

**Miljøundersøgelser  
ved Maarmorilik 1994**



**Danmarks Miljøundersøgelser  
Afdeling for Arktisk Miljø  
Juli 1995**

the 1990s, the number of people with a diagnosis of schizophrenia has increased in many countries (1).

There is a growing awareness of the need to improve the quality of life of people with schizophrenia. This has led to a focus on the development of psychosocial interventions that can help people with schizophrenia to live more independently and to participate more fully in society (2).

One of the most common psychosocial interventions is cognitive remediation (CR). CR is a type of therapy that aims to improve the cognitive skills of people with schizophrenia (3).

CR is based on the idea that people with schizophrenia have difficulties with cognitive skills such as memory, attention, and problem-solving (4).

CR aims to help people with schizophrenia to improve these skills and to use them more effectively in everyday life (5).

CR is typically delivered in a group setting and involves a range of activities such as memory training, attention training, and problem-solving exercises (6).

CR has been shown to be effective in improving the cognitive skills of people with schizophrenia (7).

CR has also been shown to be effective in improving the social functioning of people with schizophrenia (8).

CR is a promising intervention for people with schizophrenia and is worth further research (9).

CR is a type of therapy that aims to improve the cognitive skills of people with schizophrenia (10).

CR is based on the idea that people with schizophrenia have difficulties with cognitive skills such as memory, attention, and problem-solving (11).

CR aims to help people with schizophrenia to improve these skills and to use them more effectively in everyday life (12).

CR is typically delivered in a group setting and involves a range of activities such as memory training, attention training, and problem-solving exercises (13).

CR has been shown to be effective in improving the cognitive skills of people with schizophrenia (14).

CR has also been shown to be effective in improving the social functioning of people with schizophrenia (15).

CR is a promising intervention for people with schizophrenia and is worth further research (16).

CR is a type of therapy that aims to improve the cognitive skills of people with schizophrenia (17).

CR is based on the idea that people with schizophrenia have difficulties with cognitive skills such as memory, attention, and problem-solving (18).

CR aims to help people with schizophrenia to improve these skills and to use them more effectively in everyday life (19).

CR is typically delivered in a group setting and involves a range of activities such as memory training, attention training, and problem-solving exercises (20).

CR has been shown to be effective in improving the cognitive skills of people with schizophrenia (21).

CR has also been shown to be effective in improving the social functioning of people with schizophrenia (22).

CR is a promising intervention for people with schizophrenia and is worth further research (23).

CR is a type of therapy that aims to improve the cognitive skills of people with schizophrenia (24).

CR is based on the idea that people with schizophrenia have difficulties with cognitive skills such as memory, attention, and problem-solving (25).

CR aims to help people with schizophrenia to improve these skills and to use them more effectively in everyday life (26).

CR is typically delivered in a group setting and involves a range of activities such as memory training, attention training, and problem-solving exercises (27).

CR has been shown to be effective in improving the cognitive skills of people with schizophrenia (28).

**Miljøundersøgelser  
ved Maarmorilik 1994**

Udarbejdet af :

Frank Riget

Poul Johansen

og

Gert Asmund

Reference :

Riget, F., P. Johansen og G. Asmund 1995: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1994.

Danmarks Miljøundersøgelser, juli 1995, 124 pp

**Danmarks Miljøundersøgelser**

**Afdeling for Arktisk Miljø**

**Juli 1995**



# Indhold

<b>Resume</b> .....	1
<b>Grønlandsk resume</b> .....	3
<b>Summary</b> .....	5
<b>1. Indledning</b> .....	7
<b>2. Indsamling</b> .....	8
<b>3. Analyse og analysekontrol</b> .....	13
<b>4. Resultater</b> .....	17
4.1 Lav .....	17
4.2 Bær .....	31
4.3 Havvand .....	32
4.4 Tang .....	41
4.5 Blåmusling .....	56
4.6 Fisk .....	68
4.6.1 Ammassat .....	68
4.6.2 Hellefisk .....	71
4.6.3 Plettet havkat .....	73
4.6.4 Ulk .....	75
4.6.5 Uvak .....	78
4.7 Reje .....	79
<b>Referencer</b> .....	82

<b>Bilag 1. Analysekontrolkort</b> .....	83
<b>Bilag 2. Analyseresultater for prøver af lav og bær</b> .....	90
<b>Bilag 3. Analyseresultater for prøver af havvand</b> .....	92
<b>Bilag 4. Analyseresultater for prøver af tang</b> .....	95
<b>Bilag 5. Analyseresultater for prøver af blåmusling</b> .....	97
<b>Bilag 6. Analyseresultater for prøver af ammassat</b> .....	99
<b>Bilag 7. Analyseresultater for prøver af hellefisk</b> .....	100
<b>Bilag 8. Analyseresultater for prøver af plettet havkat</b> .....	101
<b>Bilag 9. Analyseresultater for prøver af almindelig ulk</b> .....	102
<b>Bilag 10. Analyseresultater for prøver af uvak</b> .....	105
<b>Bilag 11. Analyseresultater for prøver af rejer</b> .....	106
<b>Bilag 12. Metode til beregning af blynedfald</b> .....	108
<b>Bilag 13. Estimering af forskel i tungmetalkoncentration mellem klørtang og blæretang</b> .....	111
<b>Bilag 14. Statistiske analysemetoder af tidsudviklingen af tungmetalkoncentrationen</b> .....	113
<b>Bilag 15. Statistisk behandling og estimering af tungmetalkoncentrationen i fisk</b>	118
<b>Bilag 16. Statistiske metoder ved behandlingen af rejedata</b> .....	123



## RESUME

Som helhed viser miljøundersøgelserne ved Maarmorilik udført i 1994 et fald eller en stabilisering af forureningsniveauet i forhold til tidligere. I området ved Maarmorilik findes dog fortsat forureningskilder, som bevirker, at der findes forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet. Minevirksomhedens produktion ophørte i 1990.

Spredning af bly med støv er monitoreret ved hjælp af lavarten *Cetraria nivalis* siden 1983, og der kan ses et tydeligt fald i støvspreddt bly. Efter minevirksomhedens ophør er blyspredningen faldet til knap halvdelen. At der stadig spredes blyholdigt støv tolkes således, at metalholdigt støv, som er spredt på land, mens minedriften fandt sted, genophvirvles og optages af lavarten.

I sorte bær findes kun forhøjede metalværdier lokalt ved selve Maarmorilik og ikke i andre undersøgte områder i nærheden.

Forureningen af havvandet har ændret sig drastisk efter minevirksomhedens lukning, idet der nu kun afgives små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af fjorden Affarlikassaa til de frie vandmasser, mens der stadig frigives zink. Dette kan illustreres ved, at der nu kun findes knap 200 kg bly i Affarlikassaa og fjorden Qaamarujuk mod typisk mellem 5 og 10 tons, mens minedriften fandt sted. De tilsvarende tal for zink er omkring 5 tons nu mod typisk mellem 10 og 15 tons tidligere.

I tangplanter indsamlet i tidsvandszonen er der i 1994 forhøjede værdier af zink i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua, mens det blyforurenede område omfatter Affarlikassaa, Qaamarujuk og den del af Perlerfiup kangerlua, som er nærmest Maarmorilik. Bly- og zinkkoncentrationerne er nærmest uændrede i 1994 i forhold til 1993, men de er faldet betydeligt siden 1990. En undersøgelse af bly- og zinkniveauer i tangplanter ved kendte bly-zink mineraliseringer i Ummannaq fjorden viser, at der så godt som i alle tilfælde findes naturligt, lokalt forhøjede bly- og zinkværdier ved disse mineraliseringer.

I blåmuslinger indsamlet i 1994 tidevandszonen findes forhøjede blyværdier i Affarlikassaa, Qaamarujuk og i den ydre del af Perlerfiup kangerlua. Transplantation af blåmuslinger fra et uforurenet område til Maarmorilik-området bekræfter, at tidevandszonen fortsat forurenes med bly, men transplantationsforsøgene tyder på, at påvirkningen efter minedriftens ophør kun er ca. 1/5 af, hvad den var, mens minedriften fandt sted.

De tilbageværende kilder, som belaster tang og blåmuslinger med bly, udgøres primært af blyholdige partikler, som er spredt på land og i tidevandszonen, mens minedriften fandt sted, og som til stadighed tilføres og ophvirvles i tidevandszonen.

I ammassat fandtes i 1994 det laveste blyindhold, som er observeret ved Maarmorilik gennem en længere årrække, og som er på samme niveau som i upåvirkede områder. I prøver af hellefisk, plettet havkat, uvak og alm. ulk fra Qaamarujuk er blyindholdet lavt og gennemgående ikke forhøjet i kødprøver, mens der ses forhøjelser af bly i lever- og benprøver af plettet havkat og alm. ulk. Blyværdierne i fisk er dog generelt faldende. I rejer fra Qaamarujuk findes forhøjede blyværdier. Blyet findes især i rejernes hoveder og skaller.

De tilfælde, hvor der i 1994 er konstateret forhøjet blyindhold i marine organismer ved Maarmorilik, vurderes ikke at indebære sundhedsmæssige risici for mennesker bortset fra blåmuslinger, hvor blyindholdet i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua fortsat er så højt, at det frarådes at indsamle og spise blåmuslinger fra dette område.



## GRØNLANDS RESUME - IMAQARNERSIORLUG NAALISAGAQ

Ataatsimut isigalugu misissuinerit 1994-mi Maarmoriliup eqqaani ingerlanneartut ersersippaat mingutsitsinerup annikilleriarsimanera imaluunniit allannguajaallisimanera. Kisianni Maarmoriliup eqqaani mingutsitsisunik suli peqarpoq, taakkualu avatangiisini aqerlumut zink-imullu kisitsisaasunik qaffasitsitsipput. Aatsitassarsiorfiup piiiaaffigineqarnera 1990-m unitsinneqarpoq.

Aqerlup pujoralattut siammartarnera orsuaatsiaat Cetraria nivalis-imik taaguuteqartinneqartut ikiorsiullugit 1983-miilli malittarineqarsimavoq, taamatullu taaguuteqartinneqartut ikiorsiullugit 1983-miilli malittarineqarsimavoq, taamatullu takuneqarsinnaalluni aqerlup pujoralattut siammartarnera ersarissumik annikillisimasoq. Aatsitassarsiorfiup unitsinneqarnerata kingorna aqerloq siammartinneqartartoq affaannangorsimavoq. Suli aqerlumik akulimmik pujoralaqartarnera ima nassuiarniarneqarpoq, tassa pujoralak saffiugassanik akulik piiaanerulli nalaani nunamut siammarsimasoq teqqalatinneqarluni orsuaatsianut akunngortarmat.

Paarnani annertunerusunik saffiugassanik akoqalersimasuni Maarmorilippiami kisimi peqarpoq allani eqqaani misissorneqarsimasuniunngitsoq.

Immamik mingutsitsineq aatsitassarsiorneq matuneqarmalli allanngorujussuarsimavoq, tassami maannakut eqqakkat perlukullu Affarlikassaata naqqaniitsut annikitsuinnarmik aqerlumik immamut akulersuimmata, kisiannili suli zink-imik akulersuisuullutik. annikitsuinnarmik aqerlumik immamut akulersuimmata, kisiannili suli zink-imik akulersuisuullutik. Taakkulu imatut ersarissitinneqarsinnaapput tassa maannakut Affarlikassaani Qaamarujummilu aqerloq 200 kg-miinnaammat aatsitassarsiorneq ingerlanneqarallarmat 5 tons 10 tons-illu akornaniittarsimagaluarluni. Zink-imullu kisitsisaasut maanna 5 tons-it missaanniippoq siornanut naleqqiullugu 10 - 15 tons-illu akornaniittarsimagaluartoq.

Equutini tinittarfiusuni katersorneqarsimasuni 1994-mi zink-imik annertunerusumik akoqartut kangerlunni ukunañeersuupput Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani, aqerlumillu mingutsitsiviusimasut tassaallutik Affarlikassaa, Qaamarujuk kiisalu Perlerfiup kangerluata Maarmorilimmut qaninnerusortaa. Aqerlup zink-illu kiisalu Perlerfiup

kangerluata Maarmorilimmut qaninnerusortaa. Aqerlup zink-illu arortinneqarsimasut annertussusaat 1994-mi 1993-mut naleqqiullugu allannungaarsimannngillat, kisiannili 1990-mut naleqqiullugit appariangaatsiarsimallutik. Ummannap kangerluani aqerlussamik zink-issamillu akullit naluneqanngitsut eqqaanni misissuinerit ersersippaat equutini aqerlup zink-illu annertussusaa taakku eqqaanni tamatigut namminerisaminik annertunerusoq.

Uilluni 1994-mi tinittarfiusuni katersorneqarsimasuni Affarlikassaaniitsut, Qaamarujummiitsut Perlerfiullu kangerluata silarpasinnerusortaaniitsut annertunerusumik aqerlumik akoqarput. Uillunik mingutsinneqanngitsunit Maarmorilup eqqarisaanut nussuisimanerup upernarsivaa tinittarfiusoq suli mingutsinneqartoq, kisianni nussuisimanerit malunnarsitippaat mingutsitsineq aatsitassarsiornerup ingerlagallarneranit tallimarterutaannanngorsimasoq. Malunnarsitippaat mingutsitsineq aatsitassarsiornerup ingerlagallarneranit tallimarterutaannanngorsimasoq.

Mingutsitsisuusut kisinngoruttut equutinik uillunillu aqerlumik akoqartitsisuusut tassaanerupput seqummakuaqqat pujoralannguunikut aqerlumik akullit nunami tinittarfianilu aatsitassarsiorneq ingerlanneqarallarmat siammartitersimasut, sulilu pilersuisuusut tinittarfiusumilu siammartinneqartartut.

1994-mi ammassanni aqerloq akuusoq Maarmoriliup eqqaani takuneqartarsimasuni atsaat taama annikitsigaaq, maannalu mingutsinneqarsimannngitsunit annikitsigaluni. Aalisakkani misissorneqarsimasuni qaleralinni, qeeqqani, uukkani kiisalu kanassuni Qaamarujummeersuni aqerloq akuusoq annikippoq tamatigullu nerpaanni anertusisimanani, kisiannili qeeqqat kanassullu tinguini saarnginilu aqerloq akuusoq anertusisimanani, kisiannili qeeqqat kanassullu tinguini saarnginilu aqerloq akuusoq annertusisimavoq. Ataatsimulli isigalugu aqerloq aalisakkani akuusoq anikilliartorpoq. Kinguppanni qaamarujummeersuni aqerloq akuusoq annertusisimasoq takussaavoq. Aqerloq ingammik niaquini qaleruaannilu takussaavoq.

1994-mi immami uumasut annertunerusumik aqerlumik akoqalersimasut nalilerneqarput inuit peqqinnissaannut ulorianaateqanngitsut uillut isigissanngikkaanni, tassami aqerloq akuusoq Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani ima annertutigimmat inuit kajumissaarneqarput taakkunanngaanniit uillut katersoqqunagit nereqqunagillu.

## SUMMARY

As a whole the environmental studies conducted at Maarmorilik in 1994 show a decline or a stabilisation of the pollution level compared to earlier. However, in the Maarmorilik area pollution sources still exist causing elevated lead and zinc levels in the environment. The lead and zinc mine in Maarmorilik stopped production in 1990.

The lead dispersal with dust has been monitored using the lichen *Cetraria nivalis* since 1983, and this dispersal shows a clear decline. After mine closure it has declined to about half. The fact that it is still taking place, is interpreted the way that dust dispersed while mining took place is redispersed to the atmosphere and lead is taken up by the lichen from this dust.

In crawberry elevated metal levels are found only locally at Maarmorilik and not in other localities studied nearby.

The pollution of seawater has changed drastically after mine closure, since now only small amounts of lead are released from settled tailings and waste rock in the fiord Affarlikassaa, while zinc is still released. Now only about 200 kg lead is found in Affarlikassaa and the neighbouring fiord Qaamarujuk compared to about typically between 5 and 10 tonnes while mining took place. The similar figures for zinc are about 5 tonnes now and between 10 and 15 tonnes earlier.

In seaweed sampled in 1994 in the intertidal zone, elevated zinc levels are found in the fiords Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua, and elevated lead levels in Affarlikassaa, Qaamarujuk and the part of Perlerfiup kangerlua closest to Maarmorilik. In 1994 lead and zinc levels are almost similar to 1993 levels, but they have decreased significantly since 1990. A study of lead and zinc in seaweed from known lead zinc mineralisations in the Uummapnaq Fjord shows that in almost all cases naturally locally elevated lead and zinc levels are found at these mineralisations.

In blue mussels sampled in 1994 in the intertidal zone elevated lead levels are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and the outer part of Perlerfiup kangerlua. Transplantation of blue mussels from an unpolluted site to the Maarmorilik area confirms, that the intertidal zone still is affected by lead pollution. However the transplantations indicate that the impact after mine closure has declined to about 1/5 of the level found while mining took place.

The pollution sources remaining in the area still affecting seaweed and blue mussels probably primarily are lead rich particles, which have dispersed on land and in the intertidal zone while mining took place, and which now enter and are redispersed in the intertidal zone.

In capelin from Maarmorilik the lead concentration in 1994 was the lowest observed for many years, and it was at the same level as in localities unaffected by mining. In fish samples of Greenland halibut, spotted wolffish, Greenland cod and shorthorn sculpin the lead concentration is low and mostly not elevated in muscle samples, while elevated lead levels are found in liver and bone samples of spotted wolffish and shorthorn sculpin. Prawns from Qaamarujuk have elevated lead concentrations, primarily in their heads and shells.

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 1994 are assessed not to imply health risks for humans, except in blue mussels from Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua, where lead concentrations still are so high that it is recommended not to collect and eat blue mussels.

## 1. INDLEDNING

Ved Maarmorilik i Uummannaq kommune blev der brudt zink- og blymalm fra 1973 til 1990 af selskabet Greenex A/S. Malmen fandtes hovedsagelig i fjeldet "Sorte Engel", hvor den blev udsprængt i ca. 600 m's højde og transporteret med tovbane over fjorden Affalikassaa til et opberedningsanlæg i Maarmorilik. Her blev produceret et zink- og et blykoncentrat, som blev lastet på skibe og transporteret til smelteværker i Europa.

Efter opberedning udledtes restprodukterne ("tailings") i 30 m's dybde til Affarlikassaa. Medens minedriften stod på, gav denne udledning anledning til, at der årligt opløstes flere tons bly og zink i fjordvandet og dermed til en betydelig forurening af havmiljøet. I forbindelse med brydning og transport af malm samt transport af koncentrat blev der desuden spredt bly- og zinkholdigt støv til omgivelserne. Gråbjerg, dvs. udsprængt materiale, der ikke var malm, blev bl.a. kørt til åbninger i fjeldet, og skubbet ud over de stejle fjeldsider. Derved opstod "gråbjergsdumpe" på flere hundrede tusinde tons med et ikke ubetydeligt indhold af bly og zink. En af disse dumpe "Gl. Gråbjergsdump" gav især anledning til forurening af havmiljøet med bly og zink. I sommeren 1990 blev "Gl. Gråbjergsdump" gravet op og bl.a. anbragt oven på tailings i bunden af Affarlikassaa.

Forureningen i området blev overvåget, mens minedriften fandt sted. Overvågningen er fortsat efter minedriftens ophør og omfatter indsamling og analyse af havvand, sedimenter, tang, musling, fisk, rejer, fugle og lavplanter for bly og zink. Denne rapport omhandler resultaterne fra indsamlingerne i 1994, og den sammenlignes med tidligere resultater.

## 2. INDSAMLING

### Lav- og bærprøver

Lavprøver indsamledes ved standardstationer for tang og musling (stationskort over Maarmorilik figur 2.1 og 2.2). Desuden indsamledes i 1994 lavprøver fra 4 stationer i Wegener dal, og i 1993 indsamledes lavprøver omkring de to vestlige gråbjergsdumpe i Affarlikassaa. Kun frisk levende lav, der vokser oven på dødt, organisk materiale, indsamles, således at det indsamlede lav ikke har haft mulighed for at optage metaller fra de underliggende bjergarter. Sortebær indsamledes ved stationer T10, T33, T36 og L.

Lavprøverne blev indsamlet og transporteret i papirposer. Bærprøverne indsamledes i polyethylenposer og blev opbevaret dybfrosset indtil analyse.

### Havvandsprøver

I september 1994 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1, 3, 10, 12, 16, 17, 18 og 19 samt ved en station i Amitsuatsiaq (figur 2.1 og 2.2). Indsamlingerne foregik fra havforskningskibet "Adolf Jensen" med en 2½ liter Hydrobios vandhenter. Samme dag filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm nucleopore filter. For at konservere prøverne tilsattes dernæst 1 ml superren salpetersyre pr. liter. Samtidig med prøvetagningen bestemtes temperaturen ved hjælp af et vendetermometer.

### Tang

I september 1994 indsamledes prøver af blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*) på 29 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua og ved Qeqertat (jf. figur 2.1 og 2.2). Endvidere blev der indsamlet prøver ved kendte bly- zinkmineraliseringer på øen Appat vest for Maarmorilik og i fjorden Kangerluarsuk



nord for Maarmorilik. Derudover blev der på station T1A indsamlet tang, som var blevet transplanteret til stationen i 1993 fra station L.

Ved hver station blev der samlet to prøver af skudspidser. Blæretang blev samlet, hvis den fandtes på stationen, ellers langfrugtet klørtang. I tre tilfælde blev der taget prøver af hele tangplanter.

Prøverne blev skyllet i ionbyttet vand på Adolf Jensen og nedfrosset i plastposer.

### Blåmusling

I september 1994 indsamledes blåmuslinger på 16 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua og ved Qeqertat (jf. figur 2.1 og 2.2). Endvidere blev der indsamlet blåmuslinger ved en mineralisering på Appat. Derudover blev der indsamlet blåmuslinger på stationer, hvortil der var blevet transplanteret muslinger i 1991, 1992 og 1993. Ved hver station blev det tilstræbt at indsamle 20 individer i størrelsesintervallet 7-8 cm. Ved station G og ved APPAT blev der indsamlet muslinger i to størrelsesgrupper og på station L i tre størrelsesgrupper.

Vægt og antal muslinger i hver størrelsesgruppe blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

### Fisk

I marts 1994 blev der af lokale fiskere indsamlet 10 hellefisk (*Reinhardtius hippoglossoides*) i Qaamarujuk-fjorden og i juli blev der indsamlet 20 ammassat (*Mallotus villosus*) med håndnet i kystzonen i den indre del af Qaamarujuk-fjorden. I september indsamledes prøver af plettet havkat (*Anarhicas minor*), almindelig ulk (*Acanthocottus scorpius*), og uvak (*Gadus ogac*) i to områder af Qaamarujuk-fjorden, henholdsvis 1-2 og ca. 5 km fra

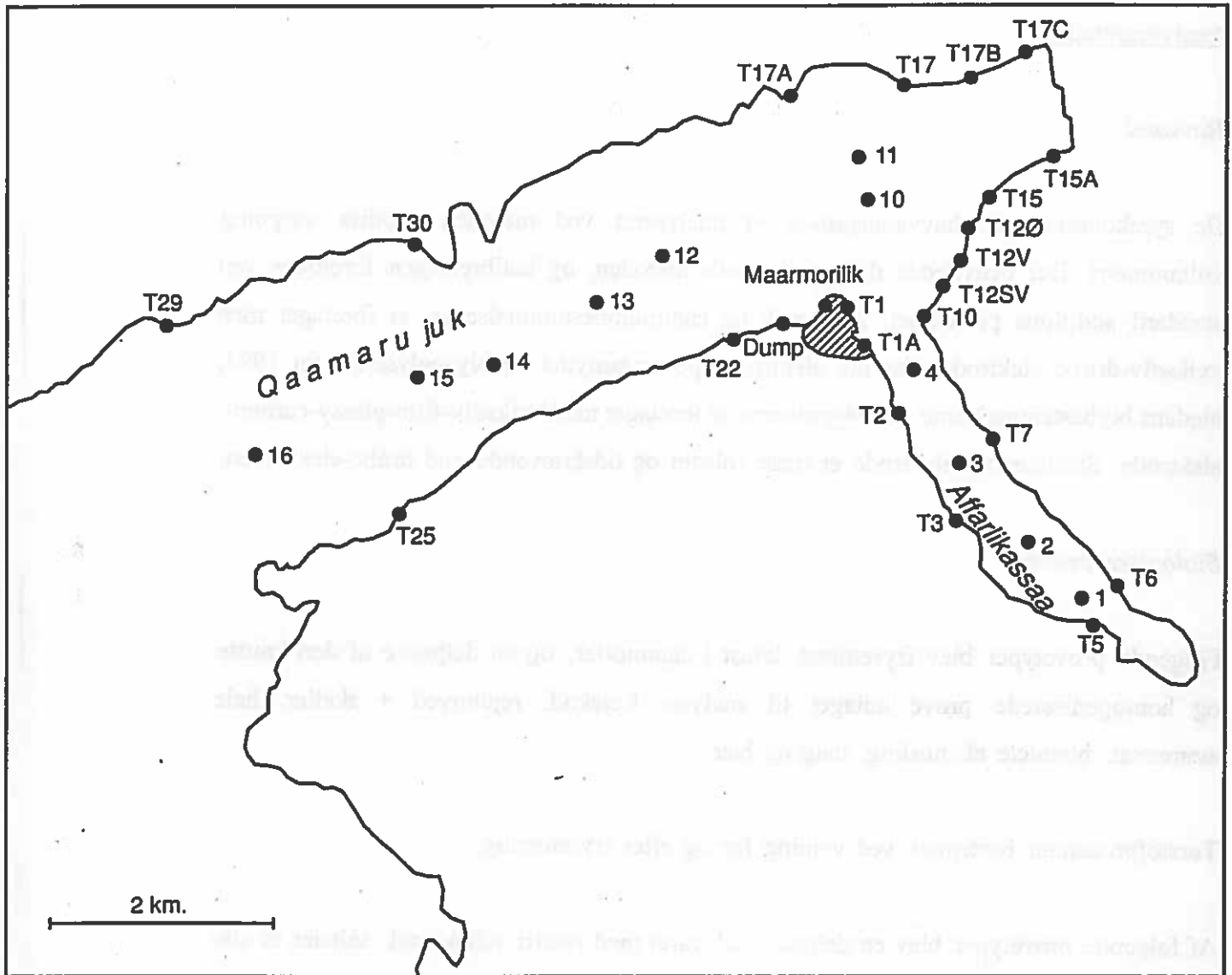
Maarmorilik, og ved referenceområdet Amitsuatsiaq.

Af plettet havkat og ulk blev der taget kød-, lever- og benprøver, mens der af hellefisk og uvak kun blev taget kødprøver. Ammassat blev nedfrosset hele.

### Rejer

I september 1994 indsamledes prøver af rejer (*Pandalus borealis*) i to områder af Qaamarujuk-fjorden henholdsvis 1-2 og 2-5 km fra Maarmorilik, og ved referenceområderne Amitsuatsiaq og Salleg. Rejerne blev fanget i krabberuser med finmasket net, og blæksprutte og fiskerester som agn.

Rejerne blev størrelsesklasseinddelt, og rejerne i hver klasse blev delt i to prøver, den ene bestående af kødet, den anden af hoved- og skaldelene. Meget små rejer blev analyseret hele.



**Figur 2.1.** Stationskort over Maarmorilik-området. Tal angiver stationer for indsamling af vandprøver. Stationer markeret med "T" og et tal viser indsamlingslokaliteter for tang, blåmusling og lav.

### 3. ANALYSE OG ANALYSEKONTROL

#### Analysemetoder

##### *Havvand*

De syrekonserverede havvandsprøver er analyseret ved metoden anodisk stripping voltammetri. Der benyttedes differential puls metoden, og kalibreringen foretoges ved standard additions princippet. Alle zink og cadmiumbestemmelserne er foretaget med kviksølv-dråbe elektrode. Samme elektrodetype er benyttet til blyanalyserne før 1994, medens blybestemmelserne i 1994-prøverne er foretaget med kviksølv-film-glassy-carbon-elektrode. Sidstnævnte elektrode er mere følsom og tidskrævende end dråbe-elektroden.

##### *Biologiske prøver*

Følgende prøvetyper blev frysetørret, knust i agatmorter, og en delprøve af den knuste og homogeniserede prøve udtaget til analyse: Rejekød, rejehoved + skaller, hele ammassat, bløddede af musling, tang og bær.

Tørstofprocenten bestemtes ved vejning før og efter frysetørring.

Af følgende prøvetyper blev en delprøve udskåret med rustfri stålskalpel, således at alle overflader af delprøven var frisk udskårne. Fiskekød-, fiskelever- og fiskebenudskæringen blev foretaget, medens prøverne var delvist frosne på et plastbræt, og håndteringen skete med en plastpincet.

Tørstofprocenten bestemtes ved afvejning af 2-3 g materiale i porcelænsdigler og tørring i varmeskab ved 105°C til konstant vægt.

Lavprøverne blev først finsorteret, så tørret ved 60°C i et døgn og derefter analyseret som de frysetørrede prøver.

## 4. RESULTATER

### 4.1 Lav

Støvspredningen omkring Maarmorilik har været undersøgt siden 1979. Det vistes (Pilegaard 1983), at indholdet af en række metaller i en række lav og plantearter aftog med stigende afstand fra minen "Den sorte Engel" efter følgende formel:

$$\ln(\text{koncentration}) = \ln A + \beta \cdot \ln(\text{afstand}).$$

Af særlig interesse er, at metalkoncentrationen i lavplanten snekruslav (*Cetraria nivalis*) også fulgte denne formel og har gjort det lige siden. Denne lavart vokser fortrinsvis på dødt organisk materiale og optager udelukkende sin næring gennem nedfald på plantens overflade. Planten er derfor en velegnet indikator til registrering af støvnedfald.

Da det væsentligste miljøproblem ved Maarmorilik har været bly, har støvspretningsmålingerne været koncentreret om bly. Siden 1990 er der desuden analyseret for zink. I forhold til tidligere rapporter er der indført en mere detaljeret statistisk databehandling, der deler nedfaldsområdet op i 3 dele.

Minedriften stoppede i 1990. Hovedparten af nedrivningen og oprydningen skete i sommeren og efteråret 1990. Derefter må tilførslen af blyholdigt støv fra selve mineaktiviteterne være ophørt. Dette betyder dog ikke, at blyindholdet i snekruslav indsamlet i 1991, 1992, 1993 og 1994 vil være faldet ned til det naturlige niveau. Der kan stadig være bly tilbage i planterne, som er optaget i 1990 eller tidligere. Endelig må man regne med, at blyholdigt støv, som er spredt i området, mens minedriften fandt sted, stadig af vinden undertiden kan hvirvles op og blive afsat på lavplanterne.

### Koncentrationsniveauer for lav

Analyseresultaterne er gengivet i bilag 2. De højeste koncentrationer findes inden for en radius af 1 km fra Maarmorilik, hvor der i 1994 i gennemsnit var 132 mg/kg bly (47,4-251) og 90 mg/kg zink (58,8-110). I det indre af Affarlikassaa var blykoncentrationen 24,2 mg/kg (16,5-37,2) og zinkkoncentrationen 29,7 mg/kg (27,2-31,1).

Hovedspredningsområdet for støv har vist sig at være nærområdet og området vest for Maarmorilik. I figur 4.1.1 er dette område vist. Det består af et nærområde med radius 1 km med centrum i Maarmorilik, et mellemområde fra 1 til 2½ km dækkende en halvcirkel NNV for Maarmorilik, og et fjernområde over 40°C mod vest fra 2½ til 23 km fra Maarmorilik.

De stationer, der benyttes, er:

Nærområde	T2, T10, T12SV, T12V, T22
Mellemområde	T12Ø, T15, T15A, T17, T17A, T17B
Fjernområde	T25, T30, T29, T36, T37, T38

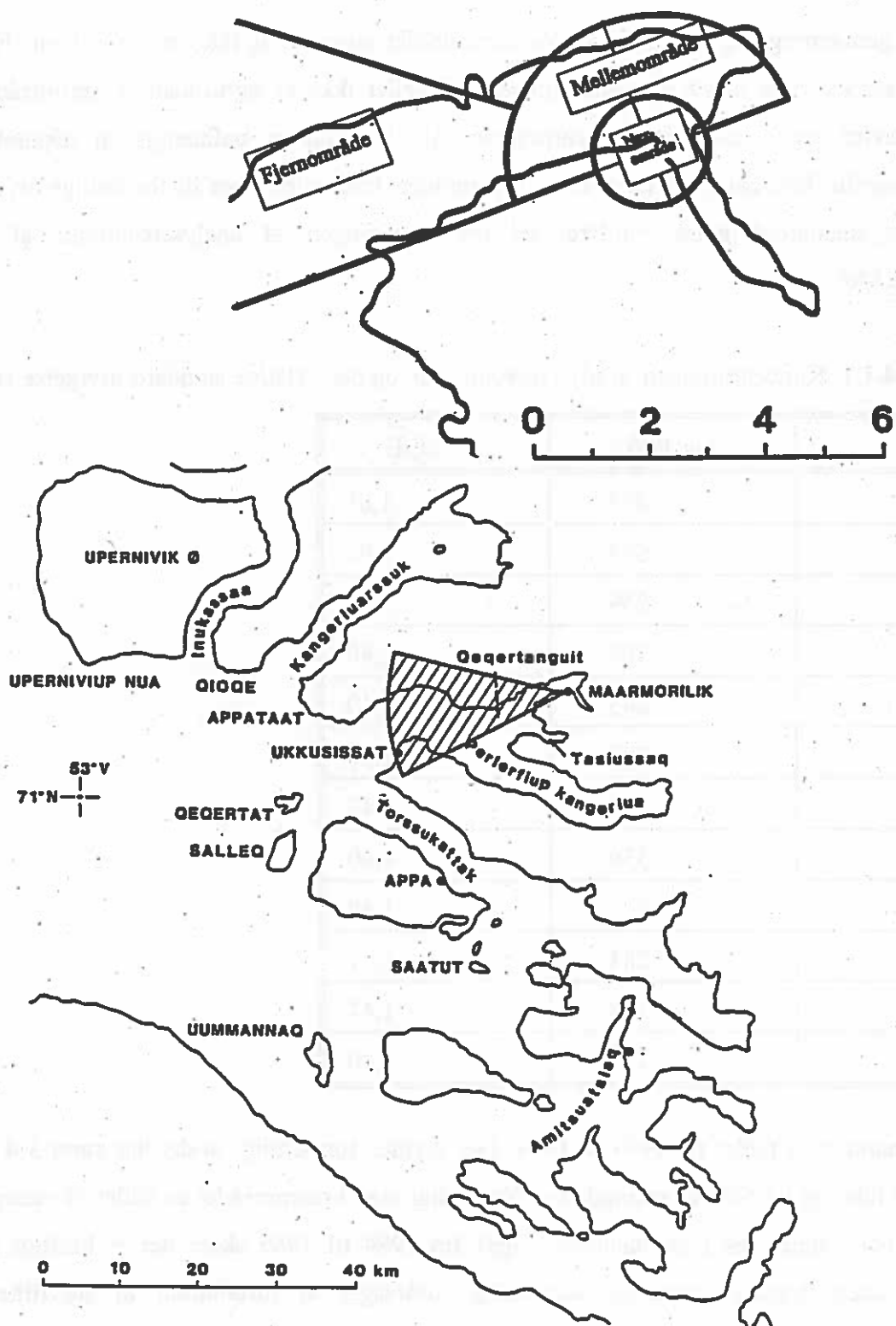
Der er foretaget en statistisk bearbejdning af blyanalyserne fra ovennævnte stationer for perioden 1983 til 1994 på grundlag af modellen:

$$\ln C = \mu_o + f_{\text{år}} + (\beta + \beta_{\text{år}} + \beta_{\text{omr}}) \cdot \ln A + \epsilon$$

C	=	koncentration af bly i lav,
$\mu_o$	=	$\ln C$ for 1994 i afstanden 1 km,
$f_{\text{år}}$	=	effekten af året,
$\beta$	=	generel afstandsafhængighed,
$\beta_{\text{år}}$	=	effekt af om afstandsafhængigheden er afhængig af året,
$\beta_{\text{omr}}$	=	effekt af hvilket område stationen ligger i,
$\epsilon$	=	tilbageværende uforklaret variation.

