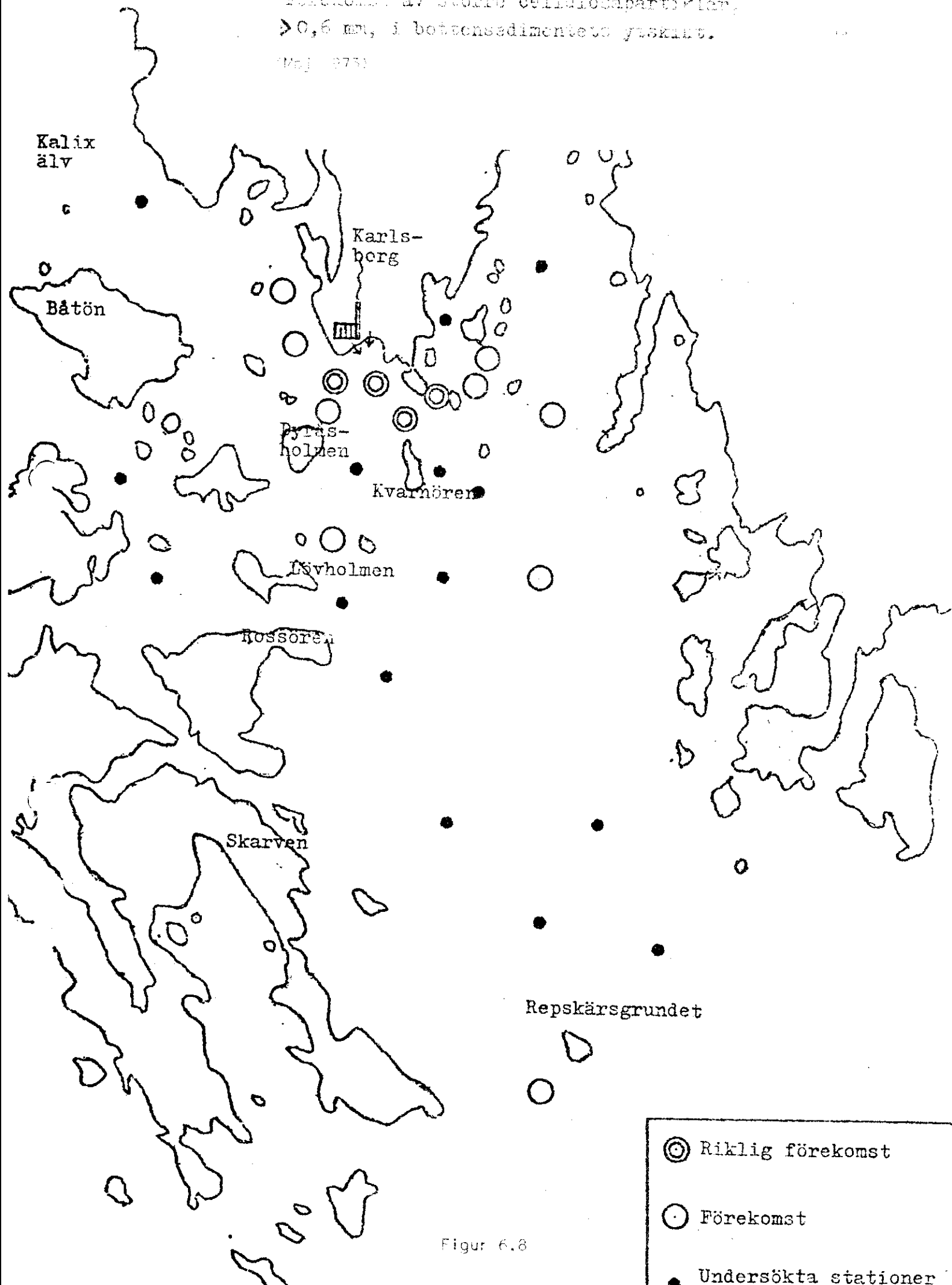
(IVL)



Figur 6.6.

koncentration av större cellulosapartiklar,
 $>0,6 \text{ mm}$, i botten sedimentets ytskikt.

(Maj 1973)



Figur 6.8

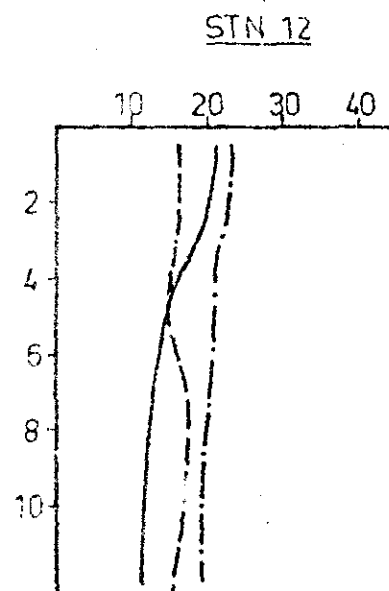
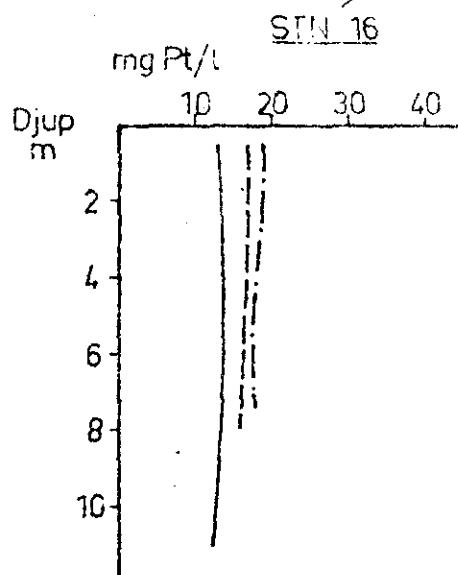
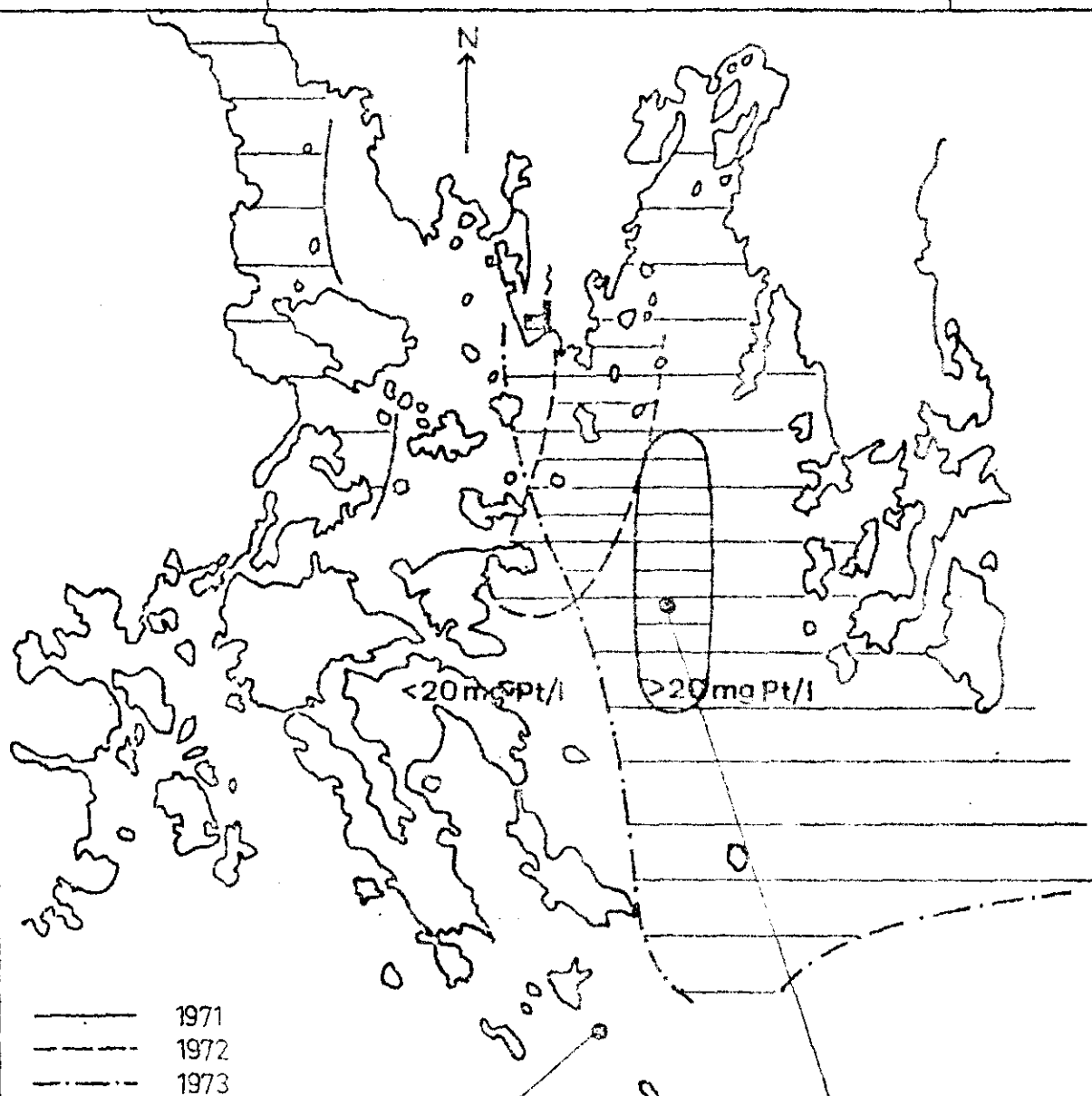
⊙ Riklig förekomst

○ Förekomst

• Undersökta stationer

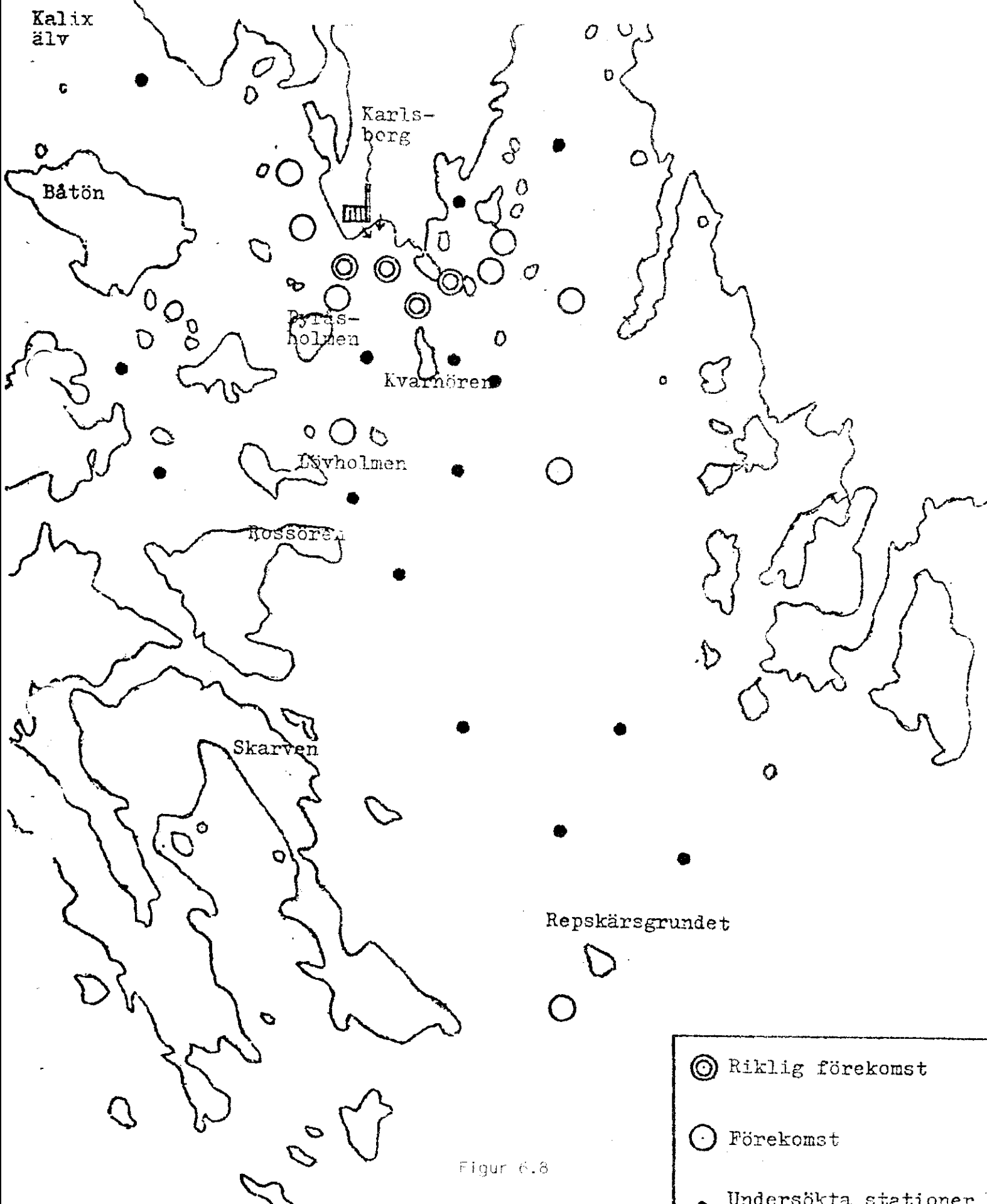
Diagram visande avloppets påverkan på
färliga spridning i yt- och djupled
med avseende på vattnets färg vid
sommarpровttagningarna 1971 - 1973

IVL



Figur 6.7

Utvärdering av fiskeriseglingsområden
 $>0,6$ m. i fiskeriseglingsområdena
 (1977)



Figur 6.8

två tvåkilospåsar, som torde vara representativa för en dags barkavfall, har två prover på vardera 0,5 g tagits och analyserats parallellt med övriga prover. Resultaten av dessa barkprovsanalyser torde dock inte vara representativa för avfallets tungmetallinnehåll. Variationer i barkens halter beror bl a på avverkningsområde. För att få helt tillförlitliga värden krävs en serie analyser över en längre tidsperiod. Av praktiska skäl har det ej varit möjligt att erhålla prover tagna under någon längre tid. Båda proverna gav emellertid väl överensstämmande resultat och som medelvärden erhöles:

<u>Cu</u>	<u>Ni</u>	<u>Zn</u>	<u>Pb</u>	<u>Cd</u> (µg/g ts)	<u>Hg</u> (ng/g ts)
4,46	1,26	210,81	0,56	0,46	544,5

Provtagningar på de föroreningar som släpps ut i luften har utförts och påvisar tidvis höga halter av svavelväte, som vid dessa tillfällen föreligger i högre koncentrationer än svaveldioxid. IVL har på basis av undersökningar under 1974 beräknat stoft- och gasutsläppens kvantiteter och resulterande värden visas i tabell 6.6.

Tabell 6.6. Beräkning av totala gas- och stoftemissioner från Karlsborgs bruk (IVL)

Emissionskälla	H ₂ S	SO ₂	CH ₃ SH	(CH ₃) ₂ S	(CH ₃) ₂ S ₂	Cl ¹⁾	Stoft
	kg/dygn						
Sodapannor							
mätning 1	220	550	-	-	-	-	1880
mätning 2	800	34	-	-	-	-	910
Bark/oljepanna	-	-	-	-	-	-	510
Mesaugn	61	110	-	-	-	-	73
Mixer i	-	-	-	-	-	-	7
Hartskokeri	21	1	11	-	-	-	-
Kokerier	4	-	400	62	75	-	-
Blekeri	-	-	-	-	-	127 ²⁾	-
Totalt från ³⁾ processen							
mätning 1	310	660	411	62	75	127	2470
kg ptm 3)	0.6	1.2	0.8	0.1	0.1	0.4	4.6
mätning 2	890						1420
kg ptm 3)	1.6	0.3					2.6

1) Summan av Cl₂ och ClO₂ uttryckt som totalt verksamt klor.

2) Uppmätt och beräknad mängd.

3) Beräknad på basis av den för 1974 budgeterade dygnsproduktionen för kokeri (540 ton/dygn) och blekeri (346 ton/dygn).

En relativt omfattande avfallstipp är belägen norr om industrin i ett myrområde. På senare år har svavelrikt pressvatten börjat lakas ut, för att via en bäck rinna ut i en uppdämd havsvik, Vikmansundet, vilken står i förbindelse med Kalix älv. Se figur 6.5.

Dessa vattenmängder torde vara mycket små i jämförelse med industrins direkta utsläpp och därför obetydliga i detta sammanhang.

Åren 1900 - 1930 var ett sågverk beläget vid Axelsvik men dess tidigare inverkan på bottnarna torde sedan länge vara täckt av mer än fyra decenniers avlagringar, såväl 'man-made' som naturliga.

Från Sangis via Sangisälven samt Båtskärsnäs torde inverkan ske i mindre omfattning och då endast på yttre Repskärsfjärden genom sundet mellan Repskär och Halsö. En viss påverkan på de yttre delarna av undersökningsområdet är kanske möjlig med västliga vattenströmningar från Haparandaområdet. På finska sidan finns bl a stålverk men huruvida någon påverkan sker därifrån är svårt att uttala sig om på grundval av detta material.

7 STRATIGRAFI, DENSITET OCH VATTENHALT

Vid snittning av erhållna proppar har stratigrafien observerats översiktligt. Densitets- och vattenhaltsbestämningar har utförts enligt figur 2.2. I följande kapitel 8 (Kol), är densiteter och vattenhalter avsatta grafiskt med kolhalter.

Prov 1

9 cm långt prov. Svart, illaluktande och homogent, mycket litet minerogent inslag.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,13	65,0
5-7	1,16	62,8

Prov 2

2 cm långt prov. Ljust grågrön, minerogent. Ej vatten- eller densitetsbestämningar utförda.

Prov 3

17 cm långt prov. Svart, homogent, illaluktande. Något minerogent, relativt fast konsistens, gummiartad. Fiberfragment. Inga spår av organismer. Vattenhaltsbestämningar ej utförda.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)
0-2	1,22
5-7	1,22
10-12	1,20
15-17	1,22

Prov 4

Provet är 'stansat' ur bottenytan varför det 8 cm långa provet utgörs av ytsediment. Sand-grovmo, även grov-sand.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,73	23,9

Prov 5

43 cm långt prov. Homogent, svart, illaluktande, fiberfragment. Kornig, grymig konsistens. Aningen av grått färginslag från c:a 20 cm och nedåt, i övrigt ingen skönjbar varvighet. Inga spår av organismer. Kraftigare kloaklukt än någon av de andra proverna.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,09	74,5
5-7	1,12	71,9
10-12	1,14	69,3
15-17	1,15	68,7
20-22	1,15	65,7
30-32	1,14	67,0
40-42	1,16	69,1

Prov 6

45 cm långt prov.

0-22 cm: svart, illaluktande, kornig, fiberrik substans. Något minerogent.

22-24 cm: 3 svagt synliga svartgrå/gröna zoner på c:a 4 mm vardera med högre minerogent innehåll.

24-32 cm: svart, homogen substans, fiberrikt, grynig konsistens. Lite minerogent inslag.

32-46 cm: svart substans med svaga spår av mörka grå-gröna zoner, speciellt vid 32-36 cm.

Inga spår av organismer, genomgående fiberrikt.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,11	68,5
5-7	1,13	67,8
10-12	1,12	69,0
15-17	1,13	72,9
20-22	1,16	69,8
30-32	1,15	68,4
40-42	1,14	68,6

Prov 7

32 cm långt prov.

0-5 cm: mellangrön/grå, alggyttjeliknande substans, minerogent.

5-7 cm: zon med grövre kornstorlekar, sand/grus, svart-grå.

7-12 cm: grågrön, alggyttjeliknande, minerogen substans.

12-32 cm: minerogen, mellangrå zon.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,53	46,5
5-7	1,54	43,5
10-12	1,67	28,4
15-17	1,58	37,7
20-22	1,41	48,9
30-32	1,50	39,9

Prov 8

47 cm långt prov.

0-13 cm: svart, grynig, fiberrik, homogen substans, mycket litet minerogent innehåll.

13-35 cm: svaga bandningar, omväxlande svart och mörkt mellangrå/gröna mellan 1-5 mm breda. Svagt minerogent.

35-47 cm: svart/svartgrå, homogen, tät substans. Inga spår av organismer.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	1,06	73,5
5-7	1,06	78,6
10-12	1,06	77,2
15-17	1,09	66,2
20-22	1,12	71,0
30-32	1,13	73,4
40-42	1,14	68,7

Prov 9

47 cm långt prov. Svart illaluktande, grynig konsistens, inga synbara skiktningar förutom ett mycket dif-fust band av svartgrå/grön färg, c:a 5 mm, vid 27,5-28 cm. Inga spår av organismer.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	1,05	78,4
5-7	1,05	77,1
10-12	1,05	78,4
15-17	1,05	73,0
20-22	1,05	77,3
30-32	1,09	73,0
40-42	1,10	74,0

Prov 10

63 cm långt prov. Svart substans, varvat med rikligt förekommande gröna/grå zoner med smala skiktningar av brun substans centralt, indikerande aeroba förhållanden. Dessa zoner varierar mellan 1-3 mm för att vid c:a 20-25 cm bli bredare, 0.5-2 cm.

Från 48 cm och nedåt: mellangrå/grön, minerogen och homogen substans. I provets ytskikt var färgen brun-brunsvart, indikerande oxiderande förhållanden, mellan 0-0,5 cm. Inga spår av organismer.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	0,87	86,9
5-7	0,99	85,2
10-12	0,96	85,2
15-17	1,04	80,4
20-22	1,00	79,2
30-32	0,99	82,6
40-42	1,13	71,5
50-52	1,39	49,3
60-62	1,45	44,8

Prov 11

19 cm långt prov.

0-5 cm: svart, illaluktande, kornig, homogen substans.

5-19 cm: svarta och grågröna bandningar omväxlande,

0,5-3 cm breda, ökande kornstorlekar nedåt. Inga spår av organismer.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,00	87,2
5-7	0,98	85,0
10-12	1,13	62,1
15-17	1,83	23,7

De genomgående högre vattenhalterna i ytsedimenten hos prov 10 och 11, på något större avstånd från utsläppspunkten torde förklaras med att de finare partiklarna transporteras i anslutning till haloklinen längre ut i fjärden. Tyngre partiklar sedimenterar däremot intill utsläppsplatsen.

Prov 12

42 cm långt prov. Ytskiktet brun/brunsvart.

0-10 cm: svart, illaluktande, gummiartad. lös substans.

Ej synbara skiktningar eller spår av organismer.

10-20 cm: svart omväxlande med gröna, grå samt brun-svarta band,

20-42 cm: mörkt gröngrå, homogen, starkt minerogen zon utan skiktningar, dock med hårfina svarta skikt mellan 30-34 cm.

<u>Nivå</u> (cm)	<u>Densitet</u> (g/cm ³)	<u>Vattenhalt</u> (%)
0-2	1,11	76,2
5-7	1,06	76,6
10-12	1,79	26,0
15-17	1,71	26,8
20-22	1,75	23,3
30-32	1,79	21,6
40-42	1,83	20,6

Prov 13

39 cm långt prov.

0-10 cm: Ytskiktet brunsvart, i övrigt svart, lös, kornig, fiberrik, illaluktande, ej minerogent.

10-17 cm: svarta, omväxlande med grågröna band, 0,5-3 cm breda. Fibrer sporadiskt, speciellt vid 13 cm längre fibrer.

17-39 cm: gröngrå, från c:a 30 cm alggyttjelliknande substans.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	0,97	79,6
5-7	1,10	74,6
10-12	1,65	37,2
15-17	1,82	22,0
20-22	1,69	29,8
30-32	1,65	38,8

Prov 14

35 cm långt prov.

0-6 cm: svart, illaluktande, kornig substans, ej minerogent. Brun/brunsvart i ytskiktet, inga fibrer påträffade, ej heller spår av organismer.

6-8,5 cm: övergångszon från svart till mörkt mellangrå/grön färg.

8,5-35 cm: mellangrå/grön, rel fast, starkt minerogent. Relativt stark kloaklukt genomgående i provet.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	1,01	83,4
5-7	1,31	48,9
10-12	1,66	27,3
15-17	1,56	37,3
20-22	1,56	35,8
30-32	1,47	41,2

Prov 15

16 cm långt prov. Genomgående svart, grymig, illaluktande konsistens. Svagt minerogent, inga spår av organismer. Ingen synbar stratigrafi, utom ett mycket diffust svartgrått band, c:a 1 cm brett vid 11-12 cm. Inga fiberrester eller organismrester skönjbara.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	0,97	72,1
5-7	1,02	79,2
10-12	1,06	80,5
15-17	1,06	79,1

Prov 16

29 cm långt prov. Inga spår av organismer, eller fiber.

0-14 cm: mellangrå/grön, homogen, rel fast, starkt minerogent.

14,5 - 15 cm: gränsson, grågrön relativt skarpt markerad gräns nedåt.

15-29 cm: svart, homogen, illaluktande(svagt), tät struktur, inga synliga skiktningar eller fiber, tämligen svagt minerogent.

Prov från 20-22 cm har förutom ytskiktet 0-2 cm utfärgits till tungmetallanalys samt kväve- och fosforanalys.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	1,86	22,6
5-7	1,56	38,5
10-12	1,51	40,8
15-17	1,45	47,8
20-22	1,40	56,6

Som synes föreligger omvända förhållanden beträffande vattenhalter och densiteter jämfört med övriga prover. Grövre material har av någon anledning (utsvallat, is-transporterat el dyl) pålagrats finsedimenten, som ligger på cirka 15 cm och nedåt.

Prov 17

7 cm långt prov. Mellansandfraktion i huvudsak, dock en del grovsand. Inga spår av organismer.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	2,05	18,9
5-7	1,98	21,4

Prov 18

1,5 cm långt prov. Ljust mellangrå, mineralgent, mjäla, mo. Inga spår av organismer. Densitets- eller vattenbestämningar ej utförda p g av knappheten av prov. Provet innehöll förhållandevis stora mängder magnetitpartiklar.

Prov 19

25 cm långt prov. Brun-grå sand. Inga spår av organismer. Högre inslag av finare material vid 20-22 cm, vilket torde bero på att de finare partiklarna skakats nedåt vid transport av provet.

<u>Nivå (cm)</u>	<u>Densitet (g/cm³)</u>	<u>Vattenhalt (%)</u>
0-2	1,87	22,5
5-7	1,96	21,7
10-12	1,96	21,4
15-17	1,97	20,3
20-22	1,97	20,3

8 KOL (C)

Som tidigare omnämnts varierar sedimentationsförhållandena i området. Då dessa faktorer avgör hur pass mycket finmaterial som avsätts, återspeglar detta naturligt nog även mängden organiskt material som ackumuleras. De metaller som i en eller annan form förekommer i sedimenten är i hög grad bundna till den organiska substansen, varför en bild över fördelningen av organiskt material ej i alltför hög grad torde avvika från motsvarande bild över metallfördelningen.

I inre Repskärsfjärden är betingelserna gynnsamma för sedimentering p.g. av det skyddade läget, medan det i de yttre delarna av fjärden råder mer skiftande förhållanden. De mängder organiskt material som tillförs fjärden från såväl älven som från Karlsborgsverken innebär naturligtvis att väsentliga mängder kol även tillförs, med de konsekvenser som detta kan innebära för den marina miljön; se kapitel 4.4 och 5.3.

Kolanalyser har utförts i sedimentens ytskikt (0-2 cm), samt på olika nivåer i propparna enligt figur 1.2.

Haltbestämningarna har utförts med våtförbränning med kromsyra och erhållna halter i procent av torrsubstans redovisas i tabell 8.1. Kolhalterna har i diagram 8.1a-d avsatts med densiteter och vattenhalter för varje

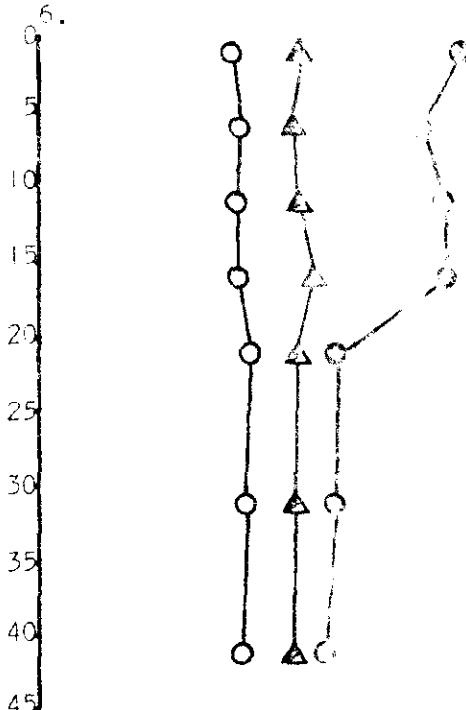
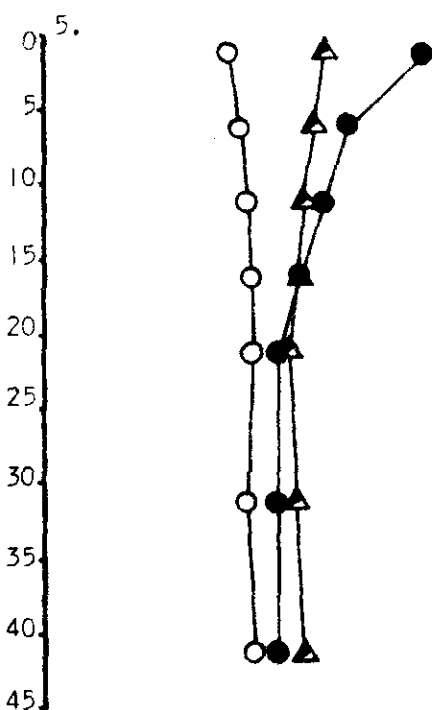
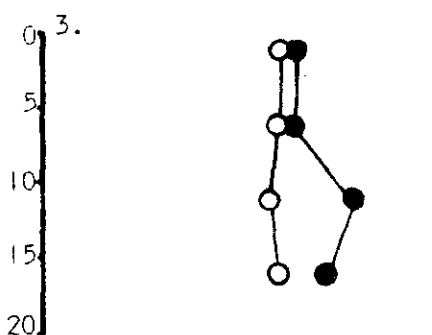
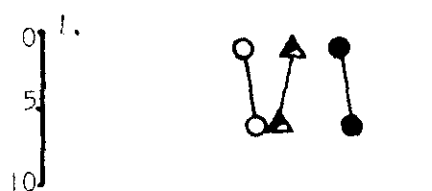
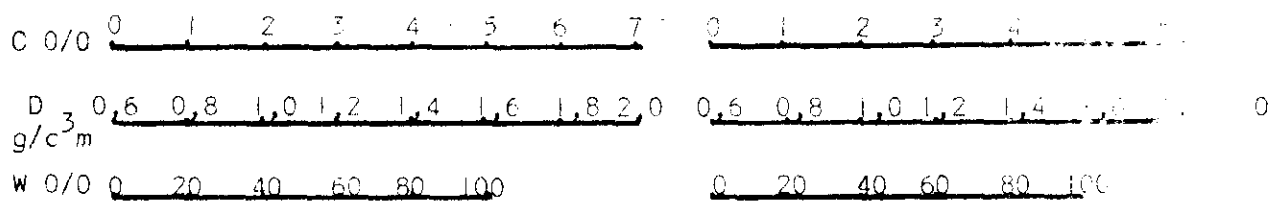
prov och visar en inte oväntad överensstämmelse i variationerna mellan kolhalt och vattenhalt och det motsatta beteendet av densiteten. I diagram 8.1 c framgår de kraftiga höjningarna av kolhalterna under senare tid för punkterna 11-14. Den mest sannolika orsaken till dessa förhöjningar är utsläppen från Karlsborgs-
verken.

De procentuella kolhalterna i ytsedimenten har sammanställts och presenteras i figur 8.1. Här uppvisar punkterna 1 - 4 varierande, smärre värden medan de högre halterna infaller vid Karlsborgsverken och utåt Repskärsfjärden. Punkterna 4, 16 - 19 uppvisar anmärkningsvärt låga halter. Detta är naturligt med tanke på det grova (eller, för punkt 18; fina) oorganiska materialet som dessa prov huvudsakligen består av. Som framgår ur figuren har punkt 16/20 - 22 cm cirka 10 gånger högre kolhalt än punktens ytprov.

I figur 8.2 presenteras en översiktsbild grundad på dessa värden med kolhaltsintervallerna 0 - 4, 4 - 6 och >6 % kolhalt. Spridningsbilden tyder på en icke obetydlig inverkan från Karlsborgsverken.

