

Miljøunder- søgelse ved Maarmorilik 1995

Faglig rapport fra DMU, nr. 160

Frank Riget
Poul Johansen
Gert Asmund
Afdeling for Arktisk Miljø

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Maj 1996

Datablad

Titel:	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995	
Forfattere:	Frank Riget, Poul Johansen og Gert Asmund Afdeling for Artisk Miljø	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU, nr. 160	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
Udgivelsestidspunkt:	Maj 1996	
Abstract:	Rapporten belyser og vurderer forureningstilstanden ved Maarmorilik på baggrund af indsamlingerne i 1995	
Bedes citeret:	Riget, F., Johansen, P & Asmund, G. (1996) : Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 91 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 160.	
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse	
Emneord:	Maarmorilik, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer, bly, zink	
ISBN	87-7772-258-2	
ISSN	0905-815X	
Papirkvalitet:	MultiArt Silk 100g (TCF)	
Tryk:	Scanprint	
Oplag:	150	
Sideantal:	91	
Pris:	100,-kr	
Købes hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postbox 358 4000 Roskilde Tlf. 46 30 12 00 Fax 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og bøger Læderstræde 1 1201 København K Tlf. 33 92 76 92 (Information) Tlf. 33 93 92 92 (Bøger)

Indhold

Sammenfatning 5

Imaqarnersiorlugu naalisagaq 7

English summary 10

1 Indledning 12

2 Indsamling 13

3 Analyse og analysekontrol 17

4 Resultater 20

4.1 Lav 20

4.2 Sortebær 29

4.3 Havvand 30

4.3.1 Affarlikassaa 30

4.3.2 Qaamarujuk 34

4.4 Tang 36

4.5 Blåmusling 48

4.6 Fisk 58

4.6.1 Ammassat 59

4.6.2 Plettet havkat 60

4.6.3 Ulk 62

4.6.4 Uvak 64

4.7 Rejer 65

5 Referencer 67

Bilag

I Analysekontrolkort 68

II Pb og Zn i *Cetraria nivalis* 73

III Vandanalyser Maarmorilik august 1995 74

IV Tungmetalkoncentrationen i skudspidser af tang 75

V Tungmetalkoncentrationen i blåmusling 77

VI Blykoncentrationen i ammassat 79

VII	Blykoncentrationen i plettet havkat	80
VIII	Blykoncentrationen i ulk	81
IX	Blykoncentrationen i muskel fra uvak	83
X	Blykoncentrationen i rejepøver	84
XI	Estimering af forskel mellem tangarter	85
XII	Statistiske metoder ved behandlingen af fiskedata	86
XIII	Statistiske metoder ved behandling af rejedata	90

Danmarks Miljøundersøgelser 91

Sammenfatning

Miljøundersøgelse

Produktionen i bly-zink minevirksomheden i Maarmorilik ophørte i 1990. Miljøtilstanden i området er siden blevet undersøgt årligt ved indsamling og analyse for bly og zink i lav, bær, havvand, tang, blåmusling, fisk og rejer. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 1995, og vurderer den nuværende miljøtilstand i området.

Støv

Spredning af bly og zink med støv fra minevirksomheden er undersøgt ved at indsamle og analysere lavarten *Cetraria nivalis* i området ved Maarmorilik gennem en årrække. Efter minedriftens ophør viser mængden af støvspreddt bly en faldende tendens fra år til år. I 1995 var blynedfaldet ca. 50% af nedfaldet i årene umiddelbart før minedriftens ophør. Mængden af støvspreddt zink viser ligeledes en faldende tendens efter minens lukning. Undersøgelser i 1995 tyder på, at støvkilden er domineret af bly- og zinkholdige partikler spredt over et større område i og omkring Maarmorilik, mens minedriften fandt sted.

Havvand

Forureningen af havvandet har ændret sig drastisk efter minevirksomhedens ophør. Der afgives nu kun små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa, mens der stadig frigøres zink, dog tydeligt mindre end mens minedriften fandt sted. Blyindholdet i fjordens bundvand var i 1995 ca. 1000 gange lavere og zinkindholdet ca. 6,5 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er faldet væsentligt i Affarlikassaa og i Qaamarujuk. Havvandsundersøgelserne viser også, at andre kilder end aflejret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minedriftens ophør.