Gennemregning af denne model giver som første resultat, at  $\beta_{\text{omr}}$  er stærkt signifikant. Der er altså forskellig afstandsafhængighed i de 3 områder. Det vælges derfor at behandle områderne hvert for sig i den videre statistiske bearbejdning.





Figur 4.1.1. Områder over hvilket blynedfaldet beregnes.

### Nærområdet

Første gennemregning af modellen for nærområdet viser, at  $\beta_{1r}$  ikke er signifikant. Fjernes denne effekt, viser næste gennemregning, at  $\beta$  heller ikke er signifikant. I nærområdet må man derfor regne med, at koncentrationen af bly i lav er uafhængig af afstanden til Maarmorilik. Efterfølgende tabel viser nærområdets koncentrationer de forskellige år, og den relative standardafvigelse vurderet ud fra spredningen af analyseresultater af lav i nærområdet.

**Tabel 4.1.1.** Koncentrationen af bly i nærområdet, og den relative standard afvigelse (r.S.E.)

År	mg Pb/kg	r.S.E.
1983	473	1,61
1984	553	1,61
1985	259	1,47
1986	303	1,40
1987	243	1,40
1988	283	1,40
1989	348	1,47
1990	339	1,40
1991	214	1,40
1992	284	1,47
1993	338	1,47
1994	132	1,40

Mest markant er faldet fra 1993 til 1994. Det skyldes formentlig, at det har været 3-4 år fra minens lukning i 1990, før mængden af blyholdigt støv i nærområdet er faldet så væsentligt, at det har kunnet ses i lavplanterne. Også fra 1984 til 1985 skete der et kraftigt fald i nærområdets blystøvelastning, formentlig forårsaget af installation af støvfiltre ved knuseværket i minen.

## Mellemområdet

Første gennemregning af modellen viste, at  $\beta_{ar}$  ikke er signifikant. Efter fjernelse af  $\beta_{ar}$  giver modellen, at  $\beta$  og  $f_{ar}$  er stærkt signifikante. I mellemområdet er der altså en afstandsafhængighed, som er den samme for alle år, og et niveau, som ikke er det samme i alle år. Det viser sig, at  $\beta$  netop er  $\div 1,-$  og der er således omvendt proportionalitet mellem afstand og blykoncentrationen i lav. I efterfølgende tabel ses de udregnede koncentrationer af bly i afstanden 1 km og 2½ km samt den relative standardafvigelse, udregnet fra modellen:

$$\ln C = \mu_0 + f_{ar} - \ln(\text{Afstand}) + \epsilon$$

**Tabel 4.1.2.** Koncentrationen af bly i lav i afstanden 1 km og 2½ km fra Maarmorilik udregnet ud fra modellen for mellemområdet.

År	1 km mg/kg	2½ km mg/kg	r.S.E.
1983	348	139	1,33
1984	431	173	1,33
1985	211	84	1,26
1986	448	179	1,20
1987	174	70	1,18
1988	261	104	1,18
1989	225	90	1,18
1990	269	108	1,18
1991	178	71	1,18
1992	147	59	1,18
1993	186	74	1,18
1994	128	51	1,18

Også i mellemområdet er der sket et fald i perioden 1990-1994 med 1994 som klart laveste år. Faldet er ikke helt så markant som for nærområdet, og 1993 var, ligesom for nærområdet, overraskende højt.

## Fjernområdet

Første gennemregning af modellen viste, at  $\beta_{1r}$  ikke er signifikant. Efter fjernelse af  $\beta_{1r}$  fås, at  $\beta$  og  $f_{1r}$  er signifikante. Ganske som for mellemområdet fås altså, at afstandsafhængigheden er den samme for alle år, og at niveauet ikke er det samme i alle år. Afstandsafhængigheden er større for mellemområdet, idet  $\beta$  er  $\div 1,41$ . Den efterfølgende tabel viser de beregnede koncentrationer i afstandene 2½ km og 23 km, områdets yderpunkter, og den relative standard afvigelse udregnet fra modellen.

**Tabel 4.1.3.** Koncentrationen af bly i lav i afstanden 2½ km og 23 km fra Maarmorilik udregnet ud fra modellen for fjernområdet.

År	2½ km mg/kg	23 km mg/kg	r.S.E.
1983	506	22,1	1,64
1984	265	11,6	1,64
1985	221	9,7	1,57
1986	217	9,5	1,54
1987	113	4,9	1,57
1988	160	7,0	1,57
1989	139	6,1	1,57
1990	136	5,9	1,52
1991	45	2,0	1,52
1992	91	4,0	1,52
1993	78	3,4	1,52
1994	82	3,6	1,57

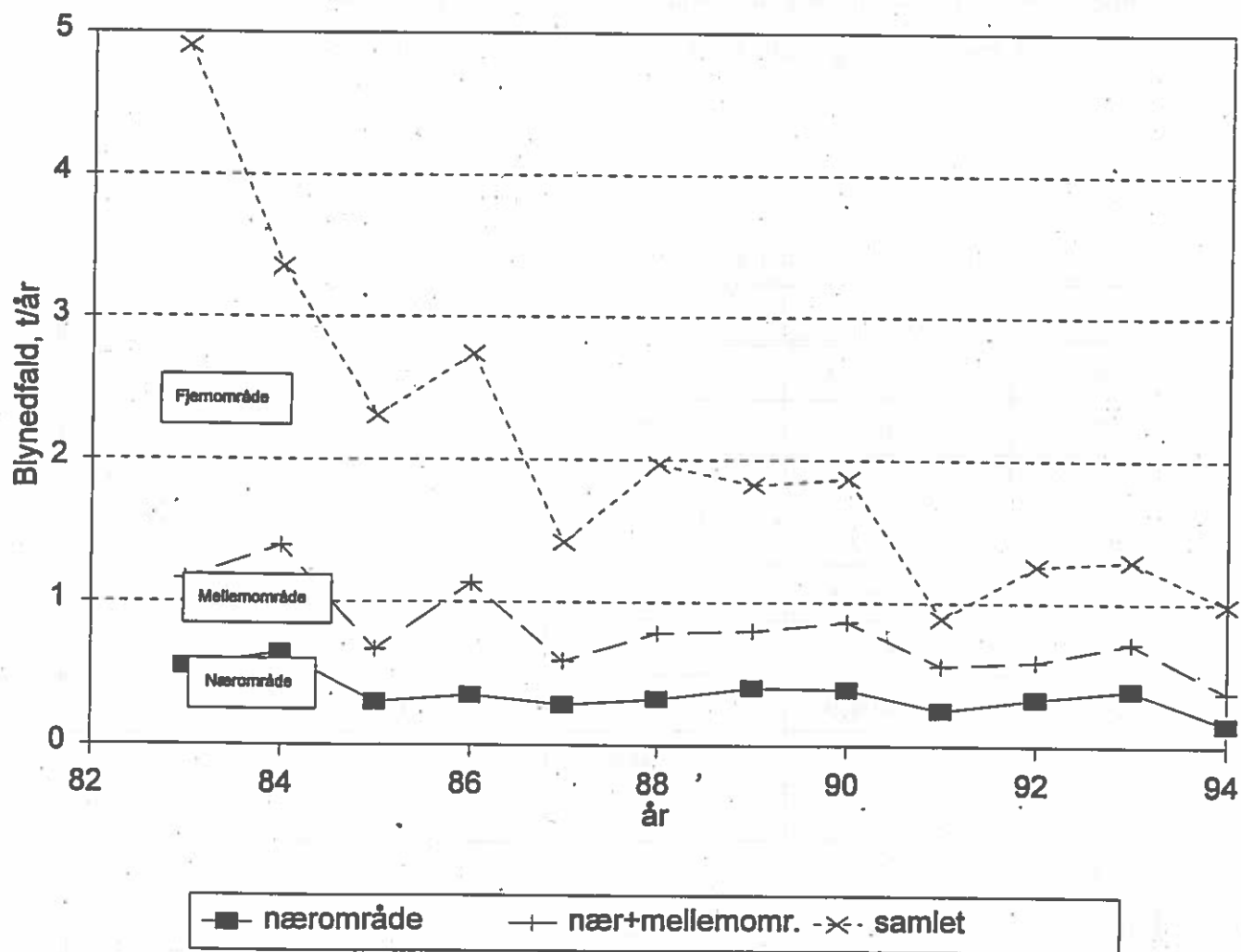
I fjernområdet skete der et fald fra 1990 til 1991, men derefter en stigning til et niveau, som er næsten det samme i 1992-1994, et niveau der er lidt lavere end 1990-niveauet. Det tydelige fald fra 1990 til 1991 både i mellemområdet og fjernområdet kan formentlig forklares ved, at spredningen af blyholdigt støv fra en højtliggende kilde, knuseværket i Sorte Engel, ophørte i 1990.

*Beregning af blynedfald*

Målingerne af koncentrationen af bly i *Cetraria nivalis* kan bruges til at beregne det årlige nedfald af bly, idet det har vist sig, at nedfaldet af bly målt som mg/m<sup>2</sup>år kan fås ved at dividere blykoncentrationer i lav målt som mg/kg med 2,7 (Pilegaard, 1983). Detaljerne i omregningen fra koncentration til nedfald samt en vurdering af usikkerhed fremgår af bilag 12. Efterfølgende tabel og figur 4.1.2 viser det beregnede blynedfald fra 1983 til 1994.

**Tabel 4.1.4.** Blynedfald, kg/år i de 3 delområder og i hele det betragtede område.

År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde	Samlet nedfald
1983	550,4	607,6	3748,9	4907
1984	643,5	752,9	1959,1	3355
1985	301,4	368,6	1638,6	2309
1986	352,6	781,9	1608,4	2743
1987	282,8	303,8	834,4	1421
1988	328,1	455,7	1185,1	1969
1989	404,9	393,2	1027,9	1826
1990	394,5	469,1	1003,7	1867
1991	249,0	310,5	332,6	892
1992	330,5	256,9	671,2	1259
1993	393,3	323,9	574,4	1292
1994	153,6	223,4	604,7	982



Figur 4.1.2. Blynedfald i nærområdet, nær + mellemområdet samt i det samlede område.



Tabel 4.1.5. Gennemsnitligt blynedfald, mg/m<sup>2</sup> år.

År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde
1983	175,2	73,7	19,7
1984	204,8	91,3	10,3
1985	95,9	44,7	8,6
1986	112,2	94,8	8,4
1987	90,0	36,8	4,4
1988	104,5	55,3	6,2
1989	128,9	47,7	5,4
1990	125,6	56,9	5,3
1991	79,3	37,7	1,7
1992	105,2	31,2	3,5
1993	125,2	39,3	3,0
1994	48,9	27,1	3,2

Da nærområdets areal er 3,14 km<sup>2</sup>, mellemområdets 8,25 km<sup>2</sup> og fjernområdets areal 190,6 km<sup>2</sup> kan nedfaldet udtrykkes som gennemsnitligt nedfald pr. kvadratmeter. Disse størrelser fremgår af ovenstående tabel 4.1.5.

Man ser af figur 4.1.2, at det samlede blynedfald faldt kraftigt i perioden 1983 til 1987. Derefter faldt det kun svagt med en unormal lav værdi i 1991. Faldet i starten af måleperioden skyldes formentlig en række støvbegrænsende indgreb udført af mineselskabet i 1979 til 1981, som allerede er slået igennem i nær- og mellemområdet i 1983, men hvis virkning først ses forsinket i fjernområdet.

Tilsvarende ses for perioden efter minens lukning i 1990 straks et markant fald i nærområdet og et lige så markant fald i mellemområdet, mens fjernområdet kun har undergået et svagt fald. Disse to ens udviklinger i perioderne 1984-1987 og 1990-1994 skal formentlig forklares ved, at fjernområdet modtager sit blystøv fra mellemområdet, som igen modtager sit blystøv fra nærområdet. Ændringer i støvtilførslen fra Maarmorilik, som straks afspejler sig i nærområdet, vil derfor vise sig forsinket i mellemområdet, og endnu mere forsinket i

fjernområdet.

Baggrundskoncentrationen af bly i *Cetraria nivalis* i Grønland angives til 1,4 mg/kg (Pilegaard, 1983) svarende til et nedfald på 0,5 mg/m<sup>2</sup>år. Men i det indre af Perlerfiup kangerlua fandtes koncentrationer af bly på 0,4 til 0,8 mg/kg svarende til nedfald på 0,15 til 0,3 mg/m<sup>2</sup>år. Pilegaard (Pilegaard, 1979) finder følgende blynedfald omkring Frederiksværk for en 7 måneders periode:

Afstand til stålvalseværk, km	mg Pb/m <sup>2</sup>	beregnet mg Pb/m <sup>2</sup> år
0,25	493	845
0,4	106	182
0,6	155	260
2,1	28,7	49
3,6	8,8	15
7	6,0	10

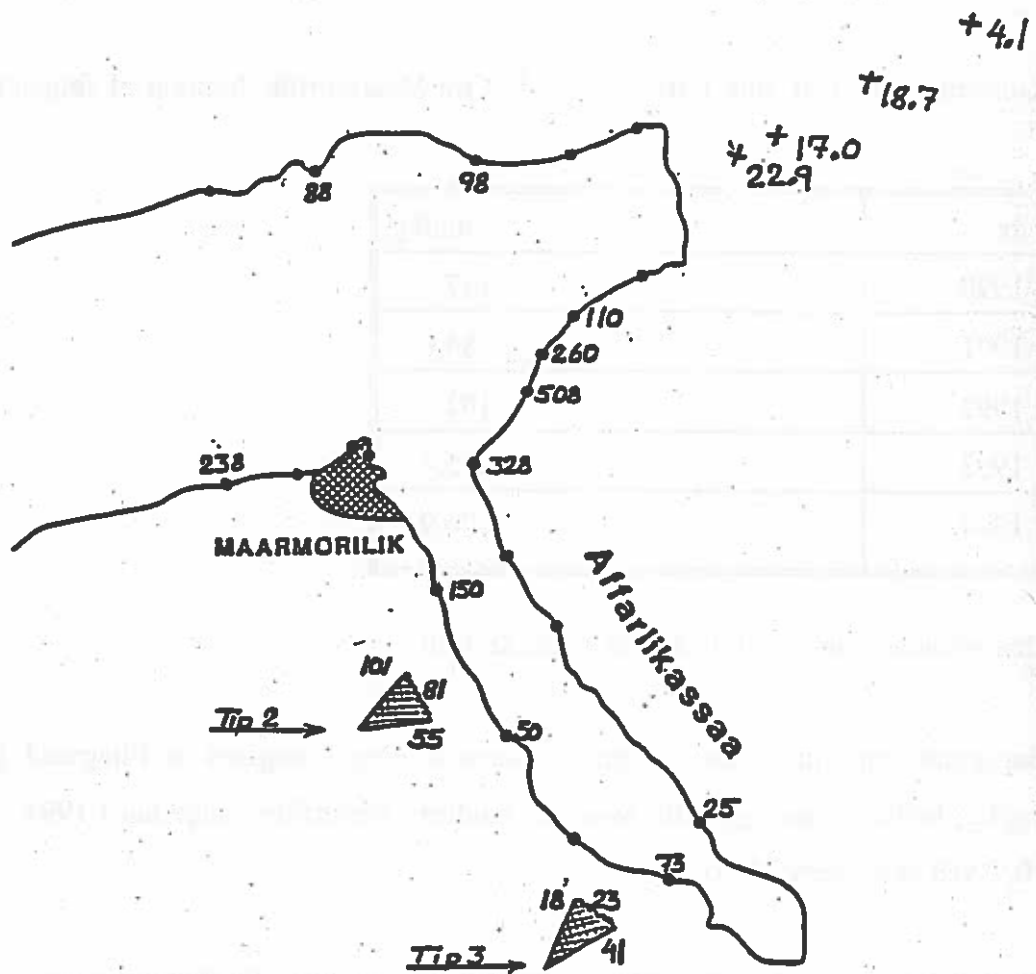
Nedfaldet af bly omkring Frederiksværk ses at være sammenligneligt med nedfaldet omkring Maarmorilik, som er størrelsesordener højere end baggrundsniveauet.

#### *Støvspredning fra dumpe*

For at vurdere støvspredningen fra gråbjergsdumpe i området er der i 1993 og 1994 indsamlet lav tæt på de to Nunngarut dumpe i Affarlikassa og i Wegener dalen. Resultatet af blyanalyser af disse prøver ses i figur 4.1.3. Det ses, at blykoncentrationen ikke er specielt forhøjet. Det synes altså, som om de to gråbjergsdumpe i Affarlikassaa og de to i Wegener dalen ikke har nogen væsentlig betydning for støvspredningen af bly.

#### *Zink i lav*

Lavplanter er analyseret for zink fra 1990. En statistisk bearbejdning efter samme model



Figur 4.1.3. Bly i lav (*Cetraria nivalis*) omkring Tip-2 og Tip-3 i 1993 og i Wegener dalen 1994 (mg/kg).

som for bly giver, at den samme afstandsafhængighed gælder for alle områder og alle år.

Man finder:

$$\ln C = \ln(Zn_1) - 0,53 \ln(\text{Afst.}) + \epsilon$$

- C = Koncentration af zink mg/kg  
 Zn1 = Koncentration af zink i afstanden 1 km fra Maarmorilik  
 Afst. = Afstanden fra Maarmorilik i km  
 $\epsilon$  = Uforklaret variation.

Koncentrationen af zink i afstanden 1 km fra Maarmorilik fremgår af følgende tabel:

år	mg/kg
1990	137
1991	84,6
1992	102
1993	95,4
1994	76,9

Den relative standardafvigelse er i alle år 1,10.

Baggrundskoncentrationen af zink i *Cetraria nivalis* angives af Pilegaard (1983) til 15 mg/kg, hvilket svarer godt til, hvad der fandtes i Perlerfiup kangerlua i 1994: 13,5, 17,8 og 10,7 ved stationerne F, G og V.

Figur 4.1.4 viser sammenhængen mellem bly og zink i lav. En funktionel regressionsanalyse giver følgende matematiske sammenhæng mellem bly og zink i lav:

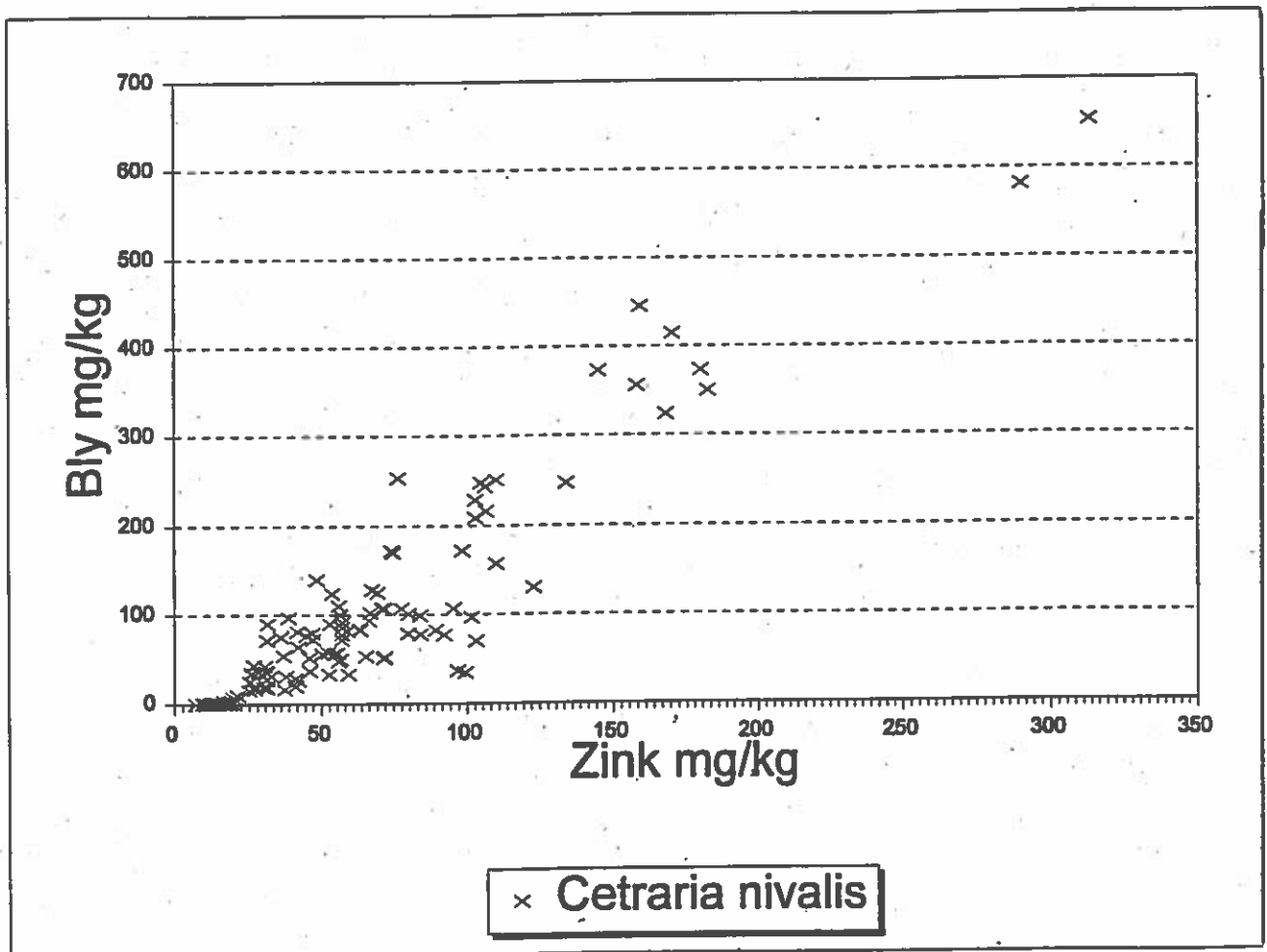
$$Zn = 19,97 + 0,4358 \cdot Pb$$

Regressionskoefficienten, R, er 0,93548

Regressionen synes at gælde for alle årene 1990 til 1994. Baggrundskoncentrationen af zink i lav er altså bestemt til 19,97 mg/kg (95% konfidensinterval 17,6 til 22,4).

Hvis optagelseseffektiviteten i lav for zink og bly er den samme, betyder ovenstående, at zinkstøvspredningen er 43,58% af blystøvspredningen. Der er ikke vist, at optagelseseffektiviteten for de to metaller er den samme, men regressionen synes dog at vise, at der spredes mindre zink end bly med støv.





Figur 4.1.4. Plot af blyindholdet mod zinkindholdet i lav for perioden 1990 til 1994.



## 4.2 Bær

Støvspreddingen kunne tænkes at få direkte betydning for mennesker ved at blyholdigt støv aflejres på bær, der indsamles og spises. Sortebær er indsamlet 4 steder og analyseret for zink, cadmium og bly. Resultatet fremgår af tabel 4.2.1. (I 1993 indsamledes ingen bær ved station L, og i 1994 analyseredes ikke for cadmium).

**Tabel 4.2.1. Tungmetal i sortebær,  $\mu\text{g/g}$  tørvægt**

Station	Zink					Cadmium				Bly				
	1984	1991	1992	1993	1994	1984	1991	1992	1993	1984	1991	1992	1993	1994
10	61,6	29,6	19,1	26,5	17,7	0,20	0,086	0,034	0,10	22,0	7,03	4,9	6,07	4,1
36	10,6	9,63	8,78	10,0	6,16	0,03	0,03	<0,02	0,01	0,69	0,404	0,15	0,39	0,060
L	12,1	14,6	8,26		6,39	<0,02	0,05	<0,02		0,62	0,26	0,096		0,001
Tassiusaq nye bær	10,6	14,1	8,61	10,5	6,22	0,11	0,01	<0,02	0,03	0,43	0,298	0,106	0,16	0,033
Tassiusaq gamle bær			11,5					<0,02				0,176		

Det fremgår af tabel 4.2.1 at sortebær kun er forurenede med Zn og Pb i umiddelbar nærhed af Maarmorilik (station 10), medens alle andre indsamlingssteder har uforurenede bær.

Samme resultat fandtes i 1984, 1991, 1992 og 1993 med den forskel, at i 1984 var indholdet af Zn, Cd og Pb to til tre gange højere ved station 10 end i 1991.

Resultaterne for 1993 var meget lig resultaterne fra 1991. Ved Tassiasaq indsamledes i 1992 både bær der var modnet samme år og bær, der var modnet et år tidligere, men stadig sad på planterne. De gamle bær havde højere zink- og blyindhold end de unge. Bærrene fra 1994 havde betydeligt lavere indhold af zink og bly end tidligere, især ved de fjernere liggende stationer.

### 4.3 Havvand

Zink- og blyminen "Den sorte Engel" ved Maarmorilik startede produktionen i efteråret 1973 og sluttede i juli 1990. Hvert halve år siden produktionens start er der foretaget indsamling og analyse af havvandsprøver fra de omkringliggende fjorde, dog ikke i foråret 1992, 1993 og 1994.

Medens produktion fandt sted, udledtes tailings fra flotationsværket i ca. 30 m's dybde i Affarlikassaa. Indholdet af opløselige metalforbindelser i tailings bevirkede en kraftig forurening af bundvandet (dybere end 25 m) i Affarlikassaa. Fra bundvandet spredtes forureningen med metal (Zn, Cd og Pb) sig videre ud i de nærmest liggende fjorde. I sommeren 1990 blev 320 000 tons gråbjerg indeholdende 0,8% bly og 2,5% zink dumpet på ca. 70 m vand i Affarlikassaa. Efter minedriftens ophør styres tungmetalfureningen af Affarlikassaa dels af, hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der opløses fra og adsorberes på sedimenter på fjordens bund.

I dette kapitel beskrives resultatet af havvandsundersøgelsen i september 1994.

De enkelte zink-, bly-, salinitet- og temperaturmålinger ses i bilag 3.

#### Affarlikassaa

Station 1 og 3 ligger i Affarlikassaa, som er den fjord, hvor tailings for 18 års udledning og hovedparten af "Gammel Gråbjergsdump" er deponeret på bunden. Temperaturmålingerne viser, at der i Affarlikassaa på indsamlingstidspunktet er et springlag i 25 til 30 meters dybde, hvilket altid ses på denne årstid. Over springlaget er forureningsniveauet lavt. Sammenlignet med referencestationen (station R i bilag 3) er zink- og blykoncentrationen 3 gange så høj. Under springlaget er der forholdsvist konstant temperatur og metalkoncentrationer. Middelværdierne af Zn, Cd og Pb under springlaget er i den efterfølgende tabel sammenlignet med tilsvarende middelværdier fra de seneste 6 års undersøgelser i september. Tabel 4.3.1 indeholder desuden standardafvigelseerne for enkeltmålingerne. Stor relativ standardafvigelse betyder, at vandet under

30 m er mindre homogent.

**Tabel 4.3.1.** Middelkoncentrationer,  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , i bundvandet (30-60 m) fra Affarlikassaa i september.

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Zn	206 $\pm$ 20	139 $\pm$ 15	259 $\pm$ 37	83 $\pm$ 13	43 $\pm$ 10	53 $\pm$ 20	104 $\pm$ 53
Cd	1,88 $\pm$ 0,23	2,44 $\pm$ 0,15	1,48 $\pm$ 0,25	0,46 $\pm$ 0,04	0,36 $\pm$ 0,13	0,23 $\pm$ 0,05	
Pb	225 $\pm$ 41	232 $\pm$ 22	94 $\pm$ 19	2,8 $\pm$ 0,3	2,6 $\pm$ 0,7	0,51 $\pm$ 0,11	1,29 $\pm$ 0,50

Det er således især blykoncentrationen, der er faldet efter minedriftens ophør, medens zinkkoncentrationen kun er faldet til 40% fra 1990 til 1994. Dette skyldes, at tailings og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa afgiver mere zink end bly.

### Qaamarujuk

Forureningen med opløst zink, cadmium og bly er nu så lav, at den er vanskelig at måle. Det kræver en samtidig indsamling og efterfølgende analyse af vand fra en referencestation, som vurderes at være af samme karakter som Qaamarujuk. Kun hvis analysen af Qaamarujuk-stationerne er signifikant højere end den samtidigt undersøgte referencestation, kan man med sikkerhed hævde at have påvist en forurening af Qaamarujuk. I tabel 4.3.2 er de seneste 5 års undersøgelser af Qaamarujuk resumeret i form af middelkoncentrationer og disses standard usikkerhed. Desuden er angivet Students t værdi for en statistisk sammenligning af stationens metalkoncentration med koncentrationen ved referencestationen. 2 stjerner angiver signifikant forskel på 1% niveau, 1 stjerne angiver signifikans på 5% niveau.

De sidste 5 år er station 10 næsten altid signifikant højere i zink og bly end referencestationen, og station 16 næsten aldrig signifikant højere. Station 12 er det i halvdelen af tilfældene.

**Tabel 4.3.2.** Middelkoncentrationer ( $\bar{x}$ ), disses standard usikkerheder  $s/\sqrt{n-1}$  og Students  $t$  for sammenligning med årets koncentration ved st R.

Station	Zn $\mu\text{g}/\text{kg}$			Pb $\mu\text{g}/\text{kg}$			tidspunkt
	$\bar{x}$	$s/\sqrt{n-1}$	$t$	$\bar{x}$	$s/\sqrt{n-1}$	$t$	
10	2,75	0,51	2,4*	0,226	0,024	5,4**	Sept. 1994
12	1,40	0,12	1,6	0,111	0,007	6,1**	
16	1,09	0,11	0,5	0,063	0,007	1,5	
R	0,96	0,31		0,048	0,005		
10	2,46	0,41	1,0	0,126	0,010	3,1**	Sept. 1993
12	2,64	0,45	0,8	0,143	0,032	1,7	
16	2,81	0,23	0,7	0,084	0,016	0,8	
R	3,31	0,80		0,064	0,020		
10	3,96	0,93	2,7*	0,402	0,068	3,4**	Sept. 1992
12	2,24	0,43	2,9*	0,331	0,070	2,6*	
16	1,56	0,13	4,8**	0,236	0,037	3,0	
R	0,53	0,16		0,078	0,021		
10	4,17	0,75	3,6**	0,556	0,071	4,4**	Sept. 1991
12	2,71	0,21	7,7**	0,353	0,085	2,1	
16	2,70	0,66	2,4*	0,232	0,045	1,8	
R	0,50	0,09		0,100	0,050		
10	6,71	0,89	2,8*	4,480	0,720	4,0**	Sept. 1990
12	4,07	0,71	1,2	1,860	0,280	3,3**	
16	2,31	0,24	0,2	1,310	0,150	3,2**	
R	2,51	1,13		0,570	0,140		

### Perlerfiup kangerlua

Zinkmiddelværdierne ved station 17, 18 og 19 i Perlerfiup kangerlua er i 1994 ikke signifikant forskellige fra station R, men blymiddelværdierne er lige netop signifikant højere på 5% niveau (Students  $t = 2,5 \ 2,4 \ 2,6$ , 8 frihedsgrader).

### *Mængderne af bly, zink og cadmium*

Ved hjælp af Greenex A/S' opmåling af Affarlikassaa og søkortet over Qaamarujuk er det muligt at tilskrive hver vandprøve et volumen, som den er repræsentativ for. Ganges det volumen, målt i millioner  $m^3$  med metalkoncentrationen målt i  $ug/kg$ , fås tonnagen i kg for det enkelte volumen. Adderes disse tal, fås et estimat for hele fjordens metalindhold. Beregningsresultaterne er vist i tabel 4.3.3, 4.3.4 og 4.3.5 sammen med tilsvarende beregninger for hele perioden, hvor pålidelige analyseresultater foreligger.

I sommeren og efteråret 1990 var prøvetagningshyppigheden øget på grund af nedlukningsaktiviteterne og flytningen af Gammel Gråbjergsdump. Omregnes de mange måleresultater fra Affarlikassaa som ovenfor beskrevet fås følgende resultater for 1975 til 1994. Beregningsmetoden er nærmere optalt i "Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1972-1987", Grønlands Miljøundersøgelser og Grønlands Geologiske Undersøgelse, November 1977, side 35-37.