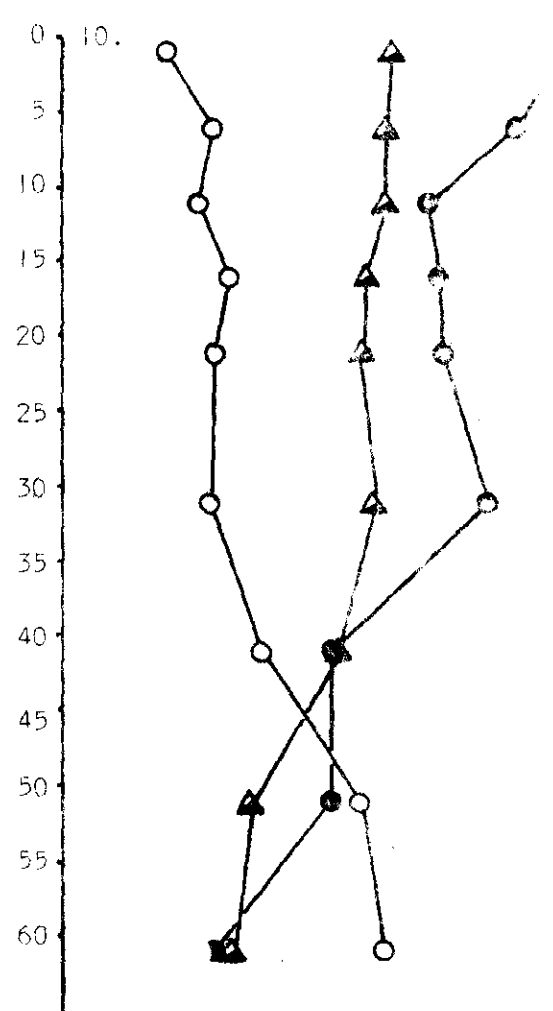
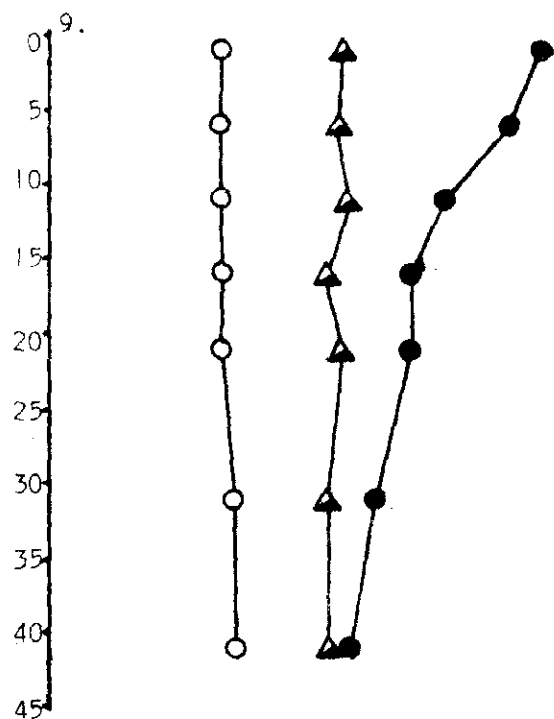
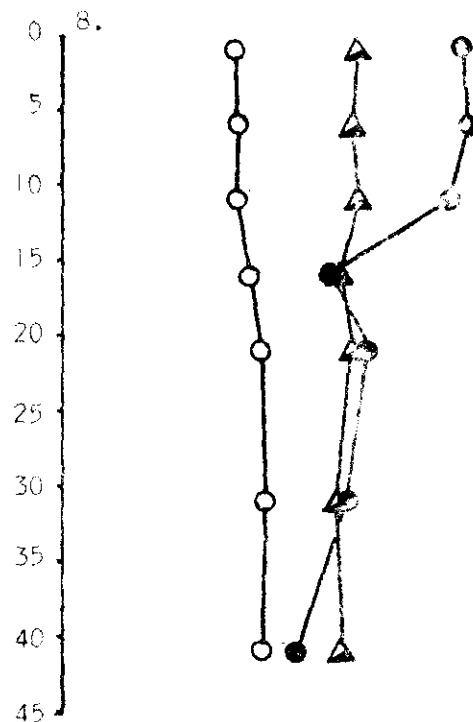
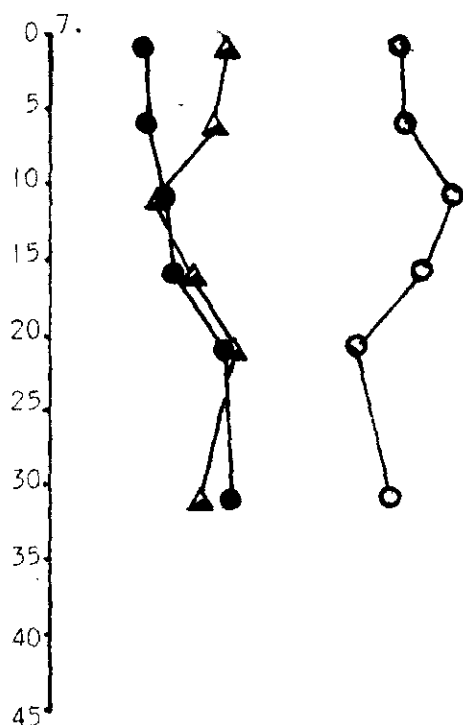
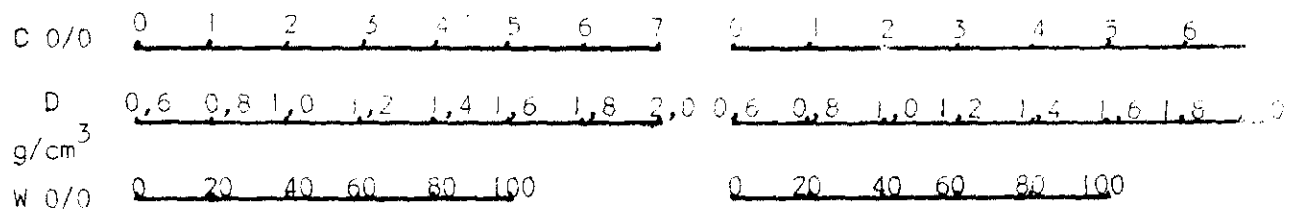
Om man önskar få procentuella mängden organiskt material istället för kolhalt, multipliceras procenthalten kol med 1,724. Denna s k van Bemmels faktor grundar

Diagram 8.1.a. Prov 1 - 6. Vertikalvariationer för kolhalt, densitet och vattenhalt.



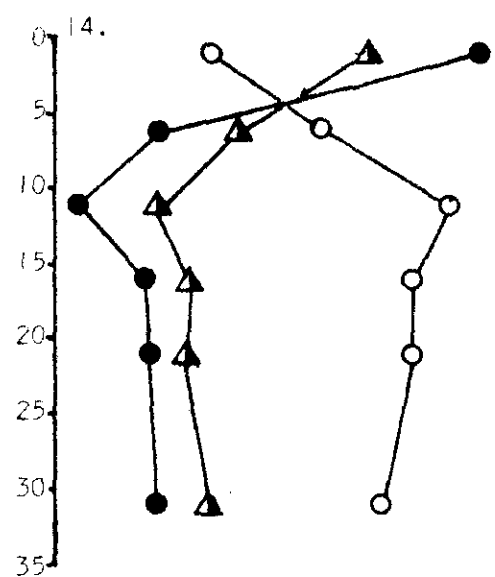
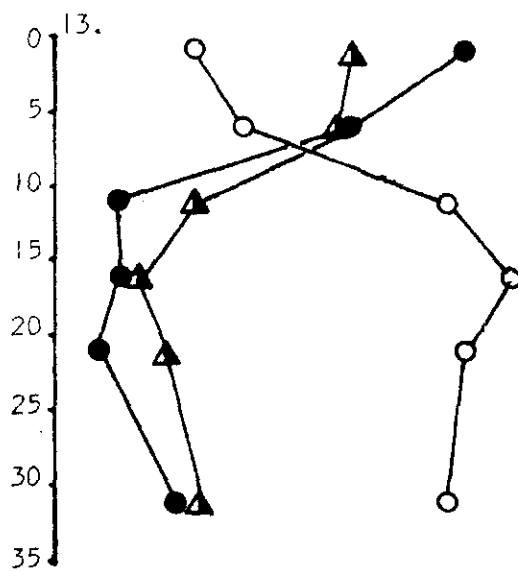
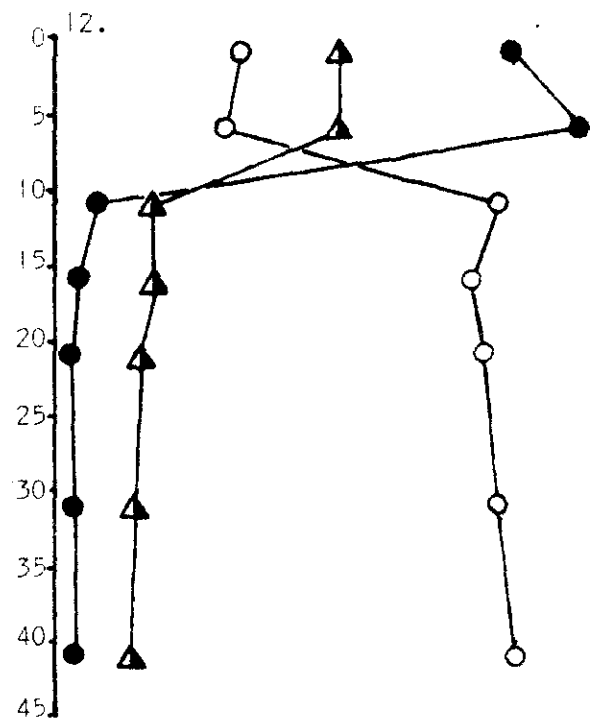
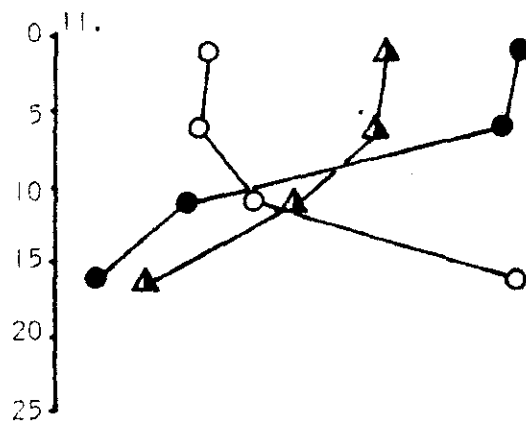
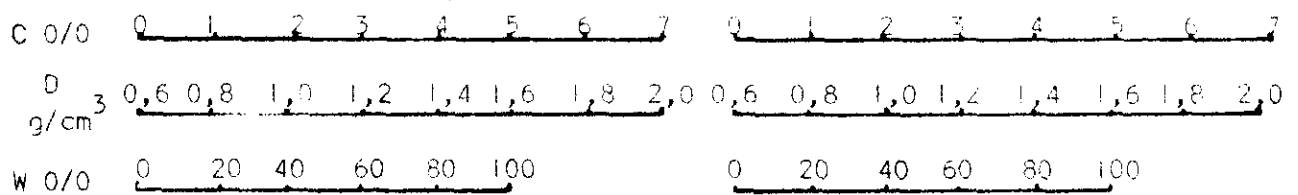
- Kolhalt, 0/0 (C)
- Densitet, g/cm^3 (D)
- △ Vattenhalt, 0/0 (W)

Diagram 8.10. Prov 7 - 10. Vertikalvariationer för kolhalt, densitet och vattenhalt.



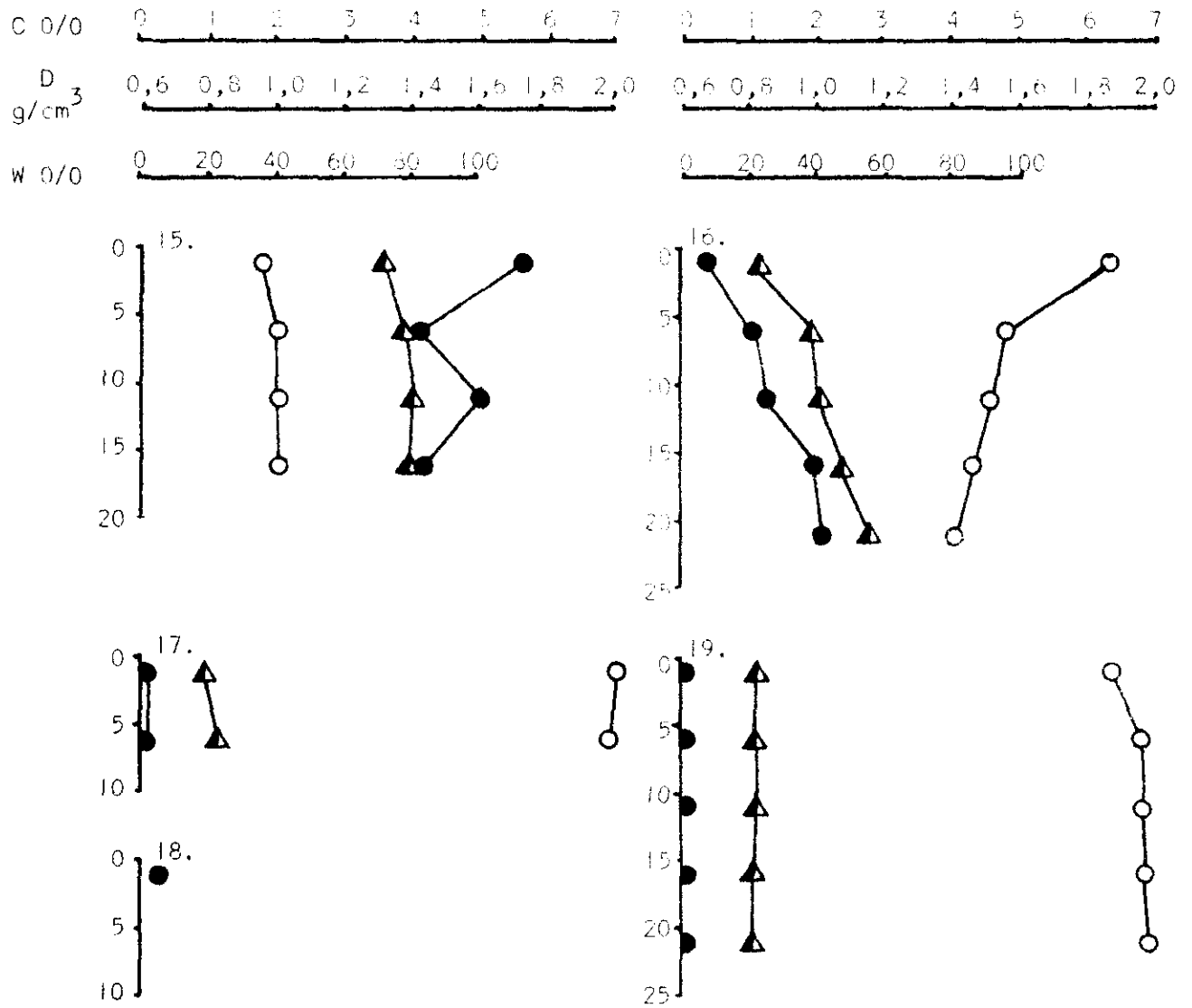
- Kolhalt, 0/0 (C)
- Densitet, g/cm³ (D)
- ▲ Vattenhalt, 0/0 (W)

Diagram 8.1.: Prov 11 - 14. Vertikalvariationer för kolhalt, densitet och vattenhalt.



- Kolhalt, 0/0 (C)
- Densitet, g/cm^3 (D)
- ▲ Vattenhalt, 0/0 (W)

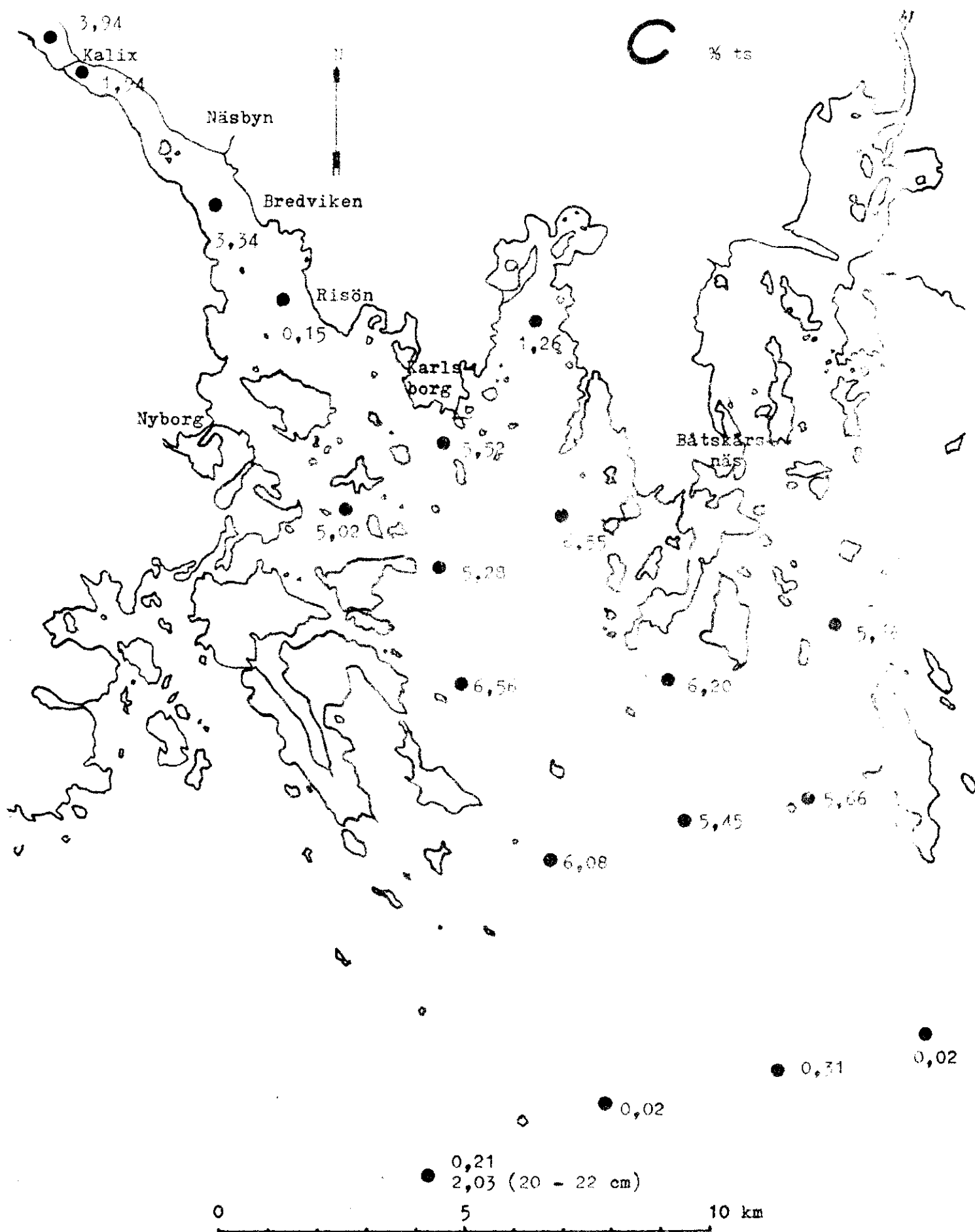
Diagram 8.1.d. Prov 15 - 19. Vertikalvariationer för kolhalt, densitet och vattenhalt.



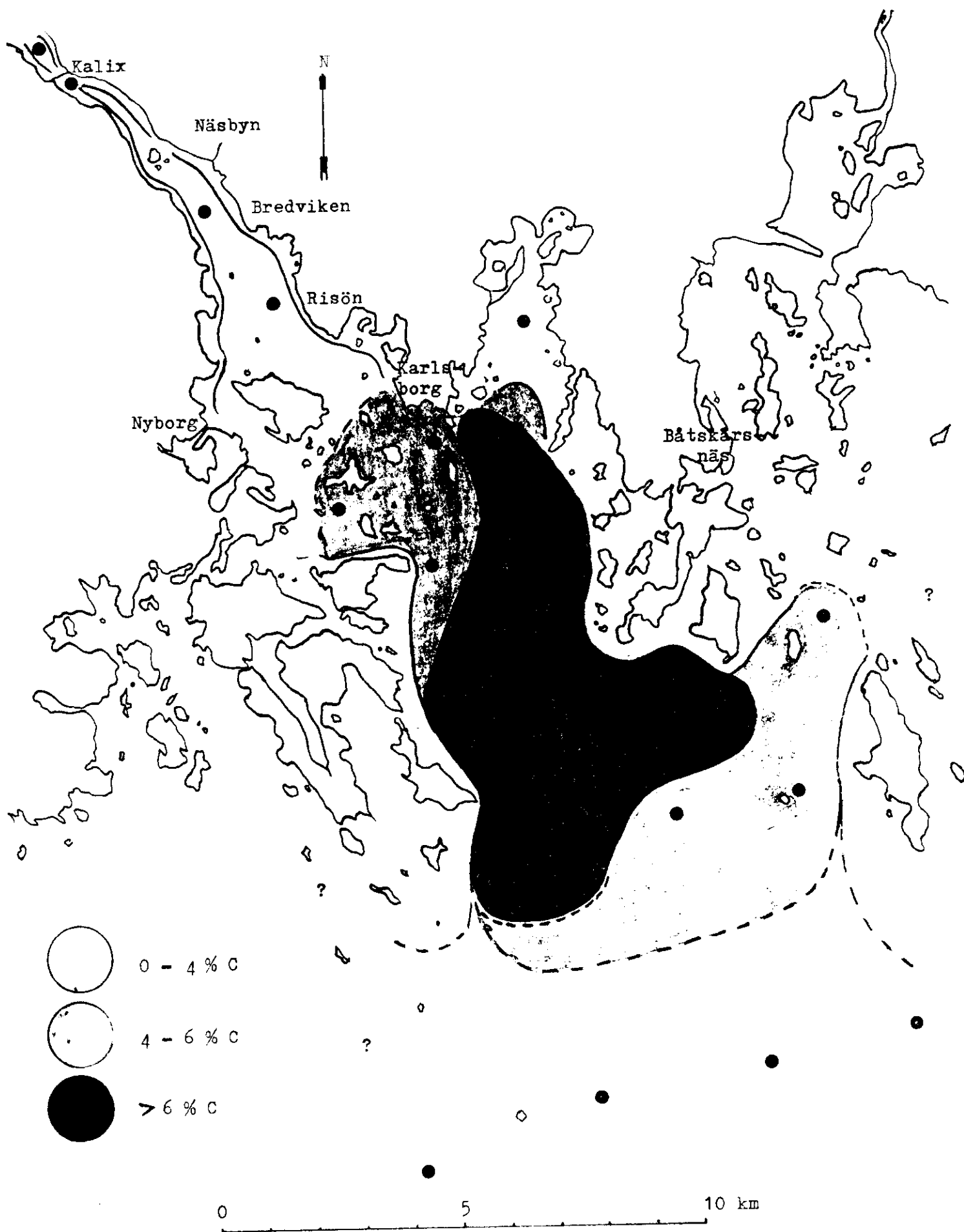
● Kolhalt, 0/0 (C)

○ Densitet, g/cm³ (D)

▲ Vattenhalt, 0/0 (W)



Figur 8.1. Procentuella kolhalten i ytsedimentet (0 - 2 cm).



Figur 8.2. Procentuella kolhalten i ytsedimentet (0 - 2 cm).

sig på en halt av 58 % kol i det organiska materialet.

I området (= e.g. undersökningsområdet), begränsat i öster av en linje NV-50 genom punkt 15, en linje dragen från Halsöns sydspets via punkterna 19 - 16 och upp till Kyrkgrund samt en linje tvärs älven vid punkt 1, torde approximativt finnas 74.000 ton kol i sedimentens översta två centimetrar. Medelvärdet av kolhalterna är 3,64 %, maxvärdet 6,56 % (punkt 10), minvärdet 0,02 % (punkterna 17 och 19), samt medianvärdet 5,02 %.

Tabell 8.1

Prov 1.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>	Prov 2.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>
	0 - 2	3,94		0-2	1,94
	5 - 7	4,10			
Prov 3.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>	Prov 4.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>
	0 - 2	3,34		0 - 2	0,15
	5 - 7	3,31			
	10 - 12	4,13			
	15 - 17	3,76			
Prov 5.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>	Prov 6.	<u>Nivå (cm)</u>	<u>C %</u>
	0 - 2	5,02		0 - 2	5,52
	5 - 7	4,01		5 - 7	5,07
	10 - 12	3,73		10 - 12	5,40
	15 - 17	3,38		15 - 17	5,42
	20 - 22	3,11		20 - 22	3,95
	30 - 32	3,11		30 - 32	3,97
	40 - 42	3,10		40 - 42	3,82

Prov 7.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>	Prov 8.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	1,26		0 - 2	5,28
	5 - 7	1,29		5 - 7	5,32
	10 - 12	1,55		10 - 12	5,11
	15 - 17	1,69		15 - 17	3,51
	20 - 22	2,33		20 - 22	4,03
	30 - 32	2,37		30 - 32	3,77
				40 - 42	3,09
Prov 9.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>	Prov 10.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	6,55		0 - 2	6,56
	5 - 7	6,15		5 - 7	6,01
	10 - 12	5,29		10 - 12	4,89
	15 - 17	4,82		15 - 17	5,00
	20 - 22	4,86		20 - 22	5,03
	30 - 32	4,41		30 - 32	5,64
	40 - 42	4,02		40 - 42	3,56
				50 - 52	3,53
				60 - 62	2,02
Prov 11.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>	Prov 12.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	6,20		0 - 2	6,08
	5 - 7	5,99		5 - 7	7,03
	10 - 12	4,76		10 - 12	0,50
	15 - 17	0,48		15 - 17	0,30
				20 - 22	0,20
				30 - 32	0,24
				40 - 42	0,23

Prov 13.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	5,45
	5 - 7	3,95
	10 - 12	0,88
	15 - 17	0,86
	20 - 22	0,57
	30 - 32	1,54

Prov 14.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	5,66
	5 - 7	1,42
	10 - 12	0,32
	15 - 17	1,21
	20 - 22	1,29
	30 - 32	1,39

Prov 15.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	5,66
	5 - 7	4,08
	10 - 12	5,03
	15 - 17	4,16

Prov 16.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	0,21
	5 - 7	1,01
	10 - 12	1,24
	15 - 17	1,94
	20 - 22	2,03

Prov 17.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	0,02
	5 - 7	0,02

Prov 18.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	0,31

Prov 19.	<u>Nivå</u> (cm)	<u>C %</u>
	0 - 2	0,02
	5 - 7	0,06
	15 - 17	0,07
	20 - 22	0,07

9 KVÄVE (N)

Totalkvävet i sedimenten föreligger främst som ammoniumkväve och organiskt bundet kväve. Kjeldahlkvävet utgör summan av ammoniumkvävet och organiskt kväve men omfattar inte nitrit- och nitratkvävet. Analyser av Kjeldahlkvävet i proverna har utförts av Ing. O.

Gustavsson och lab. ass R. Svensson vid Maringeologiska laboratoriet i Göteborg. Principen vid analysen är att proverna uppsluts med svavelsyra, varvid det organiskt bundna kvävet frigörs. Efter alkalisering destilleras kvävet i form av ammoniak av och absorberas i svavelsyra, varefter natriumfenolat och natriumhypokloritreagens tillsätts. Härvid bildas ett blått färgkomplex av ammoniumsulfat. Mängden av detta mäts spektrofotometriskt vid 625 m μ med en Perkin Elmer mod 139 UV-VIS.

Halten kväve varierar med sedimentens kornstorlek liksom kolhalten och följer kolhaltens variationer i ej förrorenade områden på g av de bestämda kvoter mellan kol och kväve som råder i planktonorganismer. Dessa plankton har normalt ett atomärt C/N-förhållande på 106/16, vilket ger en kvot på 5,7 (viktsförhållandet). I Östersjön, med det högre tillskottet av organisk substans än i oceanerna, torde kvoten vara förskjuten uppåt. Det har föreslagits ett förhållande på 156/12

(Sen Gupta 1973), dvs en kvot på 11,1 med avseende på vikterna.

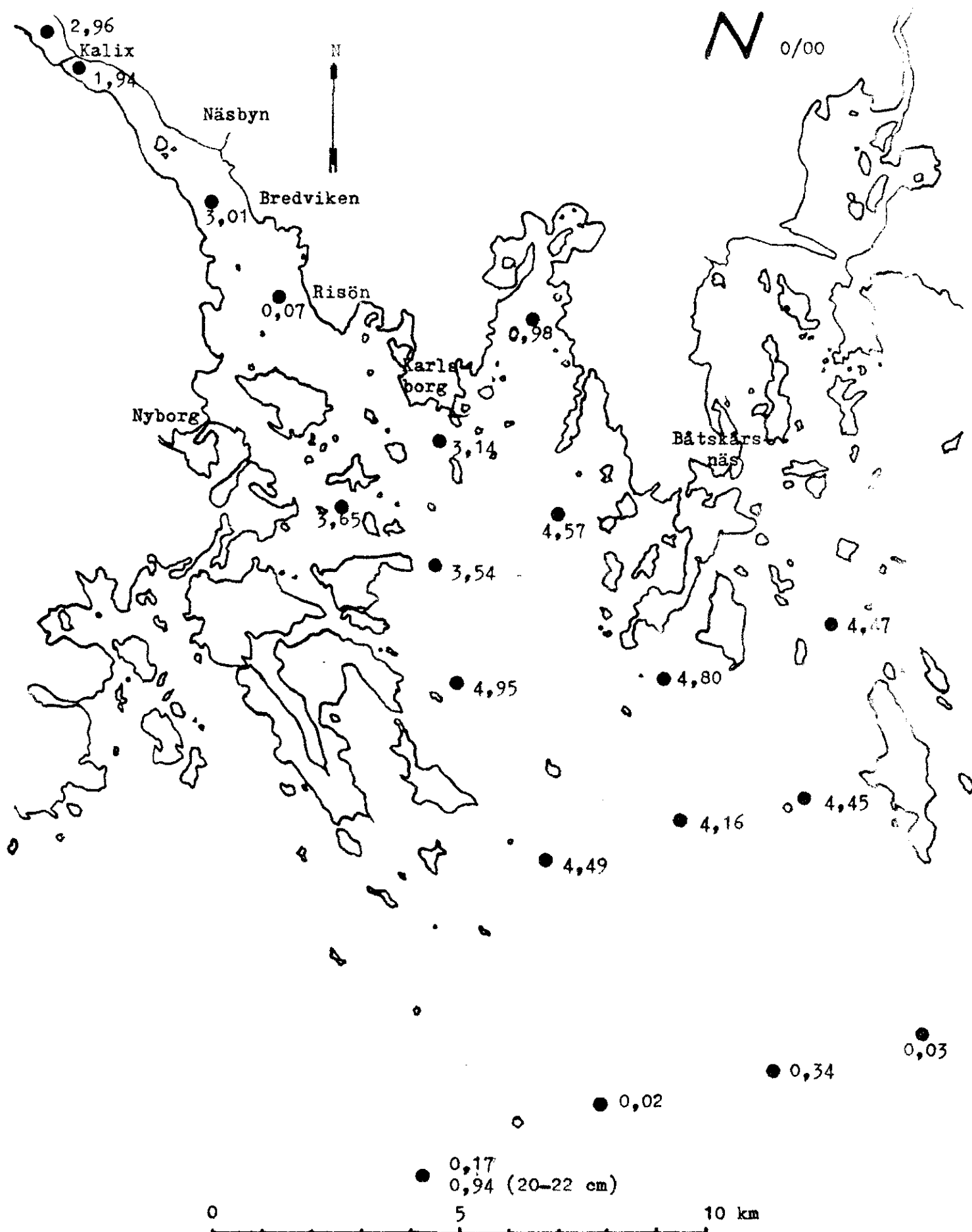
Fibrer, barkpartiklar och träflis som släpps ut i undersökningsområdet orsakar en avvikande C/N-kvot i sedimenten. Likaledes kan tillskott av kväve i högre kvantiteter orsaka en förskjutning av kvoterna. Generellt ökar C/N-kvoten under nedbrytning av organiskt material i sedimenten. Kvoterna är oftast högre i oxiderad miljö än i reducerad såvida ej störningar sker. Lägre kvoter torde innebära högre halter organiskt material av autoktont ursprung.

Analysresultat

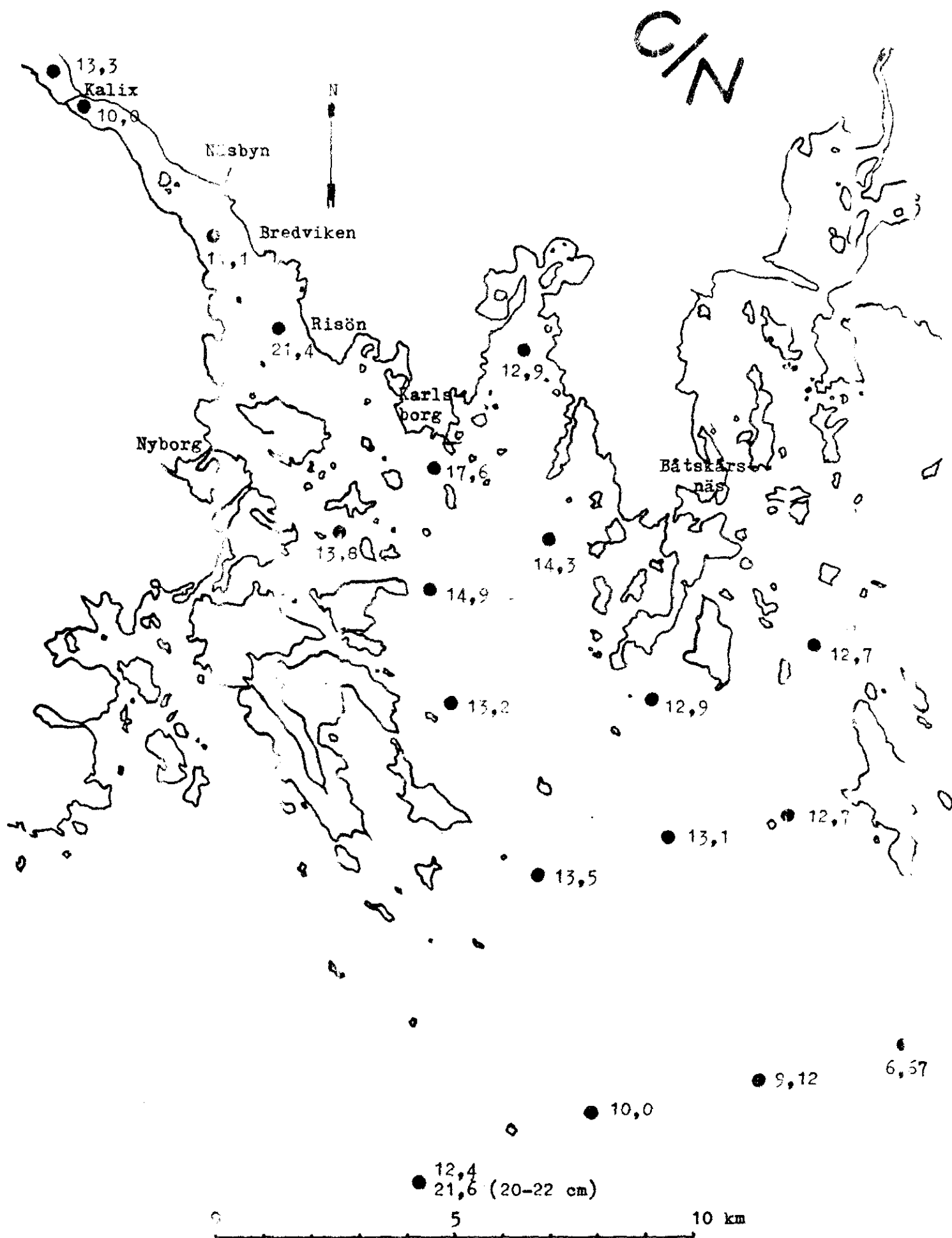
I figur 9.1 redovisas erhållna kvävehalter i ytsedimenten, där en förhöjning synes ske vid Karlsborgsverken. Fördelningsbilden över kvävet ger ett nära identiskt utseende som kolets i figur 8.2 ovan. C/N-kvoterna visas i figur 9.1.1, och i diagram 9.1 är kvävehalterna avsatta mot kolhalterna och ger som väntat en relativt väl linjär utvecklingsbild. Avvikande värden återfinns framför allt för prov 6 (närmast utsläppen från Karlsborgsverken), samt för prov 16 (20 - 22 cm). Prov 4 har så små mängder kol och kväve (0,15 % C, 0,07 o/oo N), att små analysfel kan ha medfört den höga kvoten. För prov 2 och prov 3 är kvoterna relativt

låga, kanske som resultat av de högre kväveinnehåll som konstaterats högre upp i älven. Dessa härrör troligen till stor del från sprängämnesrester från malmbrytning i Gällivareområdet och Kirunaområdet.