Tang

I tangplanter indsamlet i tidevandszonen er der i 1995 forhøjede værdier af zink i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua, mens det blyforurenede område er mindre og omfatter Affarlikassaa, Qaamarujuk og nordkysten af Perlerfiup kangerlua. I forhold til 1994 er bly- og zinkværdierne i tang steget eller er uændrede i 1995, men set over en længere periode er de tydeligt faldende. Efter minens lukning er bly- og zinkværdierne i tang faldet

hurtigere i Affarlikassaa og på sydkysten af Qaamarujuk end i den indre del af Qaamarujuk og på fjordens nordkyst.

Blåmusling

I blåmusling indsamlet i tidevandszonen er der i 1995 forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Det zinkforurenede område er væsentlig mindre. Bly- og zinkkoncentrationerne i blåmusling er faldet betydeligt fra 1994 til 1995, idet de er faldet med 50% eller mere. Det vurderes, at det primært skyldes, at muslingerne i 1995 har haft usædvanligt gode vækstforhold. Forsøg med at flytte blåmuslinger fra et uforurennet område til flere stationer i Maarmorilik-området viser, at der fortsat findes forureningskilder, som bevirker, at transplanterede muslinger efter et års ophold ved Maarmorilik opnår et forhøjet blyindhold. Det blyindhold, muslingerne opnår efter 1 års transplantation til Maarmorilik-området, er kun svagt faldende i perioden efter minens lukning, men det er samtidig kun ca. 1/5 af, hvad det var, mens minedriften fandt sted.

Fisk og rejer

I ammassat fanget ved Maarmorilik fandtes i 1994 det laveste blyindhold, som er observeret gennem en årrække, og det er nu på samme niveau som i upåvirkede områder. Dette var også tilfældet i 1995. I prøver fra plettet havkat, alm. ulk og uvak fanget ved Maarmorilik i 1995 er blyindholdet også lavt og gennemgående ikke forhøjet i kødprøver, mens der ses forhøjelser af bly i lever- og benprøver fra plettet havkat og alm. ulk samt i rejer. Der er ikke nogen tydelige forandringer i dette mønster gennem de sidste 5-10 år, mens der tidligere er fundet højere blyniveauer i fisk og rejer.

Sundhedsrisici

De tilfælde, hvor der i 1995 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 muslinger fra disse fjorde.

Som helhed viser miljøundersøgelserne udført i 1995 ved Maarmorilik et faldende eller uændret forureningsniveau i forhold til 1994. Især efter minevirksomhedens ophør i 1990 er forureningen af området faldet. I Maarmorilik-området findes dog fortsat forureningskilder, som bevirker, at der findes forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet.

Imaqarnarsiorlugu naalisagaq

Avatangiisinik misissuinerit Maarmorilimmi aqerlumik zink-imillu piianeq 1990-mi taamaatinneqarpoq. Kingornalu tamaani avatangiisit ukiumoortumik misissugarineqartarsimapput orsuaatsianik, paarnanik, immamik, equutinik, uillunik, aalisakkanik kinguppannullu katersisarnikkut tamakkulu aqerlumik zink-imillu akoqarnerinik misissuinikkut. Allakkiami uani saqqummiunneqarput 1995-mi misissuisimanerit inernerit, ullumikkullu avatangiisit qanoq innerinik naliliinerulluni.

Pujoralak

Aatsitassarsiorfimmiit aqerlup zink-illu pujoralatsigut siammartarnera ukiuni arlalinni Maarmoriliup eqqaani misissugarineqarsimavoq orsuaatsiaat ilaannik *Cetraria nivalis-imik* katersisarnikkut taakkualu misissorneqartarnerisigut. Aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna aqerlup pujoralatsigut siammartartup annikilliarternera malunnarpoq. Taamatuttaaq zink-i pujoralatsigut siaruartartoq annikilliartertutut ippoq aatsitassarsiornerup matuneqarnerata kingorna. 1995-mi misissuinerit ilimanarsitippaat pujoralannik pilersuisuusut tassaaneruset aqerlumik zink-imillu akullit Maarmorilimmi eqqaanilu aatsitassarsiorneq ingerlanneqarallarmat annertunerusumut siammartitersimasut.

Imaq

Immamik mingutsitsineq allanngungaatsiarujussuarsimavoq aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna. Maannakkut eqqakkat perlukullu Arfarlikassaata naqqanut inissisimasut annikitsuinnarmik aqerlumik katagarfigineqarput, kisiannili sulit zink-imik katagarfigineqarput. 1995-mi kangerlummi immap naqqatungaani aqerloq aarrortinneqarsimasoq 1000-riaammik zink-ilu aarrortinneqarsimasoq 6,5-riaammik 1988-1989-imut naleqqiullugit annikinnerusimapput. Immap qaavatungaata saffiugassanik akoqarnera Affarlikassaani Qaamarujummilu ammattooq annikilliar-simavoq. Immap misissorneqarnerata aamma ersersippaa aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna eqqakkat perlukullu Affarlikassaata naqqaniitsut immap qaavatunganut pilersuivalaanngitsut aqerlumik pilersuisunut allanut naleqqiullugit.