Tabel 4.3.3 viser tydeligt, hvorledes havvandsforureningen i Affarlikassaa var høj i minens første 5 leveår, hvorefter den faldt, men forureningen nåede igen et maximum i juli 1990, umiddelbart før dumpningen af gråbjerg indledtes. Efter 1990 er forureningen faldet kraftigt, blyforureningen falder væsentligt hurtigere end zink.

Der er sket en stigning af metalmængderne i Affarlikassaa fra 1993 til 1994. Det vurderes, at denne stigning kan have sin forklaring i en lavere udveksling af vand mellem Affarlikassaa og Qaamarujuk forud for målingen i 1994 end forud for målingerne i 1992 og 1993. I konsekvens deraf er mængderne i Qaamarujuk faldet tilsvarende fra 1993 til 1994, således at den samlede mængde af zink og bly i de to fjorde er uændret fra 1993 til 1994.

Tabel 4.3.3. Totalmængder opløst zink, cadmium og bly i Affarlikassaa

År	Måned	Zink (tons)	Cadmium (kg)	Bly (tons)
1975	Sep	10,6	82	7,6
1976	Mar	16,9	107	14,9
1976	Sep	16,5	74	14,2
1977	Mar	10,9	99	10,1
1977	Sep	14,1	139	10,6
1978	Feb	21,6	131	7,2
1978	Okt	21,5	130	4,9
1979	Mar	11,3	83	2,9
1979	Okt	8,9	66	4,2
1980	Mar	5,5	34	5,9
1980	Sep	8,3	98	3,5
1981	Apr	6,6	74	6,3
1981	Sep	3,2	59	3,7
1982	Apr	2,5	25	2,2
1982	Sep	2,6	56	2,1
1983	Apr	2,7	78	1,6
1983	Sep	5,9	40	2,3
1984	Mar/Apr	3,5	19,1	1,2
1984	Sep	10,3	51,3	4,5
1985	Mar	6,3	30	4,6
1985	Sep	5,8	60	3,2
1986	Mar	5,8	34	2,9
1986	Sep	7,2	59	2,5
1987	Mar	5,8	44	2,7
1987	Sep	8,7	57	6,8
1988	Mar	6,5	53	4,8
1988	Sep	6,5	59	7,4
1989	Feb	1,7	17	1,8
1989	Maj	1,46	11,8	1,24
1989	Sep	4,3	75	6,9
1990	Mar	1,4	13,4	1,5
1990	Jul (5.)	6,2	41	13,4
1990	Jul (25.)	7,9	60	9,8
1990	Sep (9.)	8,1	46	3,0
1991	Mar (15.)	2,8	21	0,45
1991	Sep	2,5	16	0,104
1992	Sep	1,29	11,4	0,089
1993	Sep	1,72	7,9	0,0225
1994	Sep	2,53		0,0388

Tabel 4.3.4. Totalmængder opløst zink, cadmium og bly i Qaamarujuk

År	Måned	Zink (tons)	Cadmium (kg)	Bly (tons)
1975	Sep	4,9	188	5,2
1976	Mar*	20,9	180	17,5
1976	Sep	15,1	114	10,9
1977	Mar*	25,6	215	17,9
1977	Sep	7,8	86	5,1
1978	Feb*	29,2	239	8,2
1978	Okt	9,6	109	4,4
1979	Mar	8,9	105	1,2
1979	Okt	4,5	81	1,0
1980	Mar*	8,3	130	4,1
1980	Sep	5,1	108	1,0
1981	Apr*	9,7	165	6,8
1981	Sep	2,9	90	4,4
1982	Apr	6,2	72	2,5
1982	Sep	3,9	88	2,0
1983	Apr	3,1	50	0,62
1983	Sep	2,9	66	1,1
1984	Mar*	11,3	107	3,8
1984	Sep	4,1	49	0,9
1985	Mar*	10,2	65	4,9
1985	Sep	4,8	49	1,3
1986	Mar*	4,5	48	0,92
1986	Sep	11,8	73	1,8
1987	Mar*	11,5	139	2,6
1987	Sep	6,1	60	2,4
1988	Mar*	9,5	110	6,6
1988	Sep	8,5	68	2,2
1989	Feb*	10,0	123	8,9
1989	Maj	3,7	67	3,8
1989	Sep	3,0	41	0,76
1990	Mar	5,4	98	5,8
1990	Jul (5.)	3,3	41	2,6
1990	Jul (25.)	3,9	69	3,5
1990	Sep (9.)	4,9	40	2,7
1991	Mar (15.)*	6,2	70	1,2
1991	Sep	3,8	49	0,418
1992	Sep	3,0	91	0,407
1993	Sep	3,6	43	0,155
1994	Sep	1,98		0,143

\* total opblanding af Affarlikassaa

Tabel 4.3.5. Totalmængder opløst zink, cadmium og bly i Affarlikassaa og Qaamarujuk tilsammen

År	Måned	Zink (tons)	Cadmium (kg)	Bly (tons)
1975	Sep	15,5	270	12,8
1976	Mar	37,8	287	32,4
1977	Mar	36,5	314	28,0
1977	Sep	21,9	225	15,7
1978	Feb	51,1	370	15,4
1978	Okt	31,1	239	9,3
1979	Mar	21,1	188	4,1
1979	Okt	13,4	247	5,3
1980	Mar	13,8	164	10,0
1980	Sep	13,4	206	4,5
1981	Apr	16,3	239	13,1
1981	Sep	6,1	147	8,1
1982	Apr	8,7	97	4,47
1982	Sep	8,8	144	4,1
1983	Apr	5,8	128	2,2
1983	Sep	8,8	106	3,4
1984	Mar/Apr	13,7	126	5,0
1984	Sep	14,4	100	5,4
1985	Mar	16,5	95	9,5
1985	Sep	10,6	109	4,5
1986	Mar	10,3	82	3,8
1986	Sep	19,0	132	4,3
1987	Mar	17,3	182	5,2
1987	Sep	14,7	117	9,2
1988	Mar	16,0	163	11,4
1988	Sep	15,1	127	9,7
1989	Feb	11,7	140	10,7
1989	Maj	5,2	79	5,0
1989	Sep	7,3	116	7,6
1990	Mar	6,8	111	7,3
1990	Jul (5.)	9,5	82	15,9
1990	Jul (25.)	11,8	129	13,3
1990	Sep (9.)	12,9	86	5,7
1991	Mar (15.)	9,1	91	1,6
1991	Sep	6,4	65	0,52
1992	Sep	4,3	102	0,50
1993	Sep	5,3	51	0,18
1994	Sep	4,5		0,18



*Baggrundsmængden af opløst metal*

Det kan antages, at koncentrationerne af zink og i Affarlikassaa og Qaamarujuk havde været som ved referencestationen R i Amitsuatsiaq, hvis der ikke havde været minedrift ved Maarmorilik. I tabel 4.3.6 ses en beregning af, hvor meget zink og bly der ville have været i de 2 fjerde, hvis koncentrationerne fra station R benyttes. For dybder større end 50 m benyttes en zinkkoncentration på 0,55 ug/kg og en blykoncentration på 0,050 ug/kg.

**Tabel 4.3.6.** Beregning af zink- og blymængderne i Affarlikassaa og Qaamarujuk med baggrunds koncentrationer som ved St. R.

Dybde			Zink			Bly		
	Affarl. 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	Qaama. 10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	ug/kg	Affarl. kg	Qaama. kg	ug/kg	Affarl. kg	Qaama. kg
0	8,96	58,1	1,93	17,3	112	0,058	0,52	3,4
10	16,80	110,9	1,23	20,7	136	0,055	0,92	6,1
20	14,80	105,6	0,52	7,7	55	0,032	0,47	3,4
30	16,29	150,6	0,47	7,7	71	0,050	0,81	7,5
50	10,03	199,8	0,65	6,5	130	0,047	0,47	9,4
75		198,0	0,55		109	0,050		9,9
100		261,0	0,55		144	0,050		13,1
150		199,1	0,55		110	0,050		10,0
200		55,2	0,55		30	0,050		2,8
ialt	66,9	1338,3		59,8	896		3,20	65,4

I tabel 4.3.7 sammenlignes de fundne mængder metal med de beregnede naturlige mængder. Den naturlige mængde er et meget usikkert begreb, se f.eks. i tabel 4.3.4 (Qaamarujuk), hvor stor forskel der kan være på bly- og zinkkoncentrationen ved station R forskellige år. Med det forbehold kan man konkludere, at mængderne i Qaamarujuk i september 1994 var ca. det dobbelte af det naturlige, medens der i Affarlikassaa var mere end 10 gange så meget zink og bly, som der ville have været fra naturens side.

**Tabel 4.3.7. Sammenligning af faktiske målte metalmængder med beregnede naturlige mængder (kg).**

	Zn		Pb	
	målt	naturligt	målt	naturligt
Affarlikassaa	2535	60	38,8	3,2
Qaamarujuk	1980	896	143,1	65,4
A + Q	4515	956	181,9	68,6

#### 4.4. Tang

Tangprøverne fra 1994 blev analyseret for bly og zink og resultaterne fremgår af bilag 5.

##### *Geografisk fordeling af metaller*

I tabel 4.4.1 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for hver station og hvert indsamlingsår. Estimerterne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. bilag 14). Den geografiske fordeling af bly og zink ligner forholdene de senere år (figur 4.4.1-4.4.4). Der er forhøjede værdier af zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. For bly er der forhøjede værdier i Affarlikassaa og Qaamarujuk samt i den del af Perlerfiup kangerlua som er nærmest Maarmorilik. Bly- og zinkkoncentrationerne i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua er i 1994 nærmest uændret i forhold til i 1993.

I 1994 blev der udover det faste stations net fra tidligere år også indsamlet tangprøver ved kysten nedenfor kendte bly- zink mineraliseringer i Perlerfiup kangerlua, på Appat og i Kangerluarssuk. Resultaterne er vist nedenfor sammen med en tilsvarende indsamling på Appat i 1987 og sammen med den fundne baggrundsværdi på Qeqertat.

Område	Station	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
Perlerfiup kangerlua	T38A	1.41	48.4
Appat 1987		0.89	35.9
Appat 1994		0.09	5.85
Kangerluarssuk 1994	KN	0.48	22.4
Kangerluarssuk 1994	KS	0.75	35.8
Qeqertat (baggrundsværdi)	L	0.14	7.55

Det er bemærkelsesværdigt, at der i så godt som alle disse prøver blev fundet forhøjet bly- og zinkniveau. Det kan således konkluderes, at mineraliseringer i området bevirker naturligt lokalt forhøjede bly- og zinkværdier i tang. Dette har derfor med al sandsynlighed også været tilfældet neden for malmblotningen ved Maarmorilik. Inden minedriftens start blev der i 1972 og 1973 udført baggrundsundersøgelser ved Maarmorilik. Resultaterne herfra kan imidlertid ikke anvendes til at fastlægge de naturlige baggrundskoncentrationer af metaller i området, dels fordi indsamlings- og analysekvaliteten ikke var tilstrækkelig god, og dels fordi anlægsaktiviteten af minen siden 1972 allerede havde medført en forøget tilførsel af tungmetaller til fjorden.

Det absolutte baggrundsniveau af bly og zink i tang ved Maarmorilik kendes derfor ikke, men det har formentlig været af mindst samme størrelse, som de andre steder. Det ser desuden ud, som om forhøjelserne af bly og zink i tang omkring mineraliseringerne er meget lokale, som det fremgår af figur 4.4.2 og 4.4.4. I modsætning hertil er det område, der er påvirket ved Maarmorilik, af en betragtelig udstrækning.

### *Tidsudvikling*

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationerne er vist på figur 4.4.5 og 4.4.6 for følgende områder:

Området nærmest minen (GRAE)	: St. T12Ø og T12V
Syd for minen (ST10)	: St. T10
Affarlikassaa fjorden (AFFA)	: St. T3, T5, T6 og T7
Indre Qaamarujuk (INDQ)	: St. T17A, T17, T17B, T17C, T15A og T15
Nordkysten af Qaamarujuk (NORQ)	: St. T29 og T30
Perlefiup kangerlua (PERL)	: St. V, F, G og T38
Vest for og ved Qeqertanguit (QEQ)	: St. T36 og T37
Qeqertat (REFL)	: St. L

Derudover er der foretaget en statistisk analyse af tidsudviklingen (jvf. bilag 15) for alle stationer med en tidsrække på 8 eller flere år (Tabel 4.4.2 og 4.4.3). For alle delområder viser blykoncentrationen gennem perioden et markant fald og for de fleste stationer er faldet statistisk signifikant på 5% niveau. I 1990 er der en betydelig top i blykoncentrationen for alle områder.

Årsagen hertil kan dels være arbejdet med opgravning og dumpning af gråbjerg og dels det forhøjede indhold af oplødeligt bly i det sidste malm, der blev behandlet af Greenex. Da dumpaktiviteterne bevirkede en afgivelse af tungmetaller hvor zink-bly forholdet var væsentligt større end 1 (ca. 10) og det sidste malm afgav zink og bly i et forhold væsentligt under 1, og da det især er bly, der er steget i tang i 1990 vurderes det, at årsagen dertil hovedsageligt er det høje indhold af opløseligt bly i det sidste malm. Efter 1990 er blyværdierne generelt faldende fra år til år. Dog er der ingen tydelige ændringer fra 1993 til 1994. Zinkkoncentrationen viser et mindre fald gennem perioden i alle delområder. Faldet er dog kun statistisk signifikant på få af stationerne. Der er ingen tydelig ændring fra 1993 til 1994.

**Tabel 4.4.1.** Estimerede bly- og zinkkoncentrationer ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i skudspidser af blæretang (*Fucus vesiculosus*) for hver station og indsamlingsår. Analyseresultaterne for langfrugtet klørtang (*F. distichus*) er omregnet til blæretang, jf. teksten. Analyseresultater for hele tangplanter er udeladt. Antallet af prøver er angivet i parentes, hvor det er forskelligt fra 2. Beliggenheden af stationer undersøgt i 1994 ses på figur 2.1 og 2.2; for de øvrige stationer henvises til GM & GGU (1988).

Station	År	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )	Station	År	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
AMIT_I	1983	0,36	6,16		1988	9,99	189
					1989	12,0	151
AMIT_Y	1983	0,36	5,69				
APPAT	1987 (1)	0,89	35,9	T1	1987	23,7	347
	1994	0,09	5,85		1988	24,8	421
					1989	11,4	249
					1990	63,6	345
F	1988	1,03	23,4		1991	19,1	244
	1990	1,35	29,4		1992	13,9	307
	1991	0,62	19,8		1993	12,1	256
	1992	0,55	25,9		1994	8,06	291
	1993	0,17	15,5				
	1994	0,24	9,89	T1A	1993	23,7	403
					1994	31,5	594
G	1988	0,94	25,9				
	1989 (4)	0,53	20,6	T2	1985	7,09	109
	1990 (4)	1,90	35,6		1986	11,1	123
	1991	0,50	21,9		1987	11,1	173
	1992	0,49	22,0		1988	12,7	231
	1993	0,20	16,4		1989	11,2	156
	1994	0,26	14,6		1990	50,1	144
					1991	10,8	119
L	1982	0,70	7,50		1992	6,83	127
	1983	1,88	9,44		1993	4,40	78,0
	1984	3,28	11,6		1994	3,40	92,6
	1985	0,42	7,67				
	1986	0,30	11,5	T3	1984	24,1	166
	1987	0,43	8,45		1985	10,9	70,0
	1988	0,22	7,65		1986	5,80	112
	1989 (1)	0,21	13,5		1987	5,71	103
	1990	0,58	10,6		1988	7,14	120
	1991	0,21	7,77		1989	5,74	117
	1992	0,22	9,66		1990	42,1	188
	1993	0,13	7,35		1991	6,65	108
	1994	0,14	7,55		1992	4,68	136
					1993	2,20	67,9
V	1988	0,90	26,6		1994	2,59	58,6
	1989	0,44	19,2				
	1990	1,12	31,4	T5	1982	17,5	146
	1991	0,71	21,4		1984	20,7	134
	1992	0,48	29,5		1985	6,48	71,8
	1993	0,35	23,1		1986	14,7	125
	1994	0,38	12,4		1987 (1)	7,90	130
					1988 (4)	10,8	93,4
DUMP	1986	24,1	249		1989	11,3	123
	1987 (1)	14,0	169				

fortsættes næste side

Tabel 4.4.1. forsat

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	
T5 forsat	1990	41,3	116		1992	17,6	249	
	1991	11,6	97,0		1993	11,1	146	
	1992	9,13	117		1994	12,8	205	
	1993	5,01	42,5		T12V	1982	67,6	483
	1994	3,76	54,5			1983	115	578
T6	1988	6,69	118	1984	166	495		
	1990	33,0	178	1985	91,3	374		
	1991	5,13	76,6	1986	88,1	482		
	1992	4,08	110	1987	36,6	406		
	1993	1,98	58,0	1988	33,7	363		
	1994	1,25	55,3	1989	50,5	387		
T7	1988	8,32	138	T15	1986	22,5	280	
	1989 (4)	4,69	87,9		1987	8,74	225	
	1990 (4)	24,2	139		1988	11,5	343	
	1991	5,20	89,0		1989	7,33	221	
	1992	3,32	111		1990	42,4	274	
	1993	1,80	66,2		1991	11,2	222	
	1994	1,28	71,4		1992	7,20	240	
T10	1981 (1)	33,2	290	1993	17,1	216		
	1982	25,4	326	1994	6,04	184		
	1983	33,4	254	T15A	1986	22,9	334	
	1984	77,5	345		1987	8,32	162	
	1985	18,1	274		1988	10,8	273	
	1986	36,0	342		1989	7,41	243	
	1987	13,1	258		1990	38,3	289	
	1988	14,0	194		1991	8,19	183	
	1989	13,1	225		1992	3,87	160	
	1990	59,2	340		1993	19,7	174	
	1991	27,4	270		1994	6,09	250	
	1992	11,3	218		T17	1981 (1)	36,8	306
	1993	7,16	167			1982	15,0	141
	1994	4,75	162			1983	17,8	217
T12Ø	1983	127	683			1984	21,5	158
	1984	178	540			1985	11,7	131
	1985	42,3	414	1986		11,3	203	
	1986	122	560	1987		6,59	161	
	1987	31,4	484	1988		9,88	168	
	1988	32,2	455	1989 (4)		5,89	172	
	1989 (4)	27,0	405	1990 (4)		40,6	246	
	1990	125	427	1991	5,91	124		
	1991	27,4	340	1992	5,68	226		
	1992	18,9	322	1993	3,68	128		
1993	22,0	348	1994	4,06	148			
1994	15,7	273	T17A	1986	11,4	162		
T12SV	1988	29,9		309	1987	6,90	139	
	1990 (4)	90,2		357	1988	9,62	164	
	1991	35,6	210	fortsættes næste side				

Tabel 4.4.1. forsat

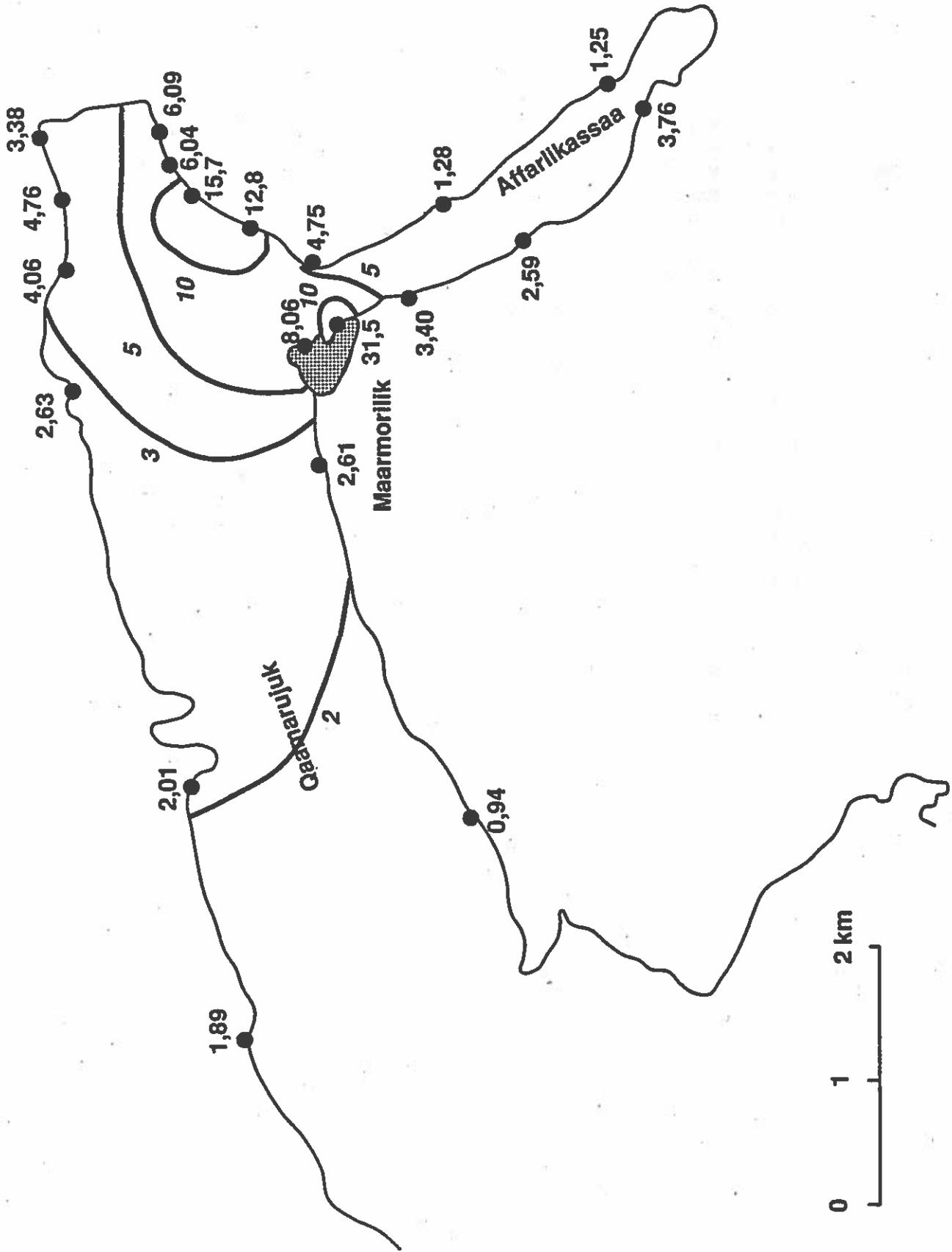
Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T17A	1989	5,29	132	T30	1983	9,97	113
	1990	42,6	208		1984	14,4	137
	1991	6,90	120		1985	6,02	87,6
	1992	4,05	156		1986	6,26	137
	1993	2,63	87,9		1987	4,26	100
	1994	2,63	114		1988	5,88	127
T17B	1986	12,0	180		1989	3,66	110
	1987	6,28	129		1990	24,2	169
	1988	8,58	181		1991	4,18	81,8
	1989	7,20	173		1992	2,43	101
	1990	39,2	229		1993	2,53	69,0
	1991	6,87	140		1994	1,89	68,3
	1992	6,76	231		1981 (1)	17,0	149
	1993	4,36	132		1982	8,82	112
1994	4,76	146	1983	9,67	129		
T17C	1986	11,9	186	1984	16,5	149	
	1987	4,79	157	1985	5,99	90,2	
	1988	8,40	180	1986	10,4	135	
	1989	5,40	185	1987	5,12	107	
	1990	37,6	241	1988	7,90	118	
	1991	6,14	119	1989	6,49	149	
	1992	6,24	170	1990	11,8	140	
	1993	4,35	136	1991 (4)	4,01	78,9	
	1994	3,38	127	1992 (1)	3,11	91,4	
T22	1986	6,33	125	1993	2,52	65,3	
	1987	8,84	124	1994	2,01	74,3	
	1988	9,09	140	T33	1993	0,40	23,3
	1989	10,5	92,4		1994	0,55	25,1
	1990	26,0	184	T34	1988	1,71	41,0
	1991	5,50	94,4		1990	3,99	67,6
	1992	3,28	98,9		1991	1,42	53,7
	1993	1,87	65,7		1992	0,79	45,0
1994	2,61	103	1993		0,44	31,3	
T25	1982	4,81	77,5	T36	1982	4,05	56,0
	1983	7,43	105		1983	4,21	64,3
	1984	11,0	135		1984	6,39	63,4
	1985	3,67	60,9		1985	1,88	47,1
	1986	4,36	94,1		1986	3,84	87,7
	1987	3,73	105		1987	1,43	55,0
	1988	5,92	113		1988	2,31	64,7
	1989	2,58	83,7		1989	1,10	38,0
	1990	11,0	119		1990 (4)	9,56	108
	1991	2,85	68,2		1991	1,32	38,5
	1992	2,32	92,7		1992	0,71	45,3
	1993	1,25	43,2		1993	0,93	34,9
	1994	0,94	61,1		1994	0,78	43,4
T29	1981 (1)	22,0	187	T37	1982	2,82	46,0
	1982	8,25	109		1983	3,62	44,7

fortsættes næste side

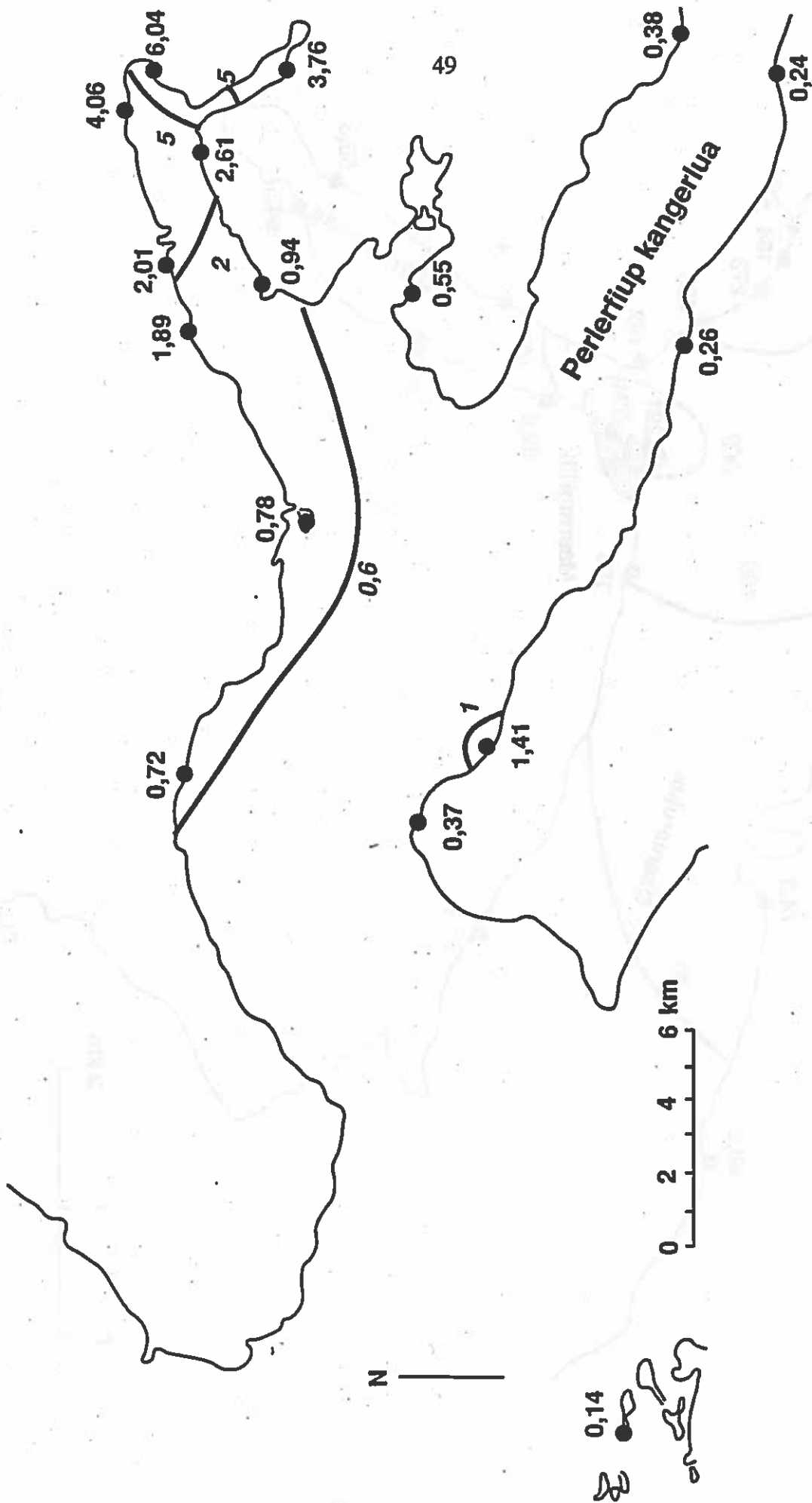


Tabel 4.4.1. fortsat

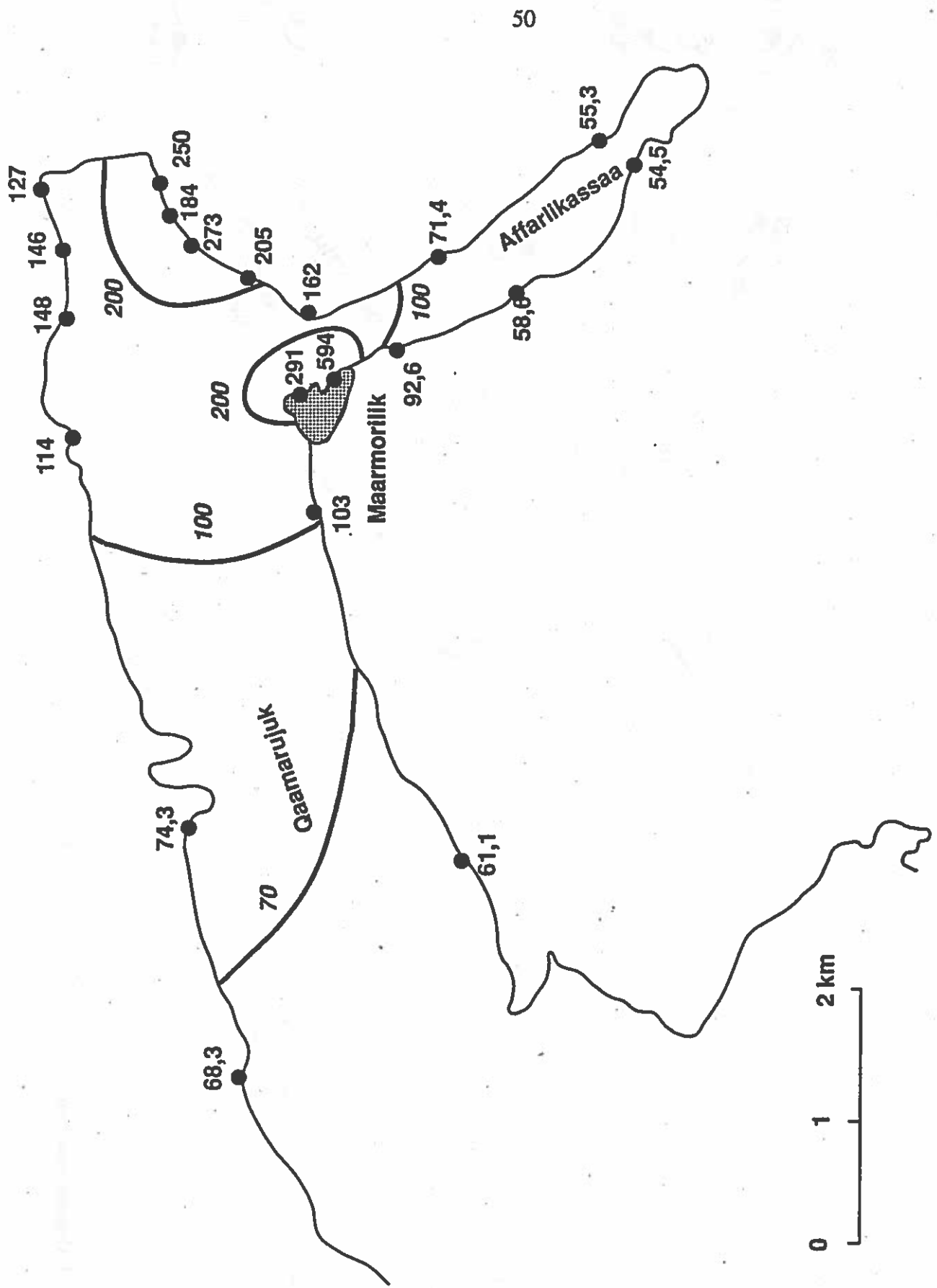
Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T37	1984	5,94	42,7
fortsat	1985	1,05	33,9
	1986	1,75	43,1
	1987	1,19	47,3
	1988	1,90	58,1
	1989 (3)	0,98	40,9
	1990	5,31	73,5
	1991	0,73	37,3
	1992	0,73	30,2
	1993	0,64	30,6
	1994	0,72	23,5
T38	1982	1,77	19,0
	1983	2,51	21,7
	1984	3,36	25,0
	1985	0,32	18,1
	1986	0,92	24,2
	1987	0,44	21,9
	1988	1,06	27,8
	1989	0,36	16,0
	1990	1,11	34,9
	1991	0,60	22,1
	1992	0,33	20,5
	1993	0,23	15,7
	1994	0,37	12,8
T38A	1994	1,41	48,4
KN	1994	0,48	22,4
KS	1994	0,75	35,8



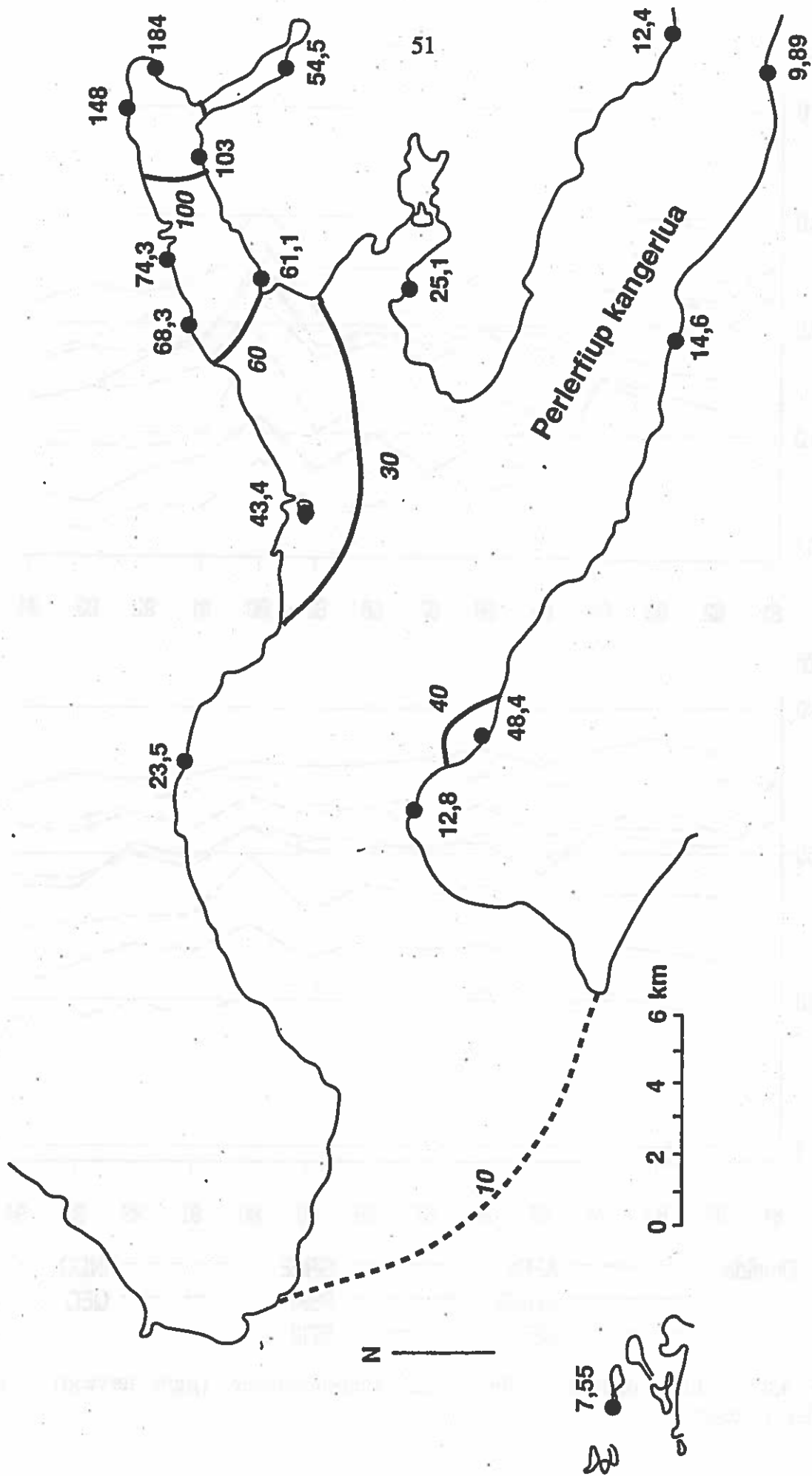
Figur 4.4.1 Blykoncentration (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1994, nærområdet.