I undersökningsområdet torde mängden kväve (Kjeldahl) i ytsedimenten vara cirka 6.200 ton. Maxvärdet (punkt 10) är 4,95 o/oo, minvärdet (punkt 17) är 0,02 o/oo. Medelvärdet är 2,72 o/oo och medianvärdet 3,14 o/oo.



Figur 9.1. Kjeldahlkväve (0/00) i yttsedimentet (0 - 2 cm).



Figur 9.1.1. Viktsförhållanden mellan kol och kväve i ytsedimentet (0-2 cm).

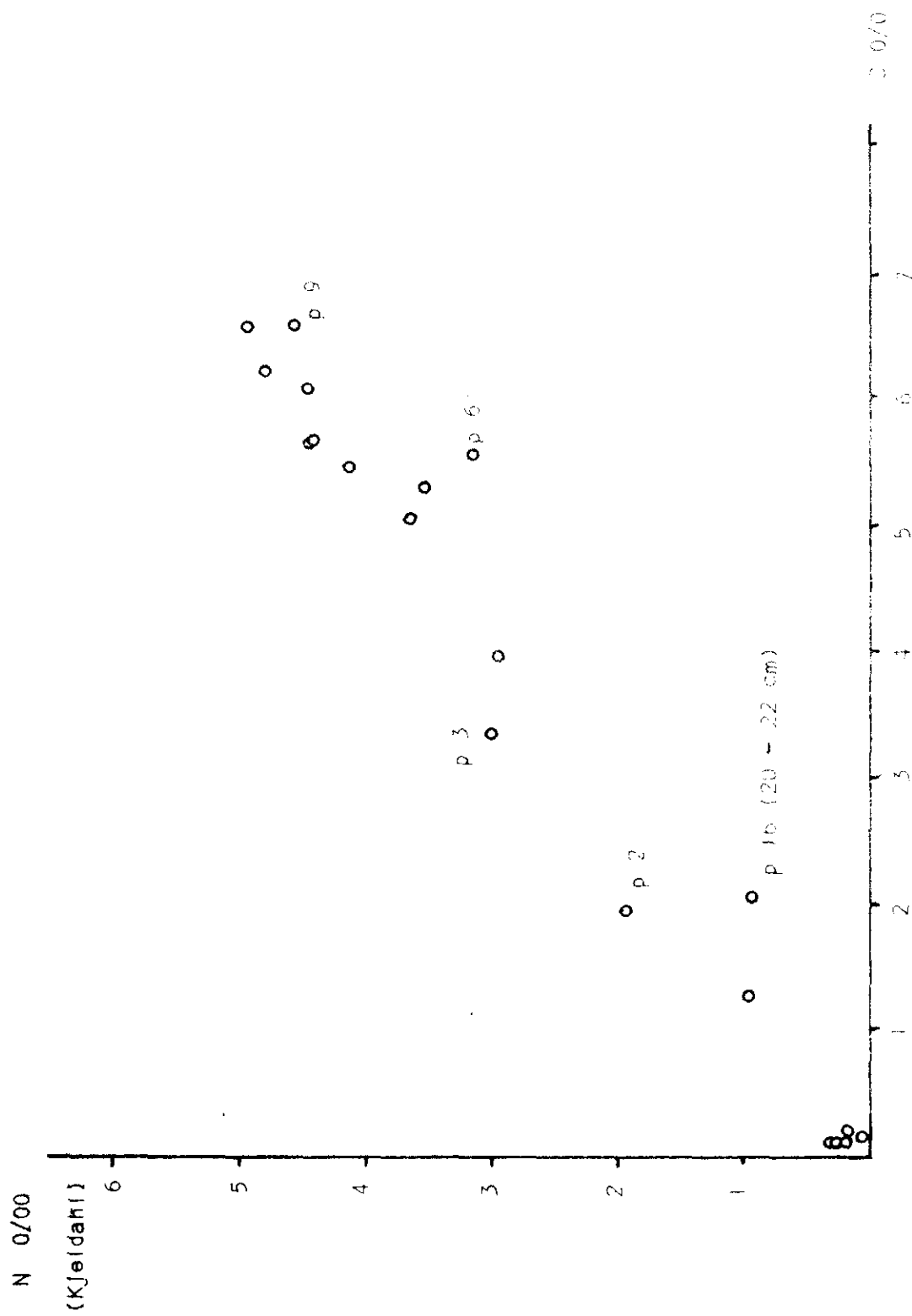


Diagram 9.1. Kväve (Kjeldahl, 0,000) avsatt mot kol (0,00) i ytsedimentet (0 - 2 cm).

10 FOSFOR (P)

Totalfosforhalten i proverna har analyserats vid Marin-geologiska laboratoriet i Göteborg av samma personal som analyserat Kjeldahlikvävehalterna. Analysprincipen är att provet uppsluts i konc. salpetersyra och konc. perkolsyra för att frigöra den organiskt bundna fosfor. Till lämplig mängd filtrat sätts askorbinsyra- och svavelsyraammoniummolybdatreagens. Därvid erhålles ett blått färgkomplex som mäts spektrofotometriskt vid 880 m μ i kyvett i en Perkin Elmer mod 139 UV - VIS.

I planktonorganismer finns fosfor bundet till skal och mjukdelar. Frigörandet av mjukdelarnas innehåll av fosfor sker snabbare än ammoniakerna från proteiner medan skalens fosforinnehåll för sin löslighet är pH-beroende:

$$5 \log (\text{Ca}) + \log (\text{HPO}_4) + 4 \text{ pH} = k$$

Fosforhalten kan avvika från kolhalten genom tillförsel av fosfor från andra källor; utsläpp innehållande fosfor eller förekomst av fosforförande mineral, t ex apatit. Fosfatjoner kan även vara bundna till lermineral och i reducerad miljö även till järn. Fosfathalten stiger med ökande lerhalt hos sedimenten (Wood 1967). Fosfathalten är således ej helt beroende av kolhalten. Variationerna i fosfathalten kan bero av mikroorganismers inverkan då dessa har förmåga att lösa ut fosfat ur svårslösliga järnfosforföreningar (Wood 1967). Fosfor- och kolhalt bör dock i stort åtföljas

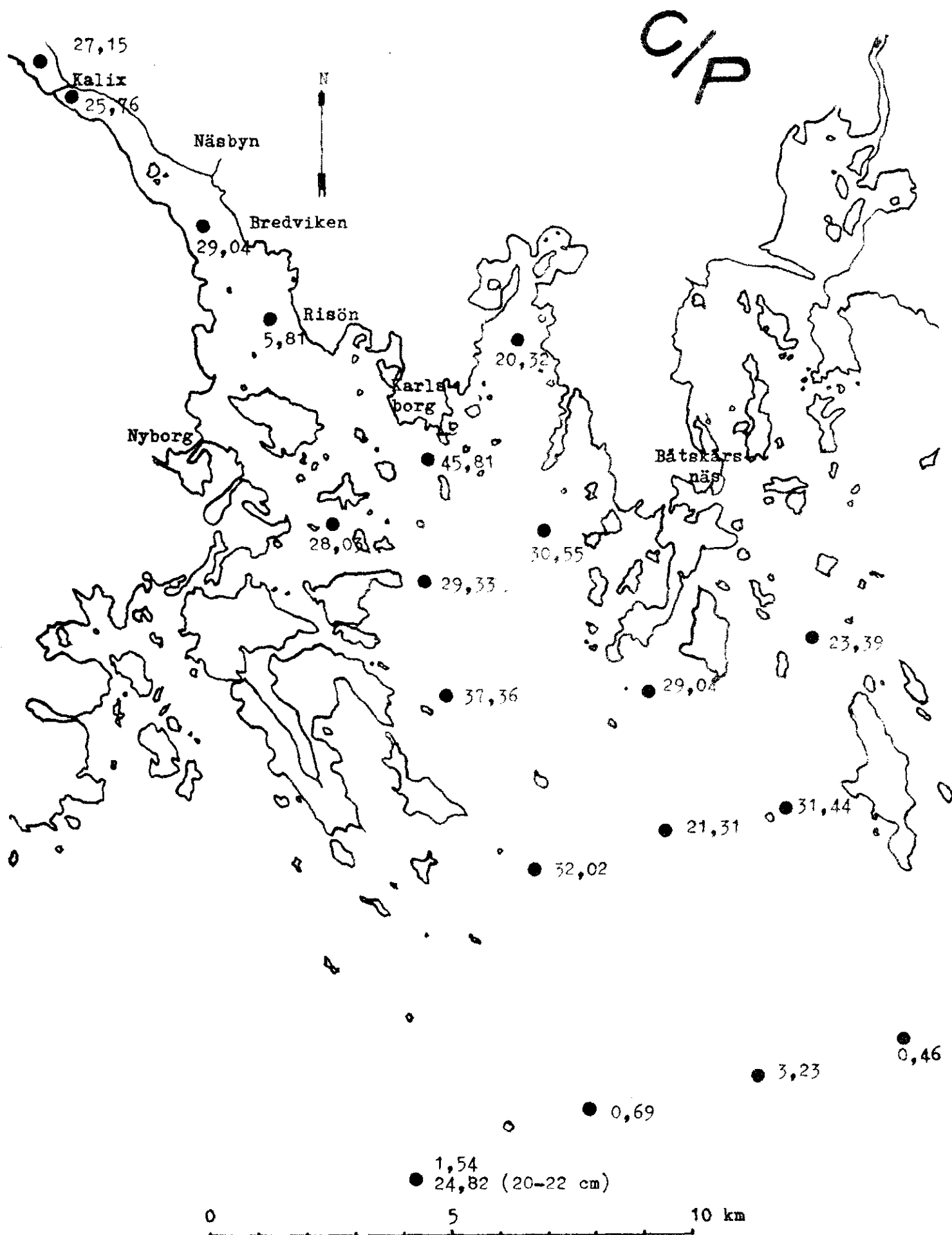
i ej förorenade vatten, då mikroorganismerna har vissa bestämda förhållanden mellan kol och fosfor. Atomära förhållandet C/P är normalt 106/1 eller med avseende på viktsförhållandet 41/1. Det för Östersjön föreslagna (jfr föregående kapitel) förhållandet är 156/1, eller 60,5/1.

Analysresultat

I figur 10.1 redovisas erhållna halter av totalfosfor i ytsedimenten. Variationerna i de olika punkterna är orsakad av de olika kornstorlekarna i ytsedimenten på olika platser, beroende på varierande sedimentationsförhållanden. En något annorlunda bild över fördelningen än kolets och kvävet synes vara fallet. Det mindre värdet vid Karlsborgsindustrin kan förklaras av dels de stora mängder organiskt material som släpps ut här och dels den begränsning av nedbrytningen som syrebrist innebär. En lägre halt av fosfor är även följderna av att bottenlevande organismer naturligt nog saknas där. Kvoter C/P visas i figur 10.1.1, och i diagram 10.1 har totala fosfor halterna avsatts mot kolhalterna. I stort sett ligger punkterna längs en rät linje. Punkterna 6 och 10 avviker något, dock inte punkt 9 som man skulle förmodat. Avvikelse föreligger även för punkterna 13 och 15 och kan möjligen orsakas av från öster inströmmande vatten. Punkt 16 visar en förvånansvärt hög halt av fosfor i ytsedimentet jämfört med

den kolhaltigare nivån 20 - 22 cm. Detta framgår även ur kvoterna varför man kan förmoda att fosforinnehållet i den lägre nivån avlägsnats efter avsättningen (diagenes). De förhållandevis höga fosforhalterna i punkterna 15 - 19 samt punkt 4, vilket resulterar i de mycket låga C/P-kvoterna för dessa punkter, är sannolikt orsakade av relativt högre inslag av oorganiskt bundet fosfor i analysresultaten för dessa prov.

Maxvärdet (punkt 13) är 2557 µg/g ts, minvärdet 258 µg/g ts (punkt 4), medelvärdet 1410 µg/g ts och medianvärdet 1451 µg/g ts. Mängden fosfor i ytsedimenten (0 - 2 cm) är approximativt 2.300 ton i undersökningsområdet.



Figur 10.1.1. Viktsförhållande mellan kol och fosfor i ytsediment (0-2 cm).

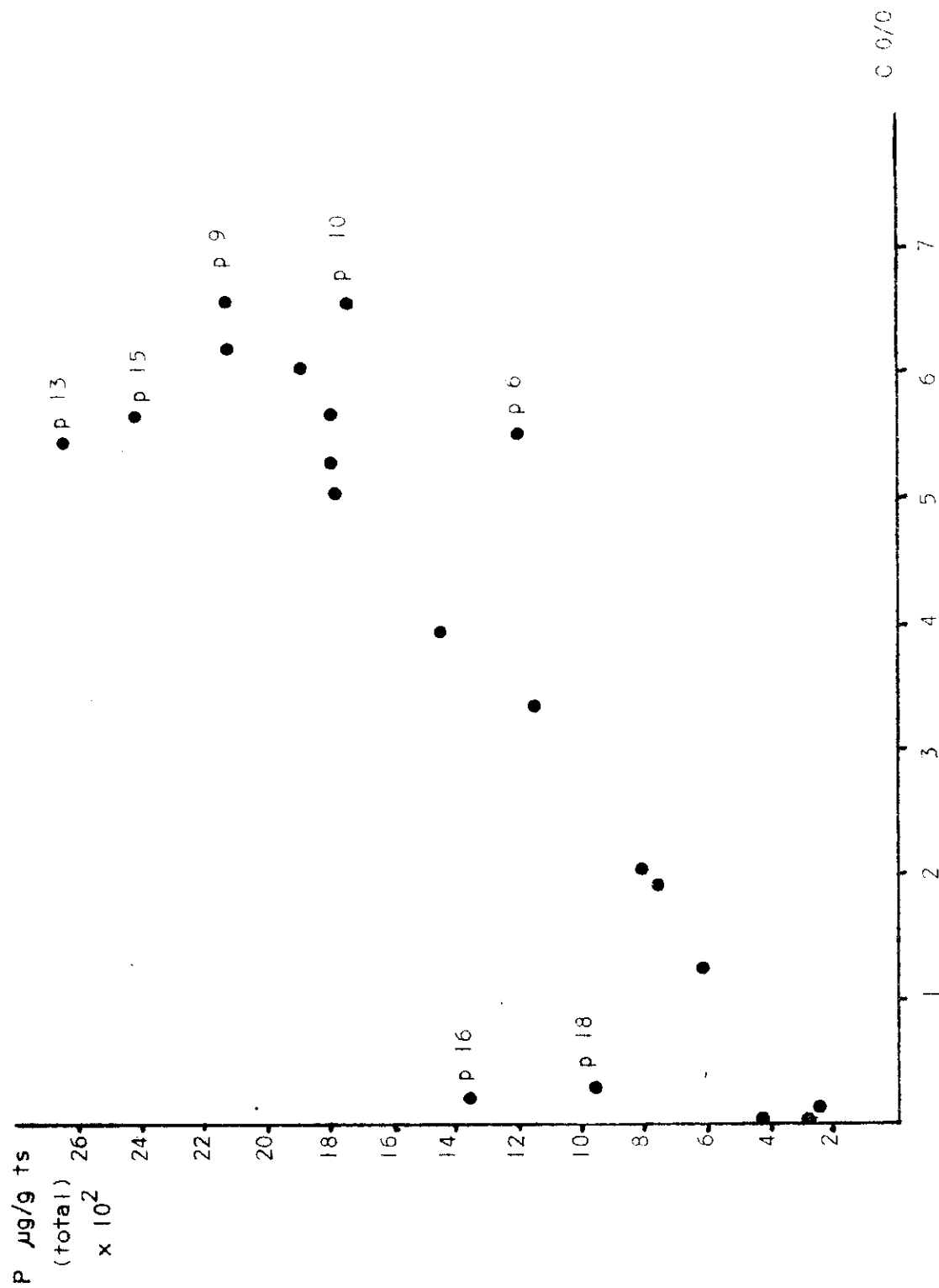


Diagram 10.1. Fosfor (µg/g ts, total) avsatt mot kol (0/0) i ytsedimentet (0 - 2 cm).

II ARSENIK (As)

Analysen har utförts på provens totala arsenikinnehåll; såväl organiskt som oorganiskt, mineralogiskt bundet. Analyserna har utförts av Vattentekniska laboratoriet AB (VTL AB) i Göteborg. Proven uppslöts i konc. salpetersyra och konc. svavelsyra, indunstades till några ml i volym, överfördes till mätkolv och analyserades med atomabsorption med grafitblyvett.

Förekomst m m

Gedigen arsenik förekommer i naturen men är oftast bunden till tungmetaller i mineral och följer i dessa mycket ofta svavel. Dessa mineral kan grovt indelas i någon av formlerna MAs , MAs_2 , eller $MAsS$, där $M = Fe$, Co eller Ni . Arsenikkis, $FeAsS$ (arsenopyrit) är den viktigaste arsenikkälla av dessa mineral. Som sulfid förekommer arsenik i realgar, As_4S_4 , och i auripigment, As_2S_3 . Arseniken är mycket vanlig som förorening i både metaller, i svavel och i svavelföreningar. Utlöst arsenik utfälls ofta i samband med järns utfällning, vilket kan ses av den relativt höga arsenikhalten i sedimentära järnmalmer (Goldschmidt & Peters 1969). As_2O_3 , diarseniktrioxid, erhålls som besvärlig biprodukt vid behandling av arsenikförande malmer. Industriellt används arseniken till framställning av bl a läkemedel, till skadefästsbekämpningsmedel (i form av $Cu(II)$ arsenit) och till legeringar, t ex ingående i blyhagel (Hägg 1969).

I sedimenten följer arseniken i stort den organiska substansen. Liksom är fallet med kvicksilver, metylliseras arseniken genom mikroorganismers inverkan och ger dimetylarsin och trimetylarsin som toxiska produkter. Dessa oxideras dock lätt till mindre giftiga föreningar. Metylarsenikföreningar har dock påvisats ackumuleras i organiska organismer. Det föreligger således en biologisk cykel för arsenik, vilken schematiskt visas i figur 11.1.

Analysresultat

Erhållna analysvärden för de olika provtagningspunkterna redovisas i figur 11.2. Här kan man se att halterna är påtagligt låga i älvens nedre del samt i Rep-skärsfjärdens innersta delar. Utåt ökar halterna successivt för att utanför undersökningsområdet nå upp till uppskattningsvis 40 - 60 µg/g ts. Det minerogena inslaget i proverna samt att underlaget är alltför knapphändigt gör att någon säkrare bedömning av kommunala och industriella utsläpps inverkan ej går att göra.

As/C-kvoterna redovisas i figur 11.3. De högsta kvoterna är resultat av dels att det minerogena innehållet medtagits i analyserna, dels att kol föreligger i mycket små koncentrationer. För arseniken^{och} för tungmetallerna visar proven med obetydliga organiska inslag

abnormt höga kvoter, varför dessa punkter, 16 - 19 samt i viss mån punkt 4, ej ger något jämförande värde. Dessa punkters kvoter torde därför kunna förbigås utan större uppmärksamhet.

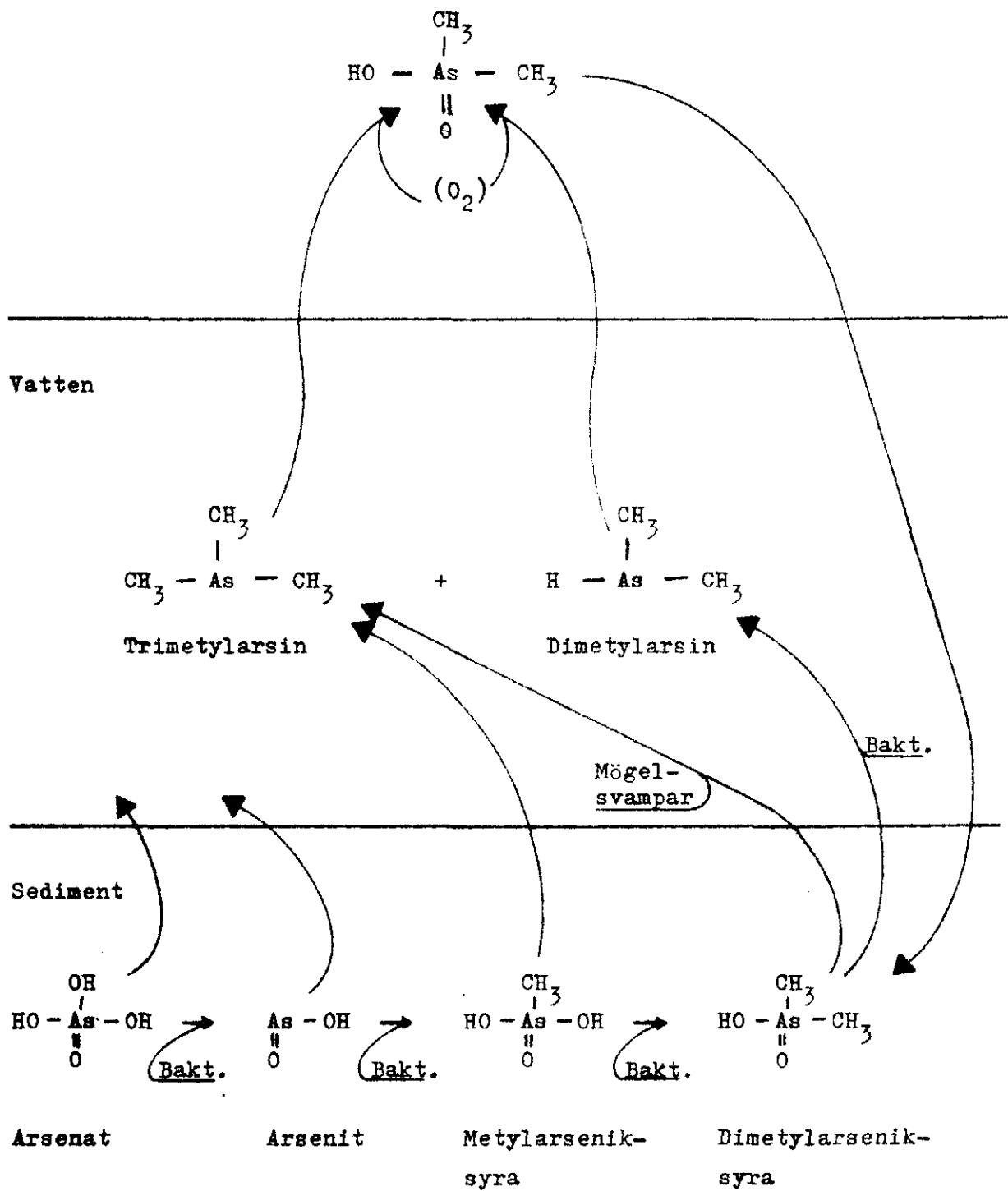
I diagram 11.1 har arsenikhalterna avsatts mot kolhalter på motsvarande punkter. Spridningen är här avsevärd vilket är naturligt med tanke på det organiska bidraget och kornstorleken varierar starkt i proven. Prover med grövre kornstorlekar, litet organiskt inslag och därmed höga As/C-kvoter ligger följdriktigt till vänster i diagrammet. Det gäller i första hand punkterna 4, 16 - 19. Punkterna till höger, de fin-korniga proven med höga kolhalter och lägre As/C-kvoter, utgörs av de provpunkter där det organiska inslaget och organiska tillförseln är större.

Man bör här hålla i minnet att värdena på arseniken, liksom AS/C-kvoterna, ej är direkt jämförbara med de övriga undersökta elementen, då som tidigare nämnts, även det oorganiska innehållet av arsenik ingår i värdena. As/C-kvoterna torde därmed här ha ett begränsat intresse. För krom nedan gäller motsvarande förbehåll.

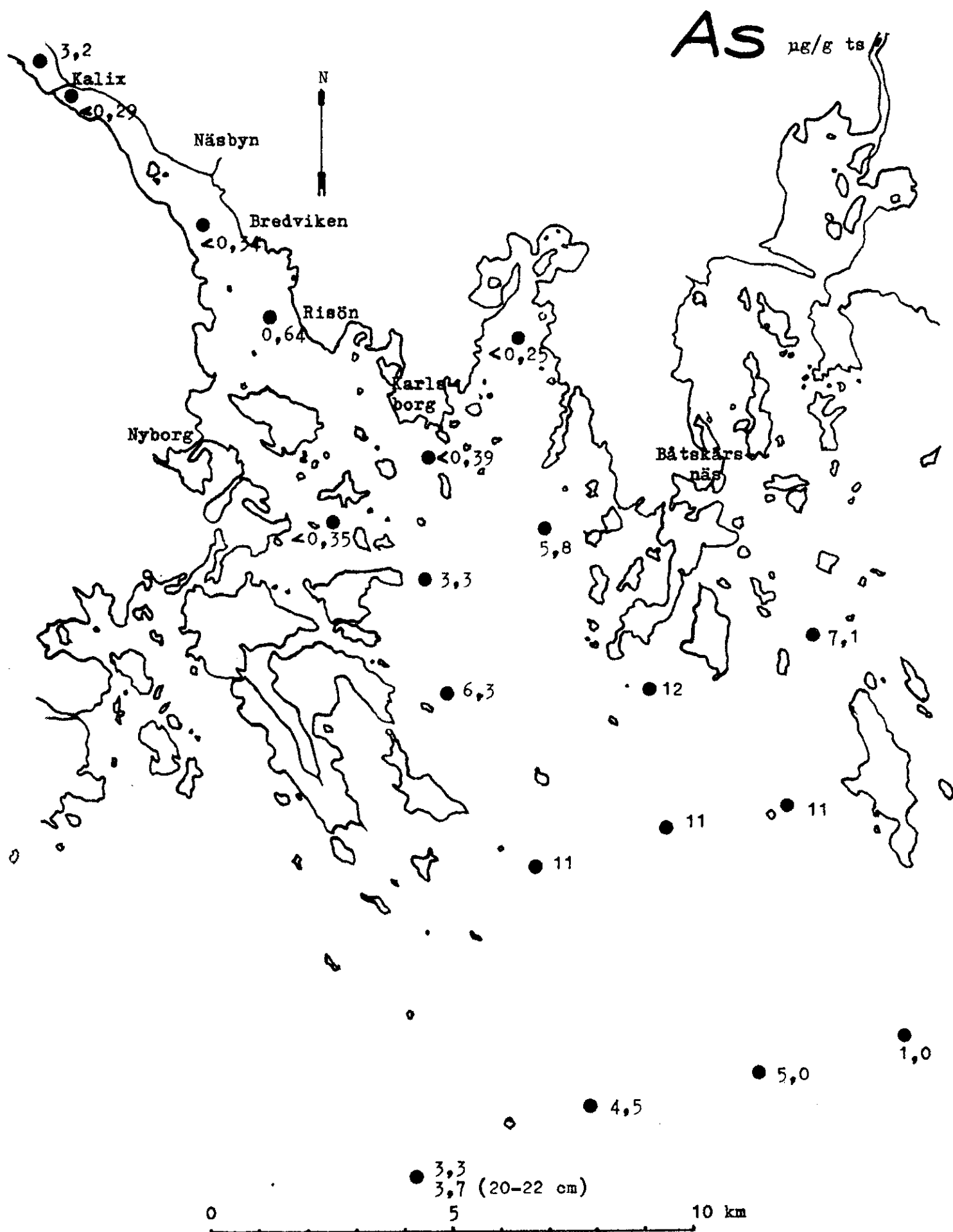
Totala mängden arsenik i sedimentens ytskikt i undersökningsområdet är cirka 7,6 ton inklusive den arsenik som är bunden mineralogiskt. Maxvärdet är (punkt 11)

12 $\mu\text{g/g}$ ts, minvärdet (punkt 7) är 0,25 $\mu\text{g/g}$ ts. Medelvärdet är 4,6 $\mu\text{g/g}$ ts och medianvärdet 3,3 $\mu\text{g/g}$ ts.

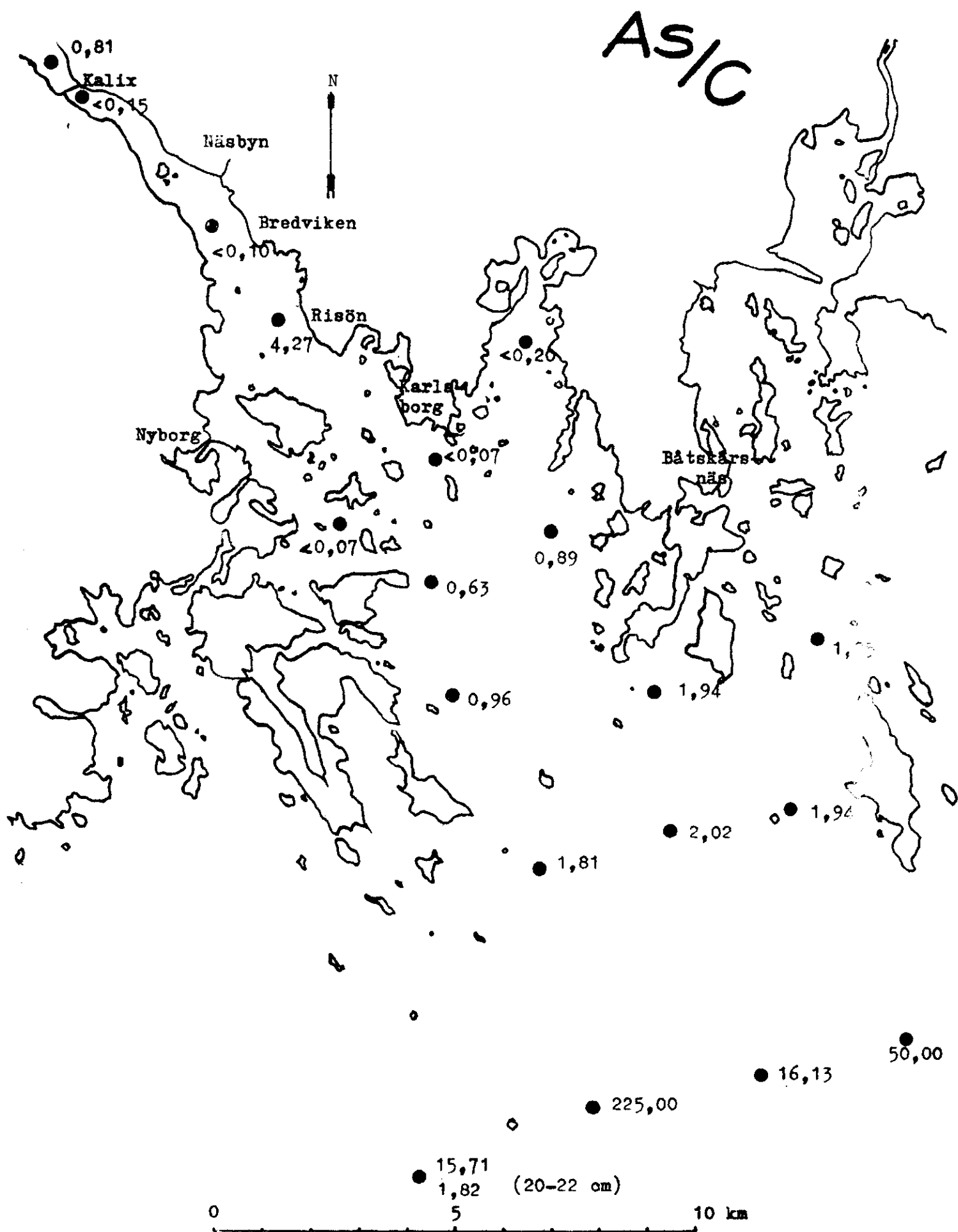
Luft



Figur 11.1. Biologiska cykeln för arsenik. (J. M. Wood 1974).



Figur 11.2. Fördelning av arsenik (totalt, $\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).



Figur 11.3. Kvoten arsenik och kol i ytsedimenten (0-2 cm).