Equutit

1995-mi equutini tinittarfiusumi katersorneqarsimasuni zink-imut kisitsisaasut kangerluni ukunani annertusisimapput Affarlikassaa-ni, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani, kisiannili aqerlumik mingutsinneqarsimasoq annikinnerulluni ukunanilu takussaalluni

Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluata avannamut sineriaani. 1994-mut naleqqiullugit aqerlumut zink-imullu kisitsisaasut 1995-mi annertusisimapput imaluunniit nikissimantik, kisiannili piffissami sivisunerusumik isigalugit malunnartumik appariartorlutik. Aatsitassarsiorfiup matuneqarnerata kingorna equutini aqerloq zink-ilu akuusut Affarlikassaani Qaamarujuullu kujammut sineriaani sukkanerusumik appariartorsimapput Qaamarujuup iluatungaanut kangerluullu avannamut sineriaanut naleqqiullugit.

Uillut

1995-mi uilluni tinittarfiusumi katersorneqarsimasuni aqerlumut kisitsisaasut kangerluni ukunani annertusisimapput Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani. Zink-imik mingutsinneqarsimasoq annikinnerujussuavoq. Uilluni aqerloq zink-ilu akuusoq 1994-miit 1995-mut annikilleriarujussuarsimavoq, tassami 50%-imik imaluunniit annerusumik appariarsimagami. Nalilerneqarpoq tamatumunnga pissutaasoq uillut ineriartornissaminut 1995-mi periarfissagissaarsimanagerat. Uillunik mingutsinneqanngitsuniit Maarmoriliup eqqaanut inissisimaffinnut arlalinnut nussuilluni misileraanerit ersersippaat sulii mingutsitsisoqartoq, taamaasilluni uillut nussorneqarsimasut ukioq ataaseq Maarmoriliup eqqaaneereerlutik aqerlumik akoqarnerulersarmata. Aqerloq uillut ukioq ataaseq Maarmoriliup eqqaaneereerlutik akugilertagaat aatsitassarsiorfiup matunerata kingorna annikitsuinnarmik milliartorpoq, tamatumali saniatigut aatsitassarsiorfiup ingerlanneqarallarnernut naleqqiulluni tallimararterutaannaalluni.

Aalisakkat kinguppaallu

Ammassati Maarmoriliup eqqaani pisarineqarsimasut 1994-mi aatsaat taama annikitsigisumik ukiuni arlalinni misissugarineqarsimasuni aqerlumik akoqarput, maannakkullu mingutsinneqarsimanngitsunitulli annikitsigaluni. Tamanna aamma 1995-mi taama ippoq. Maarmoriliup eqqaani pisarineqarsimasuni qeeqqani, kanasuni uukkanilu misissukkani aamma aqerloq akuusoq annikippoq, nerpaanilu annertusisimanani, kisianni aqerloq akuusoq qeeqqat kanassullu tinguini saarnginilu kiisalu kinguppanni annertusisimasoq takussaavoq. Taakunani malittarineqartuni ukiuni 5-10-ni kingullerni allannguuteqangaarsimannilaq, kisianni siornatigut aqerloq akuusoq aalisakkani kinguppaannilu takussaasarsimavoq.

Peqinnissamut navianaateqarsinnaasut

1995-mi Maarmoriliup eqqaani immami uumasuni aqerloq akuusoq annertusisimasoq malugineqarsimasoq imatut nalilerneqarpoq inuit

peqqinnissaannut navianartorsiortitsinngitsoq, kisiannili Affarlikas-
saani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani uillut aqerlumik ima
akoqartigaat katersornissaat nerineqarnissaallu nangartorneqarluni.

Ataatsimut isigalugu 1995-mi Maarmoriliup eqqaani avatangiisinik
misissuinerit ersersippaat mingutsitsineq annikiliartortoq imaluun-
niit allanngorsimanngitsoq. Pingaartumik 1990-mi aatsitassarsior-
nerup unitsinneqarnerata kingorna tamaani mingutsitsineq annikil-
lisamvoq. Maarmoriliup eqqaanili suli mingutsitsineqarpoq avatan-
giisini aqerlumik zink-imillu akuusunik qaffasitsitsisunik.