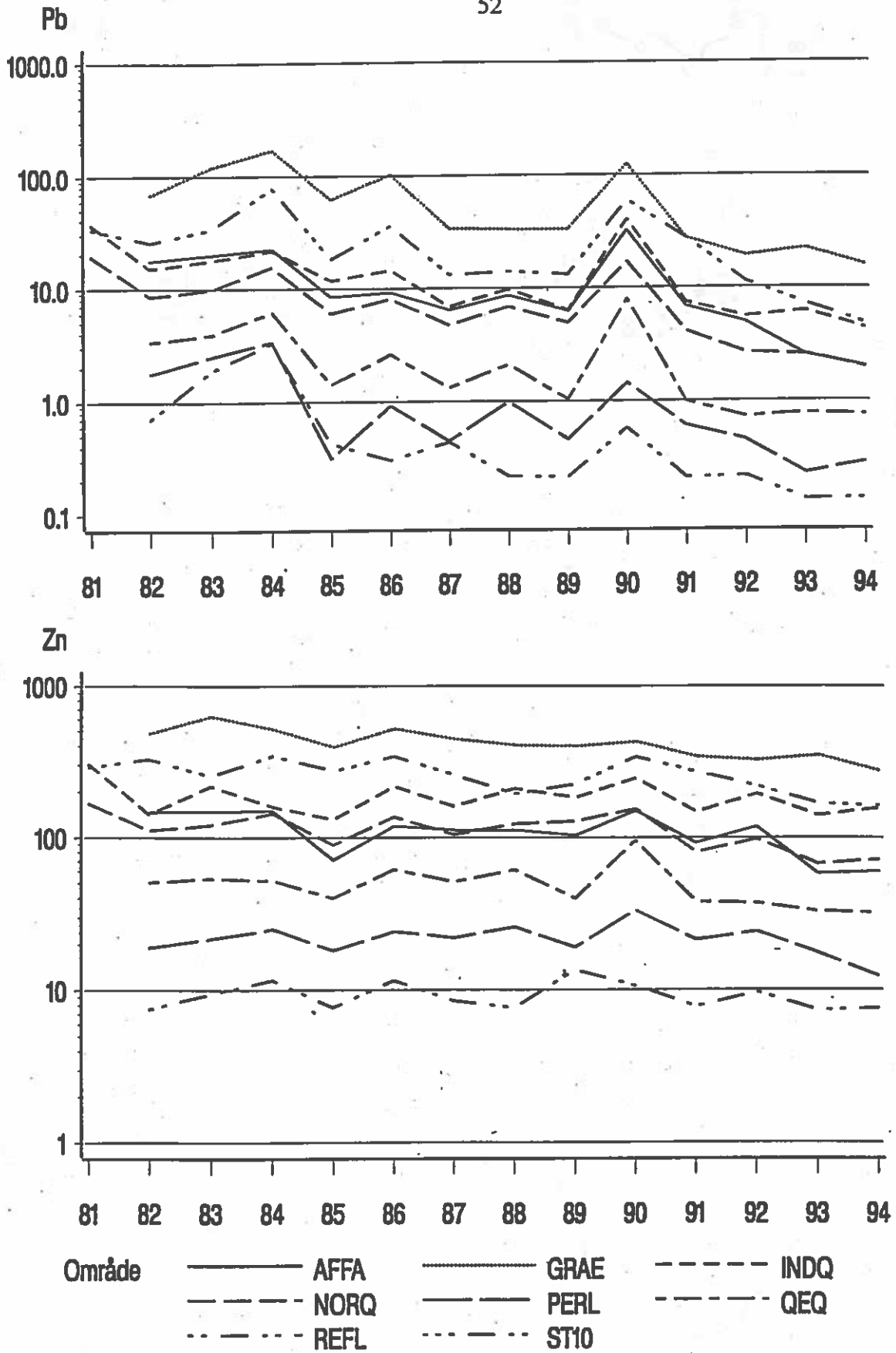
Figur 4.4.2. Blykoncentration (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1994, hele området.



Figur 4.4.3. Zinkkoncentration (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1994, nærområdet.



Figur 4.4.4. Zinkkoncentration ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i skudspidser af tang 1994, hele området.



Figur 4.4.5. Tidsudviklingen i Pb og Zn koncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørvægt) i forskellige områder (se tekst).

**Table 4.4.2.** Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Pb på stationer med 8 eller flere år. Tre forskellige test er anvendt: ICES- metode, lineær regression og Spearman korrelation. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Lineær regression	Sperman
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	årlig ændring	korrelation
<b>Qeqertat, referencestation</b>						
St. L	1982-94	sign.	neg. sign	-	-20,0% sign	neg. sign.
<b>Maarmorilik</b>						
St. T1	1987-94	-	neg.	-	-12,4% sign	neg.
<b>Affarlikassaa</b>						
St. T2	1986-94	sign	neg. sign	sign	-9,9% sign	neg.
St. T3	1984-94	sign	neg. sign	sign	-16,6% sign	neg. sign.
St. T5	1982-94	-	neg. sign	-	-9,5% sign	neg. sign.
<b>Syd for minen</b>						
St. T10	1981-94	sign	neg. sign	-	-13,4% sign	neg. sign.
<b>Området nærmest minen</b>						
St. T12Ø	1983-94	sign	neg. sign.	-	-19,3% sign	neg. sign.
<b>Indre Qaamarujuk</b>						
St. T15	1986-94	-	-	-	-6,3%	neg.
St. T15A	1986-94	-	-	-	-7,8%	neg.
St. T17	1981-94	sign	neg. sign.	-	-14,9% sign.	neg. sign.
St. T17A	1986-94	sign.	neg. sign.	-	-17,0% sign.	neg. sign.
St. T17B	1986-94	-	neg. sign.	-	-8,9% sign.	neg. sign.
St. T17C	1986-94	-	-	-	-9,6% sign.	neg.
<b>Sydkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T22	1986-94	sign.	neg. sign.	sign.	-18,1% sign.	neg. sign.
St. T25	1982-94	sign.	neg. sign.	-	-14,9% sign.	neg. sign.
<b>Nordkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T29	1981-94	sign.	neg. sign	-	-15,4% sign.	neg. sign.
St. T30	1981-94	sign.	neg. sign.	-	-14,1% sign.	neg. sign.
<b>Vestfor og ved Qeqertanguit</b>						
St. T36	1982-94	sign.	neg. sign.	-	-16,3% sign.	neg. sign.
St. T37	1982-94	sign.	neg. sign.	-	-15,2% sign.	neg. sign.
St. T38	1982-94	-	neg. sign.	-	-16,6% sign.	neg. sign.

**Tabel 4.4.3.** Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Zn på stationer med 8 eller flere år. Tre forskellige test er anvendt: ICES-metode, lineær regression og Spearman korrelation. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		Systematisk mellem-år	ICES-metode		Lineær regression årlig ændring	Sperman korrelation
			Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
<b>Qeqertat, referencestation</b>						
St. L	1982-94	-	-	-	-1,1%	neg.
<b>Maarmorilik</b>						
St. T1	1987-94	-	-	-	-3,9%	neg.
<b>Affarlikassaa</b>						
St. T2	1986-94	sign	neg. sign	sign	-5,1%	neg.
St. T3	1984-94	-	-	-	-4,4%	neg.
St. T5	1982-94	-	neg. sign	-	-6,75% sign	neg. sign.
<b>Syd for minen</b>						
St. T10	1981-94	sign	neg. sign	-	-4,5%	neg. sign.
<b>Området nærmest minen</b>						
St. T12Ø	1983-94	sign	neg. sign.	-	-6,6% sign	neg. sign.
<b>Indre Qaamarujuk</b>						
St. T15	1986-94	-	-	-	-4,2%	neg.
St. T15A	1986-94	-	-	-	-3,8%	neg.
St. T17	1981-94	-	-	-	-2,5%	neg.
St. T17A	1986-94	-	-	-	-5,0%	neg. sign.
St. T17B	1986-94	-	-	-	-0,8%	neg.
St. T17C	1986-94	-	-	-	-4,2%	neg.
<b>Sydkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T22	1986-94	-	-	-	-5,6%	neg.
St. T25	1982-94	-	-	-	-4,2%	neg.
<b>Nordkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T29	1981-94	-	neg. sign	-	-5,0% sign.	neg. sign.
St. T30	1981-94	-	neg. sign.	-	-4,8% sign.	neg. sign.
<b>Vestfor og ved Qeqertanguit</b>						
St. T36	1982-94	-	neg. sign.	-	-4,5% sign.	neg. sign.
St. T37	1982-94	sign.	neg. sign.	sign.	-4,2% sign.	neg. sign.
St. T38	1982-94	-	-	-	-2,7%	neg.

#### Forklaring til tabel 4.4.2 og 4.4.3

##### ICES-metode :

*Systematisk mellem-års effekt* : sign. angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans betyder at der er forskel mellem årene.

*Lineær effekt*: neg. angiver faldende tendens. sign angiver significant på 5% niveau. Tester om en ret linie giver en



forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans betyder, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie.

*Ikke-lineær effekt* : sign angiver significant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse end en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect betyder, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives udelukkende som en ret linie.

Lineær regression :

Den procentvise årlige koncentrationsændring angivet. sign angiver at ændringen er significant på 5% niveau. Tester om liniens hældning er forskellig fra 0.

Spearman korrelation: neg. angiver en negativ korrelation. sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke-parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

*Samlet vurdering af tungmetalkoncentrationen i tang*

Det kan konkluderes, at der fra 1993 til 1994 generelt ikke er sket ændringer i bly- og zinkniveauet i tang. Zinkniveauet er forhøjet i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua, og blyniveauet er forhøjet i Affarlikassaa, Qaamarujuk samt i den del af Perlerfiup kangerlua, som er nærmest minen. Undersøgelser af tangplanter ved kendte bly- og zink mineraliseringer i Uummannaq fjorden viser, at der i disse områder lokalt er forhøjet bly- og zinkindhold i tangplanterne. Dette har sandsynligvis også været tilfældet ved Maarmorilik inden minedriftens start.

#### 4.5 Blåmusling

Det er valgt i lighed med sidste års rapport kun at anvende blykoncentrationen for muslinger i størrelsesgruppen 1-2 g bløddels tørvægt (svarende til ca. 6-8 cm skallængde) for at undgå størrelseseffekten på blykoncentrationen. De geometriske middelværdier for hver station og indsamlingsår fremgår af tabel 4.5.1. I tilfælde, hvor ingen af prøverne falder indenfor det ønskede størrelsesinterval, er angivet blykoncentrationen i prøver, hvor gennemsnitsvægten er under 1 g tørvægt eller hvor gennemsnitsvægten er større end 2 g tørvægt. Zn koncentrationen er beregnet som geometriske middelværdier af koncentrationerne i de indsamlede prøver, da Zn koncentrationen generelt har vist sig at være uafhængig af muslingestørrelsen.

#### *Geografisk fordeling af metaller*

Den geografiske fordeling af bly- og zinkkoncentrationerne i blåmuslinger i 1994 svarer til, hvad der blev fundet i 1993 (figur 4.5.1). De højeste blyværdier optræder i området, hvor den gamle gråbjergsdump lå. De næsthøjeste værdier optræder i Affarlikassaa. Blyniveauet er desuden forhøjet i Qaamarujuk samt i den ydre del af Perlerfiup kangerlua, mens det er lavere i den indre del af Perlerfiup kangerlua og på baggrundsniveau på Qeqertat (St. L). Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mineområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen ca. 500 µg/g tørstof, mens den på station L og i den indre del af Perlerfiup kangerlua er på baggrundsniveauet (120-150 µg/g tørstof).

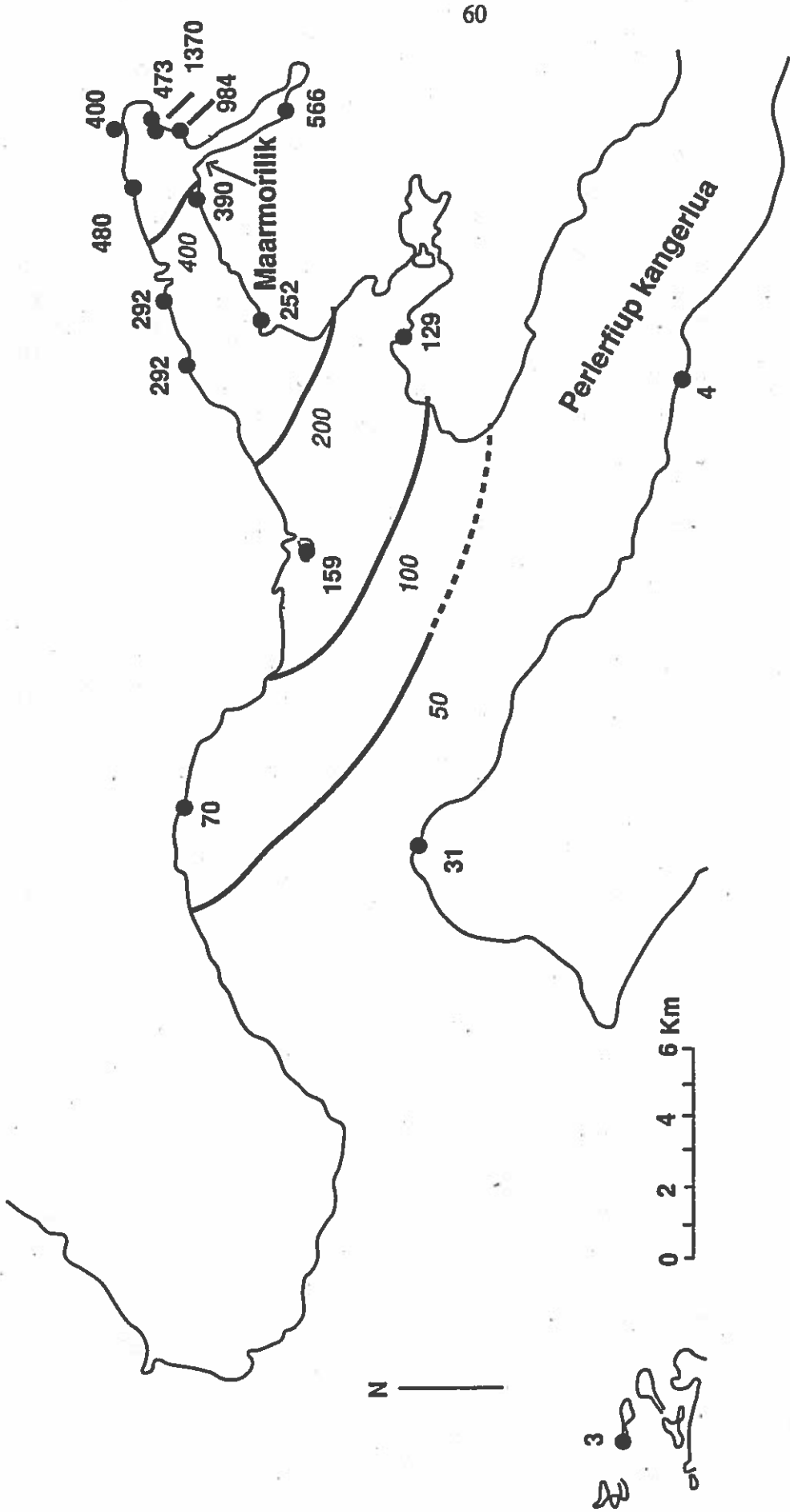
Under mineraliseringen på Appat er der i 1994 ikke fundet forhøjede bly- og zinkværdier i blåmusling.

**Tabel 4.5.1.** Bly- og zinkkoncentrationer ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i blåmusling (*Mytilus edulis*). Blykoncentrationen er givet for muslinger i prøver hvor gennemsnitsvægten er mellem 1 - 2 g tørvægt. < angiver at gennemsnitsvægten af muslinger i prøven er mindre end 1 g tørvægt, > angiver at gennemsnitsvægten af muslinger i prøven er større end 2 g tørvægt og  $\diamond$  angiver koncentrationen er gennemsnittet af prøver hvor gennemsnitsvægten er henholdsvis mindre end 1 g og større end 2 g tørvægt.

Station	År	Pb	Zn	Station	År	Pb	Zn	
G	1982	74,4	285	T7	1993	747 <sup>&gt;</sup>	401	
	1988	53,7 <sup>&gt;</sup>	262		1988	559	428	
	1989	50,5	300		1989	758	421	
	1990	49,5	268		1990	968	536	
	1991	10,4 <sup>&lt;</sup>	185		1991	853	447	
	1992	14,8	134		1992	856	410	
	1993	8,16	163		1993	523	315	
L	1982	7,91	166	T10	1973	194 <sup>&lt;</sup>	557	
	1983	13,7	204		1976	580 <sup>&lt;</sup>	605	
	1984	7,30	148		1977	1650	558	
	1985	4,12	145		1978	1269	560	
	1986	5,83	142		1980	820	491	
	1987	5,99	154		1981	1009	642	
	1988	5,52	138		1982	835	389	
	1989	7,73	177		1983	1060	788	
	1990	5,36	133		1988	965 <sup>&gt;</sup>	522	
	1991	4,24	142		T12Ø	1982	2210	913
	1992	5,28	160	1983		2736	1327	
	1993	3,24	143	1984		1974	938	
	1994	2,89	148	T3	1985	1130	451	
T3	1984	1240	631		1986	992	882	
	1985	512	382		1987	1132	493	
	1986	810	473		1988	1282	593	
	1987	579	418		1989	1356	600	
	1988	752	461		1990	2012	989	
T5	T5	1982	822		540	1991	1259	515
		1984	908		518	1992	1200 <sup>&gt;</sup>	434
		1985	534		430	1994	1370 <sup>&gt;</sup>	434
		1986	608		471	T12SV	1988	1536
		1987	610	502	1990		1991	962
		1988	567	412	1991		1105	457
		1989	654	493	1992		1123	472
		1990	819	604	1993		1150	464
		1991	718	409	1994		984	469
		1992	708	460	T12V	1973	107	601
		1993	558 <sup>&gt;</sup>	375		1977	2339 <sup>&lt;</sup>	1070
1994	566	436	1978	3850		1194		
T6	1988	704 <sup>&gt;</sup>	413	1979		3350	1011	
	1990	1043	695	1980		2485	813	
	1991	1093	638	1981	2755	746		
	1992	965	518					

Station	År	Pb	Zn	Station	År	Pb	Zn
	1982	1799	644		1989	427 <sup>c</sup>	393
	1983	3690	1025		1990	477	574
	1984	2628	956		1991	353 <sup>c</sup>	361
	1985	1730	717		1992	308 <sup>c</sup>	355
	1986	1297	661		1993	425 <sup>c</sup>	346
	1987	1841	585		1994	480	529
	1988	2143	597				
	1989	2633 <sup>b</sup>	616	T17B	1986	482	393
T15	1973	19,8 <sup>o</sup>	285		1987	481	420
	1986	679	577		1988	522	397
	1987	485	641		1989	618	487
	1988	628	471		1990	717	495
	1989	740	584		1991	456	407
	1990	946	859		1992	522	399
	1991	594	448		1993	460	376
	1992	597	387		1994	400	384
	1993	437	420	T17C	1986	463	352
	1994	473	416		1987	391	416
T15A	1986	559	475		1988	311	401
	1987	316	343		1989	413	462
	1988	430	443		1990	454	476
	1989	502	529		1991	503	468
	1990	737	657		1992	444	506
	1991	631 <sup>b</sup>	469		1993	313	401
	1992	523	449	T22	1986	504	522
	1993	473	451		1987	455	428
T17	1973	20,0	214		1988	453	523
	1977	935 <sup>c</sup>	574		1989	605	557
	1981	902 <sup>c</sup>	562		1990	567	573
	1982	557	332		1991	441	433
	1983	594	352		1992	514	482
	1984	618	462		1993	376	373
	1985	340	311		1994	390	432
	1986	452	359				
	1987	366	346				
	1988	488	400				
	1989	520	424				
	1990	692	554				
	1991	541	459				
	1992	511	365				
	1993	447	401				
T17A	1976	400 <sup>c</sup>	410				
	1977	528 <sup>c</sup>	385				
	1978	780	319				
	1979	620	448				
	1980	752	481				
	1984	454 <sup>c</sup>	533				
	1985	398	363				
	1986	232	284				
	1987	299	372				
	1988	395	423				

Station	År	Pb	Zn	Station	År	Pb	Zn
T25	1973	7,16	156	T33	1979	69,0 <sup>b</sup>	160
	1982	296	342		1980	150	362
	1983	356	368		1993	73,5	235
	1984	260	334		1994	129 <sup>b</sup>	336
	1985	313	324	T36	1973	8,04 <sup>c</sup>	227
	1986	300	364		1978	225	302
	1987	215	350		1979	130	222
	1988	274	424		1980	216	416
	1989	377	509		1981	284	550
	1990	338	486		1982	142	251
	1991	284	434		1983	308	462
	1992	245	383		1984	206	387
	1993	339	356		1985	237	359
	1994	252	374		1986	173	344
T29	1973	7,56 <sup>c</sup>	135		1987	183	357
	1976	230	340		1988	163	378
	1977	365 <sup>c</sup>	380		1989	245	374
	1978	385	303		1990	219	417
	1979	340	281	1991	184	328	
	1980	395	354	1992	132	301	
	1981	449	496	1993	151	345	
	1982	191	227	1994	159	311	
	1983	428 <sup>d</sup>	302	T37	1981	131 <sup>c</sup>	311
	1984	327	389		1982	153	309
	1985	338	351		1983	207	318
	1986	303	422		1984	111	267
	1987	225	356		1985	106	236
	1988	255	374		1986	113	253
1989	303	399	1987		104	320	
1990	364	418	1988		78,9	223	
1991	292	345	1989		77,6	282	
1992	336	368	1990		111	291	
1993	316	366	1992		68,6	275	
1994	292	293	1993		61,4	196	
T30	1976	300	438		1994	69,9	295
	1977	500 <sup>c</sup>	400		T38	1981	59,0
	1978	525	343	1982		58,1	262
	1979	160 <sup>c</sup>	200	1983		63,2	283
	1980	355	387	1984		21,4 <sup>b</sup>	170
	1981	435 <sup>c</sup>	385	1985		26,4	171
	1982	204	194	1986		43,0	222
	1983	457	434	1987		44,5	244
	1984	335	348	1988		48,2	241
	1985	259 <sup>c</sup>	311	1989		40,2	235
	1986	332	463	1990		35,9	198
	1987	322	486	1991		23,3	183
	1988	423	453	1992		13,3	183
	1989	431	458	1993		26,6	174
1990	470	492	1994	30,5 <sup>b</sup>		174	
1991	333	413					
1992	229	322					
1993	261	363					
1994	292	212					



Figur 4.5.1. Blykoncentrationen (µg/g tørstof) i blåmusling i 1994.

### *Tidsudvikling*

Den statistiske behandling af tidserien af tungmetalkoncentrationer fremgår af bilag 15 og resultaterne af Tabel 4.5.2. Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden, som dog kun på enkelte stationer er signifikant på 5% niveau. Zinkværdierne viser for nogle stationer en faldende tendens mens for andre stationer en stigende tendens. Tidsudviklingen er kun signifikant for enkelte stationer og i de tilfælde med en faldende koncentration.

### *Transplantationsforsøg*

Det har vist sig, at forurenede blåmuslinger ikke straks udskiller optaget bly, når blyforureningen af det omgivende vand ophører eller falder. Forsøg ved Maarmorilik har vist, at de efter et år indeholder ca. halvdelen af det optagne bly, når de flyttes fra et forurenat til et uforurenat sted. Herefter udskiller de stort set ikke bly. Muslingerne omkring Maarmorilik har derfor stadig et højt blyindhold, som kun falder i takt med, at muslingerne vokser. Vil man bruge muslingerne til at måle den aktuelle havforurening ved Maarmorilik, må man derfor transplantere uforurenede muslinger ind til de stationer, der skal måles. Dette er gjort regelmæssigt siden september 1991. Som regel påvirkes muslingerne noget ved en transplantation, idet deres bløddelsvægt falder, og derfor stiger koncentrationen af bly. Der er i det følgende kompenseret derfor ved i stedet for koncentrationen af bly at beregne mængden af bly i en typisk musling. De muslinger, der transplanteredes til Maarmorilik indsamledes ved station L.

Bly- og zinkindholdet i transplanterede muslinger fremgår af Tabel 4.5.3. Indholdet er normaliseret til en musling med skallængden 6 cm. Ved denne beregning er det forudsat, at muslingernes kondition er konstant for en given population.

Transplantationsforsøgene bekræfter, at der stadig findes forureningskilder de pågældende steder, idet transplanterede muslinger opnår et forhøjet indhold af bly. Efter et års

transplantation på station T12Ø (den mest belastede station) opnår muslinger et blyindhold på mellem 148 og 168  $\mu\text{g}$  og et zinkindhold mellem 295 og 346  $\mu\text{g}$  svarende til omkring 10% (bly) og ca. 60% (zink) af indholdet i den naturlige population på stationen.

Tidsudviklingen af blyindholdet i muslinger transplanteret fra station L til station T17A er vist på figur 4.5.2. Hvor det ved et tidligere transplantationsforsøg i 1984/85 (GM, 1989) steg til 99  $\mu\text{g}$  efter et år, steg det i de nuværende transplantationsforsøg kun til 17-19  $\mu\text{g}$  på et år. Dette tyder på, at påvirkningen nu kun er ca. 1/5 af hvad det var, mens minedriften fandt sted. Tidsudviklingen af blyindholdet viser desuden tydelige geografiske forskelle (figur 4.5.3). Ved den station (Qeqertanguit) som er fjernest fra Maarmorilik er blyindholdet steget til ca. 10  $\mu\text{g}$ , hvilket er ca. 3 gange det naturlige indhold, mens stigningen i ydre Qaamarujuk er større og endnu større i indre Qaamarujuk.



**Tabel 4.5.2.** Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Pb og Zn på stationer med 8 eller flere år. Tre forskellige test er anvendt: ICES-metode, lineær regression og Spearman korrelation.

Pb		ICES-metode		Lineær regression	Spearman	
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	årlig ændring	korrelation
<b>Qeqertat, referencestation</b>						
St. L	1982-94	sign.	neg. sign	-	-7,9% sign	neg. sign.
<b>Affarlikassaa</b>						
St. T5	1982-94 (-83)	-	neg.	-	-1,6%	neg.
<b>Indre Qaamarujuk</b>						
St. T15	1986-94	-	neg.	-	-3,5%	neg.
St. T17	1981-93	-	neg.	-	-1,9%	neg.
St. T17A	1976-94 (-81,82,83)	sign.	neg. sign.	sign.	-2,6%	neg.
St. T17B	1986-94	-	neg.	sign.	-2,0%	neg.
<b>Sydysten af Qaamarujuk</b>						
St. T22	1986-94	-	neg.	-	-2,8%	neg.
St. T25	1982-94	-	neg.	-	-0,5%	neg.
<b>Nordysten af Qaamarujuk</b>						
St. T30	1976-94	-	neg.	-	-0,7%	neg.
<b>Vestfor og ved Qeqertanguit</b>						
St. T36	1978-94	-	neg.	-	-1,6%	neg.
St. T37	1981-94 (-91)	sign.	neg. sign.	-	-7,0% sign.	neg. sign.
St. T38	1981-94	sign	neg. sign.	sign	-6,4% sign.	neg. sign.

**ICES-metode :** *Systematisk mellem-års effekt* : sign. angiver significant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans betyder at der er forskel mellem årene.

*Lineær effekt:* neg. angiver faldende tendens. sign angiver significant på 5% niveau. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans betyder, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie.

*Ikke-lineær effekt* : sign angiver significant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse end en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect betyder, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives udelukkende som en ret linie.

**Lineær regression :** Den procentvise årlige koncentrationsændring angivet. sign angiver at ændringen er significant på 5% niveau. Tester om liniens hældning er forskellig fra 0.

**Spearman korrelation :** neg. angiver en negativ korrelation. sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke-parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

fortsættes næste side

Tabel 4.5.2 fortsat

Zn	Systematisk mellem-år	ICES-metode		Lineær regression årlig ændring	Sperman korrelation	
		Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
<b>Qeqertat, referencestation</b>						
St. L	1982-94	-	neg.	-	-1,2% sign	neg.
<b>Affarlikassaa</b>						
St. T5	1982-94 (-83)	-	neg.	-	-1,6%	neg.
<b>Indre Qaamarujuk</b>						
St. T15	1986-94	-	neg.	-	-5,4%	neg. sign.
St. T17	1981-93	-	pos.	-	+0,4%	pos.
St. T17A	1976-94 (-81,82,83)	-	pos.	-	+0,2%	neg.
St. T17B	1986-94	sign.	neg.	sign.	-1,0%	neg.
<b>Sydkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T22	1986-94	-	neg.	-	-2,6%	neg.
St. T25	1982-94	sign.	pos.sign.	sign.	+1,5%	pos.
<b>Nordkysten af Qaamarujuk</b>						
St. T30	1976-94	-	pos.	-	+0,3%	pos.
<b>Vestfor og ved Qeqertanguit</b>						
St. T36	1978-94	-	pos.	-	+0,0%	neg.
St. T37	1981-94 (-91)	-	neg.	-	-1,4% sign.	neg.
St. T38	1981-94	sign.	neg.	sign.	-3,1% sign.	neg.

Transplantationen af muslinger i 1991 fra den belastede station T17 til Qeqertat viser, at bly som er optaget i muslingerne kun meget langsomt - hvis overhovedet - udskilles igen. Dette er også vist i en tidligere undersøgelse (GM, 1989). Derimod er zinkindholdet i transplanterede muslinger tydeligt faldende.