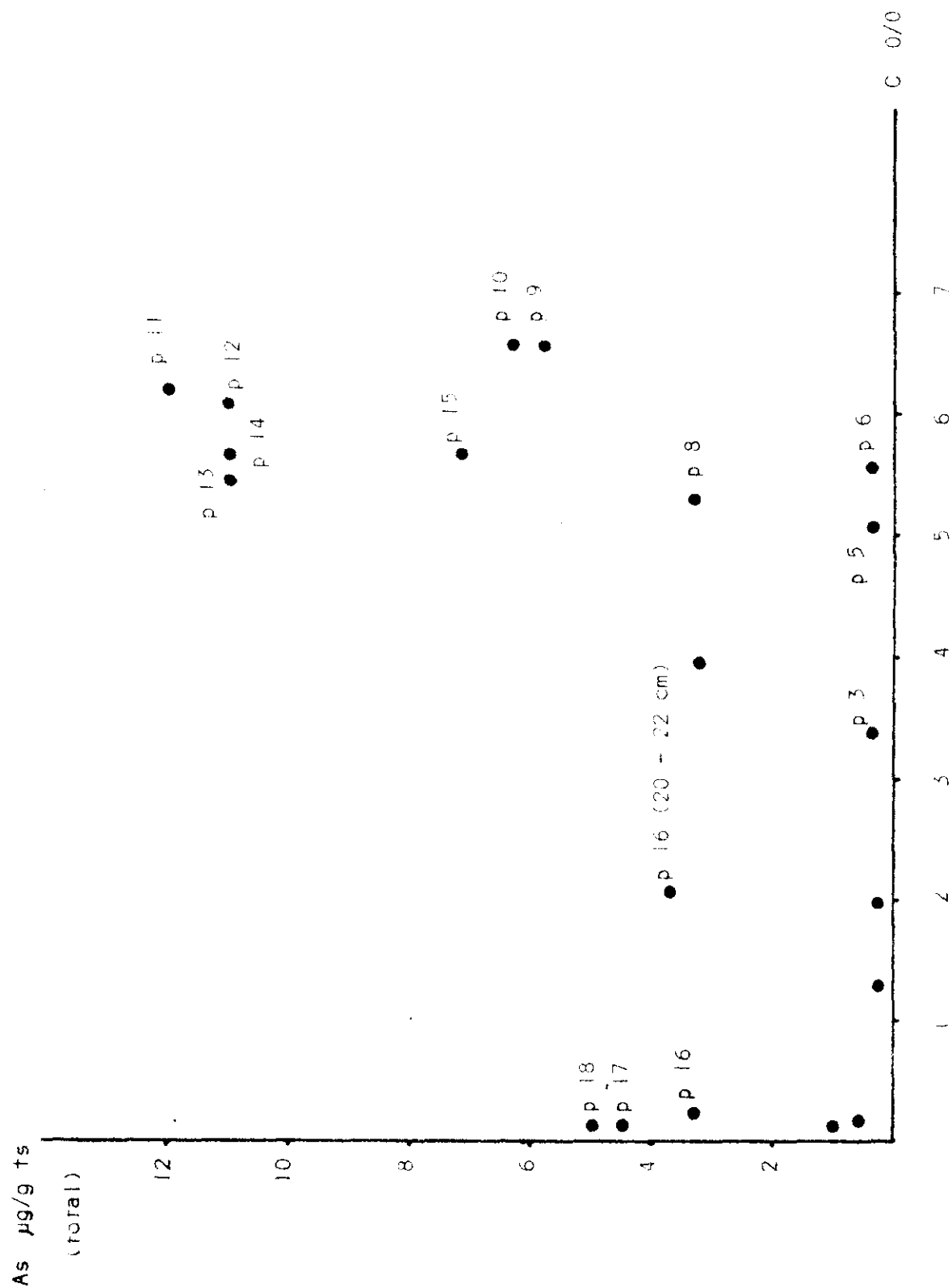


Diagram 11.1. Arsenik ($\mu\text{g/g ts}$, total) avsatt mot kol (0/0) i ytsedimentet (0 - 2 cm).

12 TUNGMETALLER

12.1.1 ALLMÄNT

Tungmetaller i naturen transporteras och sprids i vatten

- som lösta salter;
- kristallint bundet i bergartsfragment;
- absorberat på organiska och andra partiklar;
- anrikt i organismers mjukdelar.

Tungmetalljoner förs till stor del av grundvatten från jordlagrens och moränernas anrikningszoner ut i vattendrag och förekommer således naturligt, dock att mänskligt bidrag i en eller annan form här och var bidrar till öknings i koncentrationerna. För att erhålla en översikt över tungmetallkoncentrationer i sediment kan man försöka relatera halter i sediment till halter i där levande bottenorganismer eller att genom relativt milda uppslutningsmetoder vid analyser av sedimentprov försöka att enbart medtaga biologiskt tillgängliga tungmetallförekomster. För organismer oåtkomliga kristallint, mineralogiskt bundna element har begränsat intresse i miljösammanhang innan dessa genom hydrolys, kemisk och/eller mekanisk vittring och nedbrytning kan upptas och omsättas i de biologiska cyklerna.

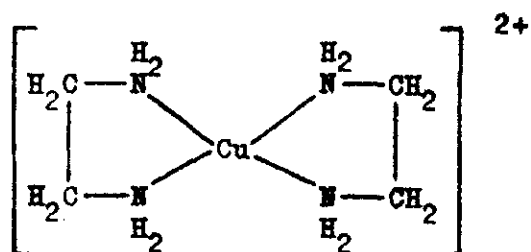
Sedimentationsförhållandena är avgörande för hur pass finkorniga sedimenten är och därmed även hur pass mycket organiskt material dessa innehåller. Detta har en

viss inverkan på hur mycket tungmetall som finns avsatt i sedimenten. Sedimentprov med olika kornstorlekssammansättningar uppvisar varierande halter av såväl organiskt material som tungmetallhalter. Ju grövre material desto mindre halter av dessa element erhålls vid analys med avseende på biologiskt tillgängliga element. Vid jämförelser mellan olika provtagningspunkters halter bör man ha i minnet att mindre halter ej nödvändigtvis innebär mindre påverkan av t ex föroreningsutsläpp utan kan vara en följd av sämre sedimentationsförhållanden på provtagningsplatsen. Exempel på detta finns i denna undersökning där punkterna 16, 17, 19, 4 samt i viss mån även punkt 2 och 7 har relativt grova sediment och därmed relativt låga halter av undersökta element.

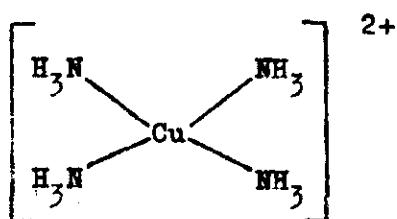
Komplex med metallkationer som s.k. centralatomer är mycket vanliga då helt fria metalljoner så gott som aldrig förekommer i naturen. Bindningstypen varierar alltifrån kovalent-till jonbindning beroende på elektronegativitetsskillnaden mellan centralatomen och liganderna. Liten skillnad innebär huvudsakligen kovalent bindning, medan större skillnad medför att jonbindningen dominerar. I vatten är metallatomerna hydratiserade såvida inte anjoner helt eller delvis substituerar vattenmolekylerna. Vanligen utgörs ligander-

na av mer eller mindre elektronegativa icke-metaller, framför allt kol, kväve, syre, svavel samt halogenerna. De kan vara ligandatomer i såväl oorganiska som organiska ligander. Jonerna av syre och halogenerna uppträder speciellt ofta som enatomiga ligander. Kväve och svavel verkar som ligandatomer i åtskilliga organiska ligander förutom i ammoniak, NH_3 , resp i jonerna S^{2-} , SCN^- m fl. Den enda i vattenlösning uppträdande liganden med kol som ligandatom är CN^- . I denna cyanidjon kan även kväveatomen fungera som ligandatom, dvs. olika atomer i en ligand kan verka som ligandatomer (Hägg 1969).

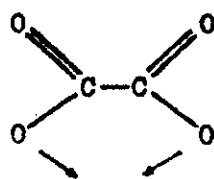
Om flera atomer i en ligand kan verka som ligandatomer kan fler än ett av centralatomens koordinatställen besättas. Så sker vid exempelvis etylendiamins koordination av Cu^{2+} -jonen till komplexet enligt figur 12.1.a), som kan jämföras med tetraminkomplexet (12.1.b), där endast en ligandatom från varje ligand är verksam. I båda fallen är koordinationen kvadratisk. Etylendiamin kallas en kelatisk ligand (från grekiskans "kräftklo") och komplexet a) benämns ett kelat. Ett annat exempel på en kelatisk ligand är oxalatjonen i figur 12.1.c), där bindningen till metalljonen handhas av de båda syreatomerna. Såväl etylendiamin som oxalatjonen är s.k. tvåtandade ligander, men det förekommer ända



a)



b)



c)

Figur 12.1. a) Två molekyler etylendiamin som genom kelagisk bindning ger samma kvadratiske koordination av N omkring Cu som b) tetramminkoppar(II)jonen. c) Oxalatjon, i vilken ligandatomerna utmärks med pilar. (Hägg 1969).

upp till sextandade ligander, som t ex anjonen till etylendiamminättiksyra (EDTA). Oftast är dessa kelatkomplex starkare än enkla, vanliga komplex; den s.k. kelateffekten. Denna beror huvudsakligen på att de kelatbildande processerna är sannolikare än bildningen av icke-kealtiska komplex. De metallatomer som ingår i biologiska substanser är oftast kelatiskt bundna, t ex magnesium i klorofyll och järn i hemoglobinet "hem"-grupper (Hägg 1969).

Komplexbildning mellan metalljoner och organiska substanser är beroende av faktorer som bl a metalljonernas radier och valenstal. Ökande valenstal och minskande jonradier gynnar komplexbildningen (Hägg 1969). Förhållandet mellan valenstal, jonradier och komplexbildningskapacitet framgår i diagram 12.1.1 nedan. Därur framgår att t ex jonerna Al^{3+} och Cr^{3+} är goda komplexbildare. Växlingar av valenstalen (oxidation - reduktion) är även väsentliga för tungmetallers beteende och rörlighet mellan mark/sediment - vatten - atmosfär. De små skillnaderna i jonradierna hos många tungmetaller, Hg, Cu, Zn, Cd, Pb, Bi m fl, ger en viss möjlighet för dessa element att utbyta varandra i komplexa föreningar och i strukturerna för olika mineral av elementen.

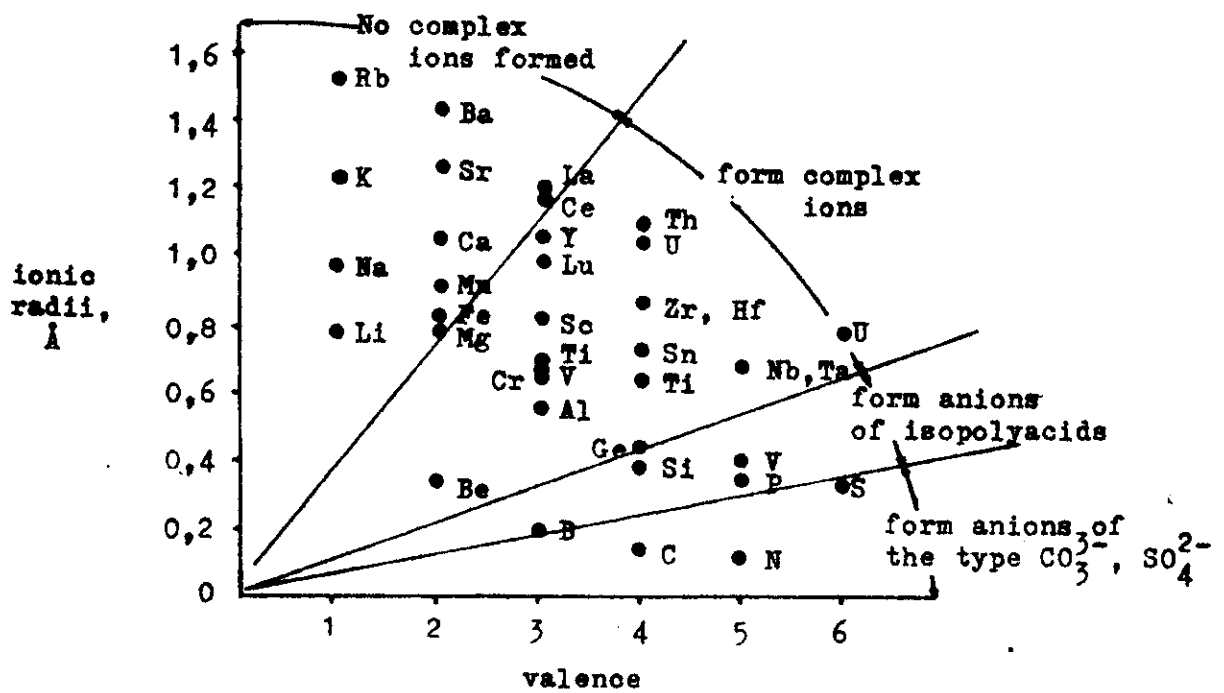


Diagram 12.1.1. Placering av komplexbildande element i ett jon - potentialdiagram. (Sherhina 1965, Geochem. of Org. Substances).

En väsentlig faktor för kemiska processerna är förekomster och aktiviteter av mikroorganismer. Dessa organismers rikliga förekomst innebär en väsentlig funktion för ytabsorption och i vissa fall upplagring i vävnader av tungmetalljoner från vattnet. T ex ett gram bakterier har en total yta på cirka 8 m^2 , vilket utgör en avsevärd yta exponerad för jonabsorption. Ökad tillförsel av kväve och fosforföreningar till vattnet medför genom gödning en ökning av mikroorganismers aktiviteter. Vissa av dessa organismer har förmåga att avgifta sin omgivande miljö från föroreningar. Metyllisering av t ex kvicksilver och arsenik sker just genom dessa mikroorganismers inverkan. De bildade alkylmetallerna avlägsnas från sedimenten för att som mer eller mindre giftiga föreningar kunna ackumuleras i vattenlevande organismer, t ex fisk, eller försvinna vidare ut i atmosfären. Vissa metaller, som Pb, Cd och Zn, metylliseras inte då alkylmetallerna av dessa element ej är stabila i vattensystem.

Utan närvaro av sulfatjoner kan i syrefattig miljö anaeroba bakterier i samband med proteinnedbrytningen reducera proteinsvavlet till vätesulfid. Om katjoner av tungmetaller samtidigt finns närvarande, kan metallsulfider utfällas.

Metalljonerna Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} m fl kan utfällas som mer eller mindre olösliga sulfider i sedimenten. Dessa sulfider kan vid oxiderande förhållanden omvandlas till mer lösliga och eventuellt giftiga salter av respektive metall. Lösligt svavel ingående i sulfiderna kan därvid kemiskt omvandlas till fritt svavel medan olösligt svavel biologiskt kan omvandlas till sulfatjoner.

Löslighetsprodukterna för sulfiderna av de i denna undersökning aktuella metallerna är upptagna nedan i tabell 12.1.1, kromsulfiden undantagen då denna ej är stabil, utan sönderdelas till hydroxider och svavelväte.

Tabell 12.1.1

<u>Sulfider</u>	HgS	Cu_2S	CuS	PbS	CdS	ZnS	NiS
Lösl.prod.	10^{-52}	10^{-48}	10^{-36}	10^{-28}	10^{-26}	10^{-25}	10^{-20}

12.1.2 ANALYSMETODER

Analyserade tungmetaller är kvicksilver, krom, koppar, nickel, zink, bly och kadmium.

Kvicksilver

Kvicksilveranalyserna har utförts enligt Hatchs och Ottss' metod (1968). Principen härvid är att cirka 4 gram frystorkat prov uppsluts i 20,0 ml kungsvatten och kokas i 1 minut. Efter avsvainig överförs lösningarna till 100 ml mätkolvar och späds till märket med dest. vatten. Innehållet får separera varefter 25 ml av de klara, gulfärgade lösningarna överförs till Bod-Bottles och späds till 100 ml med dest. vatten. Droppvis med KMnO_4 -lösning (6 %) tillsätts tills bestående rödfärgning erhålls, varefter 2,5 ml HNO_3 (5,6 N), 2,5 ml H_2SO_4 (18 N) och 1 ml $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (3 %) tillsätts. 2,5 ml SnCl_2 tillsätts slutligen varvid genom reduktion bildat metalliskt kvicksilver som kvicksilverånga leds med hjälp av en luftström genom en gaskyvett i en flamlös atomabsorptionsspektrofotometer, i detta fallet en Coleman Analyzer MAS - 50.

Krom

Analyser av krom har utförts av Vattentekniska laboratoriet AB (VTL) i Göteborg. Analysvärdena omfattar såväl organiskt som oorganiskt bundet krom, varför er-

hållna värden ej direkt torde kunna jämföras med övriga tungmetallers koncentrationer. Dessa omfattar huvudsakligen organiskt bundet och biologiskt tillgänglig metall. Vid VTLs analys har till 0,5 - 1,0 gram av de frystorkade proven satts 2 ml konc HNO_3 och 1 ml konc. H_2SO_4 , indunstats tills några ml återstod och analyserats i atomabsorptionsspektrofotometer med flamma.

Övriga tungmetaller

Analysförfarandet för de fem resterande metallerna har varit identiskt och utförts enligt en modifierad metod efter Brooks, Presley och Kaplan (1967). Vid analyserna har till största delen enbart biologiskt tillgängligt eller icke-kristallint metall analyserats. Cirka 0,5 gram vardera av de frystorkade proven har oxiderats i en föraskningsapparat (Upsala Electronic 500 A) vid låg temperatur (cirka 200°C) och lågt tryck (1 - 2 mm Hg) för att lösgöra metallerna från mer resistenta organiska föreningar t ex proteiner. Syremolekylerna i en över proverna passerande syrgasström exciteras varvid mineralisering av materialet sker.

Proven lakas därefter i 2 dygn i en HCl-lösning med ett pH-värde av 2,4. Efter lakningen justeras pH till ungefär 5 genom tillsats av cirka 5 ml 0,2 M natriumfos-

fatlösning. Proverna filtreras ner i separertrattar, tvättas och spädes till 50 ml med dest. vatten. Proverna är därmed färdiga för komplexbildning. 5 ml av en 1 %-ig lösning av ammoniumpyrrolidinditiokarbamat (APDC) och 10 ml isobutyl-metyl-eton (MIBK) tillsättes varje separertratt och dessa omskakas. Vattenfasen avtappas och den övre, organiska fasen centrifugeras och atomabsorptionen av dessa provlösningar mäts parallellt med standardlösningar i atomabsorptionsspektrofotometer. Vid dessa analyser har en Unicam SP 90 använts.

12.2 KVICKSILVER (Hg)

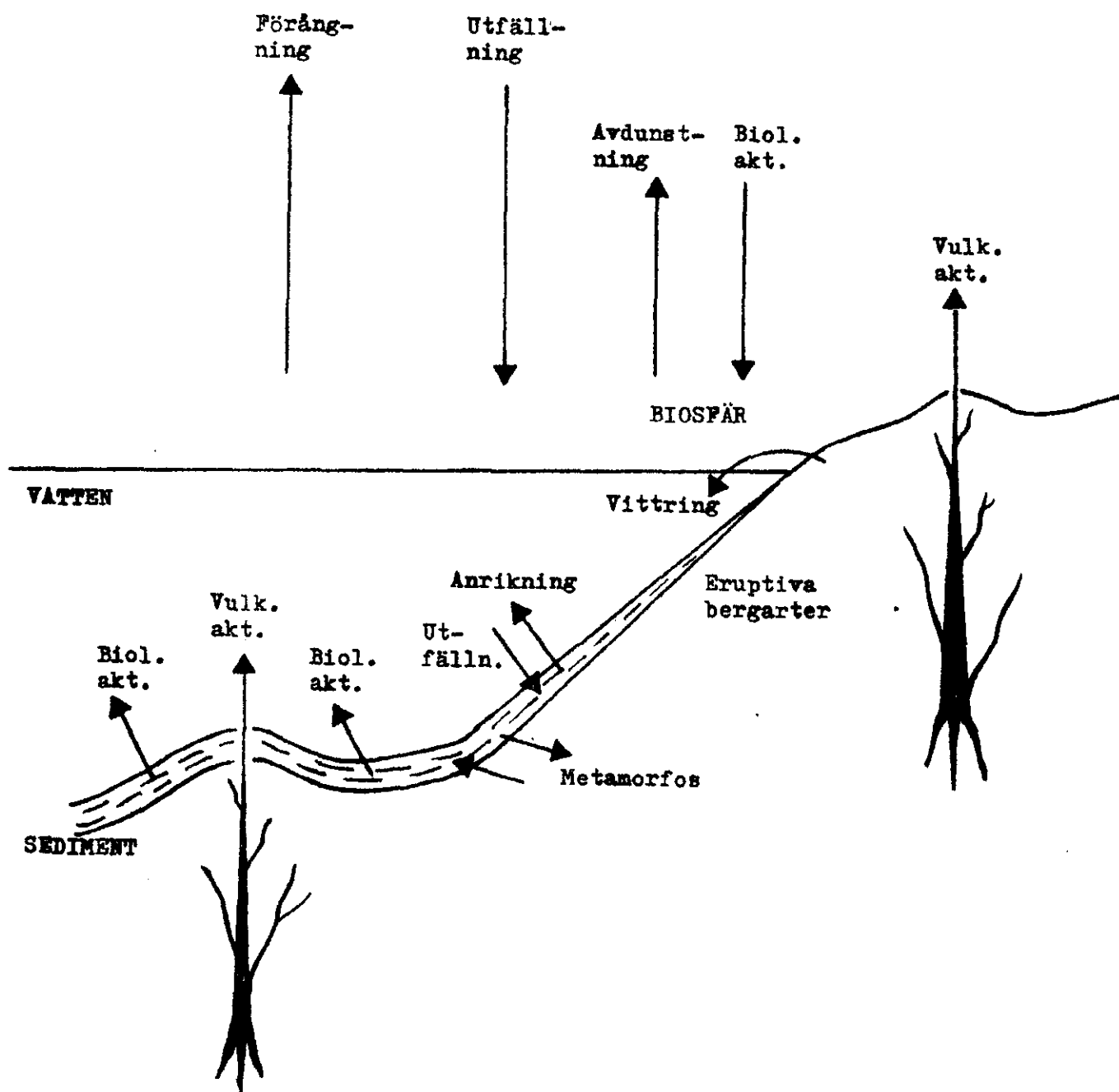
Förekomst m m

Kvicksilver förekommer i naturen i flera former; som det sällsynta mineralet cinnober (HgS), som amalgam med flera metaller, huvudsakligen silver, dock ej med övergångsmetallerna krom, järn, kobolt m fl. Tillförsel av kvicksilver sker genom bl a vulkanisk verksamhet, industriella och kommunala utsläpp, eldningsprodukter och nedbrytning av vattenorganismer. Den globala kvicksilvercykeln enligt Goldwater (1971) visas i figur 12.2.a. Med föroreningar tillförs naturen kvicksilver i form av dels

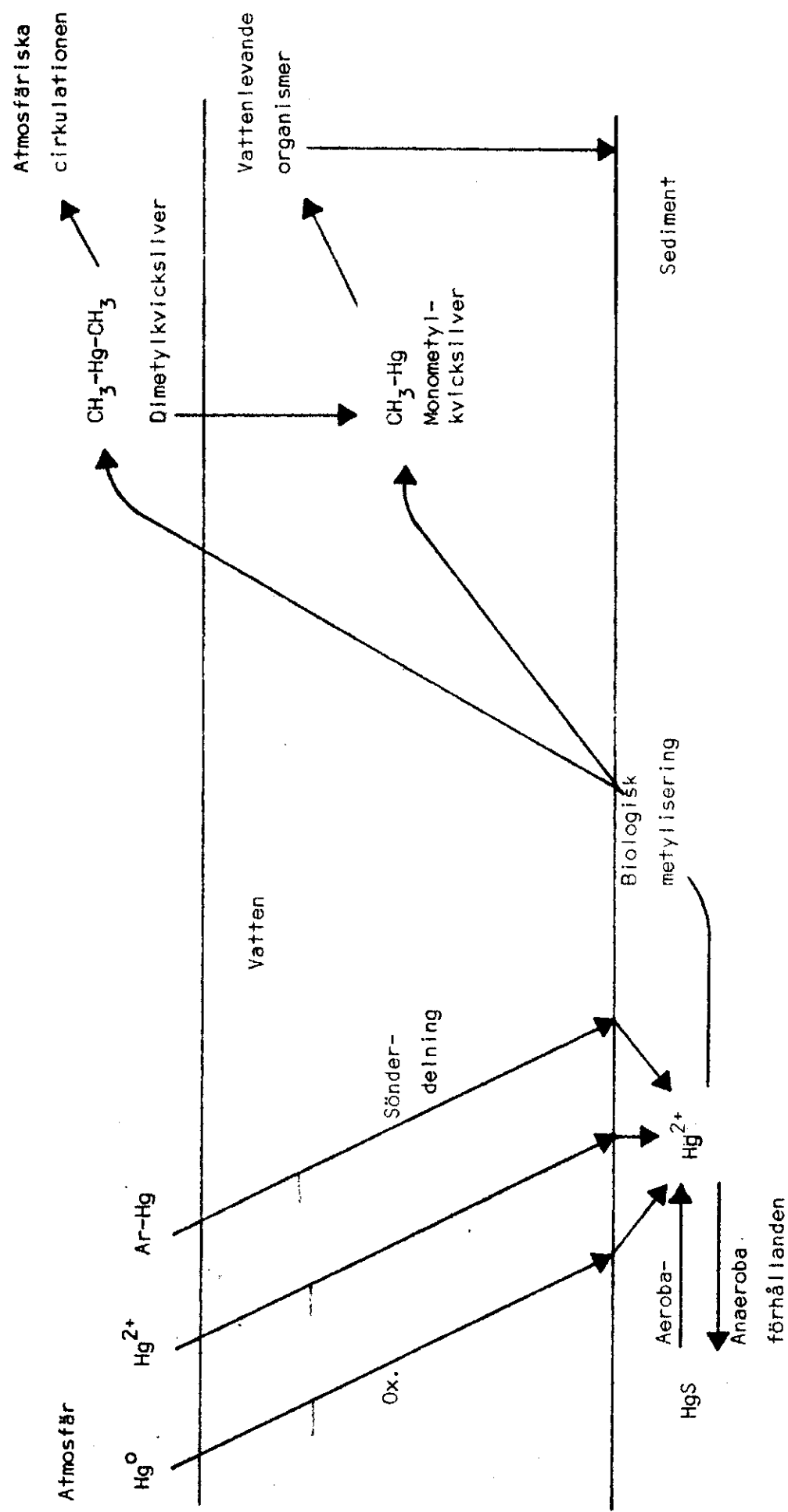
- corganiskt kvicksilver; metalliskt (Hg^0) och i form av Hg(II) komplex (inklusive HgS), och dels
- organiskt kvicksilver; alkylkvicksilver inklusive metylkvicksilver, aromatiska kvicksilverföreningar etc.

Beroende av de fysikaliska, kemiska och biologiska omständigheterna kan dessa olika föreningar omvandlas i sedimenten. I figur 12.2.b presenteras en schematisk förenklad princip över omvandlingen och spridningen av kvicksilvret i sediment/vatten/atmosfär. De biologiska metyliseringsprocesserna är här ett komplicerat kapitel, och skall här endast kortfattat beröras. Genom mikrobiologiska aktiviteter omvandlas jonen Hg^{2+} till

ATMOSFÄR



Figur 12.2.a. Kvicksilvercykeln (Goldwater 1971).



Figur 12.2.b. Förenklad, schematisk princip över kvicksilvers omvandling och spridning i naturen.

dels monometylkvicksilver, $\text{CH}_3\text{-Hg}$, dels genom ytterligare ett metylliseringssteg till dimetylkvicksilver, $\text{CH}_3\text{-Hg-CH}_3$. Monometylkvicksilvret ansamlas i vattnet för att där via vattenlevande organisms slemhinnor kunna upptas och lagras i vävnader. Dimetylkvicksilvret däremot följer till största delen med gasbubblor till ytan varefter det sprids i atmosfären.

Hg^{2+} -joner har utpräglad tendens att bilda starka komplex, t ex som HgCl_2 , HgPO_4 , Hg(CN)_2 och HgS och med organiska föreningar. Kvicksilverföreningar är mycket giftiga. Detta beror till största delen på att Hg^{2+} -jonerna även starkt binds till proteinernas svavelatomer då kvicksilver liksom de övriga 2 elementen i zinkgruppen, zink och kadmium, har stor affinitet till svavel.

Faktorer som syretillgång, eutrofiering och pH påverkar processerna i väsentligt hög grad. Anaeroba förhållanden medför att kvicksilvret till stor del binds i form av svårslösligt HgS alternativt HgS_2^{2-} . Underaeroba förhållanden kan kvicksilversulfiden omvandlas till divalenta kvicksilverjoner genom att sulfidjonerna oxideras till sulfatjoner. Frigörandet från svavlet gör att Hg^{2+} -jonerna är tillgängliga för ytterligare omvandlingar, t ex genom metylliseringsprocesserna.

Eutrofiering har till följd av mikrobiologiska aktiviteter ökar i sedimenten och därmed sker även en överskott av metyliseringsgraden. Beträffande pH har laborieförsök liksom fältförsök visat (Jernelöv 1970) att lägre pH ger relativt högre mängder metylkvicksilver i fisk. Detta indikerar att av de två produkterna vid metyliseringsprocesserna, mono- resp dimetylkvicksilver, det förstnämnda favoriseras vid lägre pH. En försurning av vattnen skulle således innebära ökade monometylkvicksilverhalter i vattenfasen och därmed ökade halter hos t ex fisk. En annan effekt av pH-variationer är att kvicksilvrets bindning till organiskt material ökar med sjunkande pH.

Analysresultat

Erhållna analysvärden för kvicksilver redovisas i figur 12.2.1. Denna figur visar blygsamma halter uppströms Karlsborgsverken för att nedströms industrin påvisa markant högre värden. En avsevärd förhöjning i fjärdens östra delar är även klar skönjbar. Med hänsyn till organiska innehållet i sedimenten redovisas Hg/C-kvoter i figur 12.2.2. Här gäller, liksom är fallet med övriga presenterade elements kvoter till kol, att vissa punkter p g av mycket låga kolhalter uppvisar abnormt höga kvoter. Detta är här påtagligt för punkterna 4, 17 - 19. Övriga punkter ger tillsammans en

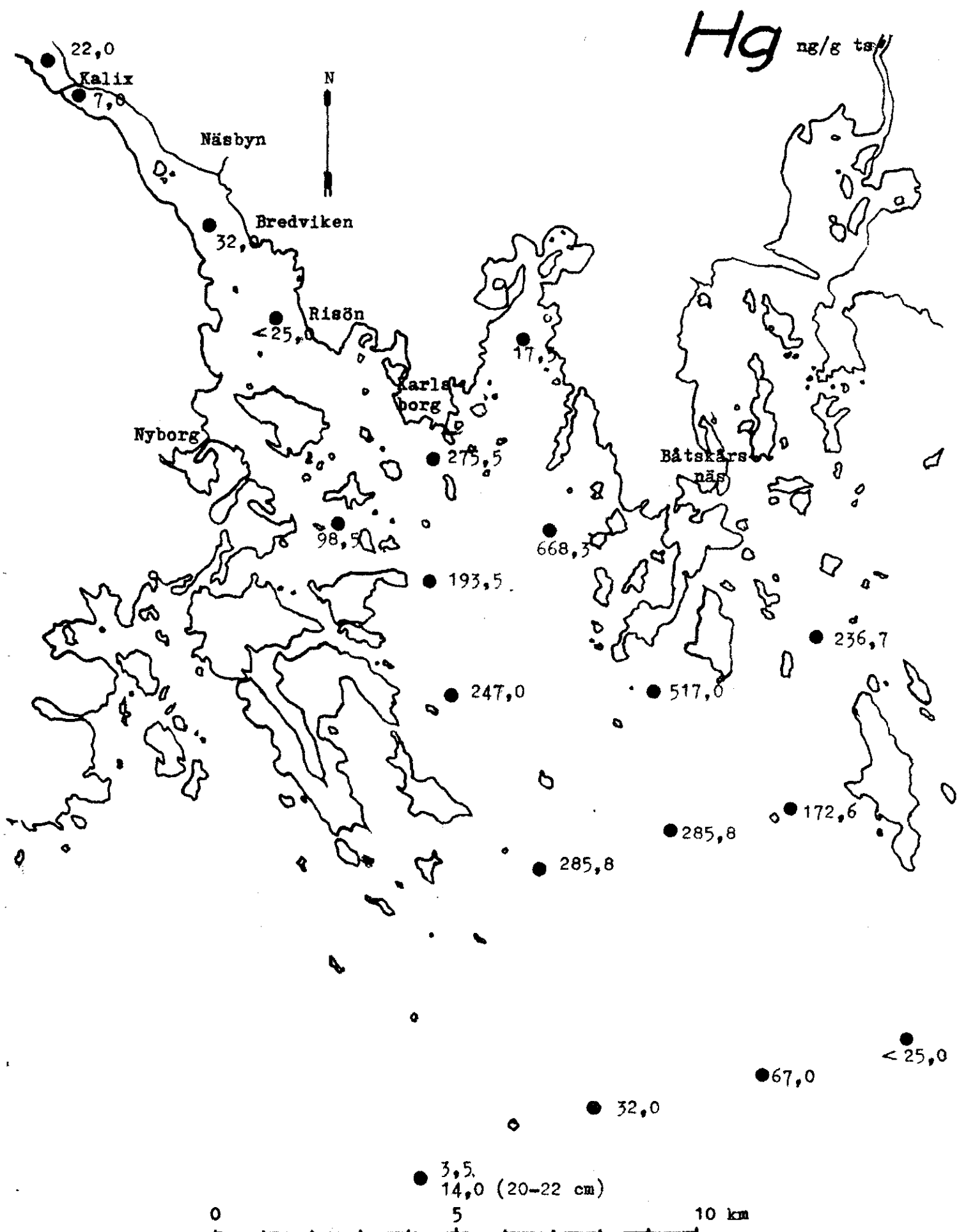
klar bild över den påverkan som sker i inre Repskärsfjärden, sannolikt från Karlsborgsverken. En tendens till ökad halt föreligger redan i punkt 3 vid Bredviken, vilket kan ses som ett resultat av utsläpp högre upp i älvmynningen, dvs. från kommunala utsläpp vid Kalix och/eller utsläpp via Näsbyån från Bulten Kanthal AB. Denna kvot på knappt 10 är dock tämligen blygsam jämfört med de högre kvoterna vid och nedströms Karlsborgsverken. Detta enda prov utgör dock ej tillräcklig grund för någon säkrare bedömning av föroreningarnas ursprung och omfattning då eventuella föroreningar från dessa utsläpp tillsammans torde ingå i erhållet analysvärde och kvot för punkt 3.