Summary

Environmental study

The lead and zinc mine in Maarmorilik stopped production in 1990. Since then the environment around the site has been monitored annually by analysing for lead and zinc in lichens, berries, seawater, seaweed, blue mussels, fish and prawns. This report presents the results of environmental studies conducted in 1995 and assesses the state of the environment in the area.

Dust

The lead and zinc dispersal with dust has been monitored using the lichen *Cetraria nivalis* over several years. After mine closure the lead dispersal has decreased. In 1995 it was about half of the value in the years just before mine closure. The zinc dispersal also shows a decline. Studies conducted in 1995 indicate that the dust source is dominated by lead and zinc particles which have been dispersed while mining took place over a large area inside and around Maarmorilik.

Seawater

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. Zinc is still released, but clearly less than when mining took place. In 1995 in the bottom water of the fiord, the lead concentration was about 1000 times and the zinc concentration about 6.5 times lower than in 1988-89. Metal concentrations in surface waters of Affarlikassaa and Qaamarujuk have also declined significantly. The studies of seawater show that other sources than settled tailings and waste rock in Affarlikassaa dominate lead release to surface waters after mine closure.

Seaweed

In seaweed sampled in 1995 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 1995 lead and zinc levels are higher or similar to 1994 levels, but they have decreased significantly since 1990. After mine closure lead and zinc levels have declined faster in Affarlikassaa and on the south coast of Qaamarujuk than in inner part and the north coast of Qaamarujuk.

Blue mussel

In blue mussels sampled in 1995 in the intertidal zone elevated lead levels are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua. Elevated zinc levels are found in a much smaller area. The lead and zinc concentrations have declined significantly from 1994 to 1995, with 50% or more. The explanation of this decline primarily seems to be that the mussels had an extraordinarily high growth rate in 1995. Transplantation of blue mussels from an unpolluted site to the Maarmorilik area confirms, that the intertidal zone still is affected by lead pollution, as mussels after one year of transplantation to the Maarmorilik area obtains a higher lead concentration. However the transplantations indicate that the impact after mine closure has declined to about 1/5 of the level found while mining took place, and that this level is slightly declining after mine closure.

Fish and prawns

In capelin from Maarmorilik the lead concentration in 1994 and 1995 was the lowest observed for many years, and it was at the same level as in localities unaffected by mining. In fish samples of spotted wolffish, Greenland cod and shorthorn sculpin from the Maarmorilik area 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. Except for capelin, lead levels in fish and prawns have not changed significantly during the past 5-10 years, but before that higher lead levels were found in fish and prawns.

Human health risks

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 1995 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.

As a whole the environmental studies conducted at Maarmorilik in 1995 show a decline or a stabilisation of the pollution level compared to earlier, in particular after mine closure in 1990. However, in the Maarmorilik area pollution sources still exist causing elevated lead and zinc levels in the environment.

1. Indledning

Sorte Engel

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.

Bly og zink forurening

Efter opberedning udledtes restprodukterne ("tailings") i 30 m's dybde til Affalikassaa. 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 Affalikassaa.

Overvågning

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 1995, og der 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 1995 lavprøver fra 7 stationer ca. 200 m fra kysten tæt på eller inde i Maarmorilik. 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 T33, T36 og L.

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

Havvandsprøver

I september 1995 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1, 3, 10, 12 og 16 samt ved en referencestation nær Schade's øer (figur 2.1 og 2.2). Indsamlingerne foregik fra havforskningsskibet "Adolf Jensen" med en 1.7 liter Hydrobios Nansen vandhenter. Samme dag filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm nuclepore 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 1995 indsamledes prøver af blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*) på 27 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua og ved Qeqertat (jf. figur 2.1 og 2.2).

Ved hver station blev der samlet to prøver af skudspidser. Blæretang blev samlet, hvis den fandtes på stationen, ellers langfrugtet klørtang. På en station blev der indsamlet prøver af begge tangarter. Prøverne blev skyllet i ionbyttet vand på Adolf Jensen og nedfrosset i plastposer.

Blåmusling

I september 1995 indsamledes blåmuslinger på 16 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua og ved Qeqertat (jf. figur 2.1 og 2.2). Derudover blev der indsamlet blåmuslinger på stationer, hvortil der var blevet transplanteret muslinger i 1991, 1992, 1993 og 1994. Ved hver station blev det tilstræbt at indsamle 20 individer i størrelsesintervallet 6,5-8 cm.