**Tabel 4.5.3.** Gennemsnitlig bly- og zinkindhold i naturlige og transplanterede blåmuslingepopulationer ved Maarmorilik. Metalindholdet er normaliseret til en 6 cm musling. De transplanterede muslinger på station L i 1991 stammer fra station T17, hvor blyindholdet var 464 µg og zinkindholdet 371 µg, de øvrige fra station L

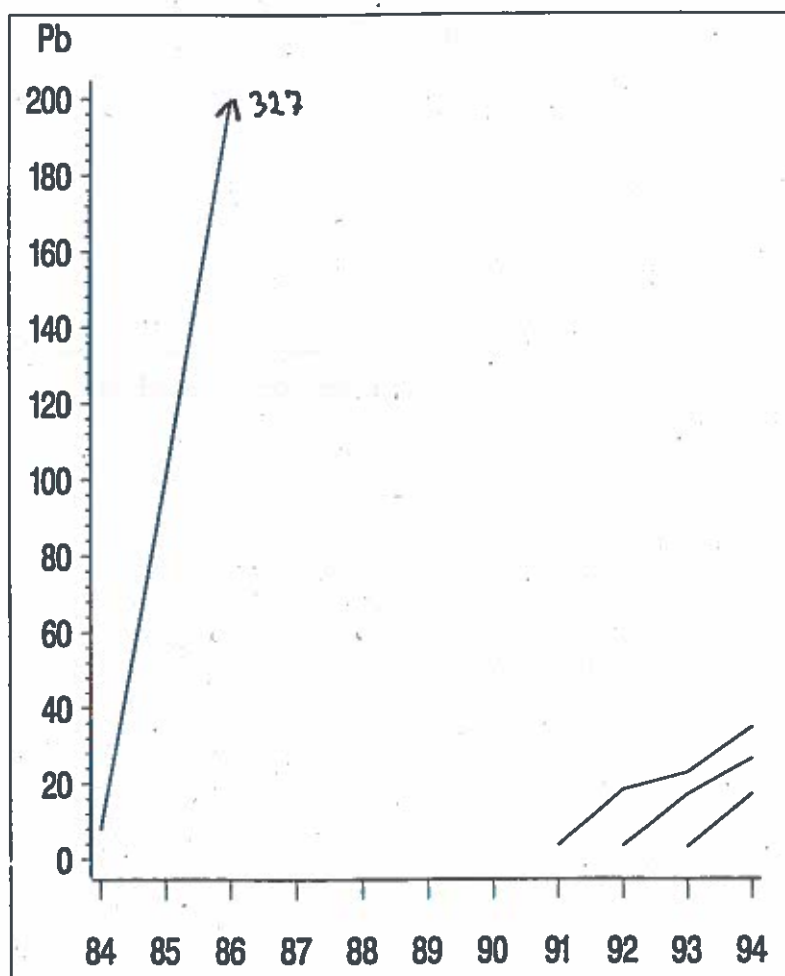
Station	naturlig				Pb (µg pr. musling)			transp. i 1992		transp. i 1993
	1991	1992	1993	1994	transp. i 1991			1993	1994	1994
St. L	3,46	3,29	3,00	3,88	402	267	347	-	-	-
St. T5	-	-	545	407	-	-	-	18	35	24
St.T12Ø	1423	-	-	1692	148	204	-	169	285	186
St.T17A	212	304	313	-	18,8	22,7	34,7	16,9	26,4	17,0
St.T17B	375	309	323	-	20,2	27,3	37,9	12,6	26,8	18,4
St.T22	403	313	335	-	18,9	27,3	-	12,6	23,9	18,3
St.T25	212	215	182	-	10,5	13,4	-	11,7	-	11,1
St.T30	188	225	184	-	13,1	18,2	21,0	9,68	16,3	10,2
St.T36	131	126	105	-	9,85	10,4	-	9,41	10,7	7,68

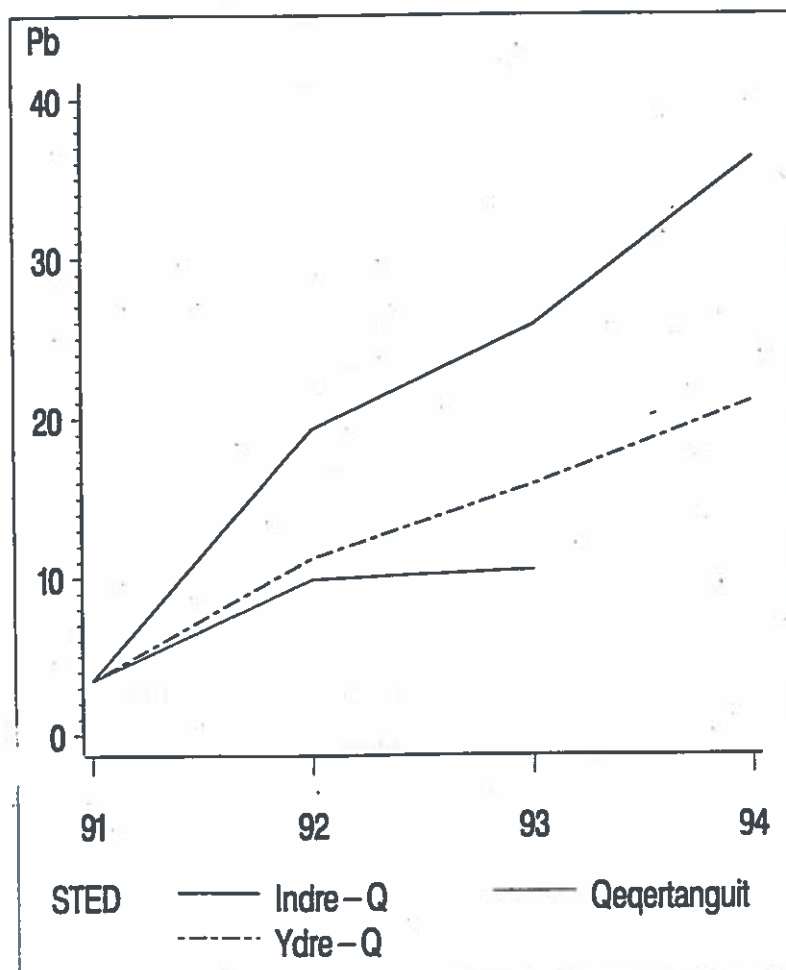
Station	naturlig				Zn (µg pr. musling)			transp. i 1992		transp. i 1993
	1991	1992	1993	1994	transp. i 1991			1993	1994	1994
St. L	132	132	127	137	267	198	189	-	-	-
St. T5	-	-	365	314	-	-	-	140	149	110
St.T12Ø	515	-	-	536	346	325	-	295	361	301
St.T17A	244	247	348	-	138	140	120	149	135	114
St.T17B	292	244	310	-	141	129	116	136	124	132
St.T22	378	321	372	-	174	191	-	128	136	132
St.T25	333	235	270	-	121	127	-	132	-	143
St.T30	263	266	133	-	141	130	94	130	108	109
St.T36	221	279	205	-	127	122	-	130	112	123

#### Samlet vurdering af tungmetalkoncentrationen i blåmusling

Samlet kan det konkluderes, at der fra 1993 til 1994 generelt ikke er sket ændringer i bly- og zinkværdierne i blåmusling. Der er stadig forhøjet blyindhold i Affarlikassaa,



Figur 4.5.2. Pb - indholdet ( $\mu\text{g}$ ) i muslinger transplanteret fra St. L til St. T17A.



Figur 4.5.3. Pb-indhold ( $\mu\text{g}$ ) i muslinger transplanteret fra St. L til indre og ydre Qaamarujuk og Qeqertanguit.

Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. I størstedelen af dette område overstiger blyindholdet den maksimale grænseværdi (2 mg/kg vådvægt) for bly i muslinger. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra dette område. Zinkindholdet er forhøjet i Affarlikassaa, Qaamarujuk samt i den ydre del af Perlerfiup kangerlua. Transplantationsforsøg viser, at der fortsat er forureningskilder i området, men at kilderne til muslingernes blyforurening nu kun er ca. 1/5 af, hvad de var i 1984/85 mens minedriften fandt sted. Derudover viser forsøgene, at optaget bly udskilles meget langsomt selv om forureningen ophører. Det må derfor forventes, at blåmuslingerne i de tre fjorde vil være blybelastede i en del år fremover, indtil en ny bestand opvokset efter minens ophør er dominerende.

## 4.6 Fisk

Den statistiske behandling af tungmetalkoncentrationen i prøver fra fisk fremgår af bilag 16. Generelt undersøges, om fiskenes køn eller størrelse influerer på metalkoncentrationen. Såfremt dette er tilfældet, foretages en normalisering af metalkoncentrationen til en bestemt størrelse og køn af fisken. I nedenstående afsnit vil kun hovedresultaterne af den statistiske behandling blive medtaget.

Ved vurderinger af blyniveauet i prøver fra fisk skal det bemærkes, at der har været mistanke om, at nogen af de ældre blyanalyser (op til omkring midten af 1980-erne) i fisk, specielt de lave koncentrationer i fiskekød, har været fejlagtige (for høje). Dette er bekræftet af GM ved reanalyser af tidligere indsamlede prøver (Dietz et al. 1995). Ved vurdering af lave blyniveauer ved Maarmorilik bør derfor kun foretages sammenligninger med referenceområder, hvorfra der er indsamlet og analyseret prøver i samme periode som i Maarmorilik.

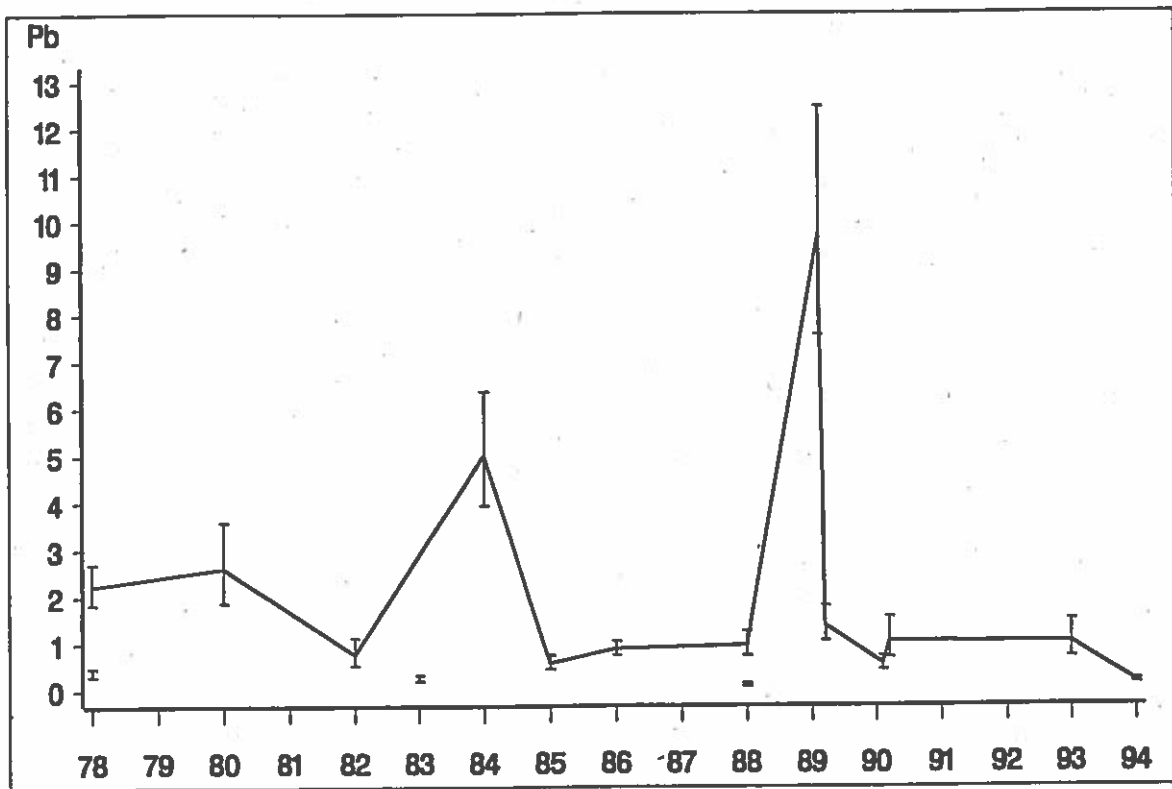
### 4.6.1. Ammassat

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fra 1994 fremgår af bilag 7. Blykoncentrationen viser ikke afhængighed af ammassatens køn eller størrelse i lighed med tidligere års analyser. De estimerede blykoncentrationer er derfor geometriske middelværdier og fremgår af tabel 4.6.1.1 samt af figur 4.6.1.1.

Blykoncentrationen i 1994 er faldet i forhold til 1993 og er nu på det laveste niveau set i tidsserien. Blykoncentrationen er i 1994 efter at have været forhøjet i en længere årrække på samme niveau som i referenceområder i Grønland. Det markante fald i blykoncentrationen i 1994 kan skyldes, at der nu hovedsagelig er tale om ammassat, der er vokset op efter 1990, hvor minen lukkede.

**Tabel 4.6.1.1.** Geometriske middelværdier og medianværdier af blykoncentrationen i ammassat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle værdier er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof.

Område	År	n	Geometrisk middel	Medianværdi
Godthåbsfjorden	1978	21	0,38	0,36
Ivittuut	1983	20	0,24	0,24
Uummanaq	1988	20	0,08	0,07
Perlerfiup kangerlua	1990	20	0,40	0,39
Maarmorilik	1978	20	2,22	2,50
	1980	14	2,58	2,74
	1982	20	0,76	0,59
	1984	20	5,00	4,88
	1985	20	0,56	0,62
	1986	20	0,86	0,87
	1988	20	0,93	1,15
Juli	1989	20	9,70	8,30
August	1989	10	1,35	1,30
Juni	1990	20	0,54	0,56
Juli	1990	9	1,01	1,27
Juli	1993	20	0,99	0,85
Juli	1994	20	0,14	0,14



Figur 4.6.1.1. Pb koncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i ammassat ved Maarmorilik. Stolperne angiver 95% konfidence intervaller. I figuren er medtaget resultater fra referenceområder. I 1978 fra Godthåbsfjorden, i 1983 fra Ivittuut og i 1988 fra Uummannaq.



#### 4.6.2. Hellefisk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag 8. De estimerede tungmetalkoncentrationer og medianværdier fremgår af tabel 4.6.2.1.

Den statistiske behandling af cadmiumkoncentrationen viste ingen afhængighed af hellefiskens køn eller størrelse i lighed med tidligere. De estimerede cadmiumkoncentrationer gennem tidsserien er derfor geometriske middelværdier. Cadmiumværdien for 1994 er som i de senere år meget lav, og det kan konkluderes, at der ingen påvirkning fra cadmium er på hellefiskekød.

Blykoncentrationen viste heller ingen afhængighed af hellefiskens køn eller størrelse og de estimerede værdier er derfor ligeledes geometriske middelværdier. Blykoncentrationen i 1994 er meget lav og ikke forhøjet i forhold til referenceområder.

Zinkkoncentrationen viser ingen afhængighed af hellefiskens køn men afhængighed af fiskenes størrelse. Således er zinkkoncentration mindre i en stor hellefisk end i en mindre hellefisk alt andet lige. De estimerede zinkkoncentrationer gennem tidsserien er derfor normaliseret til en hellefisk, der er 58 cm og vejer 2 kg (Tabel 4.6.2.1).

Zinkkoncentrationen i 1994 er på samme niveau som i de seneste år og på samme niveau som i referenceområderne.

**Tabel 4.6.2.1.** Estimerede tungmetalkoncentrationer (est) og medianværdier (med) i hellefiskekød fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof. Hellefisk er normaliseret til 58 cm og 2 kg. I parentes er angivet antallet af analyser, hvor det afviger fra antallet af prøver (n). \* Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi størrelsesparametrene ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Område	År	n	Cd		Pb		Zn		
			est	med	est	med	est	med	
Uummannaq	1977	12	<0,20*	0,20	0,48*	0,45	15,7	13,8	
	1979	20	<0,06*	0,05	0,18*	0,24	12,8	12,4	
Narsaq	1979	20	0,10*	0,17	0,26 *(19)	0,25	15,7	16,1	
Ivittuut	1983	15	<0,03*	<0,02	<0,06*	<0,05	10,8	10,6	
Maarmorilik	1973	14	<0,46*	<0,50	<5,0*	<5,0	12,9	13,9	
	1976	45	<0,71*	<1,00	0,52*(43)	0,50	10,8 (43)	10,9	
	1977	27	<0,40*	0,40	<0,27	0,40	12,7 (26)	14,4	
	1978	47	<0,09*	0,07	0,89	0,96	14,2	12,6	
	1979	38	<0,05*	<0,05	0,25	0,22	12,9	12,8	
	1980	42	<0,04*	0,03	0,31	0,30	13,6	13,7	
	1981	11	<0,03*	<0,02	<0,13*	0,15	13,2	14,3	
	1982	4	<0,04*	0,03	0,18	0,18	11,8	12,8	
	1984	10	0,02*	0,02	0,18	0,18	10,9	10,3	
	1985	10	<0,02*	<0,02	<0,07*	<0,05	13,0	12,6	
	1986	10	<0,05*	0,05	<0,05*	0,05	14,1	13,7	
	1987	4	<0,02*	<0,02	<0,02*	<0,02	13,2	12,4	
	1988	9	0,03*	0,04	<0,05*	0,05	16,4	16,5	
	1989	10	<0,01*	<0,01	<0,05*	<0,05	15,1	15,5	
	marts	1990	10	<0,01*	<0,01	<0,05*	<0,05	14,0	14,6
	september	1990	8	<0,01*	<0,01	<0,06*	<0,05	13,2	13,9
	marts-maj	1991	10	<0,02*	<0,02	<0,06*	<0,05	14,5	14,3
marts	1993	10	<0,01*	<0,01	<0,06*	<0,05	12,5	12,2	
juli	1993	2	<0,01*	<0,01	<0,06*	<0,05	14,6	14,5	
marts	1994	10	0,002*	0,002	<0,003*	<0,002	11,7	12,7	

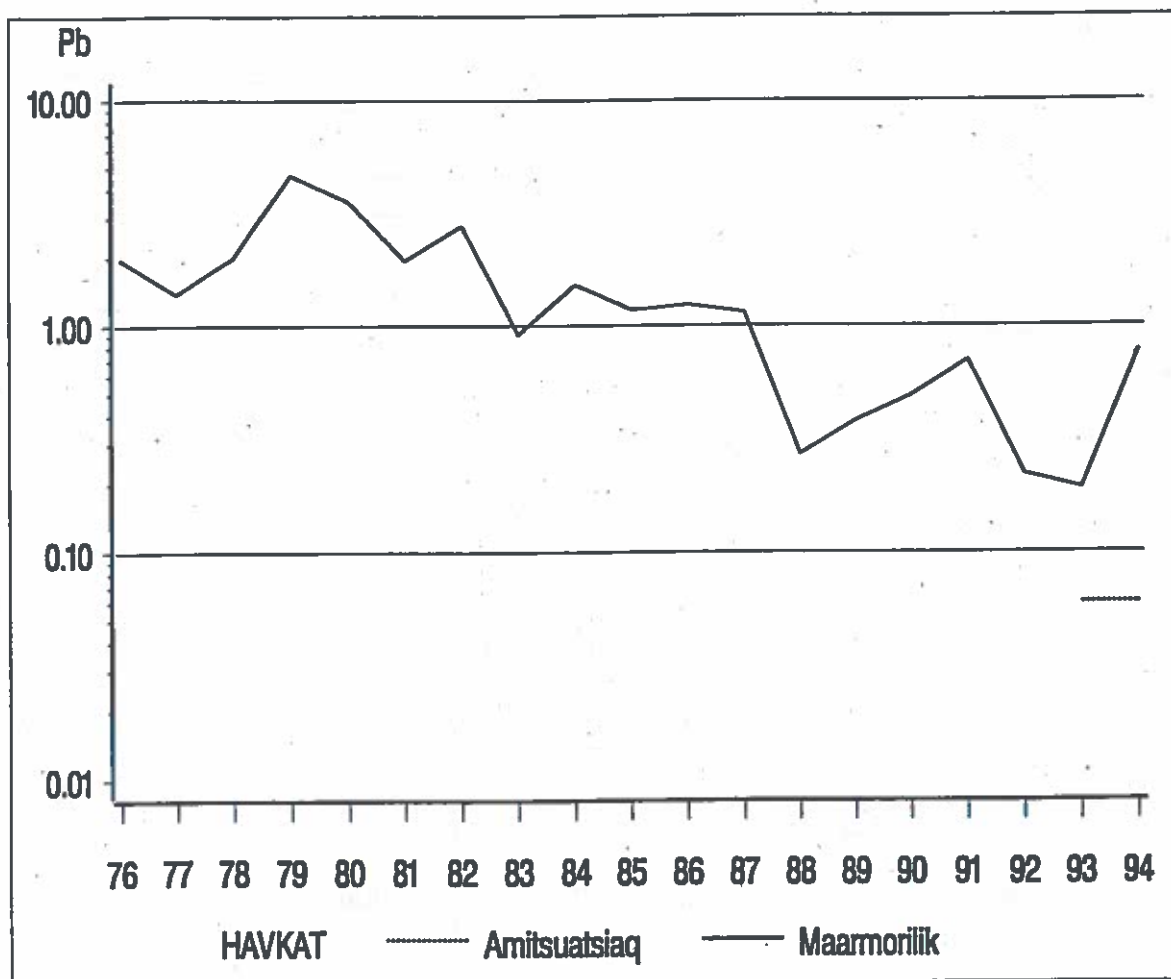
### 4.6.3. Plettet havkat

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag 9. Blykoncentrationen i havkattækød, -lever og -ben viser afhængighed af fiskens størrelse. Således er blykoncentrationen mindre i en stor havkat end i en mindre havkat alt andet lige. De estimerede værdier gennem tidsserien er derfor normaliseret til samme fiskestørrelse (Tabel 4.6.3.1). Derimod er der ikke fundet nogen afhængighed af fiskens køn.

**Tabel 4.6.3.1.** Estimerede blymetalkoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i Plettet havkat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof. Estimaterne er normaliseret til en fisk med længden 68,2 cm og vægten 2,82 kg. I parentes er angivet antallet af analyser, hvor det afviger fra antallet af prøver (n). \* Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

Område	År	KØD		LEVER			BEN			
		n	est. Pb	med. Pb	n	est. Pb	med.Pb	n	est.Pb	med.Pb
Tasiussaq	1978	7	0,53	0,57	7	1,49	3,00			
Egedesminde	1978	18	0,59*	0,59						
Uummannaq	1977				8	<0,02*	0,01			
	1979	6	0,40	0,44	6	0,21	0,34			
Narsaq	1979	9	0,71 (6)	0,84	5	0,73	0,35	6	0,40 (3)	0,28
Ivittuut	1983	8	0,08	0,12	8	0,37	0,36	8	0,35	0,51
Amiitsuatsiaq	1983				12	0,37	0,36	13	0,36	0,45
	1993	5	<0,05	0,05	10	<0,06	0,05	10	<0,07*	0,05
	1994	2	<0,03	0,03	2	0,06	0,09	2	<0,03*	0,02
Maarmorilik	1973	15	<5,0*	5,0	14	<3,74*	3,74			
	1976	24	1,09	1,00	30	1,97	2,75			
	1977	27	0,33 (25)	0,50	27	1,38 (25)	3,37			
	1978	32	0,59	0,52	32	1,99	2,25			
	1979	29	0,65	0,61	28	4,65	4,08			
	1980	30	0,46	0,45	30	3,55	5,96			
	1981	10	<0,14*	0,10	48	1,94	2,35			
	1982	11	0,35	0,37	54	2,77	4,06			
	1983	13	<0,07*	0,05	37	0,91	0,61	31	1,66	1,66
	1984	11	0,12	0,11	41	1,51	1,37	31	3,27	2,21
	1985	10	<0,10*	0,07	39	1,17	1,07	39	<0,38*	0,32
	1986	10	0,09	0,13	28	1,23	1,10	28	1,04 (24)	0,70
	1987	10	0,07	0,10	34	1,14	1,42	34	0,71	0,85
	1988	9	<0,06*	0,05	16	0,27	0,14	16	0,58	0,35
	1989	10	<0,07*	0,05	20	0,38	0,41	20	0,42	0,18
	1990	10	<0,07*	0,06	20	0,49 (19)	0,38	20	0,57 (19)	0,52
marts-maj	1991	4	<0,06*							
september	1991	11	<0,09*	0,05 (15)	20	0,70	1,42	20	0,80	1,39
	1992	13	<0,07*	0,05	13	0,22	0,17	13	0,64	0,31
	1993	5	<0,06*	0,05	10	<0,19	0,26	10	0,37	0,23
	1994	10	0,06	0,06	10	0,77	0,60	10	1,45	1,12

Blykoncentrationen i 1994 i kød fra havkatte svarer til, hvad der blev fundet i 1993. Blyniveauet i kød er meget lavt og tæt på niveauet fundet i referenceområdet Amitsuatsiaq. Blykoncentrationen i lever og ben er derimod højere i 1994 end i 1993 og forhøjet ved Maarmorilik. Blykoncentrationen i lever udviser en generel faldende tendens gennem perioden (figur 4.6.3.1).



Figur 4.6.3.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen i lever fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik og referenceområdet Amitsuatsiaq. Værdierne er normaliseret til en havkat med længden 68,2 cm og vægten 2,82 kg.

#### 4.6.4 Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag 10.

Blykoncentrationen i kød fra ulke viser ingen afhængighed fiskestørrelse, levervægt og køn. For blykoncentrationen i ulkelever og -ben er der afhængighed af fiskestørrelse og levervægt men ikke af fiskens køn. De estimerede værdier for ulke fanget i henholdsvis indre og ydre del af Qaamarujuk-fjorden fremgår af tabel 4.6.4.1.

**Tabel 4.6.4.1.** Estimerede blymetalkoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i ulke fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimerer er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof. Der normaliseret til en fisk med længden 26,9 cm og vægten 0,22 kg og levervægten 8,05 g. I parentes er angivet antallet af analyser, hvor det afviger fra antallet af prøver (n). \* Ikke normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi størrelsesparametrene ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

KØD								
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est.Pb	med.Pb	
Tasiussaq	1979	5	0,05*	0,06				
Qeqertat	1984	18	<0,13*	0,11				
Amitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	0,05				
	1994	10	<0,03*	0,02				
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk			
		1980			5	0,22*	0,21	
		1984	10	0,46*	0,63	7	<0,07*	0,06
		1985	5	<0,07*	0,07	5	<0,09*	0,05
		1986	5	0,25*	0,23	5	0,11*	0,12
		1987	6	0,50*	0,51	4	0,44*	0,49
		1988	5	0,10*	0,10	4	<0,09*	0,06
		1989	5	0,12*	0,11	5	<0,07*	0,05
		1990	5	0,49*	0,54	5	0,11*	0,16
		1991	5	<0,07*	0,05	5	1,02*	1,15
		1992	8	<0,10*	0,07	10	<0,08*	0,05
		1993	5	0,12*	0,12	5	<0,06*	0,05
		1994	10	<0,04*	0,04	10	<0,04*	0,06

Tabel 4.6.4.1 fortsat

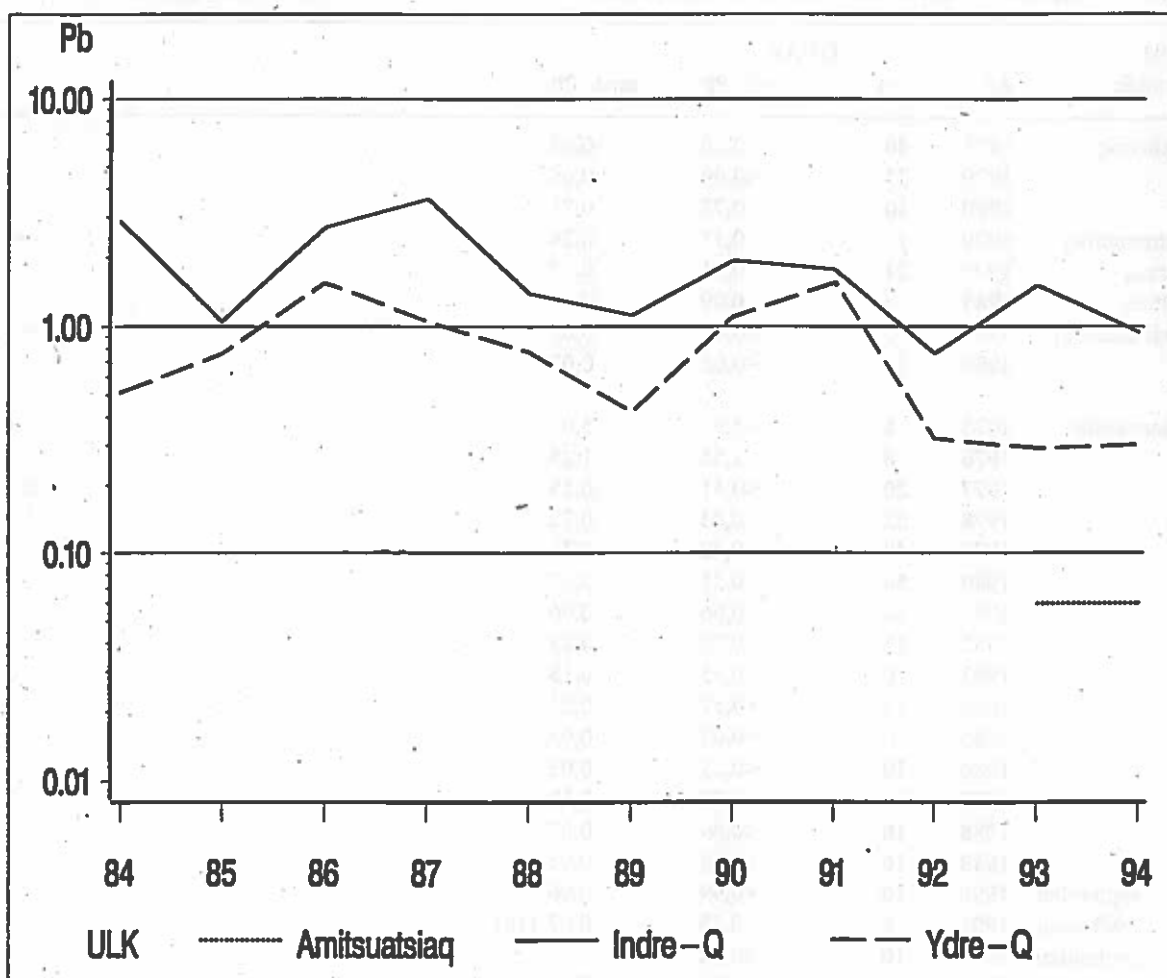
## LEVER

Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est. Pb	med. Pb
Tasiussaq	1979	5	0,57*	0,82			
Qeqertat	1984	20	0,28	0,20			
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	0,05			
	1994	10	<0,06*	0,04			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk		
	1980				5	2,44	2,01
	1984	10	2,87	3,42	8	0,51	0,80
	1985	10	1,05	1,58	10	0,76	0,80
	1986	10	2,71	2,49	10	1,55	0,97
	1987	9	3,62	5,33	11	1,05	2,01
	1988	10	1,39	1,35	10	0,77	0,79
	1989	10	1,12	0,77	10	0,42	0,28
	1990	10	1,94	1,98	10	1,10	1,69
	1991	10	1,77	1,55	9	1,56	3,16
	1992	10	0,76	0,42	10	0,32	0,33
	1993	10	1,51	2,44	10	0,29	0,20
	1994	10	0,94	1,37	10	0,30	0,45

## BEN

Område	År	n	est.Pb	med. Pb	n	est. Pb	med. Pb
Qeqertat	1984	20	0,55	0,55			
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	0,05			
	1994	10	0,11	0,08			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk		
	1984	10	7,75	10,1	9	2,50 (8)	2,32
	1985	10	2,80	3,23	10	2,26	1,81
	1986	10	17,8	18,8	10	3,26	2,85
	1987	9	16,2	12,9	11	3,60	3,88
	1988	10	9,89	12,0	10	6,61	3,42
	1989	10	5,99	6,09	10	2,31	2,54
	1990	10	9,50	11,1	10	4,31	2,97
	1991	10	9,81	7,53	10	7,12 (9)	6,39
	1992	10	4,55	4,09	10	1,75	2,34
	1993	10	6,94	16,4	10	1,58	2,08
1994	10	4,84	4,77	10	2,32	1,67	

Blykoncentrationen i kød, lever og ben fra ulke svarer til, hvad der blev fundet i 1993. Blyniveauet i ulkekød er lavt og på samme niveau som i referenceområdet Amitsuatsiaq. I lever og ben fra ulk er blyniveauet tydeligt forhøjet ved Maarmorilik med højere værdi i indre end i ydre Qaamarujuk, men med en faldende tendens gennem monitoringsperioden (figur 4.6.4.1).



Figur 4.6.4.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i lever fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujukfjorden samt i Amitsuatsiaq. Værdierne er normaliseret til en ulk med længden 26,9 cm, vægten 0,22 kg og levervægten 8,05 g.

#### 4.6.5. Uvak

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag 11. Blykoncentrationen i kød fra uvak viser ingen afhængighed af fiskens størrelse og køn, og de estimerede værdier gennem tidsserien er derfor lig med de geometriske middelværdier (Tabel 4.6.5.1).

**Tabel 4.6.5.1.** Estimerede blymetalkoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i uvakkød fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof. I parentes er angivet antallet af analyser, hvor det afviger fra antallet af prøver (n). Værdier markeret med < angiver at flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen.

KØD Område	År	n	UVAK		
			est. Pb	med. Pb	
Tasiussaq	1978	40	0,60	0,48	
	1979	23	<0,09	0,06	
	1980	10	0,73	0,71	
Uummanaq	1979	13	0,17	0,24	
Narsaq	1979	21	0,41	0,37	
Ivittuut	1983	8	0,09	0,09	
Amiitsuatsiaq	1993	5	<0,05	0,05	
	1994	10	<0,02	0,02	
Maarmorilik	1973	5	<5,0	5,0	
	1976	8	1,55	1,25	
	1977	20	<0,41	0,55	
	1978	62	0,83	0,72	
	1979	40	0,42	0,36	
	1980	50	0,38	0,42	
	1981	10	<0,06	0,06	
	1982	11	0,22	0,23	
	1983	10	0,15	0,18	
	1984	10	<0,17	0,21	
	1985	10	<0,07	0,05	
	1986	10	<0,05	0,03	
	1987	10	0,08	0,10	
	1988	10	<0,09	0,07	
	1989	10	<0,08	0,05	
	september	1990	10	<0,09	0,06
	marts-maj	1991	6	0,18	0,07 (16)
september	1991	10	<0,08		
	1992	10	<0,07	0,05	
	1993	5	0,08	0,09	
	1994	10	0,03	0,03	

Blykoncentrationen i kød fra uvak i 1994 er lavere end i 1993 og på samme niveau som i referenceområdet Amitsuatsiaq.



#### 4.7 Rejer

Analyseresultaterne fra de enkelte prøver i 1994 fremgår af bilag 11, og den statistiske behandling af dataserien af bilag 16.

Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød og hele rejer (vægtet gennemsnit af resultaterne fra kød og hoved/skaldele) er afhængig af rejestørrelsen. De estimerede værdier er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Dette er derimod ikke tilfældet for zinkkoncentrationen, og de estimerede værdier er derfor lig de geometriske middelværdier. De således fremkomne estimerede tungmetalkoncentrationer fremgår af tabel 4.7.1.