I diagram 12.1.1. har kvicksilverhalterna avsatts mot kolhalter och visar den påverkan som sker på de närmast Karlsborgsverken belägna provpunkterna, i synnerhet punkt 9. Normalt uppvisar halter kvicksilver ett rätlinjigt samband till kolhalter (humushalter), medan bilden i detta fall genom denna påverkan är klart avvikande. I diagram 12.2.2 förevisas även kvicksilverhalterna avsatta mot C/N-kvoterna och visar en i stort sett samlad bild förutom punkterna 6, 9, 11 och i viss mån punkt 19. För punkt 16 (20 - 22 cm) medför detta provs relativt låga kväve- och kvicksilverhalter och höga kolhalter en markerat avvikande placering,

Vid Karlsborgsverken befarar man även att kvicksilverförorening sker genom utsläpp av natronlut som används i industriella processerna. Denna lut torde vara förorenad med kvicksilver redan vid leverans från kloralkalifabrikerna. Vid framställningen av natriumhydroxiden används kvicksilverceller varvid en viss förorening av produkterna med kvicksilver är ofrånkomlig. Förutom denna föroreningskälla torde bark- och flisavfall innehålla en del kvicksilver. Analys av ett otickprov av barkavfall från industrin gav en kvicksilverhalt på 544,5 ng/g ts (kapitel 6.2).

I september 1968 företogs analysprov av Statens Institut för folkhälsa på gädda och sik fångade vid Båtön i Älvmynningen. Därvid mättes mängden metylkvicksilver per kilo flakskött. Resultaten gav för gädda värden på 0,30 - 0,57 mg Hg/kg, samt för sik värden på 0,07 - 0,30 mg Hg/kg. Då gädda är en stationär fisk återspeglar dess kvicksilverhalter relativt väl den påverkan utsläpp av kvicksilver har på vattenlevande organismer via omvandlingsprocesser i sedimenten.

Mängden kvicksilver i sedimentens översta 2 centimeter i undersökningsområdet torde uppgå till cirka 0,44 ton. Medelvärdet är 169 ng/g ts, medianvärdet 98,5 ng/g ts, max- och minvärdet 668,3 ng/g ts resp. 3,5 ng/g ts.



Figur 12.2.1. Fördelning av kvicksilver (ng/g ts) i ytsedimentet (0-2 cm).

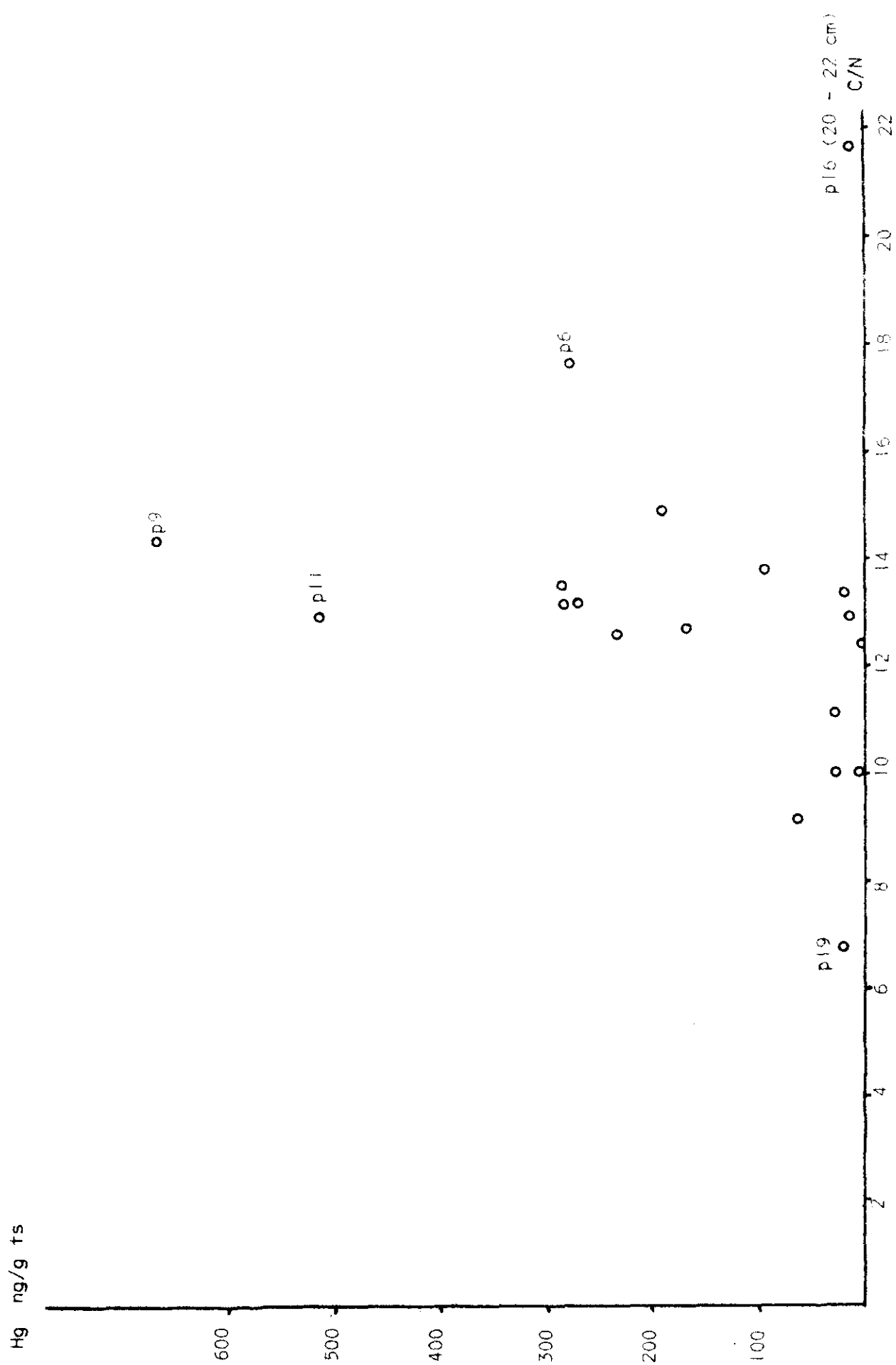


Diagram 12.2.2. Kvikksilver (ng/g ts) avsatt mot C/N-kvoter i ytsediment (0 - 2 cm).

12.3 KROM (Cr)

Förekomst m m

Krom förekommer vitt spritt i naturen men koncentrationer till brytvärda halter har mer sällan skett. Kromit (kromjärn, FeCr_2O_4) har störst betydelse som malm, vilken finns bl.a. skandinaviska i fjällkedjan i begränsad omfattning. Krom(III)föreningarna är under normala förhållanden stabilast. Cr^{3+} -jonen är obetydligt större än Al^{3+} -jonen vilket medför att Cr(III) i många avseenden liknar Al(III). Krom(VI)föreningarna däremot är mindre stabila och är mycket starka oxidationsmedel. De reduceras därvid i allmänhet till krom(III)föreningar. Speciellt starkt oxiderande är kromtrioxid, di- och polykromat. Krom(VI)föreningarna är mycket giftiga både genom att de fäller proteiner och genom sina starka oxidationsverkningar.

I sedimenten fälls ej kromsulfid då denna sulfid ej är stabil i vattenfas utan sönderdelas till hydroxider och svavelväte. Väsentligaste krom(III)föreningarna med saltkaraktär är sulfaten. Lösningar av krom(III)-sulfat är relativt sura p g av hydrolys och lösningar därav (med pH-värde av cirka 3) används vid en mycket väsentlig garvningsprocess (kromgarvning). De flesta metallkromat (komplex med kromatjonen CrO_4^{2-}) är svår-lösliga, speciellt kromat av bly(II), silver och kvick-

silver. Blykromatet, PbCrO_4 , används i stor utsträckning som färgpigment (kromgult) och har under de senaste veckorna uppmärksammats p.g. av starka misstankar om dess cancerframkallande verkan. Kromtrioxid, Cr_2O_3 , används på grund av sin gröna färg även den till färger, s.k. kromgrönt, Zinkgult, en korrosionsskyddsfärg av kaliumzinkhydroxidkromat eller zinkhydroxidkromat, har fått ökad användning under de sanare åren. För övervattenskonstruktioner är dessa numera de vanligaste skyddsfärgerna och har till stor del trängt ut blymönjan.

Elektrolytisk förkromning är ett mycket vanligt korrosionsskydd. Som elektrolyt används en vattenlösning av kromtrioxid med tillsats av svavelsyra eller krom(III)sulfat. Anoden är av bly. Stora mängder kromtrioxid åtgår vid denna förkromningsprocess. Krom används även som ett av de viktigaste legeringselementen i stål för att ge hög korrosionsbeständighet. Legeringarna Kanthal har hög beständighet och består av 20 - 30 % krom, cirka 5 % aluminium, 2 % kobolt och resten järn (Hägg 1969).

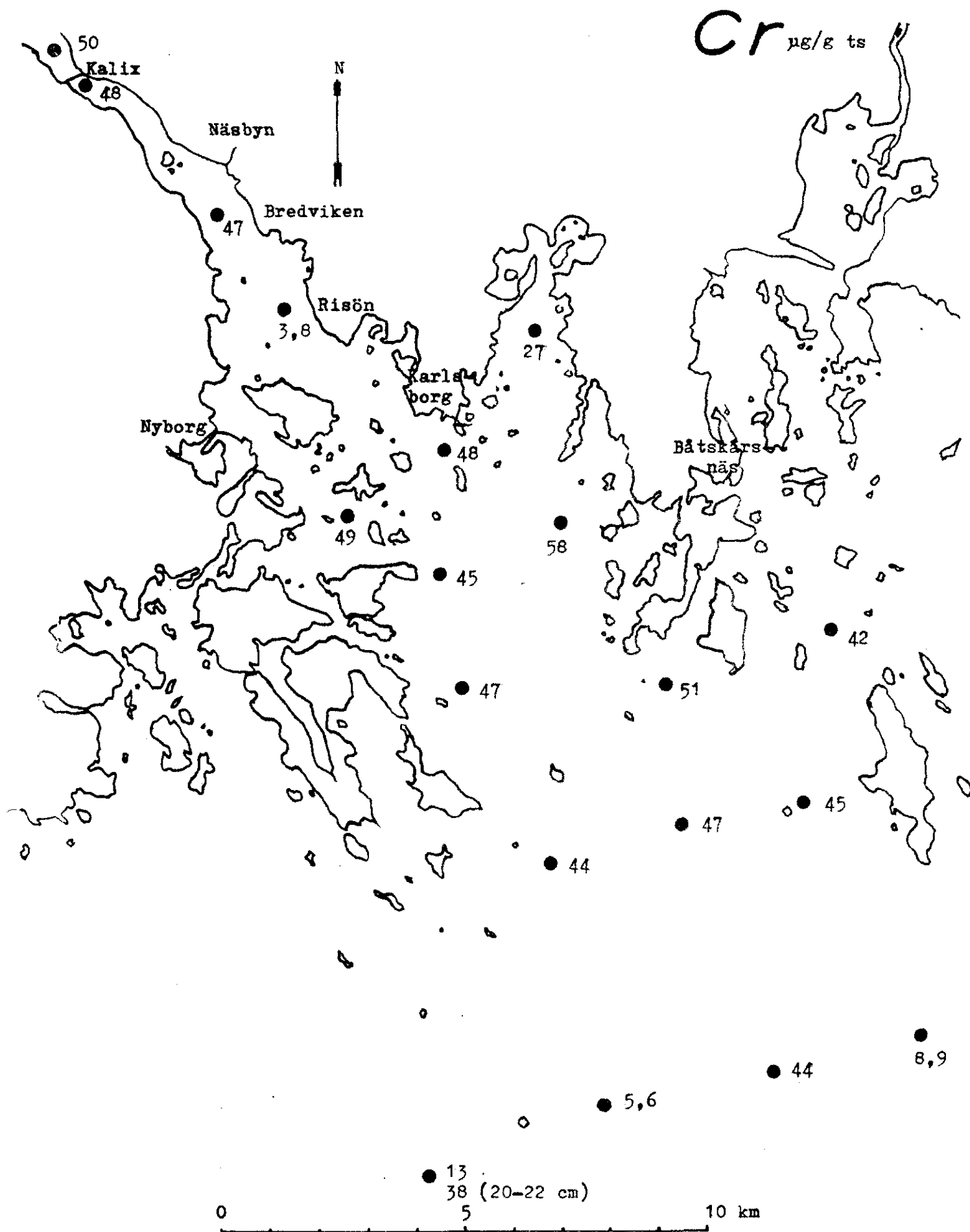
Analysresultat

Totalmängder krom, oorganiskt såväl som organiskt, i sedimentproven redovisas i figur 12.3.1 och visar på

en relativt jämn fördelning i området utan några större variationer. Prov 18 uppvisar ett markant högre värde än de mer grovkorniga sedimentproven (prov 4, 16, 17 och 19). Detta torde innebära högt krominnehåll i det oorganiska, fina materialet i prov 18. I figur 12.3.2 visas Cr/C-kvoterna och motsvarande förbehåll som för As/C-kvoterna gäller även här med tanke på det oorganiska innehållet i analysvärdena. Någon direkt jämförelse med övriga tungmetallers halter och kvoter är därför inte att rekommendera, och dessa Cr/C-kvoter, liksom As/C-kvoterna, har föett tämligen begränsat intresse. I diagram 12.3.1 är kromhalterna avsatta mot kolhalterna och visar följaktligen kromets relativa oberoende av kolhalterna. Totalt sett minskar kromhalterna successivt utåt Bottenviken.

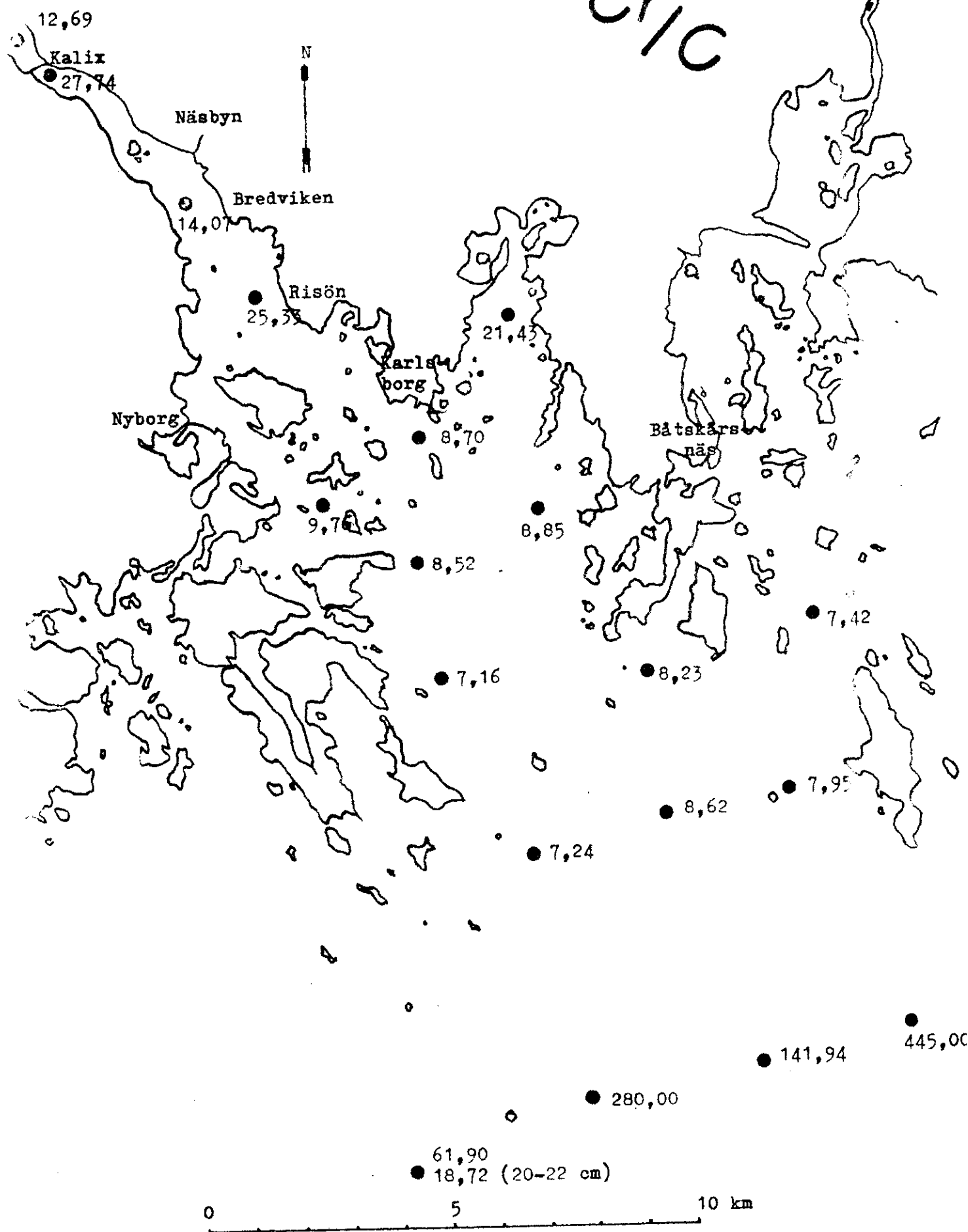
Utsläpp av krom, som torde påverka undersökningsområdet, sker från de två ytbehandlingsindustrierna Hema och Bulten Kanthal AB i Kalix. Analyser av bl a krom i avloppsvatten från dessa industrier är redovisade i kapitel 6.2. De något förhöjda kvoterna för punkterna 3 och 5 kan möjligen vara indikatorer på en inverkan från dessa utsläpp. Den förhöjning som kan ses strax nedströms Karlsborgsverken antyder att en viss påverkan från denna industri är möjlig.

Totala mängden krom i ytsedimenten i undersökningsområdet är ungefär i storleksordningen 100 ton. Medelvärdet ligger på 38,1 $\mu\text{g/g ts}$, medianvärdet 45 $\mu\text{g/g ts}$, maxvärdet 53 $\mu\text{g/g ts}$ (punkt 9) och minvärdet (punkt 4) 3,8 $\mu\text{g/g ts}$.



Figur 12.3.1. Fördelning av krom (totalt, $\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).

Cr/C



Figur 12.3.2. Kvoten krom och kol ($\mu\text{g/g ts} / \%$) i ytsedimentet (0-2 cm).

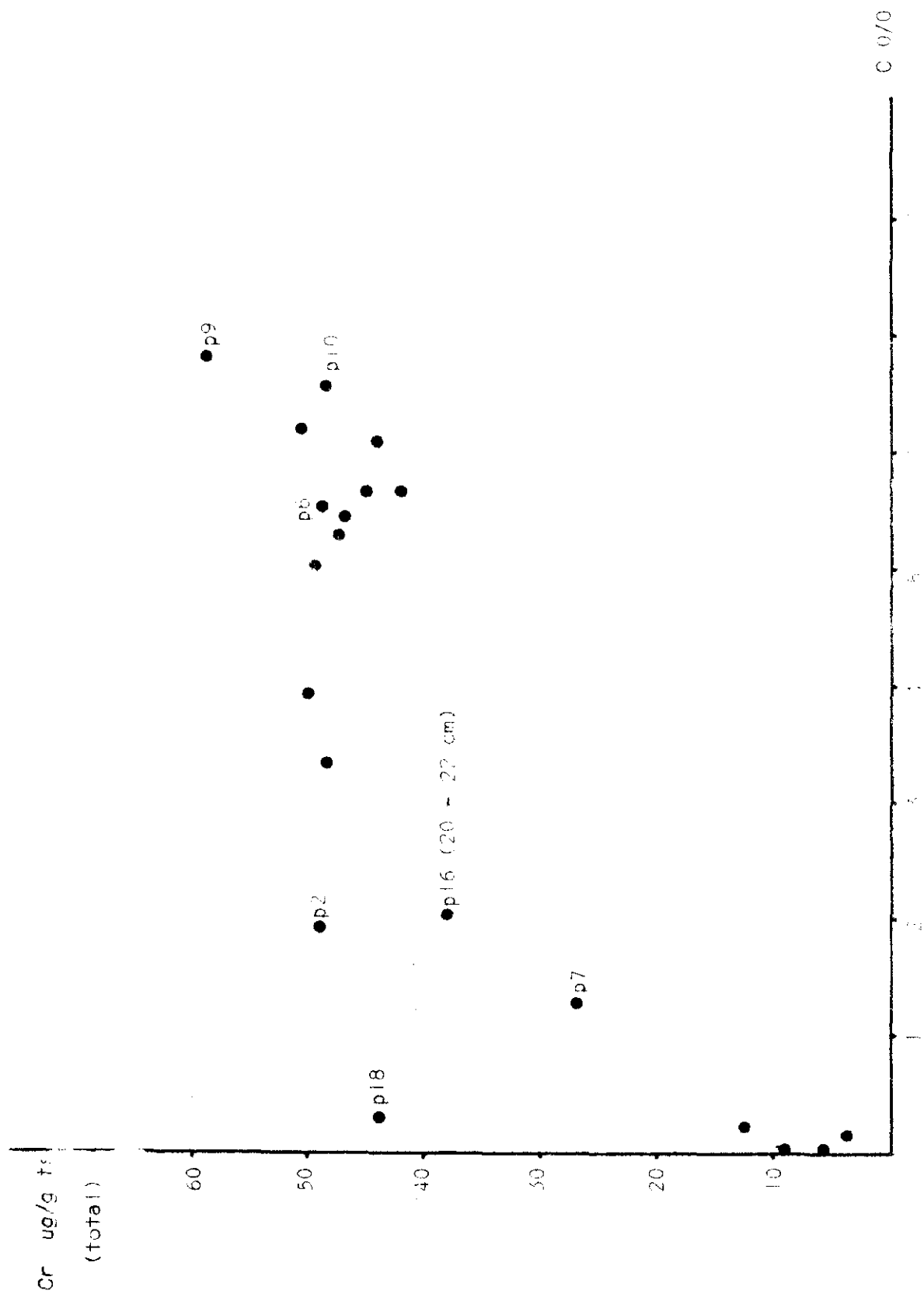


Diagram 12.3.1. Krom (ug/g ts, total) avsatt mot kol (0/0) i ytsedimenten (0 - 2 cm).

12.4 KOPPAR (Cu)

Förekomst m m

Koppar förekommer huvudsakligen i de brytvärda sulfidmalmerna kopparkis, CuFeS_2 och koppargläns Cu_2S . Brytning av koppar sker bl a i Aitikgruvan vid Gällivare av Boliden AB (se kapitel 6.2). Koppar förekommer som livsviktig beståndsdel normalt i både växt- och djurorganismer. Det ingår i vissa proteiner av enzymkaraktär liksom i ceruloplasmin i däggdjurs blodplasma. Större kopparmängder verkar giftiga för lägre organismer medan giftverkan på människor är måttlig.

Koppar förekommer i mångahanda former kring oss då det används inom många områden p g av sin höga konduktivitet, sin stora värmeledningsförmåga och sin korrosionsbeständighet. Kopparlegeringar, som mässing, brons etc, har likaledes stor användning. Kopparoxid, Cu_2O , används i båtfärger genom att den med sin giftverkan hindrar tillväxt av djur och växter. Kopparsulfat, CuSO_4 , utgör det tekniskt viktigaste kopparsaltet och används som utgångsmaterial för framställning av andra kopparföreningar och i stor utsträckning för utrotning av svampparasiter på växter.

Koppar är reaktivt med klor och har stor affinitet till svavel liksom zinkgruppens element (zink, kadmium och

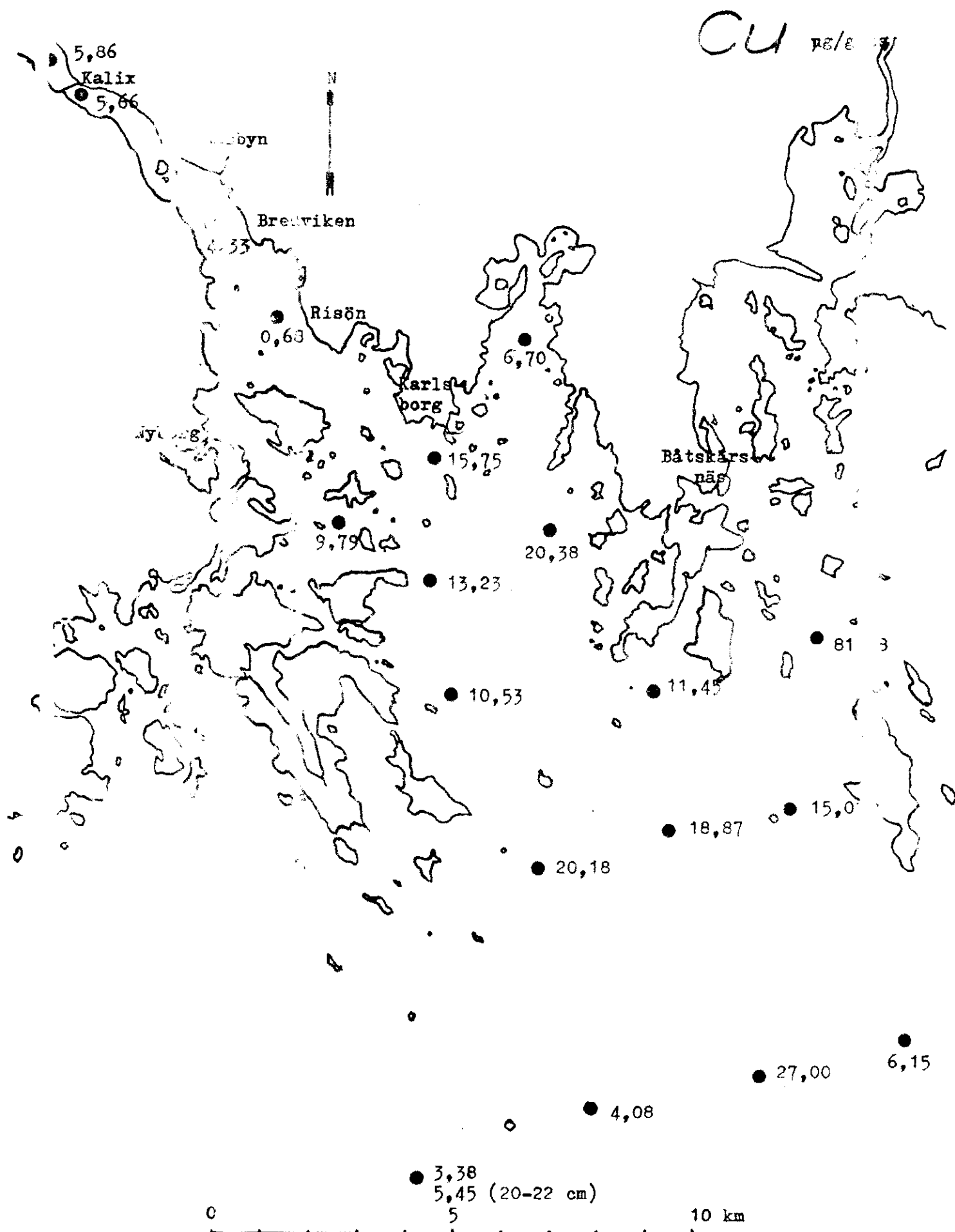
kvicksilver), och förenas lätt med kvicksilver till amalgam. Kopparsulfiderna CuS och Cu_2S har låga löslighetsprodukter och fälls i sedimenten av svavelväte. CuS kan bildas genom att Cu ersätter Fe i enlighet med löslighetsprodukten för respektive sulfid (Wood 1967). CuS :s mikrobiologiska ursprung har påvisats av Schneiderböhm 1925. Piper (1971) har i en undersökning påvisat att samband föreligger mellan högt Cu innehåll och högt innehåll av organiskt material i sediment.

Analysresultat

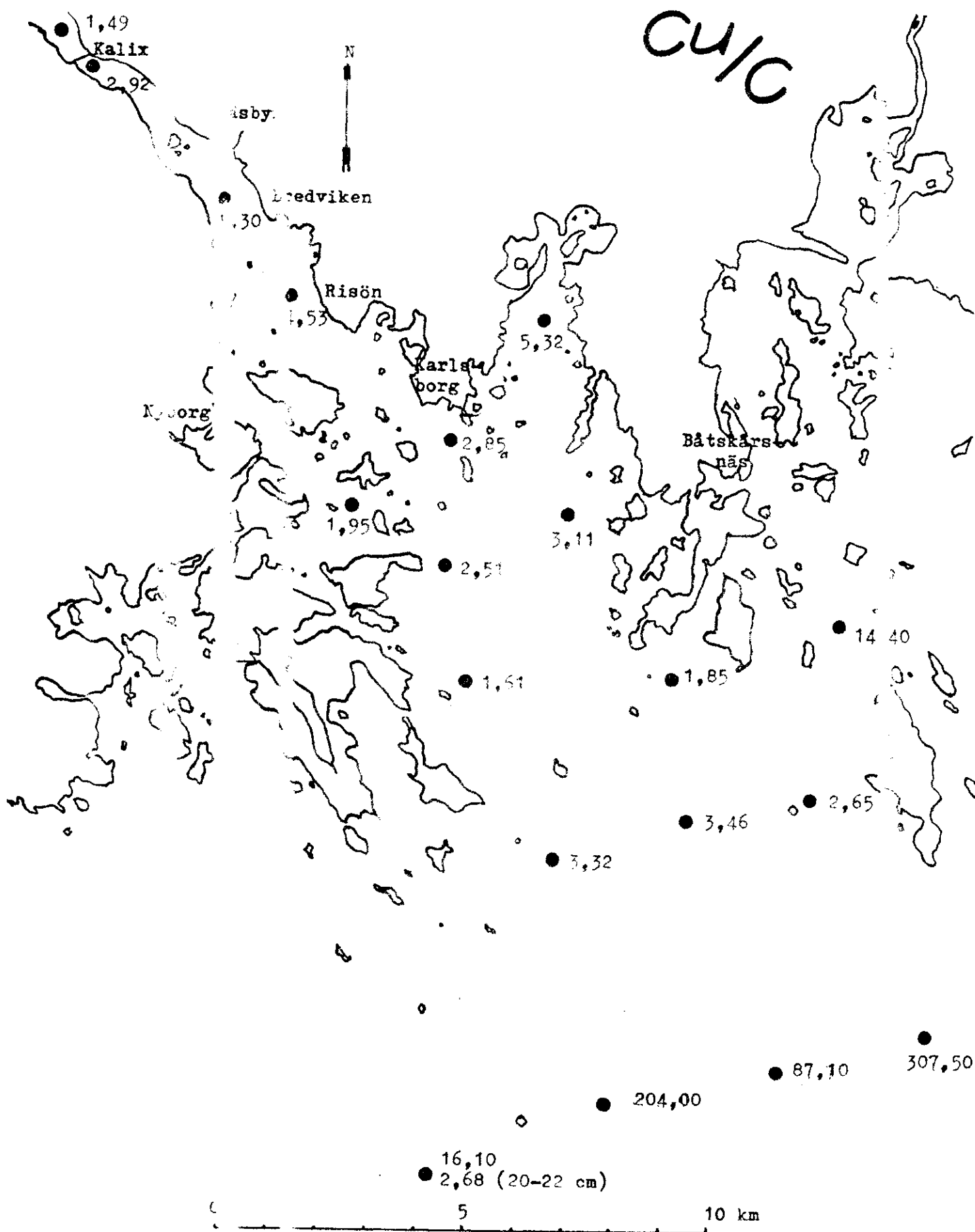
Erhållna analysresultat av koppar bundet till organiskt material framgår av figur 12.4.1, och uppvisar en successiv ökning av halterna uppifrån älven och ut mot Bottenviken. En ökning vid Karlsborgsverken framgår av bilden. Punkt 15 uppvisar väsentligt högre halt, vilket orsakas av en lokal kopparförorening (båtfärger?), alternativt en förorening av analysprovet. Sedimentprovet är taget vid en farled genom sundet varför värdet dock kan vara representativt för platsen. Punkt 18 uppvisar ett högt kopparvärde trots den låga organiska procentdelen i provet. Detta indikerar relativt höga kopparhalter i det oorganiska finmaterialet liksom var fallet med krom, då även något mineralogiskt bunden metall vid analyserna torde komma med i resultaten, speciellt om provet är så pass finkornigt

som detta. Om man ser till kvoterna till kol, vilka framgår i figur 12.4.2, visar dessa även på den ökning som sker vid Karlsborgsverken. Analys av barkprov ur de barkmängder som ingår i organiska-utsläppen gav för ett stickprov en halt av $4,46 \mu\text{g/g ts}$ (kapitel 6.2). Bidrag från andra utsläpp uppströms älven såväl som i undersökningsområdet är svårare att påvisa. En tillbakablick på de resultat som erhållits vid undersökningar av kopparhalter vid LKAB i Vitåfors och Boliden AB i Aitik enligt kapitel 6.2 ger vid handen att dessa ej alltför höga värden i kombination med det långa avståndet till älvmynningen möjligen är av underordnad betydelse. Några kopparanalyser av utsläpp från Kalix kommunala reningsverk eller från Bulten Kanthal AB via Näsbyån har ej utförts och någon synbar påverkan från dessa två utsläpp kan ej heller skönjas. Ett bidrag till bakgrundshalterna torde dock vara ofrånkomligt även om halterna för punkterna 1 - 4 vid dessa analyser ligger på en tämligen låg nivå. De höga kvoterna för punkterna 4, 16 - 19 är även här resultatet av de mycket låga kolhalterna för dessa prov. Relationen mellan koppar- och kolhalter visas i diagram 12.4.1. Här sker en tämligen uniform ökning av kopparhalterna med kolhalterna med undantag för de två punkterna 15 och 18.