Bly- og zinkkoncentrationen i 1994 i rejer svarer til, hvad der blev fundet i 1993. Zinkkoncentrationen er på samme niveau som fundet i referenceområderne. Der har været mistanke om, at nogle af de tidligere blyanalyser af rejekød og fiskekød (op til omkring midten af 1980-erne) har været fejlagtige, f. eks. den høje værdi på 1,00  $\mu\text{g/g}$  fundet i rejekød i 1984 ved Salleg. Der blev analyseret prøver fra dette område igen i 1994, og her fandtes kun 0,04  $\mu\text{g/g}$ , hvilket er det samme niveau, som er fundet de seneste år i andre referenceområder. Dette bekræfter, at flere af de ældre blyanalyser formentlig er fejlagtige.

Blyniveauet i rejer er tydeligt forhøjet med højere værdier i indre end i ydre Qaamarujuk både i hele rejer og i rejehoved. Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav. Tidsudviklingen i blykoncentrationen i rejer følger den generelt faldende tendens, især for rejekød (figur 4.7.1). Denne tendens kan dog også skyldes forbedret analysekvalitet som beskrevet ovenfor.

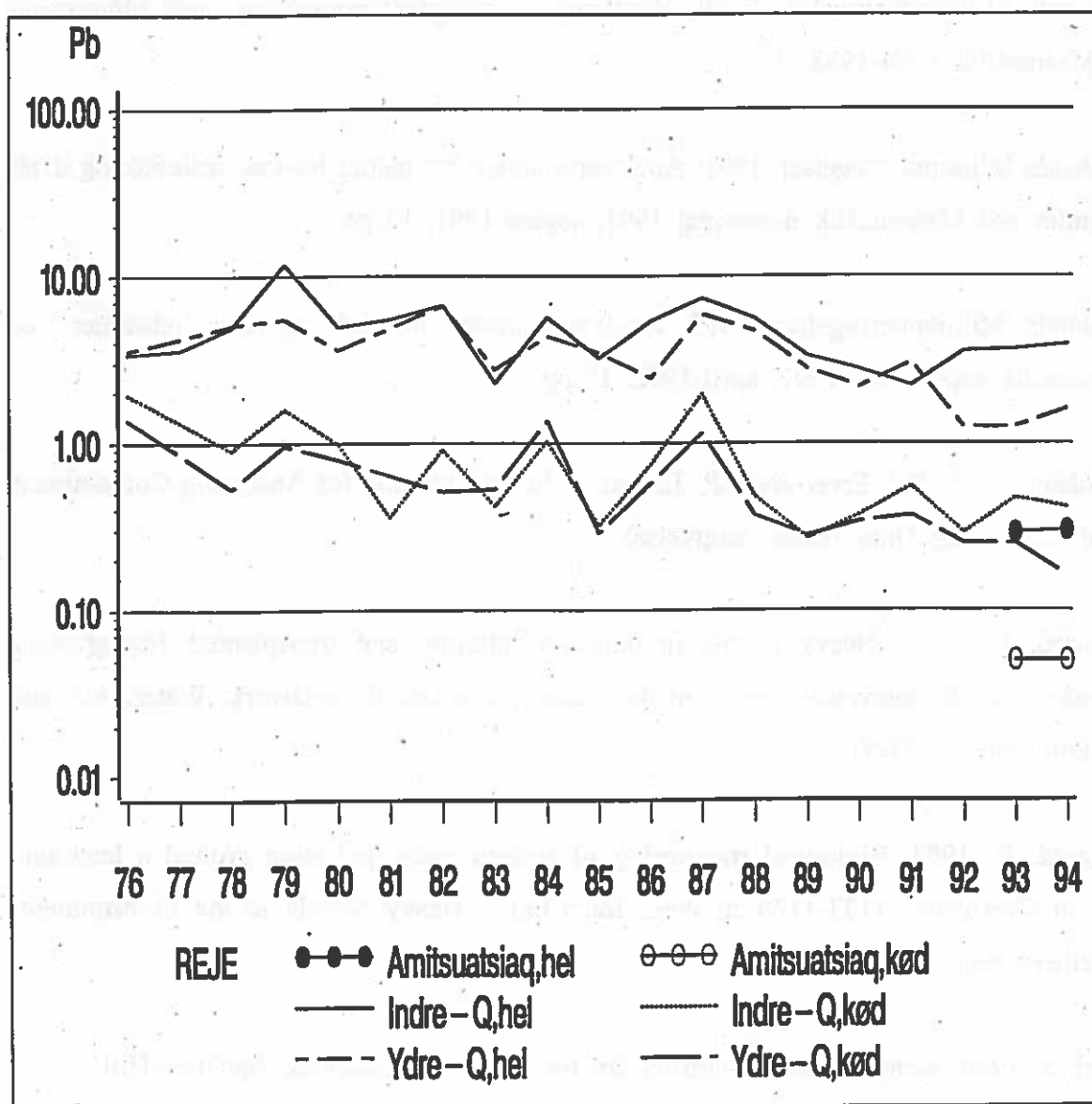
**Tabel 4.7.1.** Estimerede tungmetalkoncentrationer ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i rejer. Blykoncentrationen er normaliseret til individvådvægt 5 g. Koncentrationer i hele rejer og i rejekød er estimeret hver for sig.

	År	Indre Qaamarujuk	Pb	Zn	Ydre Qaamarujuk	Pb	Zn
Hele rejer	1972			58			
	1976		3,39	68		3,54	62
	1977		3,59	62			
	1978		4,92	70,5		5,07	71,4
	1979		11,7	71,1		5,51	70,1
	1980		4,94	63,2		3,60	67,7
	1981		5,51	60,6			
	1982		6,68	73,5		6,63	61,1
	1983		2,28	62,2		2,76	62,3
	1984		5,65	69,0		4,35	70,6
	1985		3,23	63,5		3,47	65,7
	1986		5,39	70,3		2,45	67,5
	1987		7,36	78,8		5,88	74,3
	1988		5,59	68,1		4,69	63,6
	1989		3,33	63,8		2,79	64,6
	1990		2,77	67,6		2,17	66,3
	1991		2,12	60,2		3,06	69,3
1992		3,57	70,2		1,24	65,0	
1993		3,66	60,6		1,25	60,0	
1994		3,91	66,4		1,60	64,8	
Reje-kød	1976		1,95	49,5		1,37	45,4
	1977			48,3			51,9
	1978		0,90	44,9		0,53	48,0
	1979		1,60	47,0		0,96	47,6
	1980		0,98	47,5		0,79	46,9
	1981		0,36	47,0			
	1982		0,91	49,2		0,51	44,2
	1983		0,42	39,3		0,53	42,6
	1984		1,02	47,5		1,35	45,3
	1985		0,32	41,5		0,29	42,8
	1986		0,74	47,6		0,57	48,9
	1987		1,96	53,5		1,14	50,4
	1988		0,48	48,5		0,37	48,0
	1989		0,27	50,1		0,28	50,3
	1990		0,37	48,7		0,34	49,5
	1991		0,55	49,4		0,37	51,5
	1992		0,29	46,9		0,25	44,7
1993		0,47	40,7		0,25	42,1	
1994		0,41	49,0		0,16	43,2	

forsættes næste side

Tabel 4.7.1. fortsat

Referenceområde og år	Hele rejer		Rejekød	
	Pb	Zn	Pb	Zn
Amitsuatsiaq 1983	0,35	57,1	0,12	39,1
Amitsuatsiaq 1993	0,29	64,1	0,05	41,3
Amitsuatsiaq 1994	0,30	63,4	0,05	41,9
Neria 1983	0,42	54,6	0,20	38,0
Salleq 1984	0,79	69,5	1,00	46,7
Salleq 1994	0,31	67,8	0,04	43,1
Godthåbs Fjord 1983	0,59	56,0	0,19	38,1
Godthåbs Dyb 1983	0,30	53,6	0,17	42,5
Arsuk Fjord 1983	0,75	64,2	0,44	48,8
Arsuk Fjord 1984	0,57	66,4	0,31	48,1



Figur 4.7.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i rejekød og hele rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i Amitsuatsiaq.

## 6. REFERENCER

Greenland Environmental Research Institute 1995. Heavy Metals in the Greenland Marine Environment. National Assessment Report. First draft. 144 pp.

Grønlands Miljøundersøgelser og Grønlands Geologiske Undersøgelser 1988. Undersøgelser ved Maarmorilik 1972-1987. 207 pp + bilag.

Grønlands Miljøundersøgelser 1989. Vurdering af transplantationsforsøg med blåmusling ved Maamorilik 1984-1988. 10 pp.

Grønlands Miljøundersøgelser 1991. Analyseresultater for plettet havkat, hellefisk og uvak indsamlet ved Maamorilik marts-maj 1991, august 1991, 13 pp.

Grønlands Miljøundersøgelser 1992. Analyseresultater for fisk og rejer indsamlet ved Maamorilik septemberj 1991, april 1992, 17 pp.

Nicholson, M.D., R.J. Fryer and J.R. Larsen. A Robust Method for Analysing Contaminant Trend Monitoring Data. (under udgivelse).

Pilegaard, K. 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoveisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelwork. Water, Air, and Soil Pollution 11: 77-91.

Pilegaard, K. 1983. Biological monitoring of airborne metal pollution around a lead-zinc mine in Greenland. 1133-1136 in Proc. Int. Conf. : Heavy Metals in the Environment. Heidelberg sept. 1983.

Siegel, S. 1956. Nonparametric Statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill.

**Bilag 1.****Analysekontrollkort**

Analysekvaliteten kontrolleres ved hjælp af certificerede referencematerialer, som jævnligt analyseres sammen med prøverne. Koncentrationerne i referencematerialerne angives med 95% sandsynlighedsgrænse til:

	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
Dorm-1:	0,40±0,12	21,3±1,0
Dolt-1:	1,36±0,29	92,5±2,3
Tort-1:	10,4±2,0	177±10
Bovine-liver:	0,135±0,015	123±8
Sewage-sludge:	495±19	

Resultaterne af analysekontrollen er fremstillet med såkaldte kontrollkort; middelværdikort og variationsbreddekort.

I middelværdikortet vises for hver analysedato de opnåede resultater sammen med centrallinien (XCL), middelværdien gennem hele perioden, og en øvre og nedre kontrolliniegrænse (XUCL og XLCL). Kontrolgrænserne er tegnet således, at når analysen er i kontrol, vil middelværdien i de 99,7% af tilfældene falde indenfor grænserne. Ved beregningen af grænserne anvendes den gennemsnitlige variationsbredde, bestemt ved dobbelt eller flerdobbelte analyser.

I variationsbreddekortet vises for hver analysedato forskellen mellem højeste og laveste analyseresultat sammen med centrallinie (RCL), middelværdien af variationsbredden gennem hele perioden, og en øvre kontrollinie (RUCL) igen beregnet som et 99,7% interval.

**Zink**

Referencematerialet Dolt-1, fiskelever, voldte problemer før oktober 1992, men er siden

Referencematerialet Dolt-1, fiskelever, voldte problemer før oktober 1992, men er siden blevet analyseret problemfrit. GM's resultater for Tort-1 og Dolt-1 synes at ligge 2-3% under den certificerede værdi. Bovine-liver og Dorm-1 synes derimod at give netop den certificerede værdi. GM's usikkerhed på Dorm-1 er omkring 2 mg/kg (10% relativt). På Tort-1, Bovine-liver og Dolt-1 er usikkerheden ca. 5% relativt.

#### *Bly ved flamme-AAS*

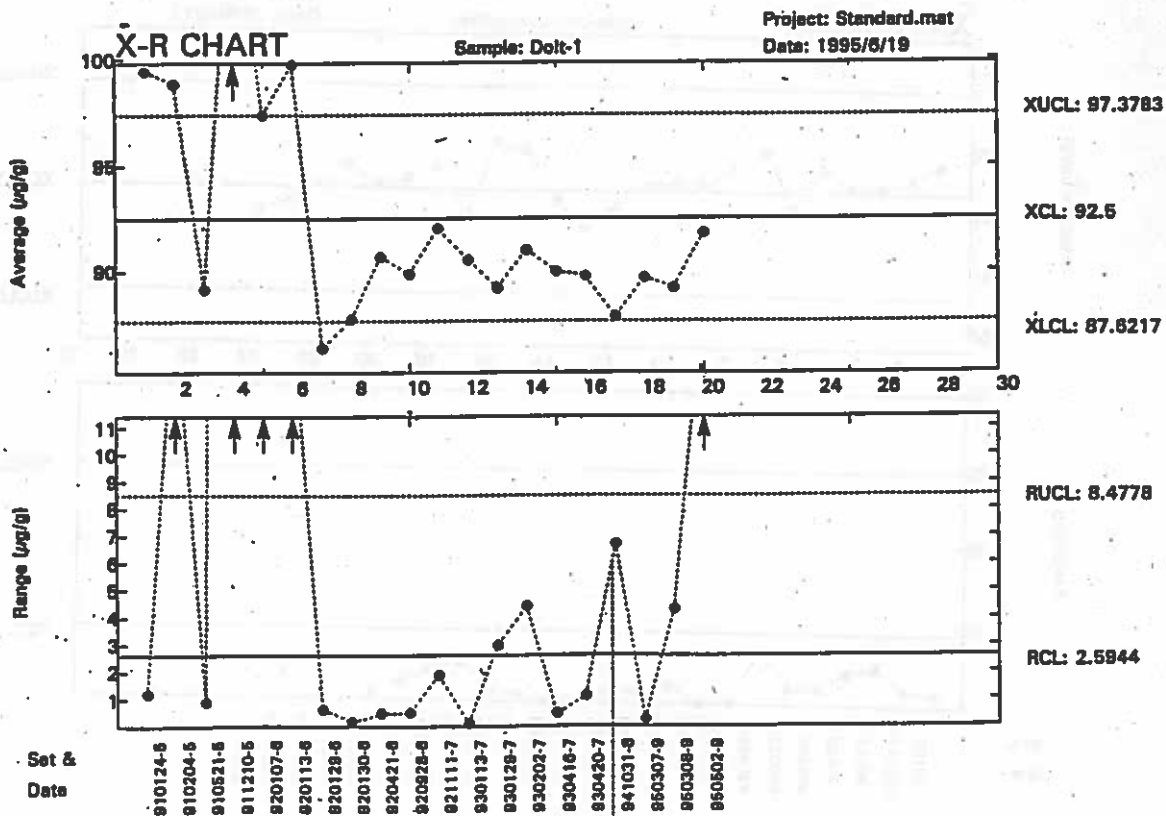
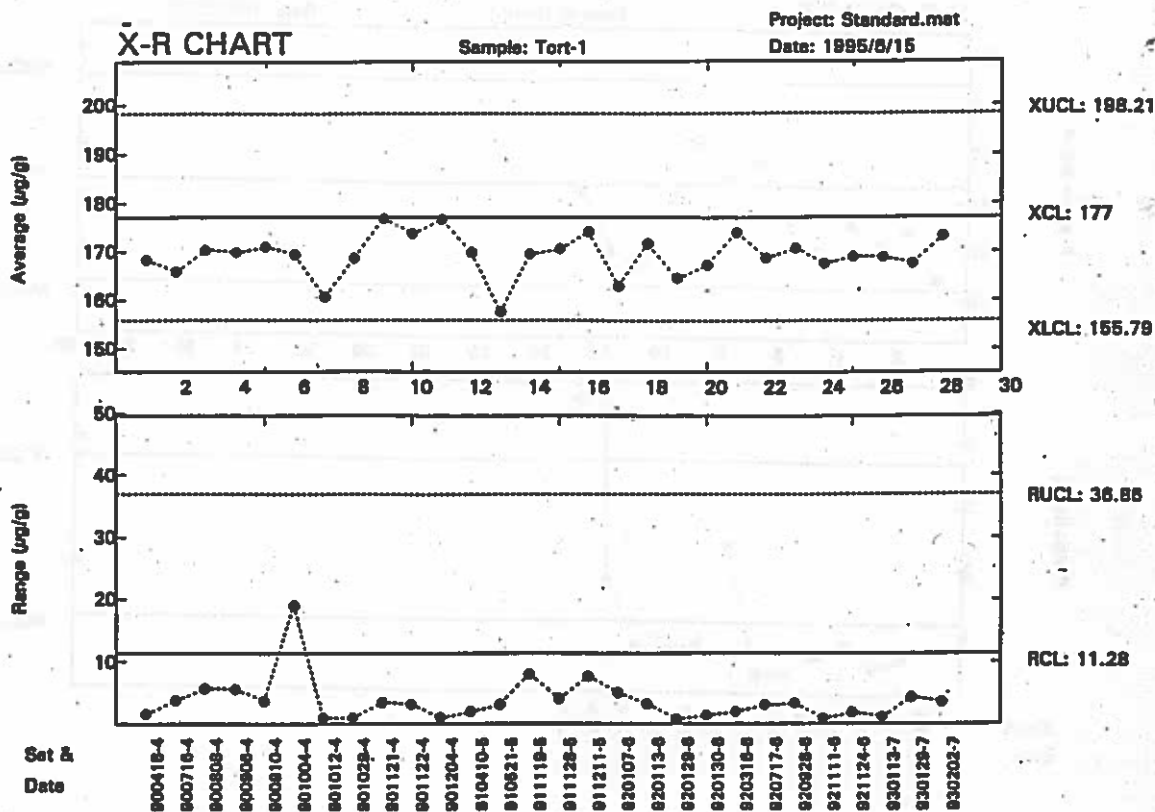
Blybestemmelserne ved flamme-AAS er vurderet ved hjælp af Tort-1 og Sewage-sludge. Tort-1, som har 10,4 mg/kg, analyseres med en relativ usikkerhed på 7% og Sewage-sludge med 495 mg/kg analyseres med en relativ usikkerhed på 3%.

#### *Bly ved grafitovns-AAS*

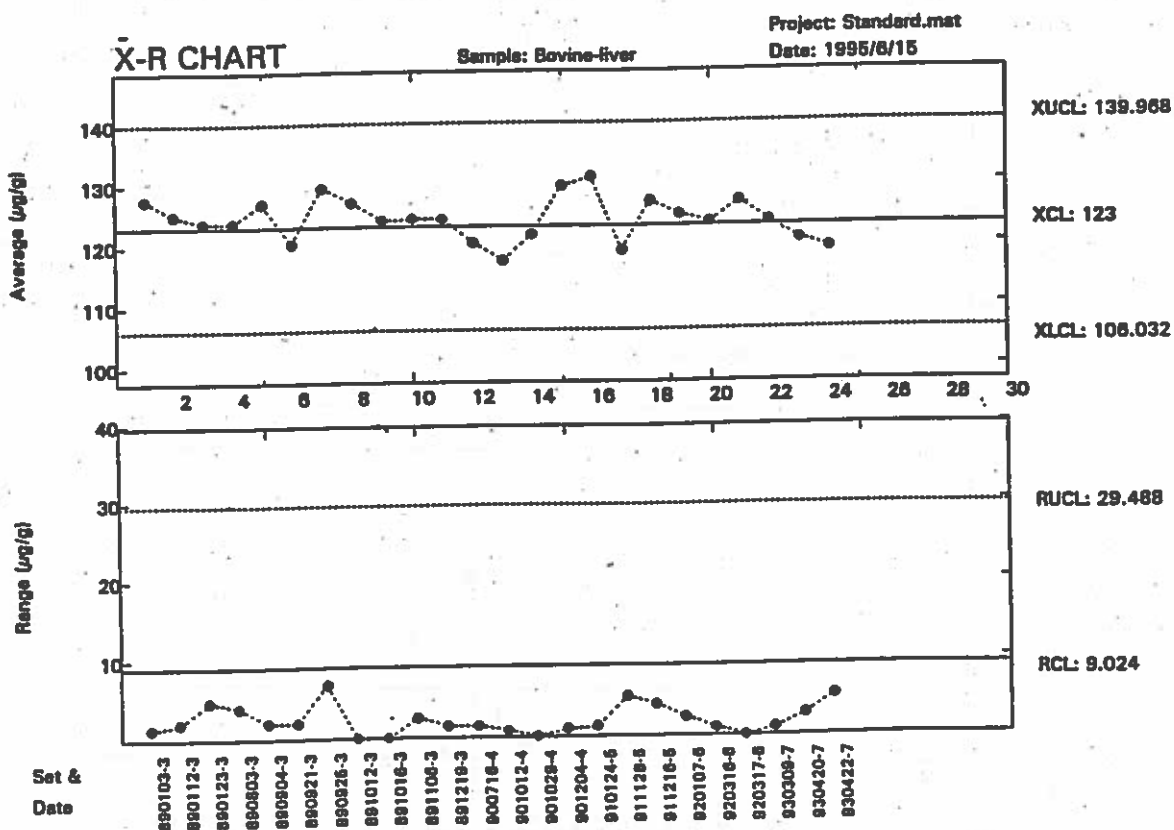
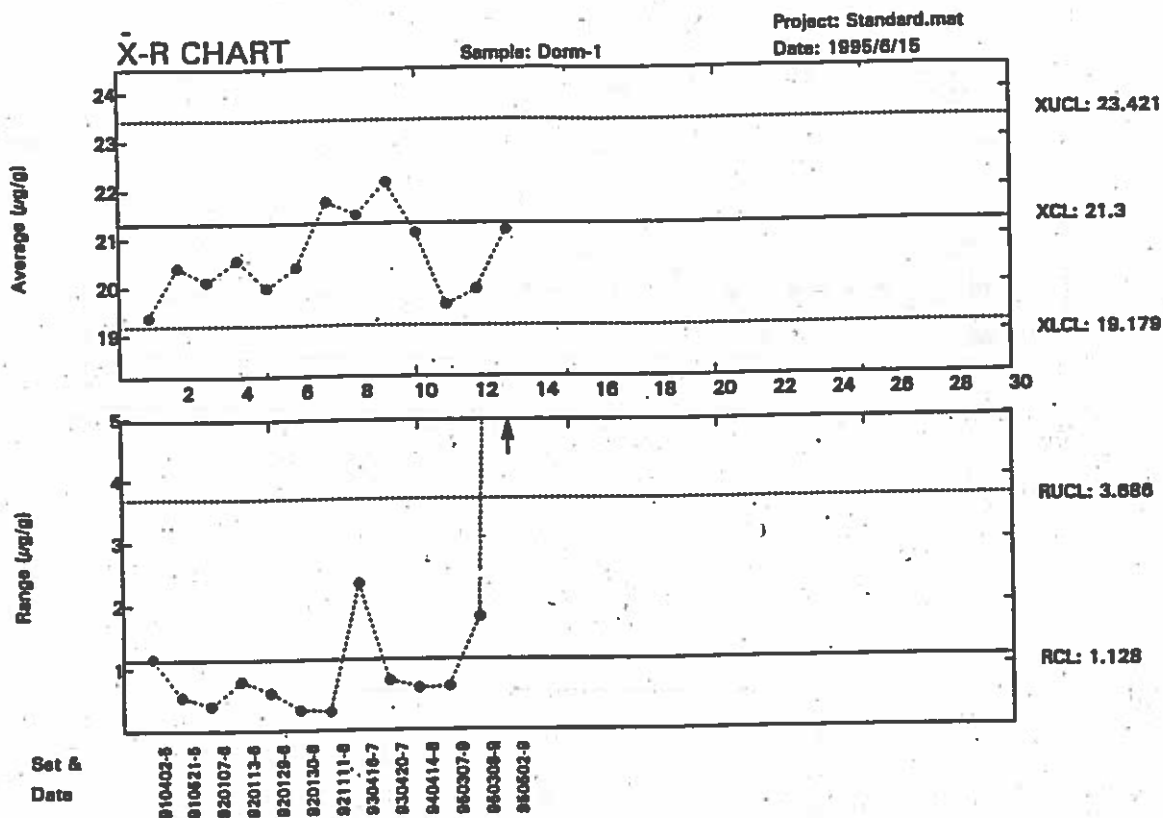
Vurderet ud fra kontrollkortene fås følgende usikkerhed:

Materiale	Blyindhold mg/kg	Usikkerhed	
		mg/kg	% relativt
Tort-1	10,4	3	29
Dolt-1	1,36	0,2	15
Dorm-1	0,4	0,1	25
Bovine-liver	0,135	0,02	15

Tort-1 analyseres gennemgående 1,5 mg/kg for højt. De øvrige referencematerialer analyseres uden systematiske afvigelser fra certifikatet ved grafitovns-AAS. Tort-1 analyseret ved flamme-AAS gav ingen systematiske afvigelser fra certifikat-værdien for bly.

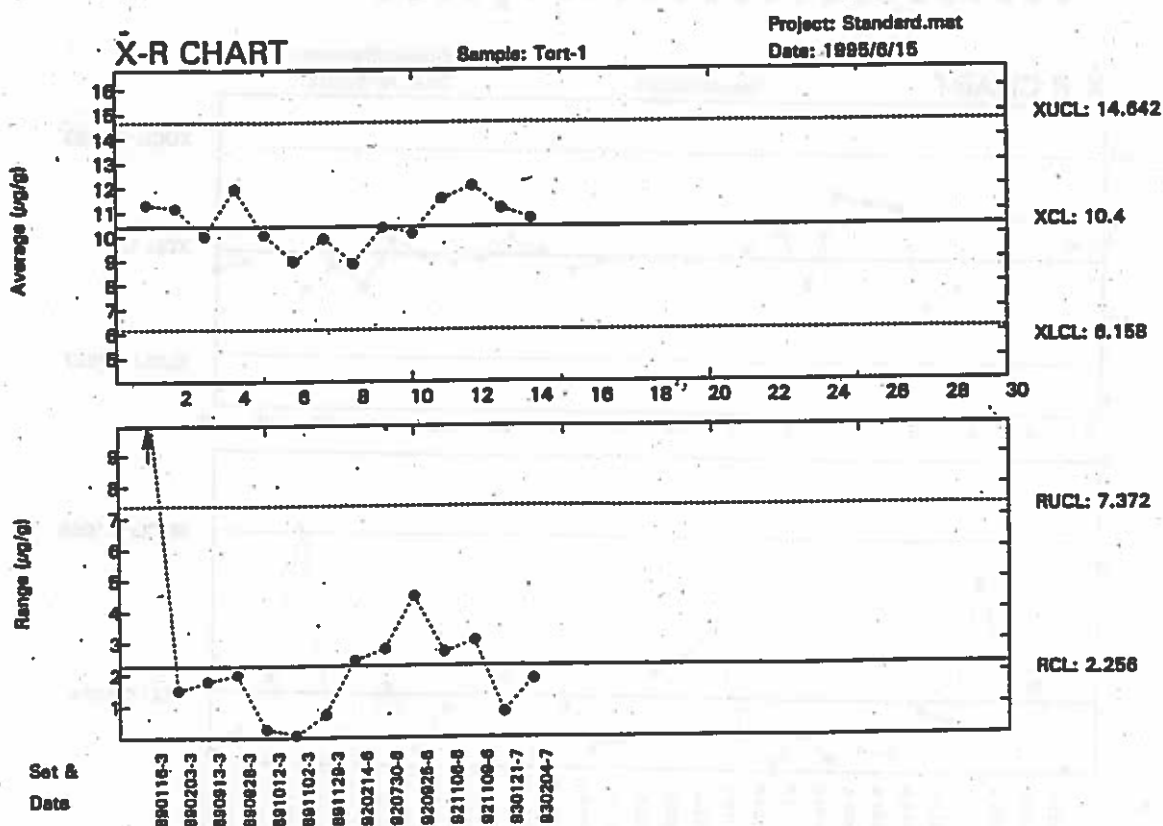
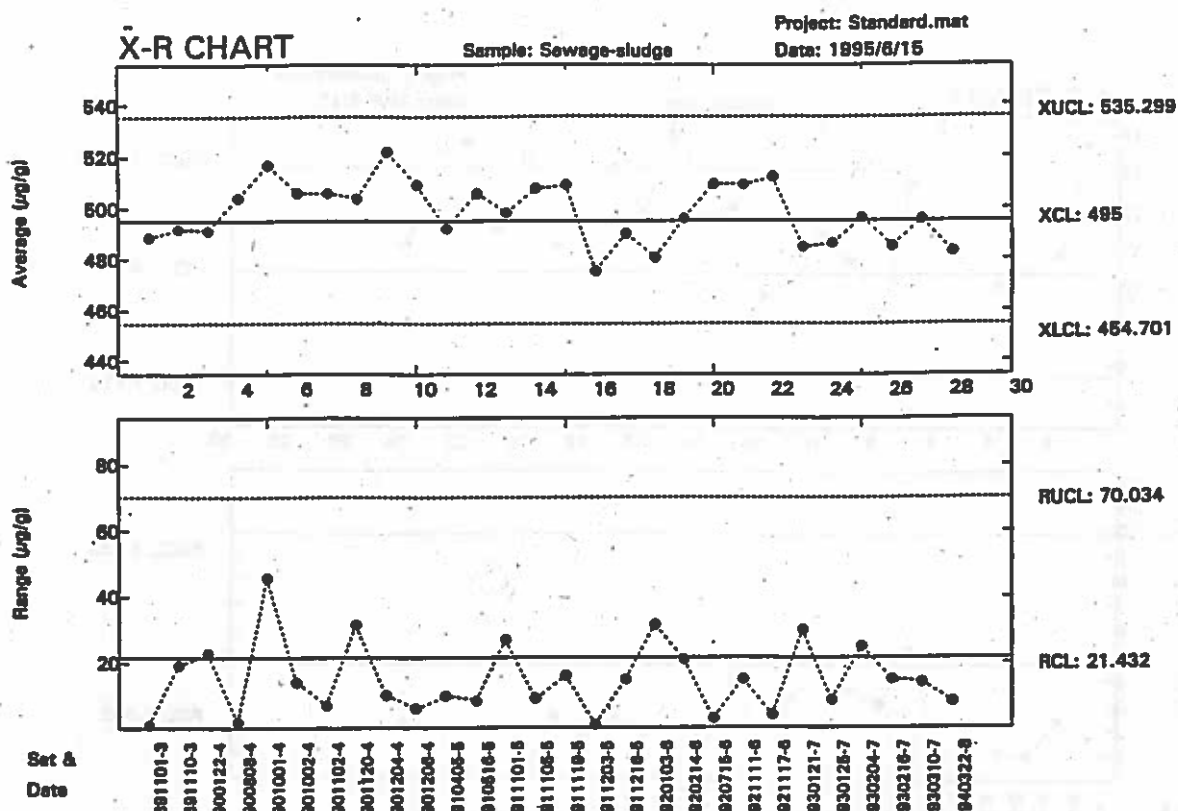


1. Kontrollkort for zink.

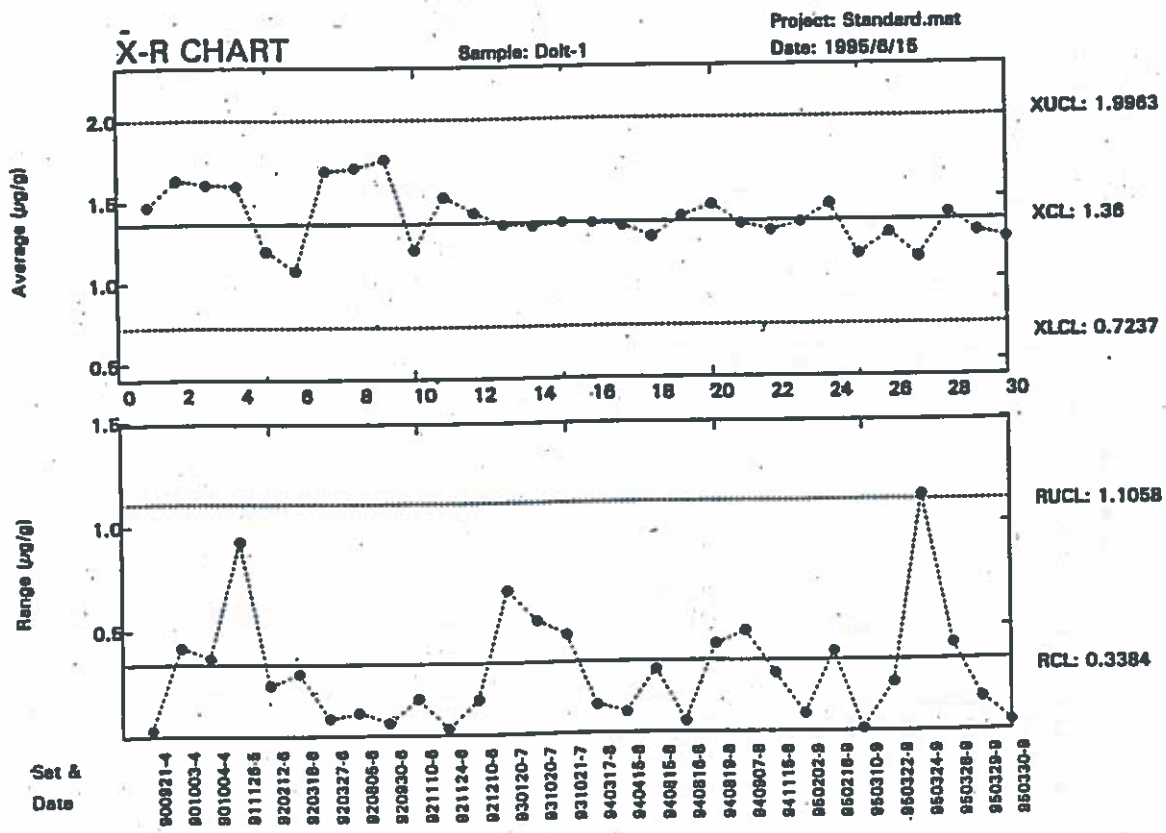
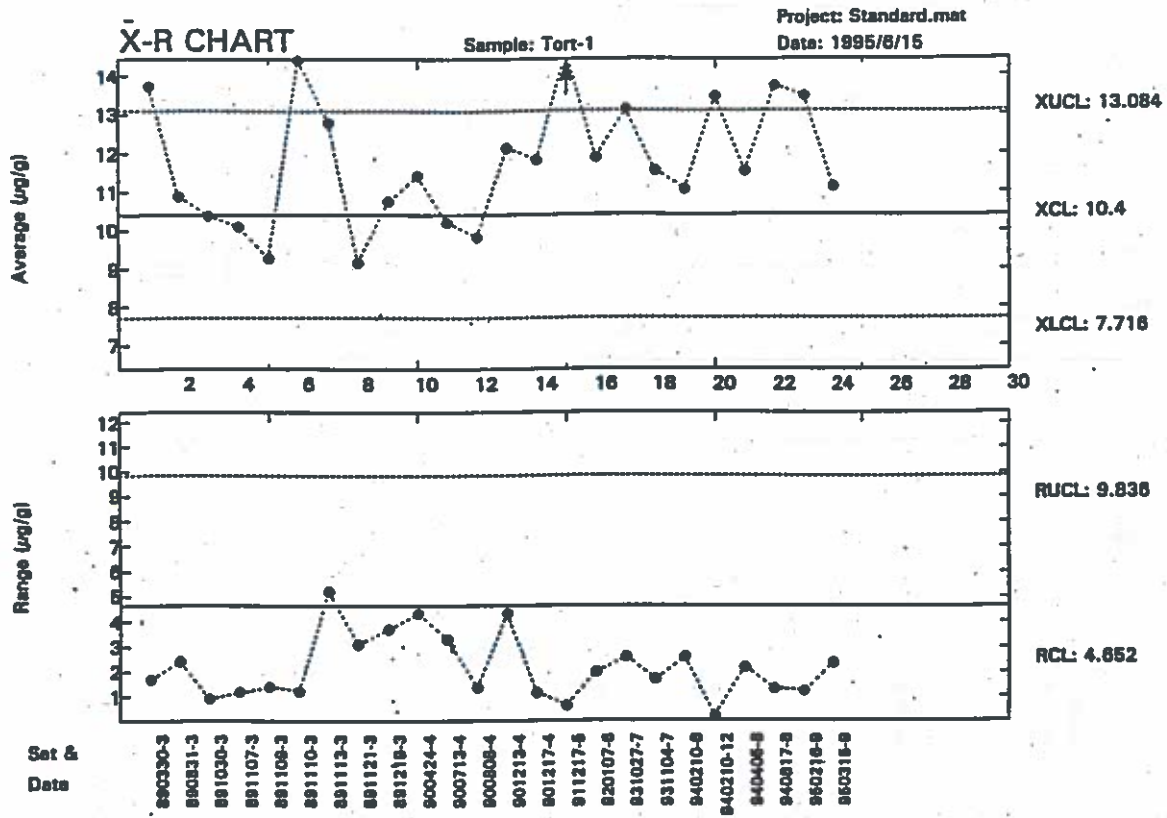


2. Kontrollkort for zink.

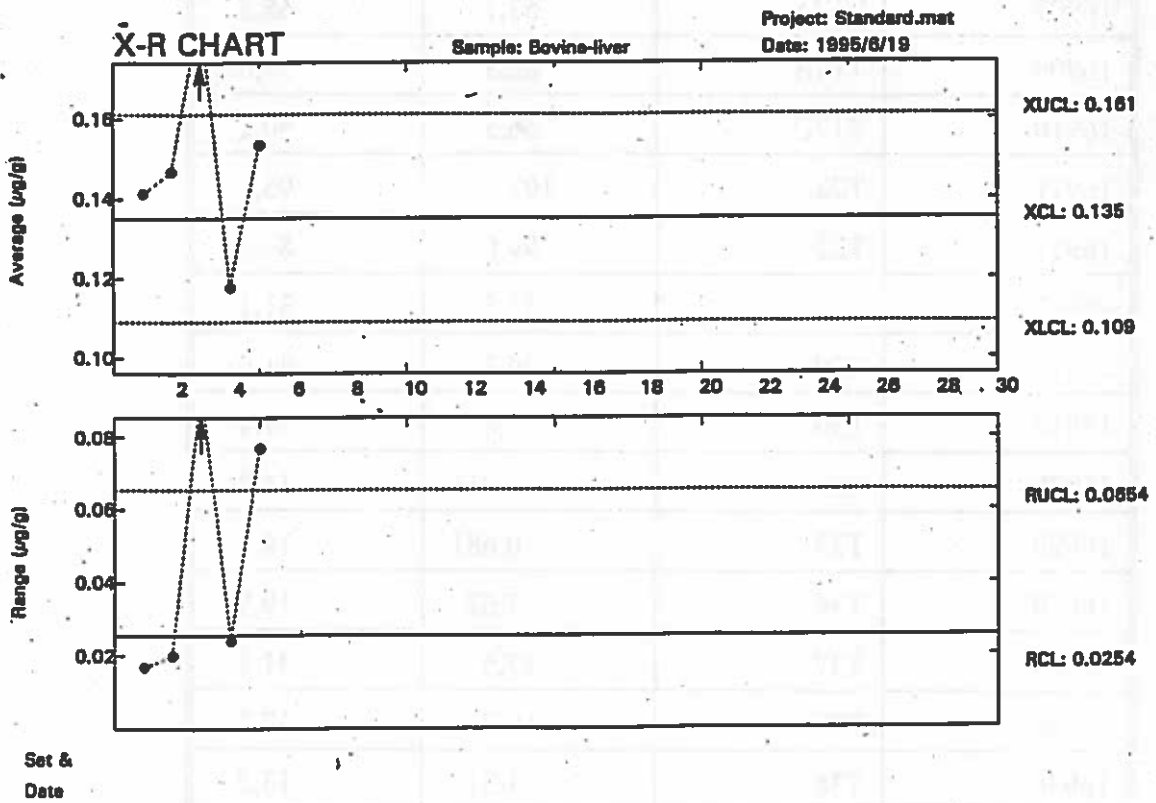
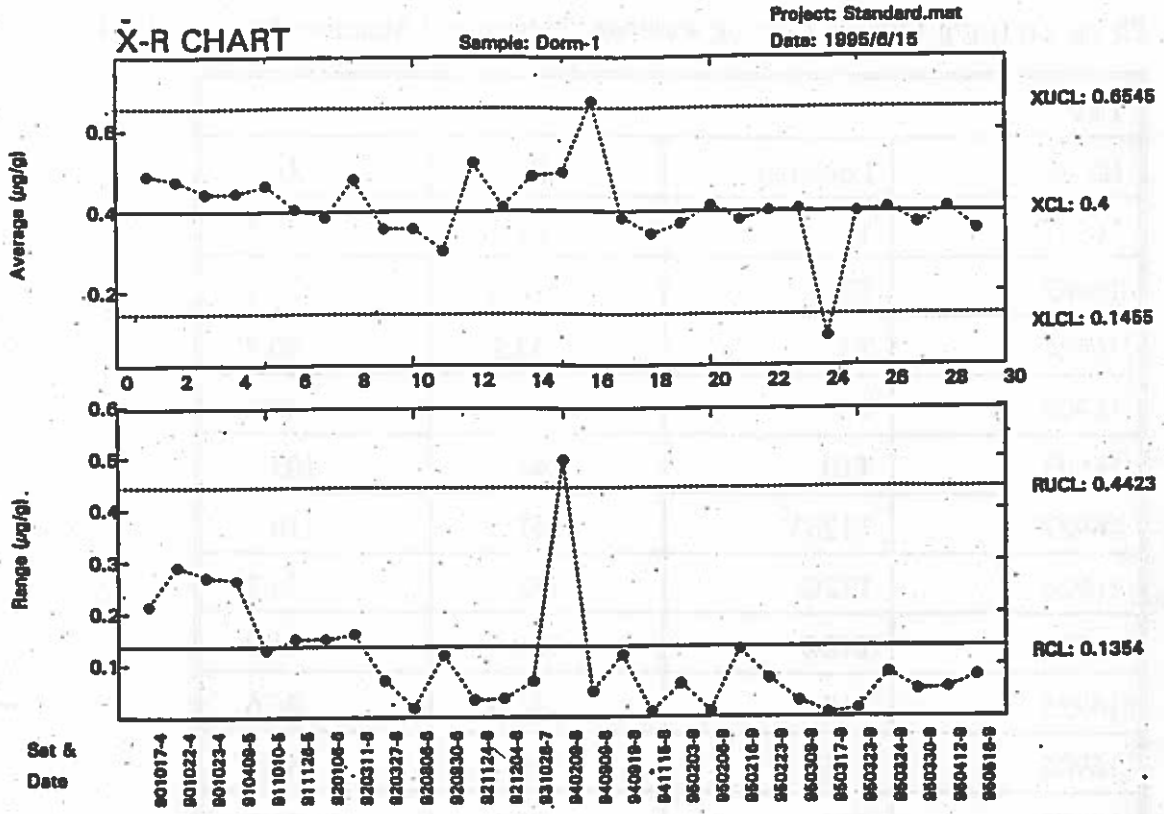




3. Kontrollkort for bly ved flamme-AAS



4. Kontrollkort for bly ved grafitovns-AAS



5. Kontrollkort for bly ved grafitovns-AAS

**Bilag 2.**Pb og Zn ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i lav og sortebær, indsamlet i Maarmorilik sept. 1994.

Lav			
ID nr.	Lokalitet	Pb	Zn
16901	T2	47,4	58,8
16902	T3	18,9	31,1
16924	T5	37,2	30,7
16905	T6	16,5	27,2
16903	T10	248	105
16927	T12SV	251	110
16926	T12Ø	172	74,2
16926	T12Ø	101	41,2
16925	T15	43,6	26,6
16906	T15A	90,0	31,4
16908	T17	50,1	56,7
16907	T17A	53,7	65,5
16909	T17B	82,3	59,0
16910	T17C	56,5	50,2
16911	T22	107	95,5
16911	T22	99,0	84,2
16912	T25	35,5	31,1
16913	T29	20,3	41,0
16914	T30	85,8	57,4
16920	T33	0,916	14,8
16920	T33	0,681	14,2
16919	T36	7,67	19,9
16935	T37	17,6	31,1
16935	T37	16,7	37,3
16936	T38	1,31	13,2
16916	L	1,42	13,3

## Bilag 2. fortsat

<b>Lav, fortsat</b>			
ID nr.	Lokalitet	Pb	Zn
16923	F	0,490	16,3
16923	F	0,384	13,5
16922	G	0,783	17,8
16921	V	0,518	10,7
16937	Appat	0,412	7,91
16937	Appat	0,338	8,15
16932	Kang.Nord	2,83	15,1
16933	Kang,Syd	1,78	20,1
16934	Ukk.	2,86	18,0
16928	W1	22,9	23,9
16929	W2	17,0	21,5
16930	W3	22,0	20,6
16930	W3	15,4	22,8
16931	W4	4,11	10,9
<b>Sortebær</b>			
16904	T10	4,40	17,2
16904	T10	3,78	18,3
16918	T33	0,033	6,22
16917	T36	0,063	5,97
16917	T36	0,056	6,35
16915	TL	0,001	6,39

**Bilag 3.**

Vandanalyser Maarmorilik 30. august 1994

Station	Salinitet o/oo	Temp. °C	Dybde, m	Zn µg/kg	Pb µg/kg
1	29,423	5,12	0	3,8	0,22
"	31,530	2,78	10	3,2	0,17
"	32,582	0,87	20	3,9	0,18
"	33,344	-1,00	30	43,0	0,43
"	33,371	-1,34	40	146,0	1,38
"	33,360	-1,41	50	158,0	1,30
3	29,925	5,05	0	2,72	0,14
"	31,710	2,71	10	1,82	0,14
"	32,464	0,85	20	2,67	0,24
"	33,207	-1,01	30	40,9	1,11
"	33,325	-1,33	40	98,3	1,75
"	33,303	-1,40	50	141,0	1,79
10			0	4,26	0,36
"			10	2,35	0,35
"			20	2,09	0,16
"			30	1,40	0,16
"			40	6,02	0,19
"			50	2,14	0,17
"			75	2,22	0,16
"			100	2,24	0,28
"			Bund	2,05	0,22

## Bilag 3, fortsat

Station	Salinitet o/oo	Temp. °C	Dybde, m	Zn µg/kg	Pb µg/kg
12	29,826	5,03	0	1,48	0,13
"	32,078	1,91	10	0,91	0,12
"	32,581	0,60	20	1,64	0,12
"	32,772	0,21	30	1,59	0,13
"	33,108	-0,56	50	1,31	0,07
"		-0,94	75	1,30	0,095
"	33,422	-0,65	100	1,37	0,12
"	33,672	-0,27	150	2,03	0,11
"	33,761	-0,02	Bund	0,98	0,11
16			0	1,15	0,099
"			10	1,15	0,052
"			20	0,84	0,075
"			30	1,25	0,053
"			50	0,88	0,038
"			75	0,85	0,044
"			100	0,67	0,059
"			150	1,24	0,059
"			Bund	1,75	0,093
17			0	3,47	0,17
"			10	0,88	0,11
"			20	0,44	0,084
"			30	0,53	0,054
"			50	0,55	0,097

## Bilag 3, fortsat

Station	Dybde, m	Zn $\mu\text{g}/\text{kg}$	Pb $\mu\text{g}/\text{kg}$
18	0	1,23	0,11
"	10	1,92	0,090
"	20	1,47	0,069
"	30	2,54	0,048
"	50	0,95	0,075
19	0	1,97	0,106
"	10	1,18	0,057
"	20	0,85	0,071
"	30	1,27	0,087
"	50	3,46	0,139
R	0	1,93	0,058
"	10	1,23	0,055
"	20	0,52	0,032
"	30	0,47	0,050
"	50	0,65	0,047



**Bilag 4.**

Tungmetalkoncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i tang indsamlet ved Maarmorilik i 1994. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2, på nær stationerne KN og KS inderst i den nordligere fjord Kangerluarsuk, samt station AP på den østlige kyst af øen Agpat. Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet). Trans angiver tang som er transplanteret til pågældende station i 1993 fra et uforurennet område.

Station	Inds.dato	Art	Prøvetype	ID-nr.	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
F	6.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16898	0,157	8,87
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16899	0,255	8,94
G	5.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16900	0,228	11,6
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17101	0,217	14,8
L	4.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16881	0,103	6,26
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16880	0,128	7,37
V	6.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16897	0,328	12,3
		- dobbeltbestemmelse			0,357	12,0
T1	31.8.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16896	0,304	10,3
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16806	7,34	283
T1A	31.8.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16805	8,86	299
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16801	20,6	472
trans. i 1993		- dobbeltbestemmelse			21,2	478
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16802	33,7	602
T2	31.8.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16803	26,3	1033
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16804	23,7	845
T3	31.8.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16808	2,55	80,5
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16807	3,22	86,3
T5	7.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16809	2,61	49,0
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16810	1,83	56,7
T6	1.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17117	3,27	52,5
		-dobbeltbestemmelse			3,25	52,7
T7	1.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17118	3,08	45,8
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16817	1,02	50,8
T10	1.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16818	1,52	60,2
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16815	1,71	76,5
T12Ø	7.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16816	0,952	66,6
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16814	5,09	180
T12SV	7.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16813	3,15	118
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17119	12,9	210
T15	7.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17120	13,8	291
		-dobbeltbestemmelse			13,4	286
T15	7.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Hel plante	17121	60,6	671
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17115	12,7	193
T15	7.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17116	9,22	177
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17122	5,81	145
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17123	4,46	189

forsættes

Bilag 4, fortsat					Pb	Zn
Station	Inds.dato	Art	Prøvetype	ID-nr.	(µg/g)	(µg/g)
T15A	1.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16811	5,41	278
		- dobbeltbestemmelse			5,22	277
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16812	4,95	183
T17	2.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Hel plante	16837	9,36	365
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16838	4,69	165
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16839	3,51	132
T17A	2.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16844	2,46	110
		- dobbeltbestemmelse			2,59	109
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16845	2,87	118
		- dobbeltbestemmelse			2,59	119
T17B	2.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16841	4,12	144
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16840	5,51	149
T17C	2.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16843	3,21	114
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16842	3,56	141
T22	3.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16869	2,03	84,5
		- dobbeltbestemmelse			1,97	85,3
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16870	2,41	101
T25	3.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16868	1,14	65,9
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16867	0,780	56,6
T29	3.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16873	1,86	60,0
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16872	1,92	77,8
T30	3.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16874	1,97	70,0
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16875	2,05	78,8
T33	5.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16887	0,569	23,9
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	16888	0,451	23,8
T36	5.9.94	<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16884	0,671	43,7
		- dobbeltbestemmelse			0,677	43,2
		<i>F. vesiculosus</i>	Skudspidser	16885	0,900	43,3
		<i>F. vesiculosus</i>	Hel plante	16886	2,50	94,0
T37	8.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17131	0,638	23,1
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17132	0,580	19,5
		- dobbeltbestemmelse			0,566	19,4
T38	8.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17134	0,281	12,1
		- dobbeltbestemmelse			0,280	12,4
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17135	0,338	10,9
T38A	8.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17124	1,34	42,9
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17125	1,06	44,3
KN	8.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17126	0,568	24,3
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17127	0,287	16,7
KS	8.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17129	1,02	47,0
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17130	0,395	22,1
AP	9.9.94	<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17138	0,099	6,24
		<i>Fucus distichus</i>	Skudspidser	17139	0,089	5,49

**Bilag 5.**

Tungmetalkoncentrationen ( $\mu\text{g/g}$  tørstof) i blåmusling (*Mytilus edulis*) indsamlet ved Maarmorilik og i Ummannaq-fjorden i 1994. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2. For hver prøve er vist antal muslinger i prøven, den gennemsnitlige skallængde (gens. lgd.) og den gennemsnitlige bløddelstørvægt (gens. vgt.). Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet). tr angiver muslinger transplanteret til stationen fra Station L i pågældende år. På Station L er muslingerne transplanteret fra Station T17.

Station	Inds.dato	Id-nr.	Antal	lgd (cm)	vgt (g)	tørstof (%)	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
G	6.9.94	16894	7	6,47	1,87	19,6	4,33	103
		16895	12	7,56	2,67	19,7	12,6	147
L	4.9.94	16877	10	6,72	1,49	17,1	1,50	131
		16878	10	7,61	1,72	14,5	5,56	165
		16879	10	8,43	2,48	16,2	5,98	149
L	tr 91	16876	8	7,83	2,21	15,9	351	190
		-dobbeltbestemmelse					347	189
T5	7.9.94	17102	20	8,38	1,96	14,0	566	436
T5	tr 92	17103	7	7,96	2,50	17,0	38,7	152
		17104	7	8,27	1,71	11,7	56,6	202
		17106	7	8,24	2,89	15,0	25,0	137
T5	tr 93	17105	7	7,71	1,80	15,0	28,4	130
T12Ø	7.9.94	17114	15	8,95	4,10	15,2	1370	434
T12Ø	tr 92	17109	5	7,44	1,84	15,1	329	436
		17110	5	7,86	2,63	15,6	215	257
	tr 93	17112	8	6,71	1,08	12,9	315	503
		17111	7	7,26	1,48	14,2	205	328
		-dobbeltbestemmelse					207	328
		17113	7	8,21	2,04	13,2	180	303
T12SV	7.9.94	17108	20	7,47	1,94	14,7	984	469
T15	7.9.94	17107	20	7,56	1,66	15,7	472	421
		-dobbeltbestemmelse					473	411
T17A	2.9.94	16819	20	7,41	1,23	13,0	480	529
T17A	tr 91	16820	8	7,55	1,19	10,8	58,1	201
	tr 92	16822	6	7,22	1,08	11,9	45,8	231
		16823	6	7,67	1,16	10,3	40,2	216
		16821	7	8,29	1,74	11,8	43,0	216
	tr 93	16824	6	7,23	1,35	11,5	18,1	176
		16825	6	7,80	1,68	12,5	25,0	117
		16826	6	8,22	1,41	11,1	32,5	212
T17B	2.9.94	16827	20	7,47	1,56	11,5	399	384
		-dobbeltbestemmelse					400	384
T17B	tr 91	16833	4	7,30	0,93	10,6	79,5	255
		16828	5	7,74	0,99	10,4	76,1	241
		16829	5	8,22	1,35	9,9	71,4	198
	tr 92	16830	6	7,28	0,88	11,2	52,5	219
		16831	7	7,70	1,31	10,6	51,0	222
		16832	7	8,27	1,21	10,3	49,8	275
	tr 93	16834	6	7,30	1,41	11,5	25,0	191
		16835	7	7,74	1,56	11,5	28,8	154
		16836	7	8,61	1,54	10,0	28,9	254
		-dobbeltbestemmelse					27,8	255
T22	3.9.94	16846	20	7,50	1,68	17,0	390	432
T22	tr 92	16847	7	7,31	1,17	12,5	35,4	183
		16848	7	7,80	1,17	12,9	45,7	313
		-dobbeltbestemmelse					44,9	310

fortsættes næste side

Bilag 5, fortsat									
Station	Inds.dato	Id-nr.	Antal	lgd (cm)	vgt (g)	tørstof (%)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	
		16849	7	8,16	1,67	12,3	37,1	185	
T22	tr 93	16850	7	6,87	1,18	13,8	25,8	170	
		16851	7	7,27	1,17	11,7	26,6	189	
		16852	7	8,24	2,11	14,9	21,2	169	
T25	3.9.94	16853	20	7,57	1,45	15,1	252	374	
T25	tr 93	16854	8	6,68	1,02	13,0	13,9	183	
		16855	7	8,24	2,11	14,7	16,7	168	
		16856	7	8,71	2,20	12,7	13,1	219	
T29	3.9.94	16871	20	7,39	1,31	14,0	292	293	
T30	3.9.94	16857	20	7,44	1,20	12,8	292	212	
T30	tr 91	16859	5	7,86	1,22	12,5	52,0	214	
		- dobbeltbestemmelse					52,8	213	
		16858	5	8,00	1,30	11,7	21,1	165	
		16860	4	8,30	1,58	11,6	38,4	128	
	tr 92	16862	7	7,29	0,89	10,5	36,2	242	
		16861	7	7,81	1,10	11,5	26,4	195	
		16863	7	8,20	1,76	12,9	25,6	153	
T30	tr 93	16864	7	6,63	0,84	10,9	18,5	164	
		- dobbeltbestemmelse					18,1	167	
		16865	7	7,69	1,25	11,1	16,3	157	
		16866	7	8,31	1,58	14,1	16,2	218	
T33	5.9.94	16882	20	8,41	2,00	17,7	129	336	
T36	5.9.94	16883	20	7,45	1,34	14,4	159	311	
T36	tr 92	16890	6	7,35	1,36	12,2	15,4	201	
		16889	7	8,29	1,17	9,6	22,5	266	
	tr 93	16891	7	6,61	1,45	17,7	7,19	131	
		16892	7	8,19	1,80	12,5	13,2	174	
		16893	7	8,70	1,88	12,0	9,59	166	
T37	8.9.94	17128	20	7,49	1,48	14,3	69,9	209	
T38	8.9.94	17133	15	7,46	2,45	17,7	30,5	173	
		- dobbeltbestemmelse					30,4	174	
Appat	9.9.94	17137	11	5,33	1,09	19,1	1,79	102	
		17136	4	8,98	4,22	18,0	3,08	140	
		-dobbeltbestemmelse					3,13	138	

**Bilag 6.**Blykoncentrationen i ammassat ( $\mu\text{g/g}$  tørvægt) indsamlet i juli 1994 i indre Qaamarujuk.

Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (g)	Køn	Tørstof %	Pb $\mu\text{g/g}$
15742	17,6	41,5	M	18,0	0,241
	Dobbeltbestemmelse				0,187
15743	17,0	34,0	M	20,9	0,103
15744	15,3	26,6	M	19,2	0,178
15745	17,2	38,1	M	18,6	0,281
15746	17,3	35,9	M	18,7	0,108
15747	17,3	38,0	M	19,3	0,125
15748	17,3	37,5	M	16,2	0,129
15749	17,9	42,0	M	18,1	0,227
15750	17,6	37,1	M	18,4	0,140
15751	18,0	38,5	M	16,8	0,139
15752	16,4	29,5	M	19,0	0,160
	Dobbeltbestemmelse				0,140
15753	16,5	25,8	F	19,6	0,474
15754	19,0	50,9	M	18,8	0,121
15755	17,0	35,9	M	18,4	0,180
15756	18,0	40,3	M	18,3	0,068
15757	15,5	27,0	M	19,1	0,102
15758	17,0	38,4	M	16,5	0,192
15759	17,6	36,9	M	19,8	0,023
	Dobbeltbestemmelse				0,052
15760	15,1	24,6	M	18,0	0,043
15761	18,9	48,7	M	19,6	0,201

**Bilag 7.**

Tungmetalkoncentrationen i hellefiskekød ( $\mu\text{g/g}$  tørvægt) indsamlet i Qaamarujuk fjorden.

< angiver at koncentrationen er under detektionsgrænsen.

Inds. dato	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Tørstof %	Cd $\mu\text{g/g}$	Pb $\mu\text{g/g}$	Zn $\mu\text{g/g}$
0.3.94	15732	55	1,60	25,8	0,002	<0,002	10,3
0.3.94	15733	50	1,10	22,1	0,002	<0,002	12,8
0.3.94	15734	49	1,15	21,5	0,002	<0,002	12,9
0.3.94	15735	49	1,10	19,9	0,002	<0,002	14,4
0.3.94	15736	59	1,95	26,5	<0,001	0,036	10,4
	Dobbeltbestemmelse				0,002	<0,002	10,5
0.3.94	15737	40	0,60	23,6	0,003	<0,002	12,6
0.3.94	15738	70	3,40	20,7	<0,001	<0,002	13,1
	Dobbeltbestemmelse				<0,001	0,006	13,5
0.3.94	15739	70	3,70	29,9	0,002	<0,002	9,52
0.3.94	15740	44	0,80	23,1	0,002	<0,002	12,1
0.3.94	15741	37	0,40	16,0	0,004	<0,002	13,7

**Bilag 8.** Blykoncentrationen i plettet havkat ( $\mu\text{g/g}$  tørvægt). Vævstyper (Væv) er muskel (M), lever (L) og ben (B). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområdet Amitsuatsiaq (Q).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb $\mu\text{g/g}$						
1.9.94	B	17018	92	6,72	M	M	13,8	0,05						
						L	24,2	0,26						
						B	22,7	0,14						
Dobbeltbestemmelse						B		0,12						
1.9.94	B	17019	75	4,07	M	M	17,5	0,04						
						L	39,5	0,25						
						B	28,3	0,75						
1.9.94	B	17020	67	2,71	F	M	19,3	0,06						
						L	36,9	1,14						
						B	41,5	2,23						
2.9.94	B	17043	85	5,86	M	M	17,5	0,08						
						L	35,6	1,48						
						B	25,5	1,50						
2.9.94	B	17044	87	6,20	F	M	19,2	0,08						
						L	36,7	0,69						
						B	27,8	0,70						
2.9.94	B	17046	82	5,84	F	M	19,3	0,10						
						L	41,8	0,91						
						B	36,9	3,26						
1.9.94	C	17016	68	3,00	M	M	18,7	0,17						
						L	35,2	7,23						
						Dobbeltbestemmelse						L	34,7	8,81
						Dobbeltbestemmelse						B	35,7	34,2
3.9.94	C	17062	71	3,09	M	M	17,5	0,05						
						L	40,2	0,49						
						Dobbeltbestemmelse						L	0,52	
3.9.94	C	17063	63	2,08	M	M	34,3	2,07						
						L	19,2	0,04						
						B	35,3	0,13						
3.9.94	C	17064	58	1,77	F	M	35,2	0,21						
						L	17,8	0,02						
						B	42,9	0,42						
10.9.94	Q	16940	68	3,11	M	M	28,0	0,71						
						L	17,9	<0,02						
						B	32,4	0,04						
10.9.94	Q	16941	56	1,81	M	M	34,1	0,05						
						L	18,5	0,04						
						Dobbeltbestemmelse						L	37,8	0,04
						Dobbeltbestemmelse						L	0,03	
Dobbeltbestemmelse						L	38,5	0,40						
Dobbeltbestemmelse						L		0,06						
Dobbeltbestemmelse						B	43,2	<0,03						

**Bilag 9.**

Blykoncentrationen i ulk ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørvægt). Vævstyper (Væv) er muskel (M), lever (L) og ben (B). Lokaliteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområdet Amitsuatsiaq (Q).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb $\mu\text{g}/\text{g}$		
4.9.94	B	17066	19	0,65	?	L	28,1	1,41		
						B	29,4	2,07		
4.9.94	B	17067	25	0,18	F	L	26,2	2,25		
						B	30,8	2,68		
4.9.94	B	17068	22	0,15	M	L	24,6	1,95		
						B	29,4	5,51		
4.9.94	B	17069	24	0,17	M	L	25,0	1,67		
						B	29,4	8,01		
4.9.94	B	17070	30	0,63	F	M	19,2	<0,02		
						L	25,9	0,63		
						Dobbeltbestemmelse		L		0,50
						B	30,5	5,00		
4.9.94	B	17071	31	0,39	F	M	17,8	0,12		
						Dobbeltbestemmelse		M		0,03
						L	25,6	0,99		
						Dobbeltbestemmelse		L		0,96
4.9.94	B	17072	33	0,45	F	B	30,8	6,44		
						M	19,6	0,04		
						L	32,0	0,33		
						B	28,4	2,57		
4.9.94	B	17073	21	0,09	?	L	28,1	2,17		
						B	29,4	8,43		
4.9.94	B	17074	30	0,33	F	M	19,9	0,04		
						L	33,1	0,49		
						B	28,9	4,53		
4.9.94	B	17075	25	0,19	F	M	19,2	0,18		
						L	28,5	1,33		
						B	32,0	3,69		
1.9.94	C	17001	30	0,36	F	M	17,7	<0,02		
						Dobbeltbestemmelse		M		0,04
						L	27,8	0,36		
1.9.94	C	17002	31	0,31	F	B	29,3	1,76		
						M	16,2	0,24		
						L	22,0	1,47		
1.9.94	C	17003	32	0,44	F	B	26,0	34,8		
						M	17,7	0,16		
						L	29,8	0,05		
						Dobbeltbestemmelse		L		0,09
						B	32,1	1,67		
1.9.94	C	17004	30	0,41	F	B	1,75			
						M	19,2	0,03		
						L	34,9	0,03		



## Bilag 9, fortsat

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	VævTørstof %	Pb µg/g	
						B	31,4	0,26
						B		0,23
1.9.94	C	17005	29	0,31	F	M	18,2	0,06
						L	28,8	0,78
1.9.94	C	17006	25	0,18	M	B	28,2	1,44
						L	32,0	0,83
1.9.94	C	17007	26	0,20	M	B	29,6	13,2
						L	28,1	0,27
						B	27,6	0,38
						B		0,46
1.9.94	C	17008	22	0,12	F	L	27,6	0,66
						B	31,5	2,57
1.9.94	C	17009	25	0,17	M	L	32,3	0,54
						B	31,9	1,42
1.9.94	C	17010	23	0,16	M	L	30,7	0,30
						B	28,1	1,62
10.9.94	Q	16952	29	0,31	F	M	17,9	<0,02
						M		<0,02
						L	31,8	<0,03
						B	29,8	0,08
10.9.94	Q	16953	28	0,31	F	M	16,4	0,07
						L	24,5	0,29
						B	27,1	0,34
10.9.94	Q	16954	28	0,26	F	M	17,5	<0,02
						L	24,5	0,13
						B	34,7	0,11
						B		0,09
10.9.94	Q	16955	30	0,39	F	M	16,5	<0,02
						L	25,4	0,05
						B	27,3	0,27
10.9.94	Q	16956	25	0,19	F	M	20,0	<0,02
						L	31,0	<0,03
						B	33,9	0,07
10.9.94	Q	16957	31	0,37	F	M	16,3	<0,02
						L	23,7	<0,03
						L		<0,03
						B	28,0	0,09
10.9.94	Q	16958	24	0,14	M	M	17,7	<0,02
						L	26,7	<0,03
						B	24,2	0,13
10.9.94	Q	16959	27	0,24	F	M	18,9	<0,02
						L	25,8	<0,03
						L		<0,03
						B	29,1	0,06
10.9.94	Q	16960	22	0,13	F	M	17,9	<0,02
						L	28,1	0,09

**Bilag 9, fortsat**

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
10.9.94	Q	16961	24	0,17	M	B	23,0	0,08
						M	20,8	<0,02
						L	29,8	0,08
						B	31,3	0,08

**Bilag 10.**

Blykoncentrationen i muskel (M) fra uvak ( $\mu\text{g/g}$  tørvægt). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområdet Amitsuatsiaq (Q).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb $\mu\text{g/g}$
1.9.94	B	17038	73	4,79	F	M	16,8	0,03
1.9.94	B	17039	64	3,35	F	M	16,1	0,02
1.9.94	B	17040	64	3,55	F	M	17,7	0,03
1.9.94	B	17041	54	2,20	M	M	18,1	0,05
3.9.94	C	17011	50	1,30	F	M	19,1	<0,02
3.9.94	C	17012	36	0,60	M	M	18,2	<0,02
		Dobbeltbestemmelse				M		0,04
3.9.94	C	17013	53	2,21	M	M	20,2	0,04
3.9.94	C	17014	59	2,65	M	M	18,9	0,07
3.9.94	C	17015	54	2,09	M	M	18,4	0,03
10.9.94	Q	16942	54	2,12	F	M	18,1	<0,02
		Dobbeltbestemmelse				M		<0,02
10.9.94	Q	16943	64	3,92	F	M	18,2	<0,02
10.9.94	Q	16944	60	3,24	F	M	17,6	<0,02
10.9.94	Q	16945	61	3,35	M	M	17,7	<0,02
		Dobbeltbestemmelse				M		<0,02
10.9.94	Q	16946	53	2,05	M	M	16,8	<0,02
10.9.94	Q	16947	50	1,75	F	M	18,2	<0,02
10.9.94	Q	16948	52	1,86	M	M	19,0	<0,02
10.9.94	Q	16949	37	0,64	F	M	19,2	<0,02
10.9.94	Q	16950	34	0,44	F	M	17,2	<0,02
10.9.94	Q	16951	33	0,36	M	M	18,2	<0,02

**Bilag 11.**

Rejeprøver (*Pandalus borealis*) indsamlet i Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C), referenceområderne Amitsuaatsiaq (Q) og Salleg (S) i september 1994. Individierne er poollet i størrelsesgrupper efter skjoldlængde. H+S betyder hoved- og skaldele. Analyseresultater er i  $\mu\text{g/g}$  tørstof.