Mängden koppar i undersökningsområdet torde vara cirka 32 ton exklusive det minerogena innehållet. Medelvärdet är 14,1, maxvärdet 81,48 (punkt 15), minvärdet 0,68 (punkt 4) och medianvärdet 10,53 $\mu\text{g/g}$ ts.



Figur 4.1. Fördelning av koppar ($\mu\text{g/g}$ ts) i ytsedimentet (0-2 cm).



Figur 12.4.2. Kvoten koppar och kol (ug/g ts / %) i ytsedimentet (0-2 cm).

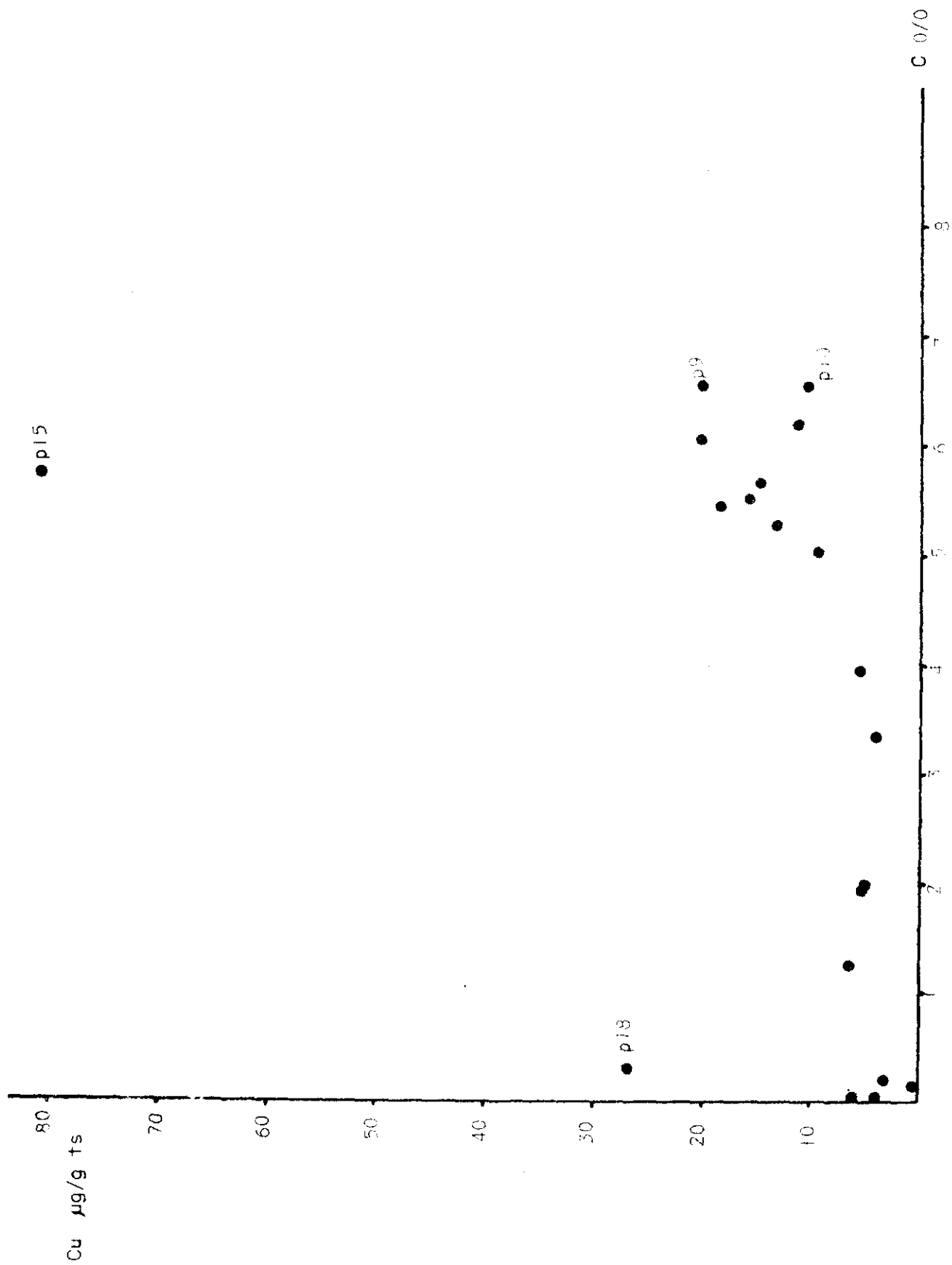


Diagram 12.4.1. Kopper ($\mu\text{g/g}$ ts) avsatt mot kol (0/0) i ytsedimenten (0 - 8 cm).

12.5 ZINK (Zn)

Förekomst m m

Viktigaste zinkmineralet är zinkblände, ZnS , som ofta uppträder med andra sulfidmineral, speciellt blyglans, PbS . Zinksulfiden är ofärgad men är oftast mer eller mindre missfärgad av järnföreningar. Kvikksilver kan även vara närvarande i sulfiden som konstituent. Zinken visar många likheter med magnesium och har liksom kvikksilver stor affinitet till svavel. Zink är en livsviktig beståndsdel för såväl djur som växter och ingår hos djuren i flera enzymer samt bl.a. i insulin. I större mängder kan zinkföreningar vålla svårartade förgiftningar p g av etsande verkan på kroppsvävnader.

Zink används framför allt som korrosionsskydd för järnföremål i legeringar samt tidigare till takplåt, hushållskärl etc. Zinkbeläggning för korrosionsskydd anbringas elektrolytiskt (galvanisering) och metallen ingår som tidigare nämnts även i rostskyddsfärger (zinkgult). Zinkoxiden, ZnO , förekommer som mineralet zinkit, och är den kommersiellt viktigaste zinkföreningen och används i färger, glas, som tillsats i gummi, som beståndsdel i salvor etc. I elektriska primärceller är zinken den mest använda metallen för minuspolen. Zink ingår i en mängd föreningar, bl.a. med cyanid- (CN^-) och sulfatjonen (SO_4^{2-}) . Den senare föreningen används

vid tillverkning av rayon, som zinkgödselmedel, för bekämpning av växtparasiter m m (Hägg 1969).

Zink uppvisar ett relativt starkt samband med halt organiskt material i sedimenten. Anrikning av zink beror dels på att zink tillförs sedimenten av organismer, dels genom bildandet av zinksulfid och dels genom direkt tillförsel från utsläpp. Visse organismer innehåller höga halter, t ex har i *Aceleptes* och *Actinias* påvisats halter på upp till 1500 $\mu\text{g/g}$ (Lundegård 1949). Zinksulfiden som i rent tillstånd är vit till skillnad mot andra metallsulfider, oxideras till lättlösligt zinksulfat. Om ZnS påverkas av sjunkande pH kan sulfiden gå i lösning under bildande av H_2S vilket dels motverkar pH-sänkningen och dels kan ha en utfällande inverkan på andra metalljoner i lösning till sulfider.

Analysresultat

Zinkhalterna i undersökningsområdets ytsediment redovisas i figur 12.5.1. Relativt låga halter föreligger för punkterna 1 - 4, för att markant öka utåt fjärden. En zon med högre halter sträcker sig inåt fjärden längs dennas östra sida upp mot Karlsborgverken och torde innebära att en viss påverkan härifrån sker. Anmärkningsvärda halter uppvisar såväl punkt 7 som punkt 8. Sannolikt är det låga värdet för punkt 8 rättvisande då

tendens till lägre värden föreligger hos flertal undersökta element för denna punkt.

Zinkhalterna följer i stort kolhalterna med de högsta halterna i punkt 11 och 12 (jfr figur 8.1 och 8.2). Lägsta halterna står liksom tidigare att finna i punkterna 4, 16 - 19. Punkt 16 (20 - 22 cm) har som resultat av det högre kolinnehållet högre zinkhalt än punktens 0 - 2 cm skikt. Markant höga zinkhalter relativt kolhalterna uppvisar punkterna 16 - 19, speciellt punkt 18. Detta är även märkbart för såväl krom som koppar. Kvoterna Zn/C är redovisade dels i figur 12.5.1 över undersökningsområdet och dels i diagramform med relationerna zink/kol i diagram 12.5.1. Dessa visar en tämligen väl överensstämmande bild mellan zink- och kolhalternas variationer.

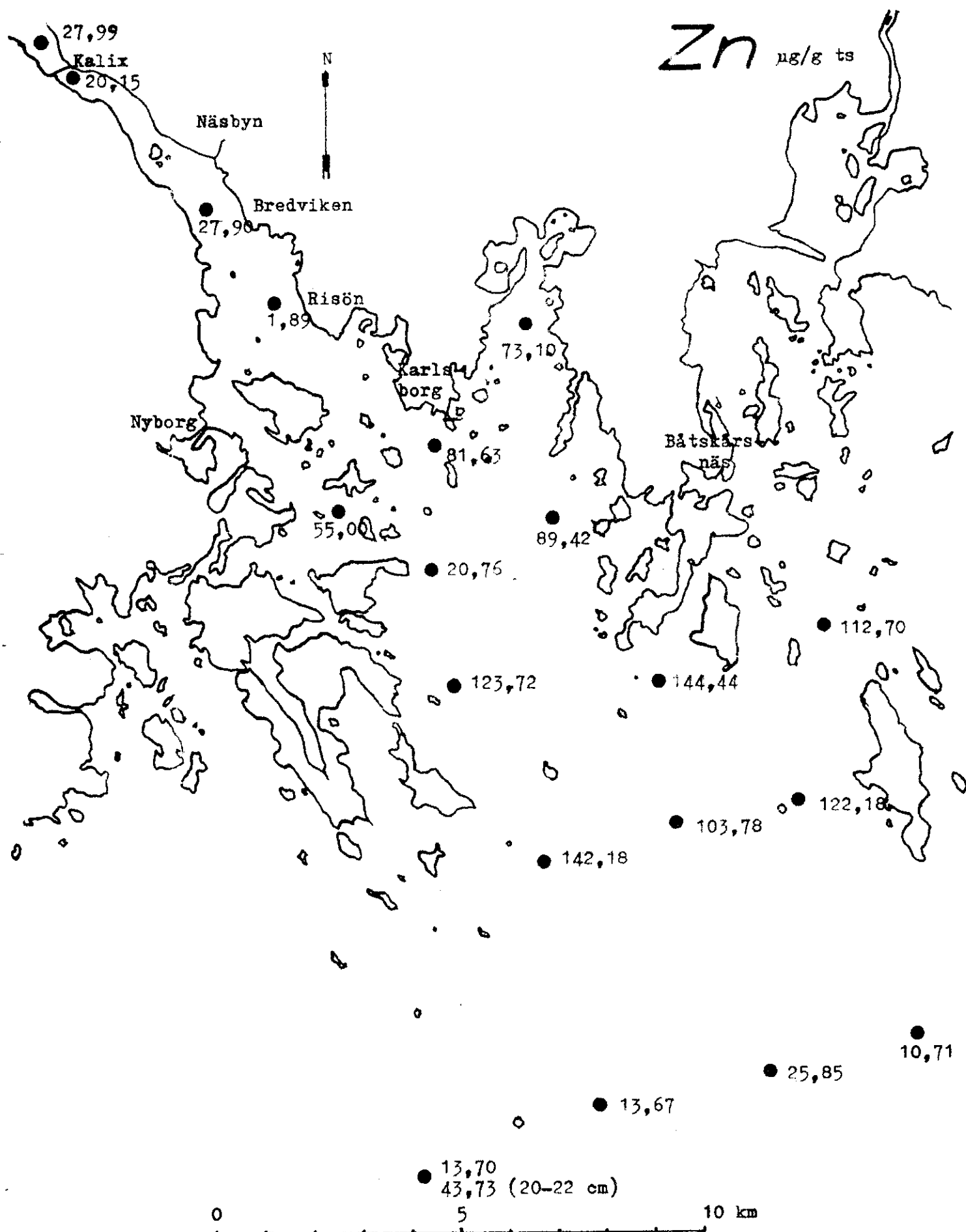
Zinkanalyser på kommunala utsläpp har endast utförts i Kalix. Det utgående vattnet har här en zinkhalt på 0.96 mg/l enligt dessa analyser. Detta värde innefattar även utsläpp från industrin Hema i Kalix. Utsläpp från Bulten Kanthal AB via Näsbybäcken uppvisar höga zinkhalter (se kapitel 6.2), varför en påverkan från detta utsläpp är ofrånkomlig och torde vara den övervägande föroreningskällan av zink jämfört med kommunala utsläppet i Kalix. Förhöjningarna vid Karls-

borgsverken framgår ur figurerna 12.5.1 och 12.5.2, dock att i dessa värden även torde ingå kvantiteter zink som kan hänföras till de två utsläppen uppströms samt den mängd zink som tillförs uppifrån älven ner till undersökningsområdet. Det stickprov av Karlsborgsverkens barkspill som analyserats (kapitel 6.2), gav en zinkhalt på 210,81 µg/g ts. Påverkan av zink från LKAB i Vitåfors torde vara obefintlig om man ser till de analysresultat som redovisas i kapitel 6.2. Några zinkanalyser på övriga kommuner och industrier längs älvsystemet har ej utförts varför dessas liksom den naturliga bakgrundshaltens bidrag ej är kända.

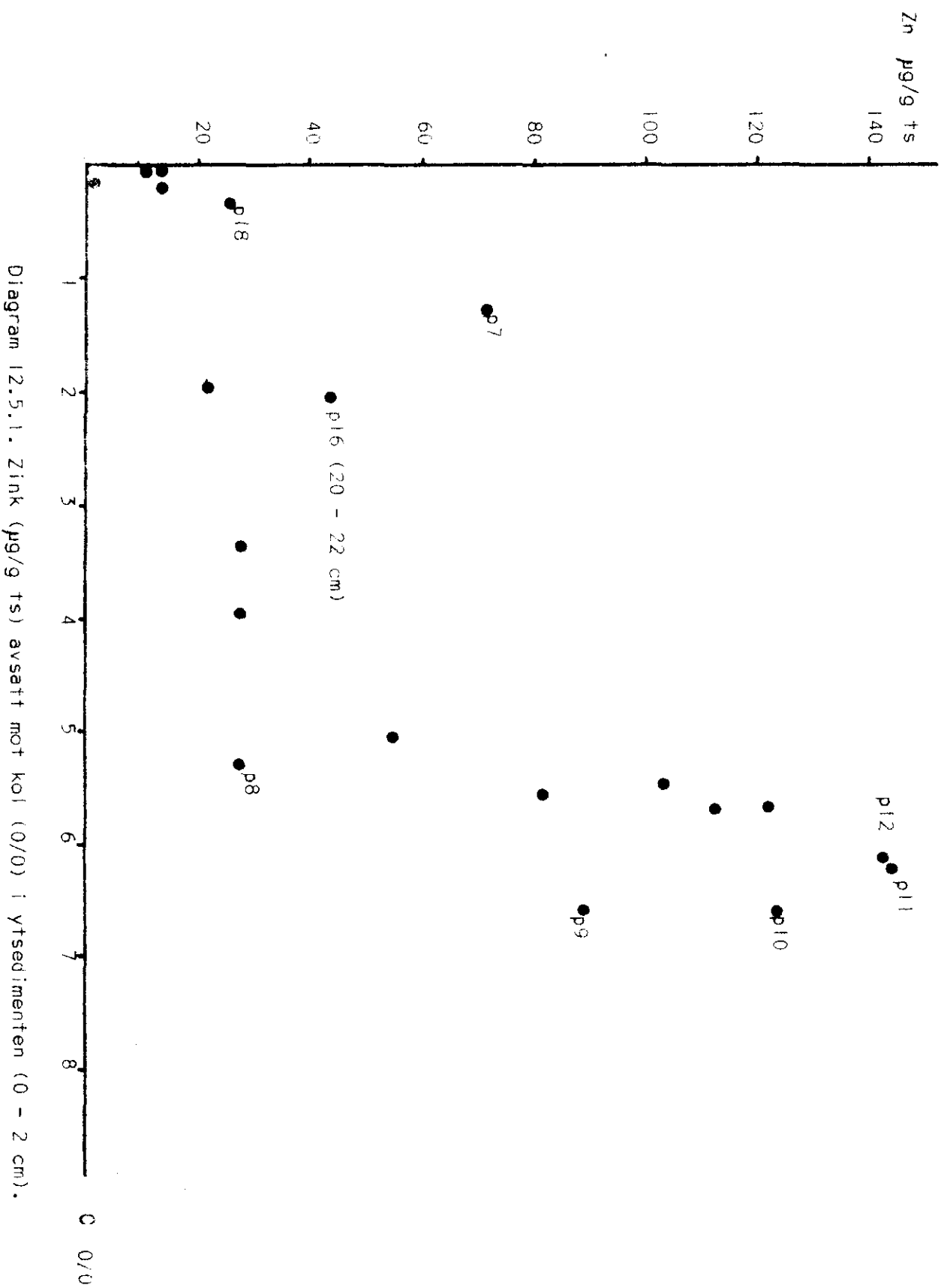
Med tanke på de kvantiteter zink som tillförs älven från kommunala utsläppen i Kalix och framför allt från Bulten Kanthal AB via Näsbyån är det förvånansvärt att några påtagliga förhöjningar av zinkhalterna som resultat av dessa utsläpp ej är skönjbara i punkterna 3 - 5. Såväl zinkhalt som kvot för punkt 3 uppvisar oförändrade värden jämfört med punkterna 1 och 2 uppströms. Värdena för punkt 4 är mycket osäkra, även om Zn/C-kvoten här visar en liten ökning. Med tanke på den mycket låga kolhalten i detta prov samt att analysresultaten för övriga behandlade element här är högst osäkra, torde denna förhöjning vara mycket opålitlig. Eventuellt kan resultat av de två utsläppen vid Kalix

och via Näsbyån sköjas i punkt 5 men det kan likaväl vara resultat, helt eller delvis, av närheten till Karlsborgsverken.

Mängden zink i undersökningsområdet torde uppgå till cirka 160 ton i sedimentens ytskikt (0 - 2 cm). Medelvärdet är 63,7 µg/g ts, medianvärdet 57 µg/g ts, maxvärdet 144,44 µg/g ts (punkt 11) och minvärdet 1,89 µg/g ts (punkt 4).



Figur 12.5.1. Fördelning av zink ($\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).



12.6 NICKEL (Ni)

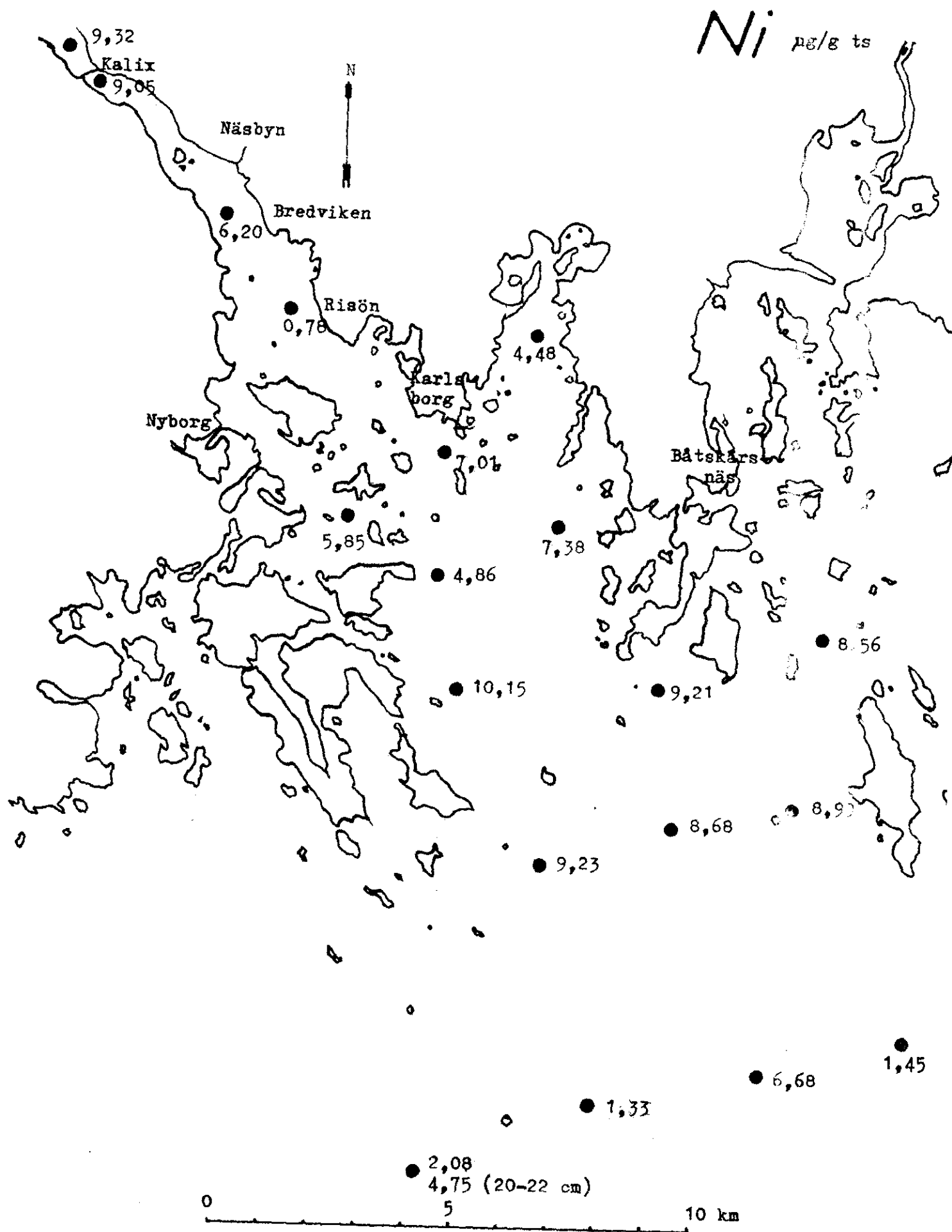
Förekomst m m

Nickel förekommer i relativt låg halt i jordskorpan. Viktigaste nickelmineralen är sulfider och arsenider; nickelarsenidtyper, t ex NiAs (nickelit), eller pyrittyper i vilka svavlet till stor del ersatts med arsenik eller antimon. Nickel binds starkare till arsenik än till svavel. Nickel erhålls även ur nickelsilikatmalm (garnierit), silikatet krysofit med magnesium delvis ersatt av nickel. De små skillnaderna i atomradierna mellan järn, kobolt och nickel gör att dessa element lätt byts ut mot varandra och följs åt i fasta faser. Nickel följer av samma orsak gärna koppar och ofta kan nickel erhållas i samband med kopparframställning. Nickel förekommer i en del vattenlevande organismer, t ex i skalen hos foraminiferer. Ökad lerhalt hos sediment har påvisats innebära en ökning av nickelhalten (Lundegård 1949).

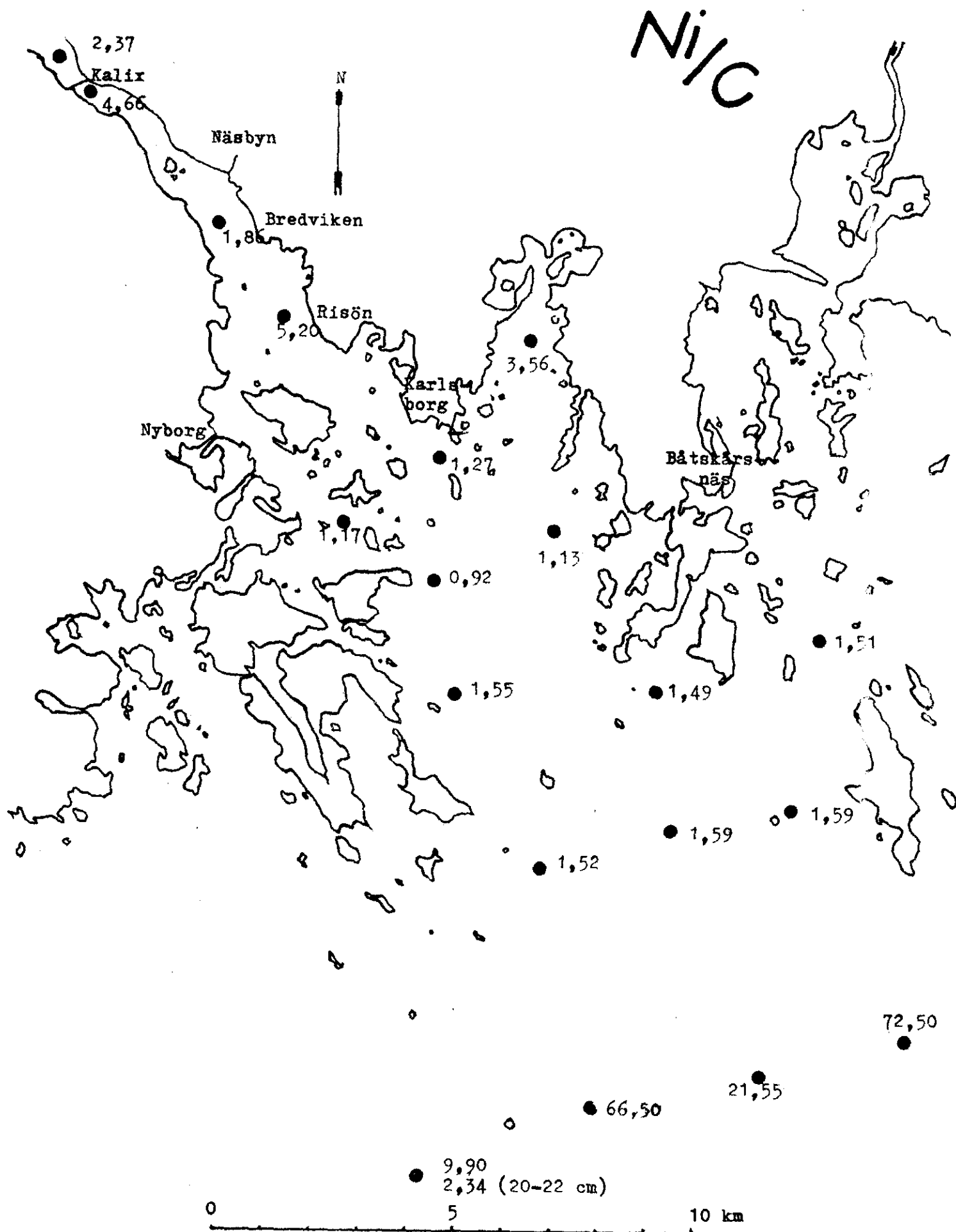
I ren form används metallen till bl.a. utrustning för kemiska arbeten på g av sin korrosionsbeständighet. Största mängden nickel åtgår vid framställning av legerade stål och andra legeringar, t ex Nikrom, Nikrothal (nickel, järn och krom) och monelmetall med cirka 70 % nickel och cirka 30 % krom. I rostfritt stål ('18-8-stål') ingår 18 % krom, 8 % nickel, < 0,1 % kol

I stort sett förefaller fördelningen av nickel vara likartad med övriga element utan några sensationer vad gäller halterna i sedimenten.

Mängden nickel i undersökningsområdet torde uppgå till ungefär 20 ton i sedimentens översta två centimetrar. Medelvärdet är 6,38 $\mu\text{g/g ts}$, max- och minvärdet 10,15 $\mu\text{g/g ts}$ (punkt 10) resp. 0,78 $\mu\text{g/g ts}$ (punkt 4). Medianvärdet är 7,01 $\mu\text{g/g ts}$.



Figur 12.6.1. Fördelning av nickel ($\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).



Figur 12.6.2. Kvoten nickel och kol (µg/g ts / %) i ytsedimentet (0-2 cm).

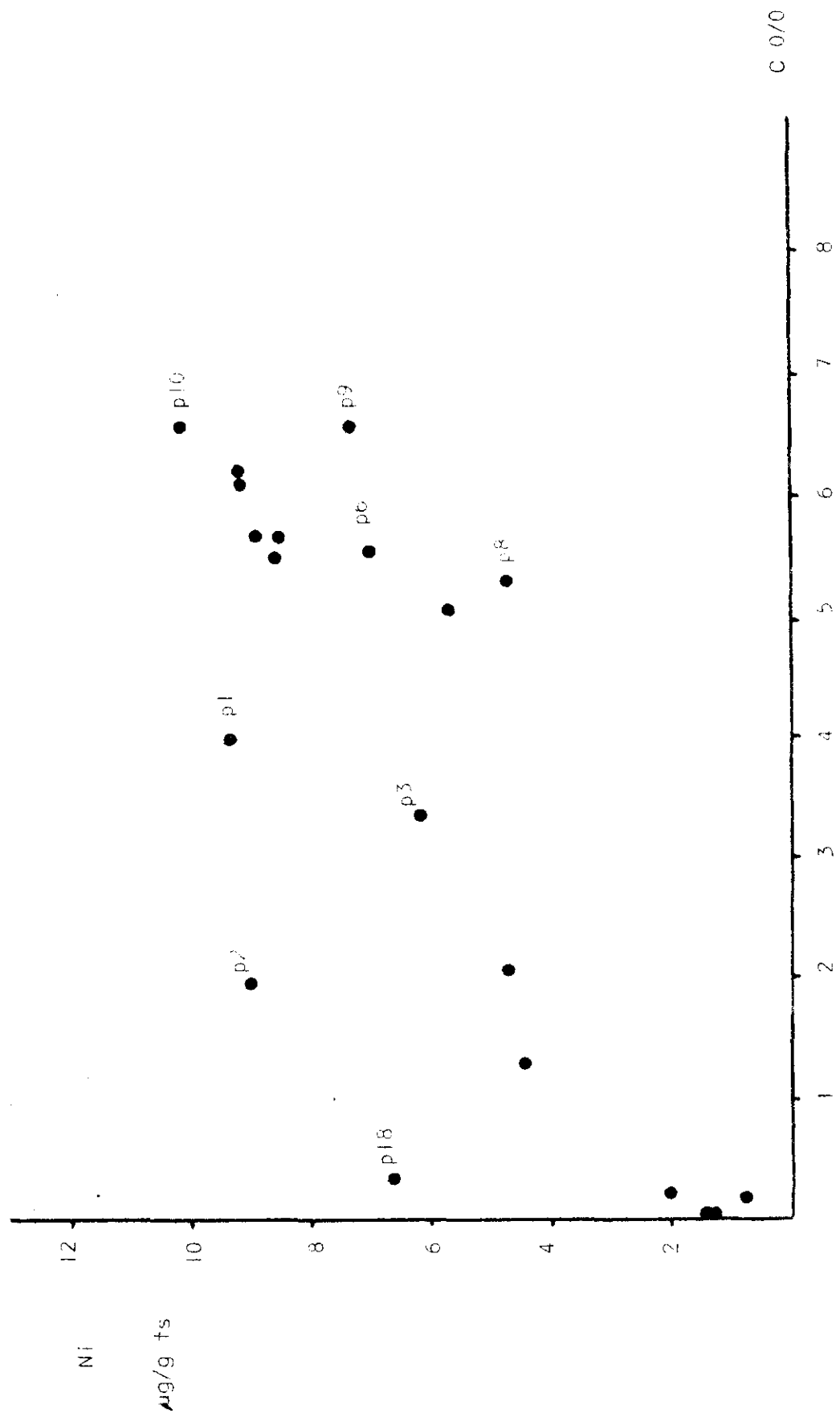


Diagram 12.6.1. Nickel (µg/g ts) versus C O/O (0/0) (7 sediments, 0 - 100% eff.).

12.7 BLY (Pb)

Förekomst m m

Vanligaste blymineralet är blyglans, PbS , vilken även är den dominerande malmen. Mycket ofta innehåller den såväl silver som zink. Blyföreningar är genomgående mycket giftiga, men denna giftverkan kan i hög grad elimineras vid närvaro av vätekarbonat- eller sulfat-joner, varvid utfällning av mycket svårslösliga hydroxid-karbonat resp. sulfat sker. Blyförgiftning ger vid svårare fall bl.a. mag- och tarmsymptom. Som botemedel kan etylendiamintetraättiksyra (EDTA) användas, då denna effektivt komplexbinder blyet, (jfr kap 12.1.1).

Metalliskt bly används mycket på grund av sin kemiska motståndskraft och sin lättsmälthet och mjukhet. Inom kemiska industrin används metallen i stor utsträckning till kärl och till rörledningar. Den används även till kabelhöljen, som strålningsskydd, till blyhagel (med tillsats av arsenik) samt inte minst till blyackumulatorer. Den kommersiellt väsentligaste flyföreningen är den enkla blyoxiden, PbO , vilken är det vanligaste utgångsmaterialet för framställning av andra blyföreningar. Huvudparten åtgår dock till produktion av blyackumulatorplattor. Sedan länge har blymönjan, Pb_3O_4 , en dubbeloxid av $Pb(II)$ och $Pb(IV)$, använts som rostskyddsmedel. Flertalet blyföreningar

används som färgpigment i färger, t ex blykromat (jfr kapitel 12.3) (Hägg 1969).

Trots den starka giftigheten används alkylbly, (tetrametyl- och tetraetylbley) som antiknackningsmedel i bensin sedan slutet av 1940-talet här i Sverige. Denna förbränning av alkylar har med övrig ökad blyanvändning medfört en förhöjd halt i vår globala omgivning. De under de senaste decennierna ökade blyföroreningarna från framför allt bensinbleyet, kan spåras i sedimenten. Om början av blyökningen framkommer vid analys av olika nivåer ner i sedimenten, kan detta även ge en uppfattning om årliga sedimentationshastigheter på platsen sedan omkring år 1950.