Inds.	Lok	N	Tot.vægt (g)	Id-nr.	Del	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
1.9.94	B	38	343,4	17033	H+S	214,8	24,2	4,64	77,7
				17032	Kød	112,7	21,0	0,154	44,2
				- dobbeltbestemmelse				0,175	44,5
1.9.94	B	2	35,6	17050	H+S	20,8	23,5	5,78	75,3
				17049	Kød	11,6	20,6	0,149	39,6
1.9.94	B	28	325,8	17035	H+S	206,3	25,1	4,54	80,4
				17034	Kød	110,8	20,8	0,162	44,3
1.9.94	B	22	283,1	17037	H+S	177,4	24,6	4,19	76,6
				17036	Kød	91,7	20,7	0,131	43,2
1.9.94	B	14	197,7	17048	H+S	121,1	25,1	2,15	75,2
				17047	Kød	65,8	20,8	0,144	44,6
				- dobbeltbestemmelse				0,147	44,0
2.9.94	C	17	51,1	17061	Hele	51,1	20,7	1,07	58,0
1.9.94	C	22	233,1	17023	H+S	147,1	24,8	2,23	79,6
				- dobbeltbestemmelse				2,33	80,2
				17022	Kød	71,8	21,0	0,229	43,7
				- dobbeltbestemmelse				0,237	44,0
2.9.94	C	6	97,0	17031	H+S	61,8	23,4	3,10	77,0
				17030	Kød	31,3	20,3	0,152	41,8
2.9.94	C	12	49,5	17060	H+S	27,8	24,3	1,38	69,1
				17059	Kød	17,2	20,2	0,155	42,6
2.9.94	C	20	111,8	17058	H+S	72,3	24,3	1,19	67,1
				17057	Kød	37,5	20,7	0,117	42,6
2.9.94	C	29	204,0	17056	H+S	136,4	21,6	2,26	71,0
				17055	Kød	50,1	19,8	0,140	43,4
2.9.94	C	11	110,0	17054	H+S	73,0	24,1	1,14	79,7
				17053	Kød	36,4	20,7	0,185	48,5
1.9.94	C	13	159,8	17025	H+S	98,6	24,1	2,99	78,3
				17024	Kød	49,5	20,2	0,119	42,2
2.9.94	C	8	92,3	17052	H+S	54,7	24,3	0,810	74,2
				- dobbeltbestemmelse				0,866	74,3
				17051	Kød	30,5	19,2	0,134	42,4
1.9.94	C	17	235,9	17027	H+S	148,1	24,4	3,20	81,9
				17026	Kød	71,2	20,5	0,179	43,3
1.9.94	C	5	69,4	17029	H+S	44,9	22,9	3,08	75,1
				17028	Kød	21,5	20,0	0,039	41,6
9.9.94	Q	13	70,8	17085	H+S	39,1	22,8	0,326	60,1
				- dobbeltbestemmelse				0,311	60,7
				17084	Kød	22,4	20,8	0,074	41,2
				- dobbeltbestemmelse				0,115	42,7

fortsættes næste side

## Bilag 11, fortsat

Inds.	Lok	N	Tot.vægt (g)	Id-nr.	Del	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
10.9.94	Q	19	154,8	16939	H+S	24,6	24,6	0,301	71,5
					- dobbeltbestemmelse			0,357	71,5
				16938	Kød	43,8	21,4	0,053	41,6
9.9.94	Q	10	98,0	17089	H+S	60,6	23,4	0,328	77,3
				17088	Kød	30,3	20,4	0,042	42,9
10.9.94	Q	10	144,7	17091	H+S	89,3	23,9	0,235	74,4
					- dobbeltbestemmelse			0,212	73,3
				17090	Kød	41,8	20,7	<0,02	41,8
9.9.94	Q	15	107,0	17087	H+S	66,5	22,7	0,407	67,7
				17086	Kød	35,7	20,4	0,052	42,0
10.9.94	Q	16	161,1	17099	H+S	103,4	24,6	0,477	76,5
				17098	Kød	46,7	20,7	0,087	42,3
10.9.94	Q	19	205,5	17097	H+S	131,8	24,5	0,297	77,7
				17096	Kød	61,2	21,2	0,038	41,8
10.9.94	Q	12	140,7	17095	H+S	91,1	25,0	0,470	73,9
				17094	Kød	39,1	20,7	0,037	41,0
10.9.94	Q	10	137,8	17093	H+S	85,1	25,5	0,256	71,7
				17092	Kød	41,1	21,4	0,031	41,4
3.9.94	S	15	154,2	17077	H+S	97,4	25,3	0,395	74,8
				17076	Kød	45,8	22,0	0,053	44,6
3.9.94	S	10	148,9	17083	H+S	95,6	25,3	0,361	75,8
				17082	Kød	43,2	21,3	<0,02	41,8
					- dobbeltbestemmelse			0,032	41,1
3.9.94	S	15	189,2	17079	H+S	120,7	26,9	0,333	78,3
				17078	Kød	56,2	20,7	0,069	43,8
3.9.94	S	14	185,7	17081	H+S	123,2	26,6	0,330	77,3
				17080	Kød	55,0	21,6	0,021	42,7

**Bilag 12.**

## Metode til beregning af blynedfald

Det er vist (Pilegaard 1983), at blynedfaldet målt som  $\text{kg}/\text{km}^2$  er lig med blykoncentrationen i *Cetraria nivalis* målt i  $\text{mg}/\text{kg}$  divideret med 2,7. Blynedfaldet over et givet område kan derfor beregnes som integralet af bly i lav over det givne område divideret med 2,7. Nærområde, mellemområde og fjernområde har forskellig sammenhæng mellem blykoncentration og afstand til Maarmorilik, og må derfor beregnes forskelligt.

Nærområde

I nærområdet, der er valgt som området indenfor en cirkel med radius 1 km og centrum i Maarmorilik, se figur 4.1.1, er der ikke fundet nogen afstandsafhængighed for blykoncentrationen i lav. Nedfaldet bliver derfor områdets areal gange dets gennemsnitlige blykoncentration divideret med 2,7.

$$\begin{aligned} \text{Blynedfald} &= \pi \cdot R^2 \cdot A / 2,7 \\ &= A \cdot 1,1636 \end{aligned}$$

hvor  $R = 1 \text{ km}$

$A =$  gennemsnitlig blykoncentration for stationerne T2, T10, T12SV, T12V og T22.

Der beregnes et nedfald for hvert år, selv om der ikke er signifikant forskel på årene.

Mellemområde

Dette område er valgt som det, der ligger mellem 1 og  $2\frac{1}{2}$  km fra Maarmorilik i en  $180^\circ$  vifte dækkende det meste af den indre del af Qaamarujuk, se figur 4.1.1. I dette område fandtes, at koncentrationen af bly i lav var omvendt proportional med afstanden til Maarmorilik (dvs.  $\beta = \div 1$ ). Blynedfaldet er derfor:

$$\text{Blynedfald} = 1/2,7 \cdot 1/2 \cdot \int C \cdot 2 \cdot \pi \cdot r \cdot dr$$

2,7 = Omregningsfaktor fra koncentration til nedfald

$\frac{1}{2}$  = Tager hensyn til at det er en  $180^\circ$  vifte

C = Blykoncentration i lav

Indsættes at  $C = B \cdot r^{-1}$  fås

$$\text{Blynedfald} = 1/2,7 \cdot \pi \cdot 1,5 \cdot B = B \cdot 1,7453$$

hvor  $r$  = Afstanden til Maarmorilik, km  
 $B$  = Regressionskoefficient mellem  $C$  og  $r^{-1}$  lig med koncentrationen af bly i lav 1 km fra Maarmorilik

### Fjernområde

Dette område er valgt som en vifte over  $40^\circ$  strækkende sig fra  $2\frac{1}{2}$  km til 23 km fra Maarmorilik i vestlig retning, se figur OML. I dette område fandtes, at blykoncentrationen aftog kraftigt med afstanden til Maarmorilik:

$$C = D \cdot r^{-1,41}$$

$C$  = Koncentration af bly i lav, mg/kg  
 $r$  = Afstand til Maarmorilik  $2,5 < r < 23$  (km)  
 $D$  = Regressionskoefficient for fjernområdet

Formlen for blynedfald bliver derfor:

$$\begin{aligned} \text{Blynedfald} &= 1/2,7 \cdot 40/360 \cdot \int D \cdot r^{-1,41} \cdot 2 \cdot \pi \cdot r \cdot dr \\ &= D \cdot 2,0345 \end{aligned}$$

Forudsættes det, at den dominerende usikkerhed ved nedfaldsberegningen ligger i bestemmelsen af regressionskoefficienterne, kan følgende konfidensintervaller beregnes på grundlag af regressionsanalysen:

År	Nærområde kg/år	Mellemområde kg/år	Fjernområde kg/år
1983	342-886	457-808	2286-6148
1984	400-1036	566-1001	1260-3047
1985	206-444	292-465	1087-2471
1986	252-494	652-938	1117-2316
1987	202-396	257-358	574-1213
1988	234-460	386-537	784-1792
1989	276-596	333-464	706-1497
1990	282-552	398-553	714-1411
1991	178-348	263-366	242-458
1992	224-486	218-303	470-958
1993	268-578	276-381	410-804
1994	110-216	189-264	416-884



**Bilag 13.**

Estimering af forskel i tungmetal koncentrationen mellem tangarter.

Den statistiske metode der er anvendt til estimering af artsforskelle er variansanalysen. Gennem årene er der blevet indsamlet såvel skudspidser som hele planter af de to arter. For at udnytte alle data for artsforskelle indgår derfor både resultater for skudspidser og hele planter i analysen. Før 1983 er skudspidsprøverne i nogle tilfælde blevet analyseret på et andet laboratorium end prøven af hel plante fra samme station. For at undgå indflydelse af laboratorieforskelle indgår derfor kun prøver fra 1983 til nu.

Følgende 3-faktor variansanalyse model er blevet anvendt som udgangsmodel:

$$\ln(\text{koncentration}) = \mu + \text{STATIONÅR} + \text{ART} + \text{VÆV} + \text{ART} \cdot \text{VÆV} + \varepsilon$$

hvor  $\mu$  : generel middelværdi

STATIONÅR : effekt af niveauet på en given station et givet år

ART : effekt af artsforskel mellem blæretang og klørtang

VÆV : effekt af forskel mellem hel plante og skudspids

ART\*VÆV: effekt af de to arter er forskellig mht. forskellen mellem de to væv

$\varepsilon$  : den tilbageværende uforklarede variation (støj)

Som analysevariabel er anvendt den naturlige logaritme til koncentrationen for i højere grad at imødekomme kravet til en variansanalyse om normalfordeling. Udgangsmodellen er dernæst blevet succesivt reduceret for ikke signifikante effekter (5%- niveau) til den endelige model, som danner basis for estimeringen af effekterne.

Resultater for bly

Variansanalyse tabel:

	Sum af kvadratafvielser	frihedsgrad	F	p>F	R <sup>2</sup>
Model	1624,0	230	108	0,0001	0,98
STATIONÅR	1529,9	227	103	0,0001	
ART	0,243	1	3,71	0,0546	
VÆV	64,17	1	982	0,0001	
ART*VÆV	0,418	1	6,39	0,0118	
Residual	31,7	485			

Som det fremgår, er de to arter signifikant forskellig mht. forskellen mellem skudspidser og væv (ART\*VÆV effekten,  $p=0,0118$ ). Dette betyder, at selvom den "rene" arts effekt (ART) ikke er signifikant på 5%-niveau, kan der ikke ses bort fra denne, da det netop afhænger af hvilket væv der er tale om.

Modellen er dernæst anvendt til at kvantificere forskellene mellem de to tangarter og mellem prøver af skudspids og hel plante. Resultatet blev følgende:

Skudspidser : blæretang = 1,187 x klørtang  
 Hel plante : blæretang = 1,059 x klørtang  
 klørtang : skudspids = 0,465 x hel plante  
 blæretang : skudspids = 0,521 x hel plante

#### Resultater for zink

Udgangsmodellen viste, at effekten ART\*VÆV ikke havde signifikant indflydelse ( $p=0,80$ ), hvilket betyder at forskellen i koncentrationen mellem blæretang og klørtang er den samme for hel plante som for skudspids. Modellen reduceredes derfor med denne effekt.

Variansanalyse tabel:

	Sum af kvadratafgivelser	frihedsgrad	F	p>F	R2
Model	766,3	229	83,8	0,0001	0,98
STATIONÅR	703,0	227	77,6	0,0001	
ART	0,209	1	5,22	0,0227	
VÆV	41,59	1	1042	0,0001	
Residual	19,41	486			

Både ART's effekten og VÆV's effekten er signifikante, henholdsvis  $p=0,02$  og  $p=0,0001$ .

Modellen er dernæst anvendt til at kvantificere forskellene mellem de to tangarter og mellem prøver af skudspids og hel plante. Resultatet blev følgende:

For både skudspids og hel plante : blæretang = 1,111 x klørtang

For både klørtang og blæretang : skudspids = 0,599 x hel plante

**Bilag 14.****Statistiske analyser af tidsudviklingen i metalkoncentrationen**

I nærværende rapport er anvendt tre statistiske metoder til belysning af den tidsmæssige udvikling af tungmetalkoncentrationen. De tre metoder er Spearman rank korrelations koefficient, lineær regressions analyse og en metode udviklet af i ICES's arbejdsgruppe Statistical Aspects of Environment. De tre metoder har alle hver for sig fordele og ulemper og er medtaget for at supplere hinanden.

**Spearman rank korrelation koefficient.**

Spearman rank korrelation er en beregningsmetode som ikke stiller krav til fordelingen af data og som har en effektivitet på 91% i forhold til en korrelations koefficient der kræver normalfordelte data (Siegel, 1956).

Ved beregningen af korrelations koefficienten opstilles x-variablen og y-variablen i størrelsesrækkefølge og gives en rank efter hvilket nummer i rækken, de er placeret. Forskellen i rank mellem x- og y-variablen (d) benyttes som et mål for associationen mellem variablene. Kommer de i nøjagtig samme rækkefølge er forskellene 0 (d=0) og relationen er perfekt, men er der stor forskel i rækkefølgen bliver d-værdierne store og relationen dårlig.

Formlen til beregning af Spearman korrelation koefficient er :

$$r_s = 1 - (6 \cdot \sum d^2 / (N^3 - N))$$

hvor d= forskellen i rank  
N= antal observationer.

Ønskes det at teste hvorvidt Spearman rank korrelation koefficient kan siges at være

forskellig fra 0 gøres dette ved hjælp af statistiske tabeller f.eks. i Siegel (1956).

### Lineær regressions analyse

Den lineære regressions metode beregner den "bedste" rette linie, der kan tegnes gennem observationerne. Metoden stiller en række krav til data bl.a. at observationerne er uafhængige og er normalt fordelte. Vedrørende selve beregningsmetoden henvises til statistiske lærebøger.

Regressionsliniens hældning angiver i vores tilfælde det årlige fald (evt. stigning) i tungmetalkoncentrationen. Foruden et estimat for hældningen er der foretaget en test for om hældningen kan siges at være forskellig fra 0 (ingen ændring i tungmetalkoncentrationen).

### ICES - metode

Da denne metode er relativ nyudviklet og endnu ikke kan findes beskrevet i litteraturen (Nicholson et al. under udgivelse), er det fundet hensigtsmæssigt at give en nærmere beskrivelse.

#### *Teori*

Som udgangspunkt betragtes den simple model at den observerede middelværdi af log-koncentrationen ( $y_t$ ) sættes lig den teoretisk "sande" middelværdi ( $\mu_t$ ) plus en afvigelse ( $\eta_t$ ):

$$y_t = \mu_t + \eta_t$$

Afvielserne fra den sande middelværdi opfattes som stammende fra to kilder. Det ene bidrag skyldes en tilfældig mellem-år variation, der kan have sin årsag i klimatiske, hydrografiske forskelle mellem årene, som influerer på eksempelvis tangplanternes vækst og dermed optagelse af metaller. Det andet bidrag er en indenfor-år variation og skyldes forskelle mellem organismerne i populationen. Bidrag fra den analytiske usikkerhed er

ligeledes en del af dette bidrag.

Afvielserne,  $\eta_t$ , kan således opfattes bestående af to elementer:

$$\eta_t = \omega_t + 1/R * \sum \varepsilon_{tr}, \quad t=1 \dots T,$$

$\omega_t$  betegner tilfældig mellem-år variation, som antages normalfordelt med middelværdien 0 og variansen  $\tau^2$ .  $1/R * \sum \varepsilon_{tr}$  betegner indenfor-år variationen. Variansen af dette led afhænger af antallet af prøver per station (R) og år og betegnes  $\sigma^2/R$ .

De to afvigelsesbidrag forudsættes uafhængige og variansen af den totale variation fra år til år kan skrives som :

$$\psi^2 = \tau^2 + \sigma^2/R$$

Det er imidlertid et vanskeligt statistisk problem at estimere denne samlede variation fra år til år,  $\psi^2$ , såfremt denne består af såvel en tilfældig år til år variation som en systematisk år til år variation eksempelvis ved en udvikling gennem perioden. Måden  $\psi^2$  estimeres på er ved at tilpasse en udglattet kurve til de observerede koncentrationer og anvende afvielserne fra denne kurve til punkterne som et mål for den samlede mellem-år variation ( $\psi^2$ ).

Der findes forskellige måder at danne et udglattet kurve til punkterne. Metoden der her anvendes er en 3-punkt løbende middel udglatning. Hvilket vil sige, at værdien et givet år er middelværdien af året før, året efter og selve året. For start året og slut året i tidsserien anvendes middelværdien af to år.

Med et mål for den samlede tilfældige mellem-år variation ( $\psi^2$ ) kan der nu opstilles forskellige hypoteser, der kan testes med F-test. F-test måler hvorvidt reduktionen i variationen ved at gå fra en kompliceret model til en mere simpel model er signifikant.

Test for systematisk mellem-år effekt

F-testen tester hvorvidt en konstant middelværdi giver en lige så god beskrivelse af data som den udglattede kurve. Er dette ikke tilfældet er der en systematisk mellem-år effekt.

#### Test for lineær effekt

F-testen tester hvorvidt en ret linie giver en bedre beskrivelse af data en en konstant middelværdi. Er dette tilfældet kan den systematiske mellem-år effekt beskrives med en ret linie (se dog senere).

#### Test for ikke-lineær effekt

F-testen tester hvorvidt den tilbageværende variation efter beskrivelsen med en ret linie er significant. Er dette tilfældet kan den systematiske mellem-år effekt ikke beskrives som en ret linie.

I nogle tilfælde er det ikke muligt at opnå et fornuftigt resultat med den statistiske analyse. Dette er i tilfælde, hvor den samlede tilfældige mellem-år variation, beregnet vha. 3 års middelkurven, er større end variationen på en overordnet middelværdi. Den udglattede kurve giver således en urimelig beskrivelse af tidsserien. I sådanne tilfælde er det dog oplagt, at der ingen trend findes i tidsserierne.

*Bly i tang på St. T1, regneeksempel.*

Figuren på næstfølgende side tjener som hjælp til forståelsen af beregningerne.

Betegnes  $c$  = log-observeret koncentration  
 $c_m$  = middelværdi af  $c$   
 $c_l$  = værdien på en ret linie bestemt ved regressionsanalyse  
 $c_u$  = værdien på en 3-punkts løbende middel kurve  
 $T$  = tidsseriens længde

beregnes

Sum af kvadratafgivelser fra konstant middel med frihedsgraderne  $= \text{RSS1} = \sum(c - c_m)^2$   
 $= \text{df1} = T - 1$

Sum af kvadratafgivelser fra ret linie med frihedsgraderne  $= \text{RSS2} = \sum(c - c_l)^2$   
 $= \text{df2} = T - 2$

Sum af kvadratafgivelser fra udglattet kurve  
med frihedsgraderne

$$= \text{RSS3} = \sum (c - c_u)^2$$

$$= \text{df3} = (2T - 1)/3$$

F-testene bliver så, hvor signifikansen af F værdierne kan slæes op i en F-tabel:

Effekt	df	Sum af kvadratafgivelse	F-værdi
Systematisk mellem-år	df1-df3	RSS1-RSS3	$\frac{(\text{RSS1}-\text{RSS3})\text{df3}}{\text{RSS3}(\text{df1}-\text{df3})}$
Ikke-lineær	df2-df3	RSS2-RSS3	$\frac{(\text{RSS2}-\text{RSS3})\text{df3}}{\text{RSS3}(\text{df2}-\text{df3})}$
Lineær	df1-df2	RSS1-RSS2	$\frac{(\text{RSS1}-\text{RSS2})\text{df3}}{\text{RSS3}(\text{df1}-\text{df2})}$

Praktisk regneeksempel for St. T1

År	c	c - c <sub>m</sub>	c <sub>i</sub>	c - c <sub>i</sub>	c <sub>u</sub>	c - c <sub>u</sub>
1987	3,17	0,16	3,29	-0,12	3,19	-0,02
1988	3,21	0,21	3,20	0,02	2,94	0,27
1989	2,43	-0,57	3,10	-0,67	3,27	-0,83
1990	4,15	1,14	3,01	1,15	3,18	0,97
1991	2,95	-0,06	2,91	0,04	3,24	-0,30
1992	2,63	-0,37	2,82	-0,18	2,69	-0,06
1993	2,49	-0,51	-2,72	-0,23	2,56	-0,07
	c <sub>m</sub> = 3,01	RSS1 = 2,12		RSS2 = 1,86		RSS3 = 1,81
		df1 = 6		df2 = 5		df3 = 4,33

Estimerede konstanter ved lineær regression :

$$\text{intercept} = 3,48 \quad \text{hældning} = -0,09$$

F-test tabel :

Effekt	df	Sum af kvadratafgivelse	F-værdi
Systematisk mellem-år	1,67	0,304	0,44
Ikke-lineær	0,67	0,051	0,18
Lineær	1	0,252	0,60
Tilfældig variation	4,33	1,812	s <sup>2</sup> = 0,42

En F-tabel viser, at der på St. T1 ikke er signifikante effekter.

**Bilag 15.**

Statistiske metoder ved behandlingen af fiskedata.

Principal komponentanalyse

Ved sammenligninger af metalkoncentrationen i fisk fra år til år eller fra sted til sted er det nødvendigt at tage højde for forskelle i størrelsen af de undersøgte fisk samt eventuelt hvilket køn fisken har. Det overordnede princip i den statistiske analyse er derfor at undersøge, hvorvidt fiskestørrelse og køn har indflydelse på metalkoncentrationen og i givet fald tage højde for denne ved beregningen af estimater af metalkoncentrationen. Data til grund for analyserne er analyseresultater fra Maarmorilik og referenceområder, hvori der har været indsamlet prøver i de sidste 20 år.

En fisks længde og vægt er ikke uden videre egnet som analysevariable, fordi de er stærkt korreleret. Efter normalisering af de logaritmierede værdier af længde og vægt parameteren, er den enkelte fisks størrelse udtrykt ved parametrene  $p_1$  og  $p_2$  beregnet ved principalkomponentanalyse teknikken. I principalkomponentanalysen kombineres længde parameteren og vægt parameteren til to nye parametre  $p_1$  og  $p_2$ , som har den egenskab, at de er ukorrelerede. Parameteren  $p_1$  bliver et udtryk for fiskens størrelse og er relativ stor for lange og tunge fisk, mens  $p_2$  bliver udtryk for fiskens kondition og er stor for fisk, der er lette i forhold til deres længde. For ulk kompliceres dannelsen af størrelsesparametre, idet levervægten inddrages i analysen. Den principale komponentanalyse beregner for ulk tre parametre;  $p_1$ ,  $p_2$  og  $p_3$ , hvor  $p_1$  er relativ stor for fisk der er lange, tunge og med tung lever,  $p_2$  er relativ stor for fisk med tung lever i forhold til længde og totalvægt, og  $p_3$  er relativ stor for slanke fisk (lille totalvægt i forhold til længde og levervægt). Principalkomponent analysen er nærmere beskrevet i GM, 1991 og GM, 1992).

Som analysevariable til den principalekomponentanalyse er de normaliserede værdier af den naturlige logaritme til fiskens længde og vægt og for ulk's vedkommende også den



naturlige logaritme til levervægten. Herved opnåes at den enkelte fisk betragtes i forhold til "gennemsnitsfisken".

normaliseret  $\ln(\text{længde}) =$

$$(\ln(\text{længde}) - \text{middel-}\ln(\text{længde})) / \text{stdafv-}\ln(\text{længde})$$

Den normaliseret  $\ln(\text{vægt})$  og normaliseret  $\ln(\text{levervægt})$  beregnes på tilsvarende måde.

Middelværdierne og standardafvigelseerne blev beregnet til:

	Art Antal	Plettet havkat 622	Uvak 492	Ulk 263	Hellefisk 407
middel- $\ln(\text{længde})$		4,2341	3,8845	3,2862	4,0352
stdafv- $\ln(\text{længde})$		0,2538	0,1849	0,2120	0,1860
middel- $\ln(\text{vægt})$ (kg)		1,0859	0,4473	-1,5038	0,5038
stdafv- $\ln(\text{vægt})$		0,7880	0,5485	0,6983	0,6223
middel- $\ln(\text{levervægt})$ (g)				2,0313	
stdafv- $\ln(\text{levervægt})$				1,2172	

De principalekomponenter ( $p_1$ ,  $p_2$  og  $p_3$ ) udregnes som en lineær kombination af de normaliserede parametre. I tilfældet med-plettet havkat, hellefisk og uvak beregnes  $p_1$  og  $p_2$  som:

$$p_1 = 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{længde}) + 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{vægt})$$

$$p_2 = 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{længde}) - 0,7071 \times \text{normaliseret } \ln(\text{vægt})$$

Som det fremgår bidrager længden og vægten ligeligt ved udregningen af  $p_1$ , hvorfor denne bliver et mål for størrelsen, mens  $p_2$  bliver lille for fisk der er tunge i forhold til deres længde og stor for fisk, der er lette i forhold til længden.

I tilfældet med Ulk beregnes  $p_1$ ,  $p_2$  og  $p_3$  som:

$$p_1 = 0,5742 \times \text{norm.}\ln(\text{lgd}) + 0,5890 \times \text{norm.}\ln(\text{vgt}) + 0,5687 \times \text{norm.}\ln(\text{lvgt})$$

$$p_2 = -0,6482 \times \text{norm.}\ln(\text{lgd}) - 0,0973 \times \text{norm.}\ln(\text{vgt}) + 0,7553 \times \text{norm.}\ln(\text{lvgt})$$

$$p_3 = 0,5002 \times \text{norm.}\ln(\text{lgd}) - 0,8023 \times \text{norm.}\ln(\text{vgt}) + 0,3259 \times \text{norm.}\ln(\text{lvgt})$$

Her fremgår det, at  $p_1$  er et mål for størrelsen, mens  $p_2$  især afhænger af længden og levervægten, således at relative små fisk med stor levervægt giver en stor værdi af  $p_2$  og relativt store fisk med lille levervægt giver en lille værdi af  $p_2$ .  $p_3$  er især afhængig af vægten og har store værdier for slanke fisk.

De herved konstruerede principale komponenter har de egenskaber, at de er et størrelsemål for fisken, som kan fortolkes på en rimelig biologisk måde, og samtidig er de ukorrelede hvilket gør dem egnet som parametre i den videre analyse af metalkoncentrationen afhængighed af fiskens størrelse.

### Kovariansanalyse.

Ved hjælp af principalkomponentanalysen er fremkommet størrelsesparametre hvis indflydelse på metalkoncentrationen, det er muligt at analysere ved en kovariansanalyse. Foruden størrelsesparametrene er også indflydelsen af fiskens køn medtaget i analysen. Som analysevariabel er anvendt de logaritmerede værdier af metalkoncentrationen. For kombinationer af tungmetal, fiskeart og væv er følgende kovariansanalysemodeller anvendt som udgangsmodel:

Hvert tungmetal, plettet havkat, hellefisk og uvak, hvert væv:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOCÅR} + \text{KØN} + \beta_1 \times p_1 + \beta_2 \times p_2 + \varepsilon$$

Hvert tungmetal, ulk, hvert væv:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOCÅR} + \text{KØN} + \beta_1 \times p_1 + \beta_2 \times p_2 + \beta_3 \times p_3 + \varepsilon$$

hvor,

$\mu$  = generel middelværdi

LOCÅR = effekt af niveauet i et givet indsamlingsområde i et givet år

KØN = effekt af fiskens køn

$\beta_1$  = hældningskoefficient, sammenhæng mellem  $p_1$  og metalkoncentration.

$\beta_2$  = hældningskoefficient, sammenhæng mellem  $p_2$  og metalkoncentration.

$\beta_3$  = hældningskoefficient, sammenhæng mellem  $p_3$  og metalkoncentration.

$\varepsilon$  = den tilbageværende uforklarede variation.

I disse analysemodeller er det forudsat, at en eventuel indflydelse af størrelsesparametrene er den samme i alle indsamlingår, i alle indsamlingsområder og ens for begge køn. Ligeledes er det forudsat, at en eventuel effekt af fiskens køn er den samme i alle indsamlingsområder. Data er kun medtaget i analyserne såfremt højst 20% af resultaterne for en givet indsamlingsområde/år/væv/metal kombination er under detektionsgrænsen.

Grundmodellen er derefter succesivt reduceret for ikke signifikante (5%-niveau) effekter. Den fremkomne slutmodel er dernæst anvendt til estimering af metalkoncentrationen. Estimerterne er beregnet for en såkaldt normal fisk med fastlagt længde og totalvægt og for ulk's vedkommende også levervægt. I tilfælde, hvor mere end 20% af resultaterne for en given indsamlingsområde/år/væv/metal kombination er under detektionsgrænsen, er estimerterne beregnet som den geometriske middelværdi af detektionsgrænsen for prøverne under detektionsgrænsen sammen med analyseværdierne af de øvrige prøver. Estimatet siges at være mindre end dette gennemsnit. Hvis mindre end 20% af resultaterne er under detektionsgrænsen indgår værdier under detektionsgrænsen med halvdelen af detektionsgrænsen.

Resultatskema for kovariananalyser af tungmetalkoncentrationen:

Effekter i slutmodeller (alle signifikante på 5%-niveau)

Effekt:	LOCÅR	KØN	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>
Plettet havkat, Pb					
Muskel :	LOCÅR	-	P <sub>1</sub>	-	-
Lever:	LOCÅR	-	P <sub>1</sub>	-	-
Ben:	LOCÅR	-	P <sub>1</sub>	-	-
Alm Ulk, Pb					
Muskel :	LOCÅR	-	-	-	-
Lever:	LOCÅR	KØN	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	-
Ben:	LOCÅR	KØN	-	-	P <sub>3</sub>
Uvak, Pb					
Muskel:	LOCÅR	-	-	-	-

fortsættes næste side

Hellefisk, Pb				
Muskel:	LOCÅR	-	-	-
Hellefisk, Cd				
Muskel:	LOCÅR	-	-	-
Hellefisk, Zn				
Muskel:	LOCÅR	-	P <sub>1</sub>	

---

### Parameter og koefficientestimer

Estimer for LOCÅR er ikke medtaget, da disse ville fylde for meget. For KØN er værdien af  $KØN_{han}=0$  og værdien i tabellen er for  $KØN_{hun}$ .

	KØN	Parameter/koefficient		
		$\beta_1$	$\beta_2$	$\beta_3$
Plettet havkat, Pb:				
Muskel:	0	-0,099	0	
Lever:	0	-0,342	0	
Ben:	0	-0,356	0	
Alm ulk, Pb				
Muskel:	0	0	0	0
Lever:	0	-0,303	-0,699	0
Ben:	0	0	0	1,039
Uvak, Pb				
Muskel:	0	0	0	
Hellefisk, Pb				
Muskel:	0	0	0	
Hellefisk, Cd				
Muskel:	0	0	0	
Hellefisk, Zn				
Muskel:	0	-0,033	0	

---

**Bilag 16.****Statistiske metoder ved behandlingen af rejedata.**

Ved analyserne af metalkoncentrationen i rejer er de logaritmiserede værdier af individvægten anvendt til belysning af størrelseseffekten. Desuden indgår analyselaboratorium som parameter i analyserne, idet der for cadmium er fundet signifikante forskelle mellem de to laboratorier anvendt før 1982 (GM & GGU 1988). Metalkoncentrationens afhængighed af rejestørrelse og laboratorium er undersøgt ved følgende kovariansanalysemodel :

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu + \text{LOCÅR} + \text{LAB} + \beta \times \ln(\text{vægt}) + \varepsilon$$

hvor,

- $\mu$  = generel middelværdi
- LOCÅR = effekt af niveauet i et givet indsamlingsområde et givet år
- LAB = effekt af analyselaboratorium
- $\beta$  = hældningskoefficient for sammenhæng mellem metalkoncentration og rejestørrelse
- $\varepsilon$  = den tilbageværende uforklarede variation

I denne analysemodel er det forudsat at en eventuel indflydelse af rejestørrelsen er den samme i alle indsamlingsår og i alle indsamlingsområder. Modellen er derefter succesivt reduceret for ikke signifikante (5%-niveau) effekter, og den resulterende model er endelig anvendt til estimering af metalkoncentrationen.

Analyserne er gennemført for metalkoncentrationen i hele rejer og i rejekød. Ved analyserne af hele rejer indgår foruden data for rejer homogeniseret hele også data fra de komplementære prøver af henholdsvis hoved- og skaldele og kød fra de samme rejer. Disse sidstnævnte data er omregnet til hele rejer som et vægtet gennemsnit af resultaterne for de to prøver (tørvægten af delprøverne er brugt som vægtning).

## Effekter i slutmodeller (alle signifikante på 5%-niveau)

	Effekt:	LOCÅR	LAB	$\beta$
Pb :	Hele rejer:	LOCÅR	-	$\beta$
	Kød:	LOCÅR	-	$\beta$
Zn:	Hele rejer:	LOCÅR	-	-
	Kød:	LOCÅR	-	-

## Parameter og koefficientestimer

Estimer for LOCÅR er ikke medtaget, da disse ville fylde for meget. Analyselaboratoriet B.C. Research er sat lig 0 og værdien i tabellen er for analyselaboratorierne Senter for Industriforskning og GM's laboratorium.

		Parameter/koefficient	
		LAB	$\beta$
Pb:	Hele rejer	0	-0,156
	Kød:	0	-0,2859
Zn:	Hele rejer	0	0
	Kød	0	0