Då metylbley är instabilt i vattenfas, sker inte någon metyllisering av blyet i sedimenten. Det alkylbley som tillförs vattnen är därför främst i form av tetraetylbley, som är stabilare i vattenfas. Det till vattnen och sedimenten tillförda metylbleyet blir om t ex kvicksilverjoner är närvarande sannolikt av med sina metylgrupper under det att metylkviksilver bildas. Med humus bildar bly starka komplex. Blysulfiden, PbS , faller ut vid kontakt mellan svavelväte och blyjoner. Genom den låga löslighetsprodukten och sulfidens svarta färg används svavelväte som ett känsligt reagens på Pb^{2+} -joner.

Analysresultat

Blyhalterna som erhållits för ytsedimenten presenteras i figur 12.7.1 och visar låga värden för de flesta punkter. Punkt 6 och i synnerhet punkt 10 uppvisar avvikande värden. Punkt 6 torde vara påverkad direkt av Karlsborgsverkens närhet. Denna inverkan syns relativt snabbt avklina ner mot punkt 9. Det anmärkningsvärt höga värdet för punkt 10 kan vara orsakad av en lokal förorening, exempelvis blyhagel (fågeljakt?), tappade blysänken el dyl. IVL noterade under provtagningar år 1973 en riklig förekomst av olja i sedimenten i området mellan punkt 8 och punkt 10, varför en tänkbar orsak kan vara att ett vrak av något slag möjligen kan ligga någonstans norr om punkt 10. Av de övriga metaller är det endast nickel som uppvisar en liten förhöjning i punkt 10. Huruvida det är orsakat av samma källa som det höga blyvärdet, och om det överhuvudtaget är frågan om ett vrak, lämnas tillsvidare därhän då detta underlag är alltför litet för att något definitivt svar kan ges. Inverkan av den höga blyhalten vid punkt 10 kan eventuellt skönjas i de blyhalter som föreligger för punkterna 12 och 13. Punkt 15 torde vara influerad av fjärden öster om Båtskärsnäs. Det något förhöjda värdet för punkt 2, vilket även framkommer i Pb/C-kvoterna i figur 12.7.2 och diagram 12.7.1, torde helt eller delvis kunna hänföras till avgasernas blyinnehåll från

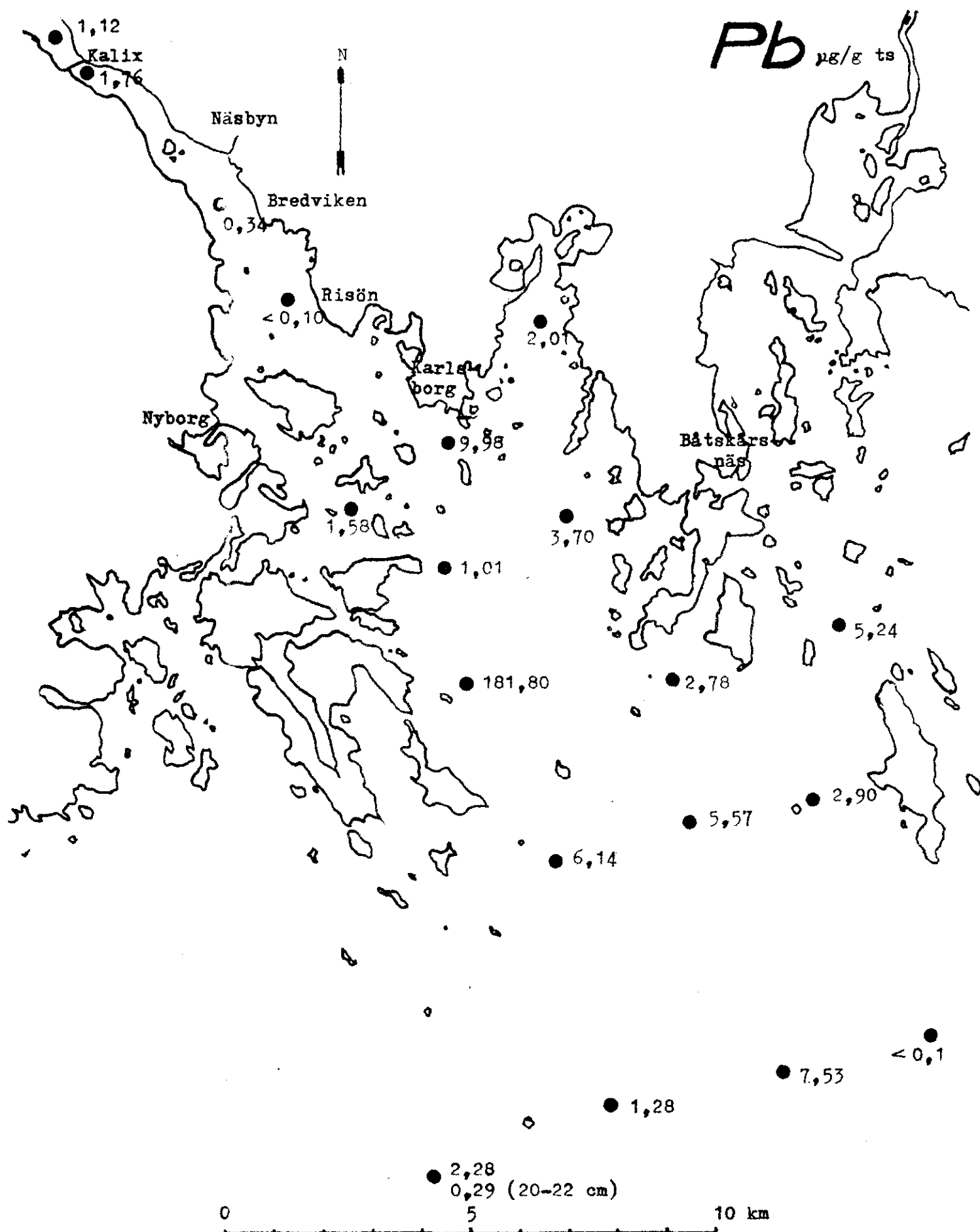
trafiken över Kalixbron. Återigen här punkterna 16 - 19 högre halter bly än vad man skulle vänta sig med tanke på de låga kolhalterna, vilket även här återspeglas i kvoterna i figur 12.7.2. Punkt 16 (20 - 22 cm) uppvisar låg blyhalt, vilket kan vara resultatet antingen av att detta sediment avsatts före år 1950 (vilket är tveksamt), att det avsatts före föroreningen norr om punkt 10 och/eller att det höga blyvärdet i punkt 10 snabbt avklingar ut mot Bottenviken genom elementets tyngd. Möjligen kan blyhalten i punkten 16 (20 - 22 cm) ha reducerats något efter avsättningen genom diagenes (dvs. de förändringar som sediment undergår från det att det avsatts).

Om vi ser till kommunala utsläpp är blyanalyser endast utförda i Kalix. Enligt analysresultaten här, vilka även inkluderar Hema, innehåller det kommunala reningsverkets avloppsvatten 0,10 mg Pb/l. Övriga kommuners bidrag är okända. För industriernas vidkommande är Karlsborgsverkens påverkan odiskutabel och framgår ur figurerna 12.7.1 och 12.7.2, under det att LKAB i Västafors med säkerhet kan lämnas ur räkningen vad gäller blyföroreningar på basis av de analyser som utförts (kapitel 6.2). Boliden AB har inga blyanalyser redovisade, liksom ej heller övriga aktuella industrier. Analysvärdena för punkterna 1 - 4 ger ej heller något

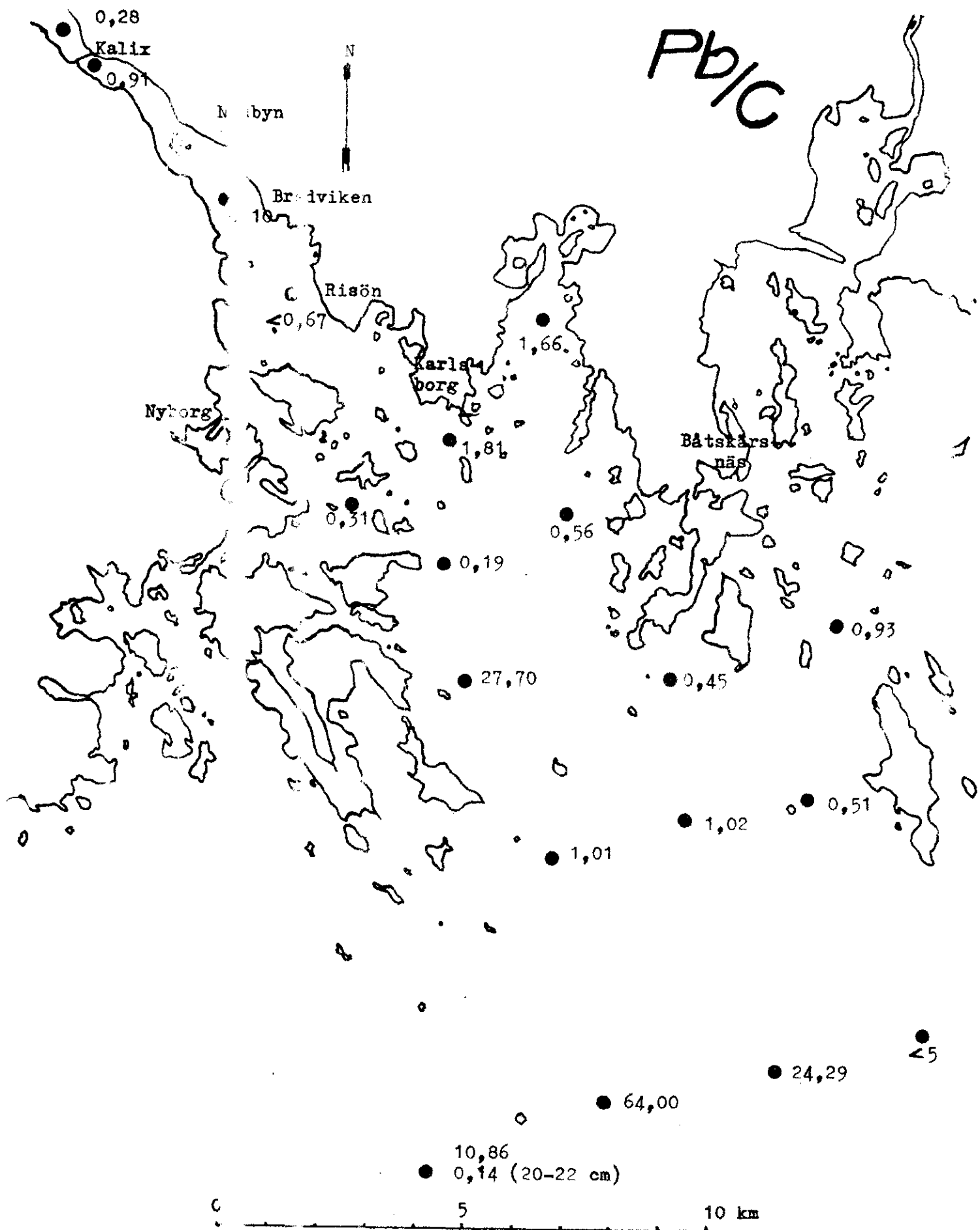
belägg för att någon påverkan av betydelse sker från utsläppen i Kalix, från Näsbyån eller uppifrån älven. I samband med utsläpp av övriga metaller från Kalix' reningsverk och Bulten Kanthal AB, torde det dock vara ofrånkomligt att en viss mängd bly ingår i dessa.

Den mängd bly som organiskt bundet och tillgängligt föreligger i sedimentens ytskikt inom undersökningsområdet torde approximativt uppgå till 9 ton exklusive den lokala föroreningen vid punkt 10, vars totala omfattning är okänd. Om värdet för punkt 10 antas vara ett medelvärde för låt oss säga en kvadratkilometer, tillkommer ytterligare cirka 4 ton bly.

Medelvärde inklusive denna lokala förorening är 12,5 $\mu\text{g/g ts}$ (exklusive denna, 3,08 $\mu\text{g/g ts}$) max- och minvärde 181,80 $\mu\text{g/g ts}$ (punkt 10) resp. 0,10 $\mu\text{g/g ts}$ (punkterna 4 och 19) och medianvärde 2.28 $\mu\text{g/g ts}$.



Figur 12.7.1. Fördelning av bly ($\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).



Figur 12.7.2. Kvoten bly och kol (µg/g ts / %) i ytsedimentet (0-2 cm).

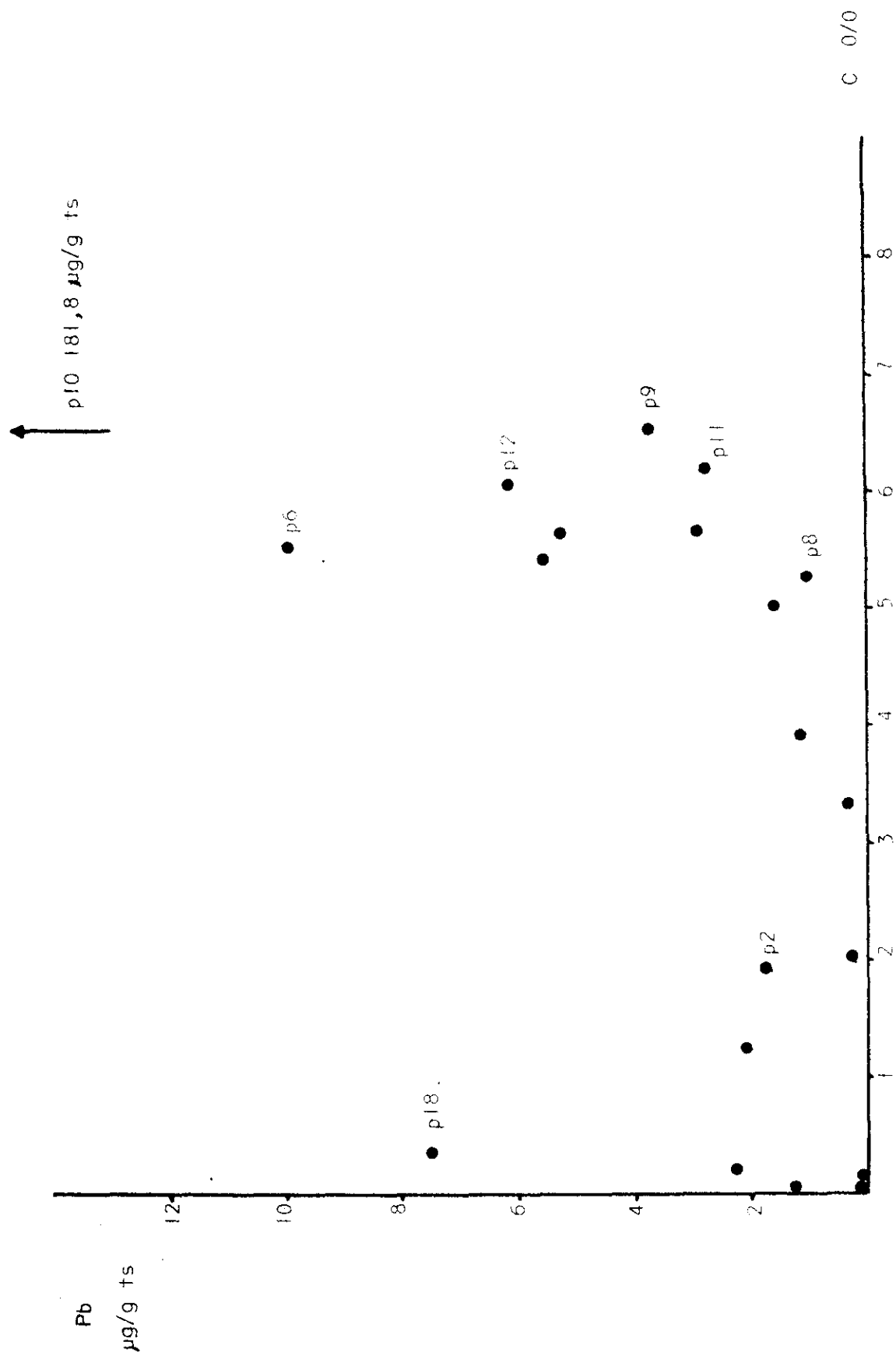


Diagram 12.7.1. bly (µg/g ts) avsatt mot kot (0/0) i ytsedimenten (0 - 2 cm).

12.8 KADMIUM (Cd)

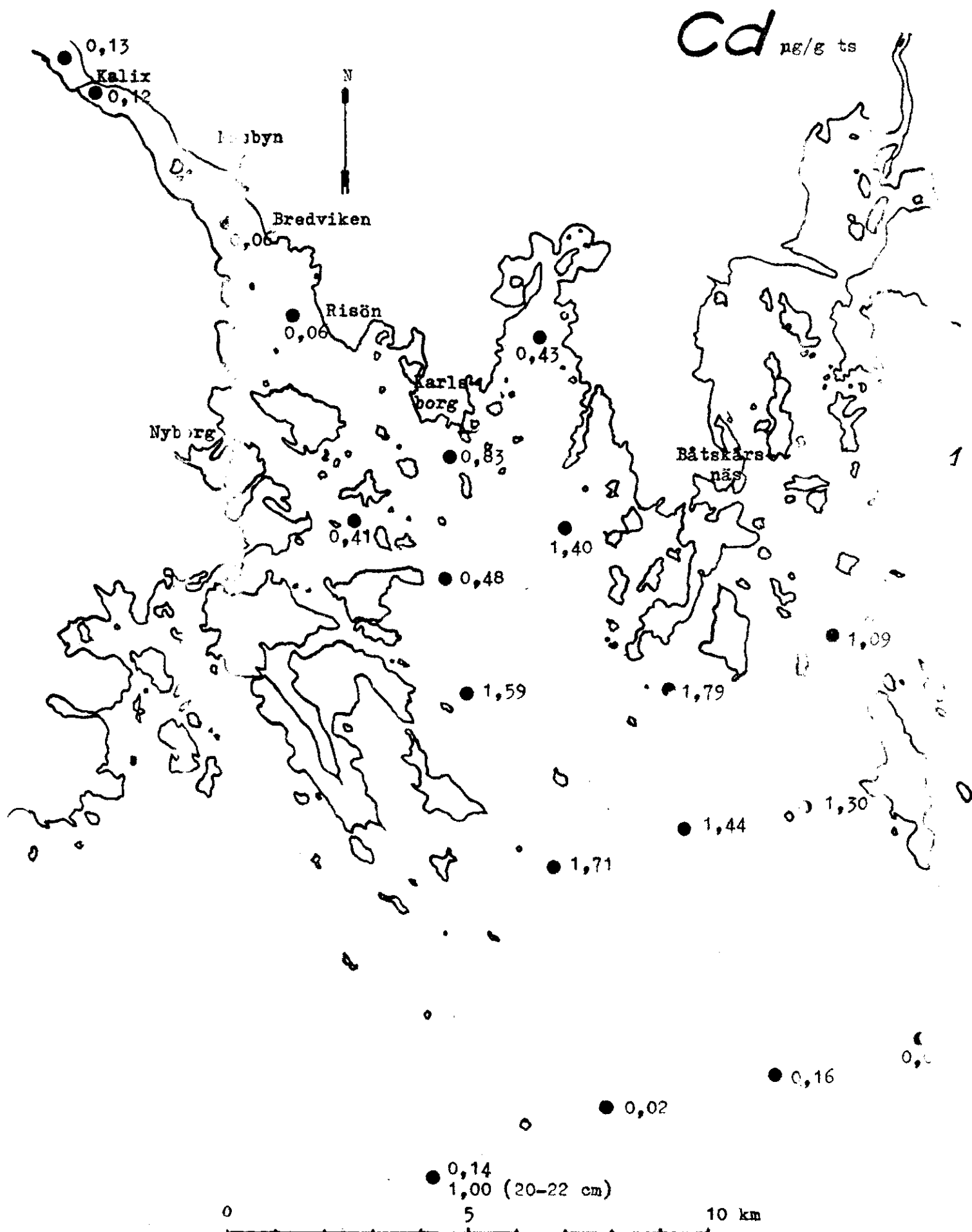
Förekomst m m

Kadmium uppträder i jordskorpan huvudsakligen som följeslagare till zink, löst i zinkmineralen med en halt som vanligen understiger 0,5 vikts%. Speciella kadmiummineral förekommer mycket sällan, varför metallen utvinns enbart i samband med zink. Kadmium tillhör zinkgruppens element och har liksom zinken stor affinitet till svavel.

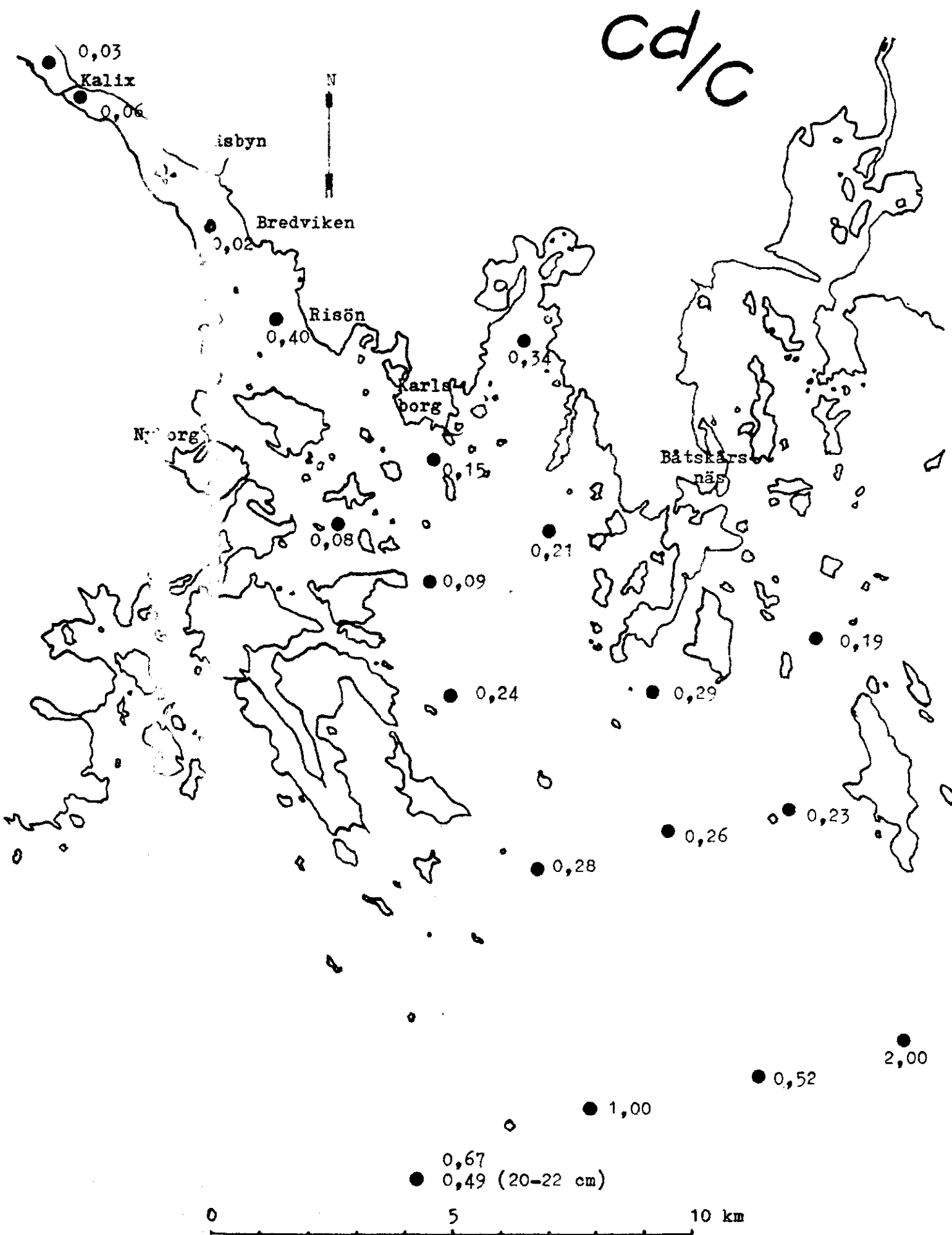
Huvudmängden kadmium används till elektrolytisk beläggning för rostskydd (kadmiering). Näst största kadmiummängden åtgår till lagermetaller för högre temperaturer. Metallen används dessutom i lödmetall, i vissa lättsmältta metaller t ex Woods metall och i Junghnerackumulatorer. Kadmiumföreningarna är i de flesta fall mycket lika motsvarande zinkföreningar, men är väsentligt giftigare. Svårare kadmiumförgiftningar kan få dödlig utgång. Okontrollerade kadmiumutsläpp i Japan har fått förödande verkningar på människor ("Itai-itai-sjukan"). Cd^{2+} -jonen har genomgående större tendens till komplexbildning än Zn^{2+} -jonen. Kadmium fälls som sulfid av H_2S och färgen på sulfiden varierar från gul till mörkt orange. Den har lägre löslighet än zinksulfiden och används som färgpigment, s.k. kadmiumgul (Hägg 1969).

3 - 5 annat än i det osäkra värde som punkt 4 utgör. Vattnets kadmiuminnehåll i området är inte undersökt, men är sannolikt på grundval av de halter som här erhöles i ytsedimenten lågt och för närvarande tämligen ointressant.

Ytsedimentens kadmiuminnehåll i undersökningsområdet är cirka 1,6 ton. Max- och minvärdet är 1.77 $\mu\text{g/g}$ ts (punkt 11) resp. 0.02 $\mu\text{g/g}$ ts (punkt 17). Medelvärdet är 0,69 $\mu\text{g/g}$ ts och mediumvärdet 0,43 $\mu\text{g/g}$ ts.



Figur 12.8.1. Fördelning av kadmium ($\mu\text{g/g ts}$) i ytsedimentet (0-2 cm).



Figur 12.8.2. Kvoten kadmium och kol ($\mu g/g$ ts / %) i ytsedimentet (0-2 cm).

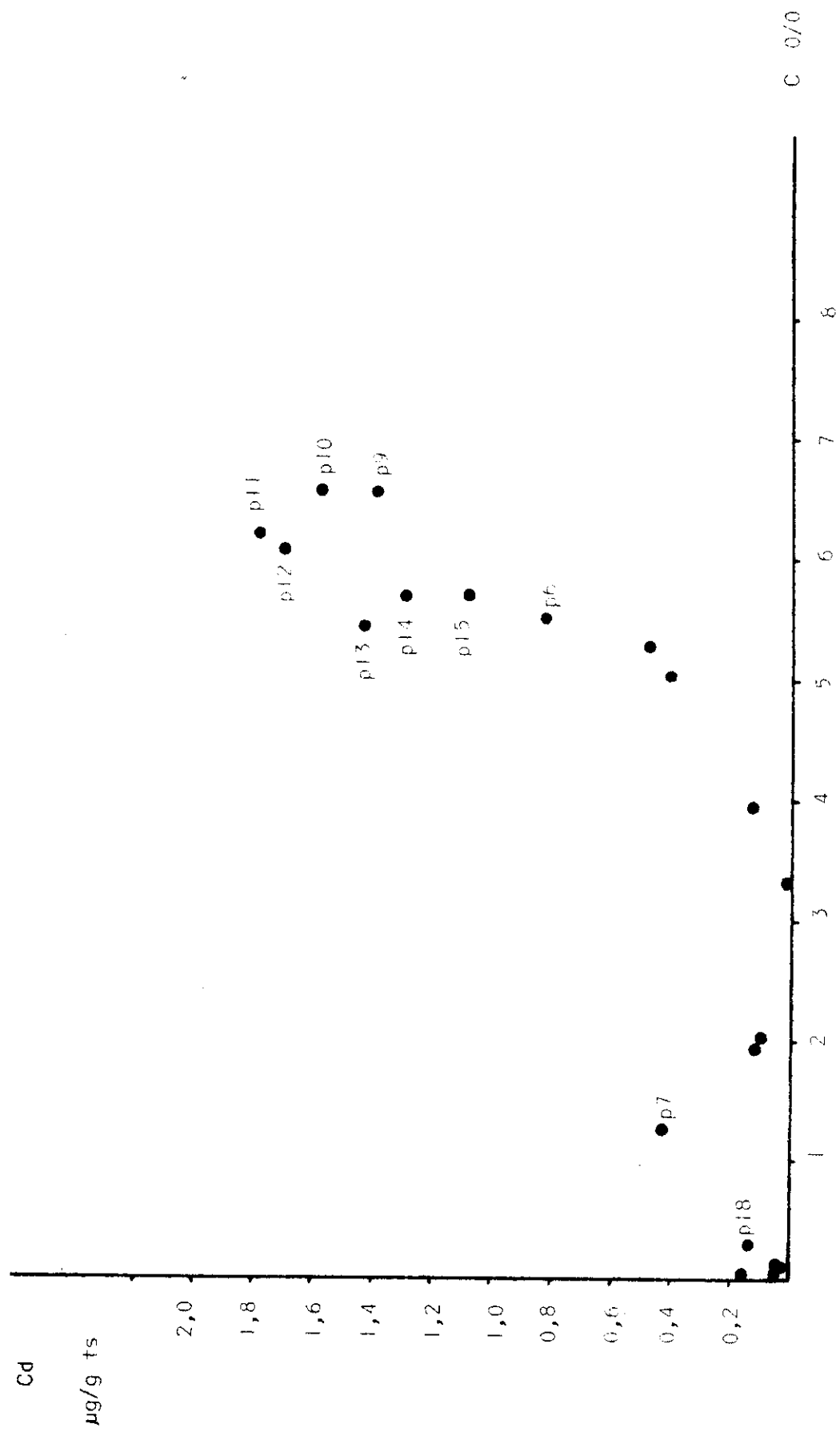


Diagram 12.8.1 Kadmium (µg/g ts) avsatt mot kot (0/0) i ytsedimenten (0 - 2 cm).

12 FÖRORENINGSGRADIENTER; DISKUSSION

En översikt över elementens fördelning i undersökningsområdet ytsediment visar att elementen i stort sett följer ett likartat spridningsmönster. Allteftersom sedimentationsförhållandena varierar, varierar det geometriska innehålllet och därmed även halterna av dessa 11 element. Provpunkterna 5, 6, 8 - 15 har ytsediment med ungefär likartad beskaffenhet (kolhalter, densitet och vattenhalter) och torde vara jämförbara. Punkterna 1, 16, 17 och 19 har, som tidigare omnämnts, relativt provkonliga sediment med avvikande, lägre halter. Punkterna 2, 7 och 18 intar en mellanställning mellan dessa grupper. Då felet vid analyserna bör vara nämligen konstant, ökar det relativa analysfelet vid lägre halter för att kanske kunna uppgå till $\pm 10\%$ för de lägsta halterna.

Att presentera gradientförloppen genom att använda elementhaltar torde ej ge en rättvisande bild över förloppen. Föremålgar kvoterna metall/kol (Me/C) en bättre uppfattning om spridningsmönstren. I diagram 13.1 har därför tungmetallernas (exklusive krom) förhållande till kol, dvs. Me/C-kvoterna, avsatts logaritmiskt mot linjära sträckan från punkt 1 nedströms via punkterna 2, 3, 4, 6, 9 till punkt 12 i ett lin-logdiagram. Observera här att Hg/C-kvoten är uttryckt i ng/g ts/%

Totalhalter As, Cr

$\mu\text{g/g ts}$

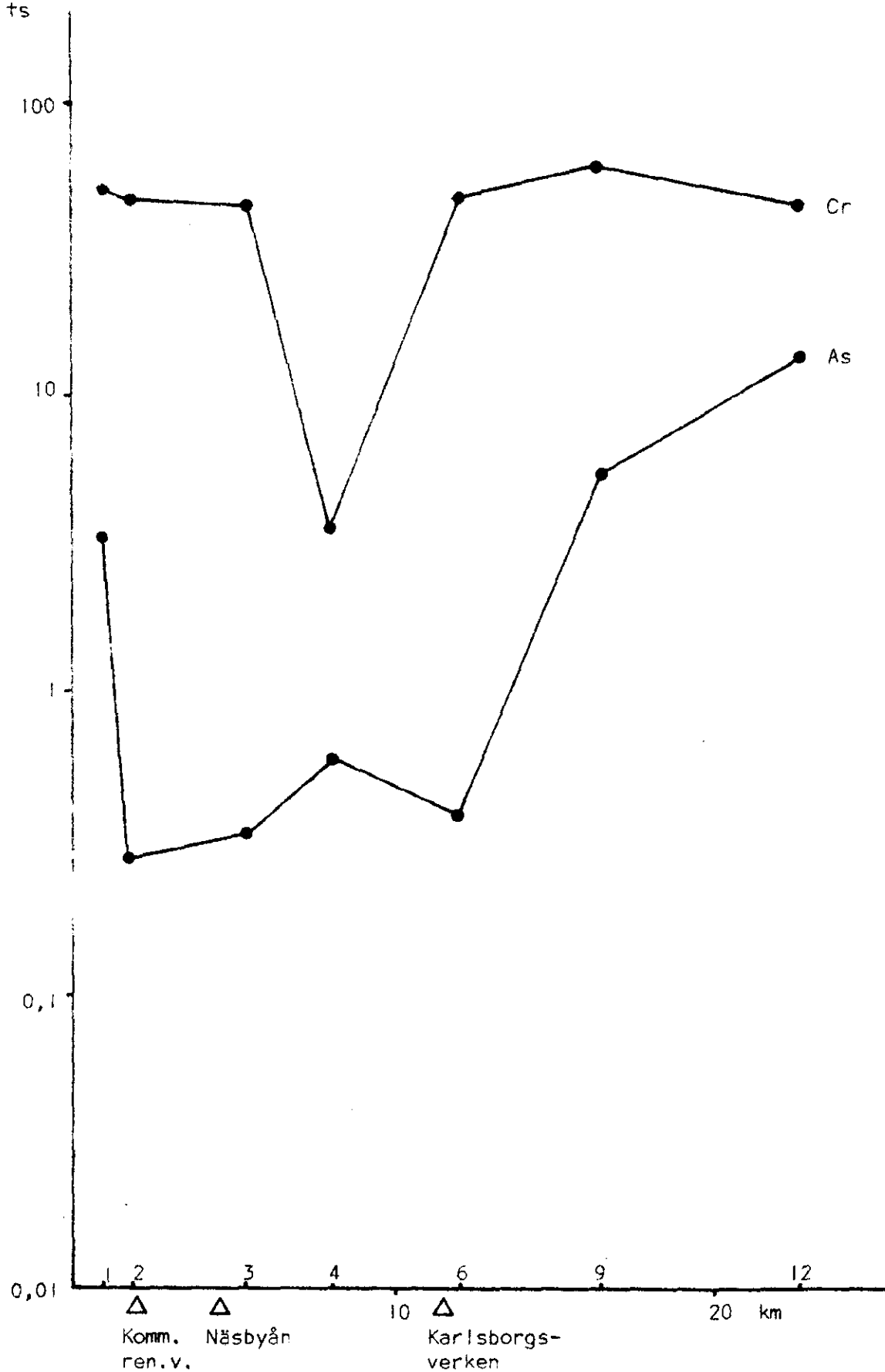


Diagram 13.3. Gradienter (totalhalter, $\mu\text{g/g ts}$) för Cr och As från provpunkt 1 nedströms undersökningsområdet via punkterna 2, 3, 4, 6, 9, till punkt 12 (se text).

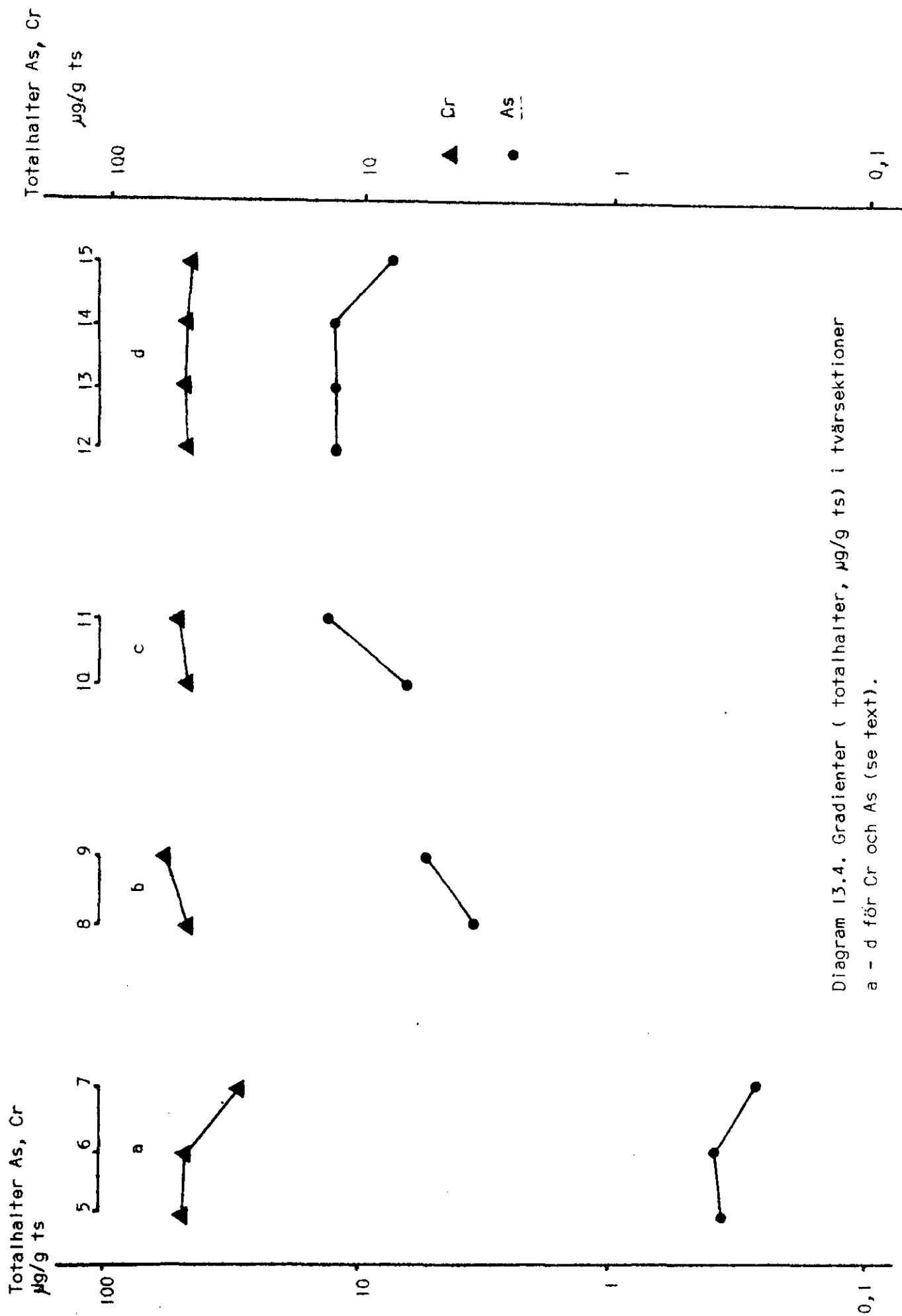


Diagram 13.4. Gradients (totalhalter, $\mu\text{g/g ts}$) i tvärsektioner a - d för Cr och As (se text).

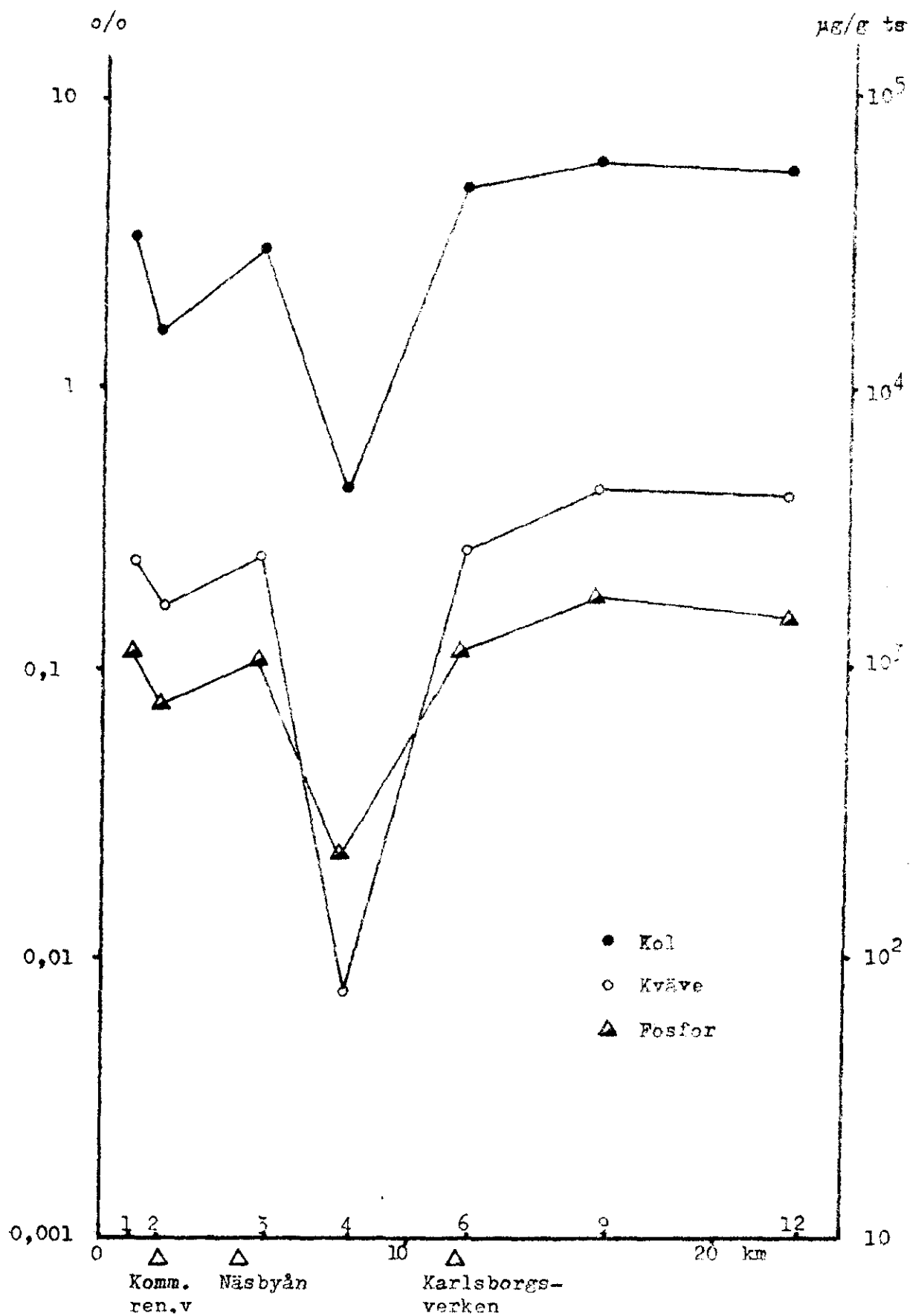


Diagram 13.5. Gradienter för kol, kväve, fosfor från punkt 1 nedströms via punkterna 2, 3, 4, 6, 9 till punkt 12, (se text).

kol-, kväve- och fosforhalterna avsatts i tvärsektionerna a - d. Fördelningen visar i sektion a högsta halten kol i punkt 6, medan kväve och fosfor däremot uppvisar de högsta halterna i punkten 5, detta möjligen beroende på kommunala utsläpp uppströms i älvmyningen och längs älven. Sektion b visar även för dessa tre element en förskjutning av halterna mot Repskärsfjärdens östra sida. Samtliga behandlade element uppvisar denna förskjutning i sektion b, dvs. punkterna 9-10. Sektion c uppvisar för kol och i någon grad för kväve en förskjutning mot väster i fjärden, medan fosfor även i denna sektion är förskjuten mot öster. I sektion d är inverkan utifrån Bottenviken eller från fjärden öster om Båtskärsnäs tillräckligt omfattande för att förhöjningen i punkterna 13 och 15 skall bli märkbara. Kol och kväve visar en nära identisk fördelning i sektionen; aningen av en förhöjning mot punkt 12 kan möjligen skönjas.

Gradientförloppen i diagram 13.1 - 13.6 med de för flertalet element högsta värdena vid Karlsborgsverken och förskjutningarna av kvoter och halter mot östra delarna av Repskärsfjärden antyder att en icke oväsentlig del av föroreningarna av de undersökta elementen kan hänföras till utsläpp från Karlsborgsverken. Det framgår dock tämligen klart att tillskott av föroreningar tillförs från öster och sydost till punkterna 15,

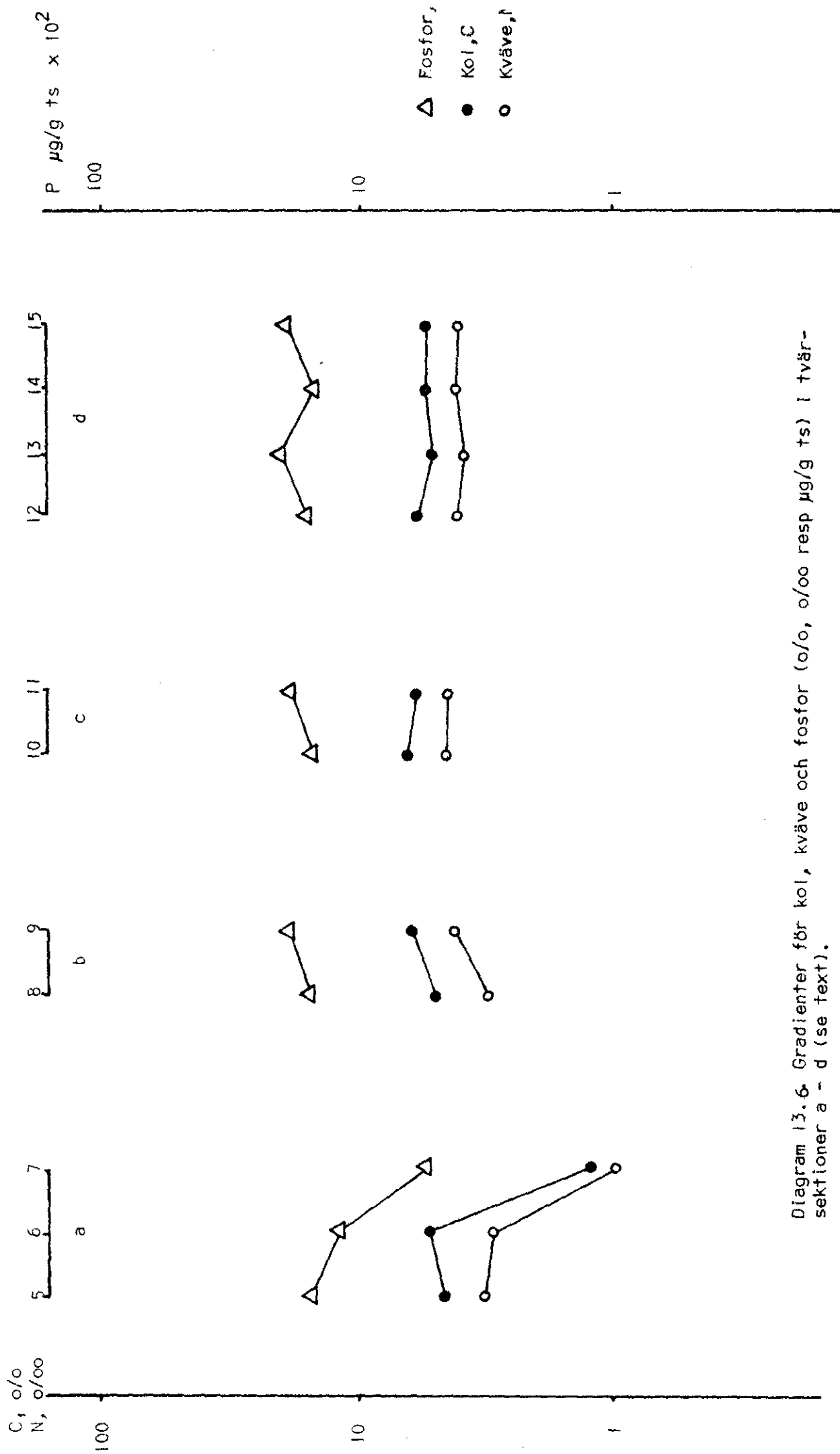
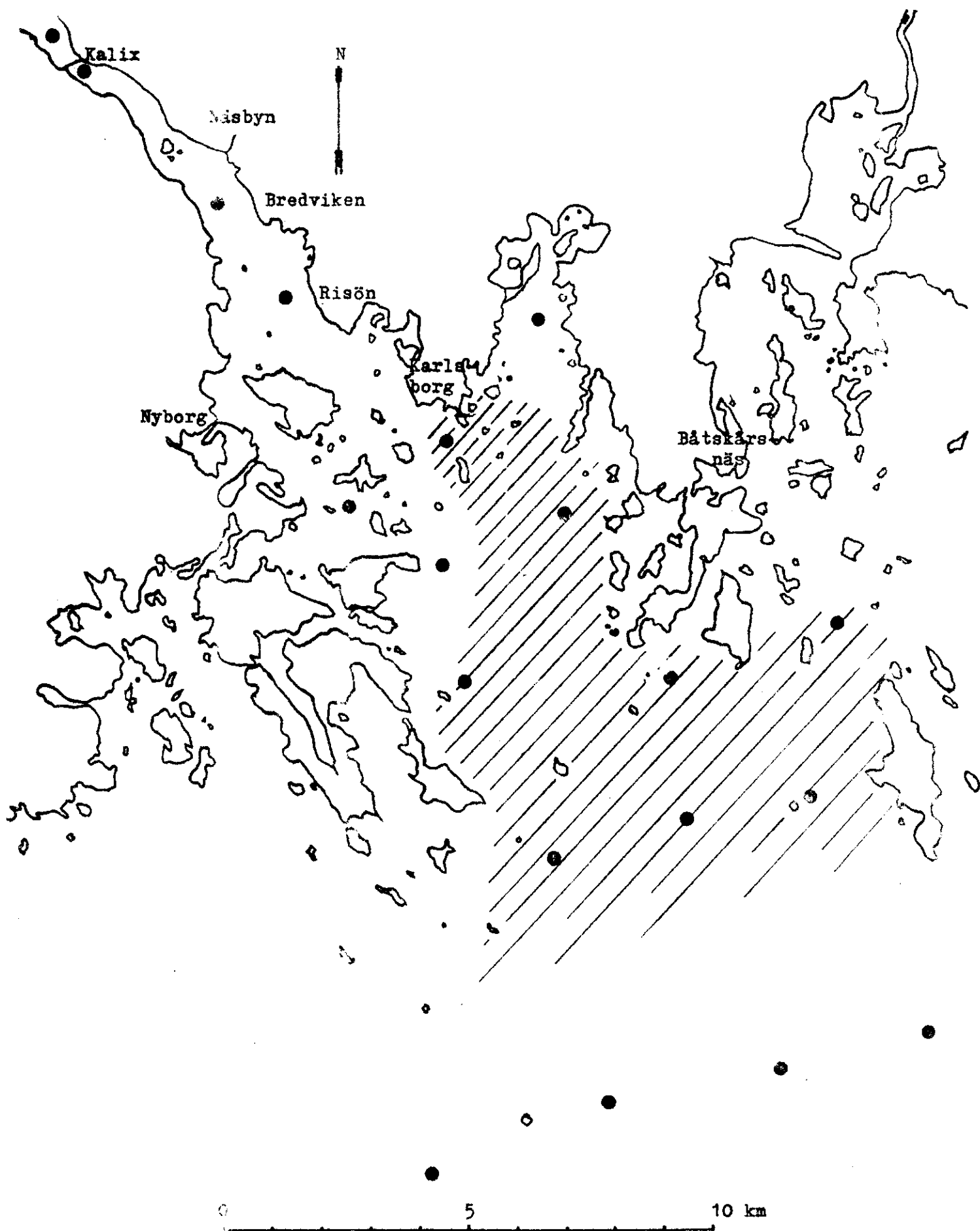


Diagram 13.6. Gradienter för kol, kväve och fosfor ($\mu\text{g/g ts}$) i tvärsnitt a - d (se text).

14, 13 och 11, samt naturligtvis till de långt ut mot Bottenviken belägna punkterna 16 - 19. De förhöjda kolhalterna under senare tid i ytsedimenten i punkterna 11 - 14 (diagram 8.1.c), pekar på att en viss inverkan sker även i dessa punkter från Karlsborgsverkens utsläpp.

De halter som konstaterats i området av de olika ämnen är för närvarande inte på något sätt alarmerande. Möjligen kan kvicksilverhalterna nedströms Karlsborgsverken ge anledning till viss uppmärksamhet, liksom den sannolika blyförorening som konstaterats i centrala Repskärsfjärden. En sammanfattande översiktssbild över fördelningen av samtliga elements statistiskt avvikande, högre halter presenteras i figur 13.1. En jämförelse med kolhalternas procentuella fördelning i figur 8.2 visar en överensstämmelse som inte är oväntad.



Figur 13.1. Sammanfattande översiktsbild över fördelningen av samtliga elements statistiskt avvikande, högre halter.

14 LISTA ÖVER TAGNA KONTAKTER

Länsstyrelsen i Norrbottens

län byrådir. Arnold Nauwerck

Industrins vatten- och luft-

vård AB Ing. Lennart Lindeström

LKAB, Vitåfors Ing. Gerhard Nilsson

LKAB, Kiruna Ing. Tord Rönqvist

Boliden AB ö.ing Olle Jacobsson /
A. Nauwerck

ASSI Karlsborgsverken lab.ing. Birger Fors

lab.chef Nils Hoffner

Bulten Kanthal AB Lennart Andersson (Bulten-
divisionen, Hellstahammar)Hema hälsov.insp. Sven Kerftu,
Kalix

Kalix kommun - " -

Överkalix kommun hälsov.insp John Pohjanen

Gällivare kommun R. Bengtson, Fiskenämden

15 LITTERATURLISTA

- Andersson, A., 1970: Något om kvicksilvers geokemi.
- Axelsson & Håkansson, 1971: Sambandet mellan kvicksilverförekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln.
UNGI rapp 11, Del 1.
- Axelsson & Håkansson, 1972: Sambandet mellan kvicksilverförekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln.
UNGI rapp 14, Del 2.
- Axelsson & Håkansson, 1972: Sambandet mellan kvicksilverförekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln.
UNGI rapp 15, Del 3.
- Axelsson & Håkansson, 1974: Sambandet mellan kvicksilverförekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln.
UNGI rapp 35, Del 4.
- Axelsson & Håkansson, 1973: Kvicksilver i S Vätterns, Ekolns och Björkens sediment. UNGI rapp 25.
- Bear, F., 1955: Chemistry of the Soil. New York.
- Bergenfelt, S., 1952: Undersökningar av vittringens inverkan på sulfidmineral och sulfidmalmer. Jernkontorets annaler årg 136 H 10.
- Calles, B., 1971: Saltvattens inverkan på suspenderade partiklars sedimentation. Uppsala.
- Ehlert, Grip m fl., 1974: Effekter på vattenkvaliteten i bäckar vid skogsgödsling med ammoniumnitrat och urea. Uppsala.
- Fagerström & Jernelöv, 1970: Water Research 5 (1970) 121.

- Fahlström, R., 1971: Sulfidmalmgruvornas vattenfragor ur miljösynpunkt. Vatten 2 1971.
- Frisk, E. & Öhlund, L.-O., 1973: Kalix älv. Göteborg.
- Fromm, E. 1965: Beskrivning till jordartskarta över Norrbottens län nedanför lappmarksgränsen, Stockholm.
- Förstner & Möller, 1974: Schwermetalle in Flüsse und Seen.
- Harvey, H. W., 1969: The Chemistry and Fertility of Sea Waters. Cambridge.
- Hjorth, S., 1971: Torne och Kalix älvar. UNGI rapp 12. Uppsala 1971. Del 1.
- Hjorth, S., 1971: Torne och Kalix älvar. UNGI rapp 17. Uppsala 1971. Del 2.
- Hägg, G., 1969: Allmän och oorganisk kemi. Stockholm. Industrins vatten- och luftvård AB (IVL AB). Sammanställning av analysdata från recipientundersökningar i Repskärsfjärden 1971 - 1974. Stockholm 1974.
- International Atomic Energy Agency, UN. Mercury Contamination in Man and his Environment. Wien 1972.
- Jackson, M.L., 1956: Soil Chemical Analysis.
- Jeffery, P. G.: Chemical Methods of Rock Analysis. Pergamon Press 1970.
- Jensen & Jernelöv, 1967: Biocidinformation nr 10.
- Jensen & Jernelöv, 1968: Biocidinformation nr 14.
- Jernelöv, A., 1970: Mercury and Food Chains.
- Jernelöv, A., 1968: Vatten 24.

till skillnad mot de övriga metallerna. De streckade linjerna kring värdena för punkt 4 avseende kvicksilver och bly betecknar de maximala kvoterna för dessa element i denna punkt. Generellt gäller att punkt 4 liksom i viss mån även punkt 2 uppvisar högre kvoter genom de låga kolhalterna och den förra torde således dölja den inverkan som eventuellt är tänkbar från Bulten Kanthal AB. Första intrycket av diagrammet ger den uppfattningen att ökningarna i kvoterna för punkt 4 kan hänföras till Bulten Kanthals utsläpp via Näsbyån. Så olyckligt torde det inte vara för denna industri, utan Karlsborgsverkens, Kalix kommuns (inklusive Hemas), och Bulten Kanthals sammanlagda föroreningsmängder återspeglas i de i förhållande till punkterna 1 - 3 förhöjda kvoterna vid punkt 6 i varierande proportioner beroende på vilket element som avses. Osäkerhet råder om provpunkt 3 är så belägen att utsläpp via Näsbyån registreras här; möjligen är denna punkt belägen alltför långt ut i älven. Detta motsäges emellertid av den för punkt 3 utförda diatoméeanalysen (kapitel 4.5). De låga kolhalterna i punkterna 16 - 19, medför att kvoterna här är abnormt höga, varför dessa ej beaktats vid gradientpresentationerna.

I diagram 13.1 är ökningarna av kvicksilver, bly och kadmium särskilt påtagliga, medan zink och koppar

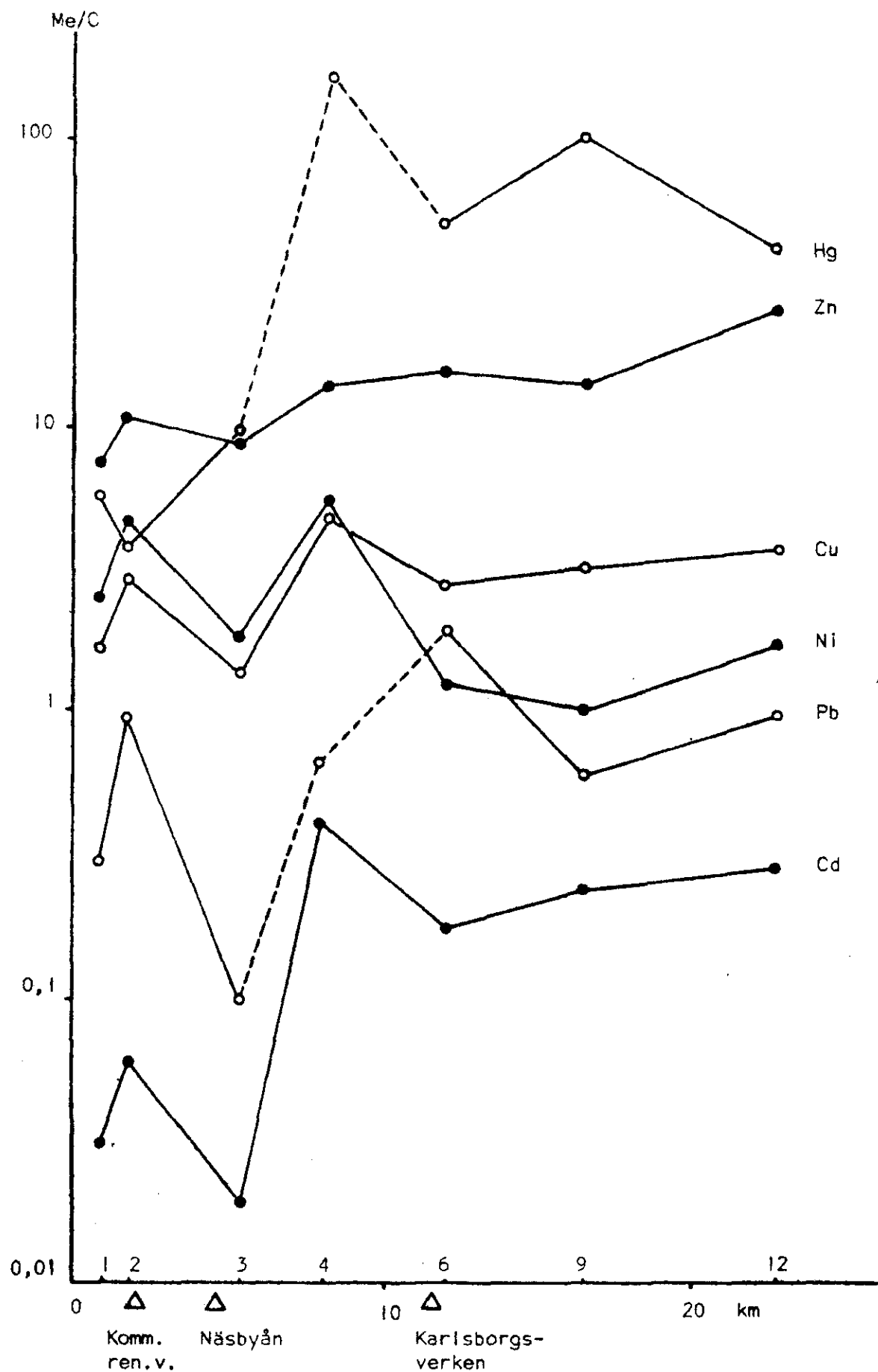


Diagram 13.1. Gradienter (Me/C-kvoter) för Hg, Zn, Cu, Ni, Pb och Cd från provpunkt 1 nedströms undersökningsområdet via punkterna 2, 3, 4, 6, 9 till punkt 12 (se text).

låga halt som punkt 4 uppvisar. Arseniken däremot varierar markant från högre halter i punkterna 1, 9 och 12 till de låga koncentrationerna i punkterna 2-6. Det är osannolikt att enbart påverkan från industrier och kommuner i mynningsområdet orsakar denna förhöjning i punkterna 9 och 12, då Bottenviken uppvisar tämligen höga halter av arsenik i sedimenten; möjligen delvis orsakad av Rönnskärsverkens utsläpp i söder.

Diagram 13.4 visar fördelningen tvärs strömriktningen i tvärsektioner a - d av totalhalterna för krom och arsenik. Fördelningen i sektionerna b och c är analog med tungmetallernas i diagram 13.2; högre kvoter i fjärdens östra del.

Gradienterna från punkt 1 till punkt 12 för de resterande tre elementen, kol, kväve och fosfor presenteras i diagram 13.5. Påtagligt är den följsamhet som elementen uppvisar sinsemellan i diagrammet. Här framgår tydligt de lägre halterna i punkt 2 och i synnerhet punkt 4; detta avspeglas i de högre kvoterna för dessa punkter i diagram 13.1. Ur diagram 13.5 framgår de förhöjningar som sker i punkterna 6-9 nedströms Karlsborgsverken för alla tre elementen, liksom de fallande tendenserna mot punkt 12. I diagram 13.6 har

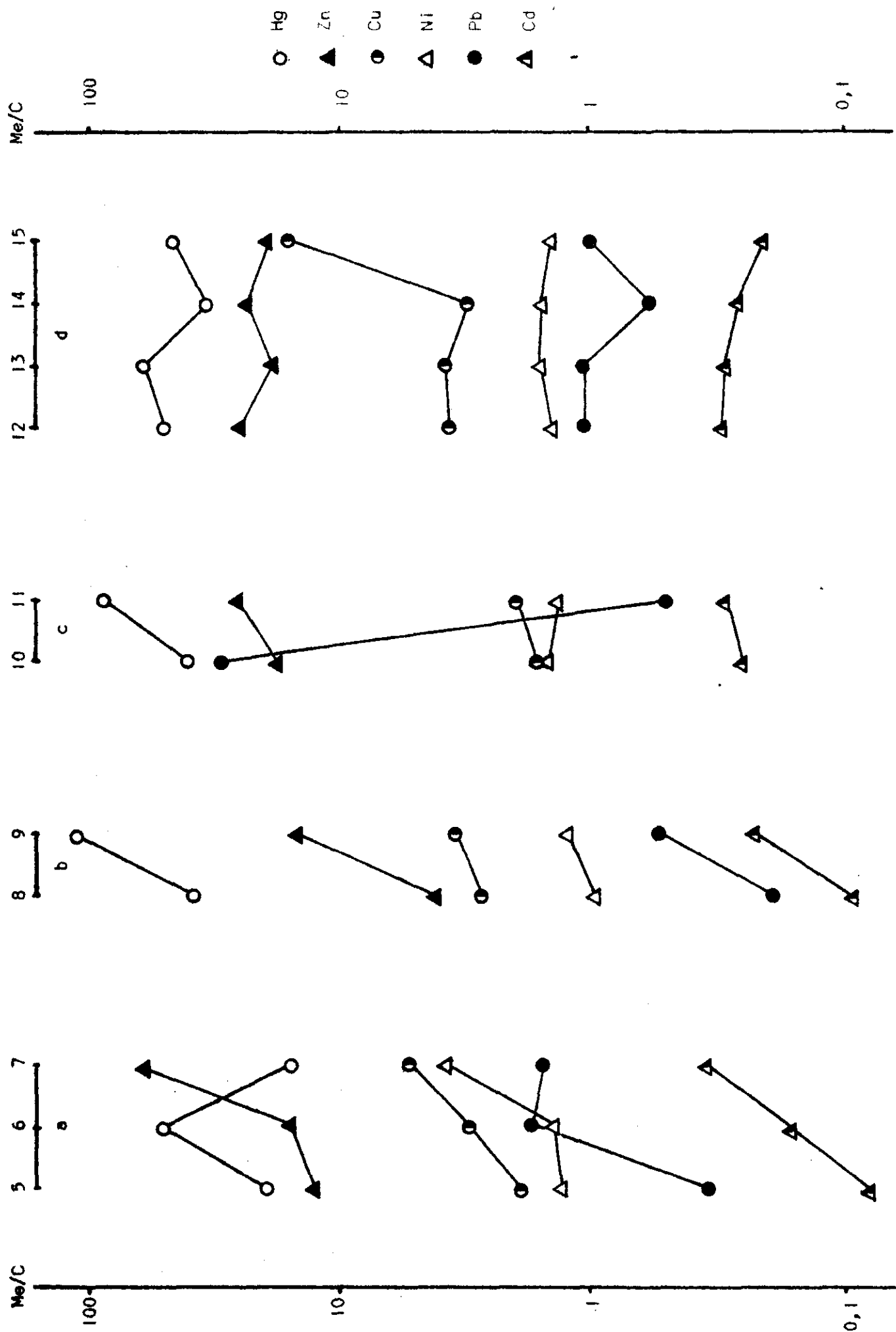


Diagram 13.2. Gradients (Me/C-kvoter) i tvärsektioner a - d (se text).