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

Fisk

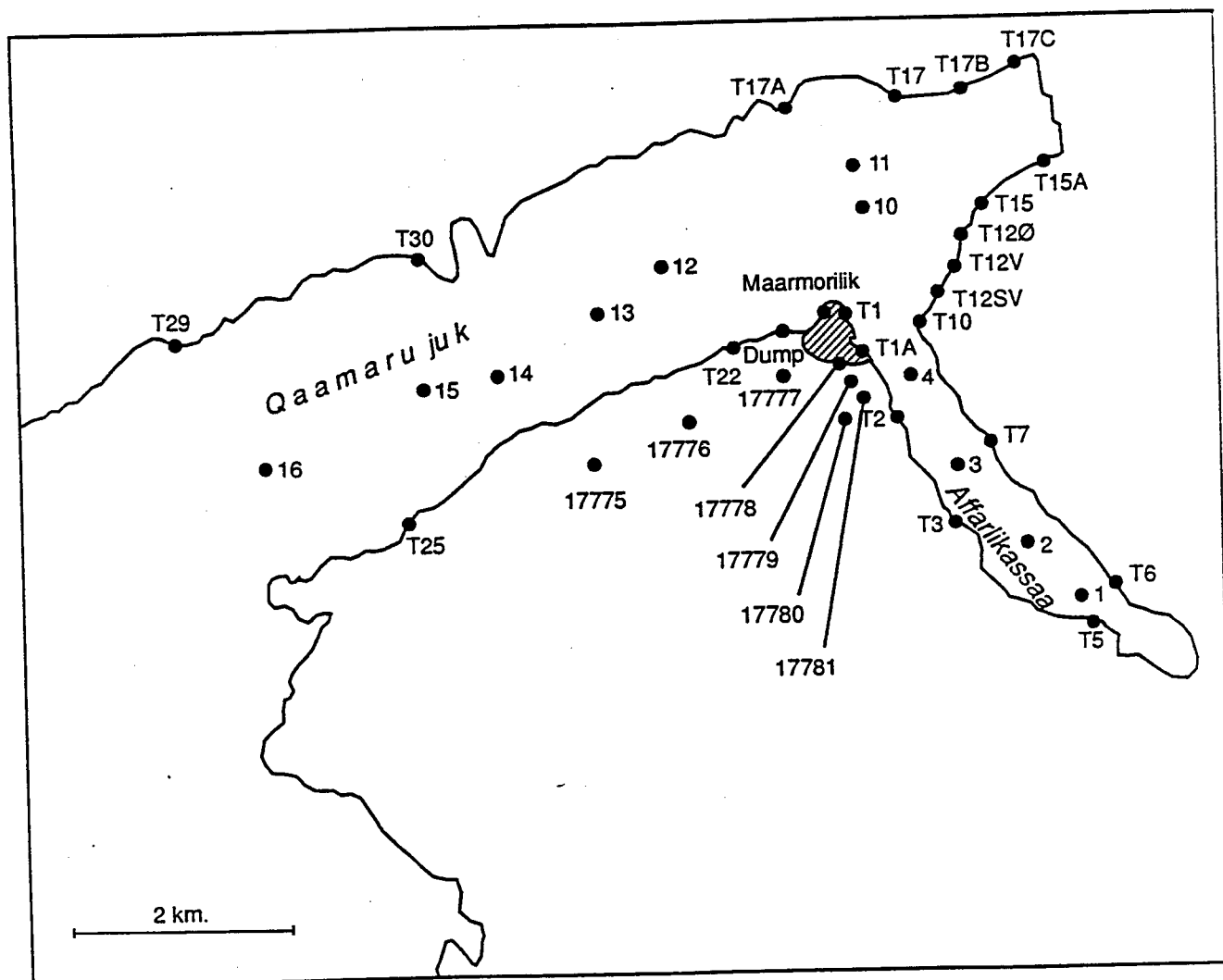
I juli blev der af lokale fiskere indsamlet 20 ammassat (*Mallotus villosus*) med håndnet i kystzonen i den indre del af Qaamarujuk-fjorden. Desuden blev der også af lokale fiskere indsamlet hellefisk i 1995. Disse fisk gik dog tabt under transporten til København. I september indsamledes prøver af plettet 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. Indsamlinger til brug som reference blev gjort i Sermilik og ved Schade's øer for plettet havkat og i Spragle Bugt for uvak.

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

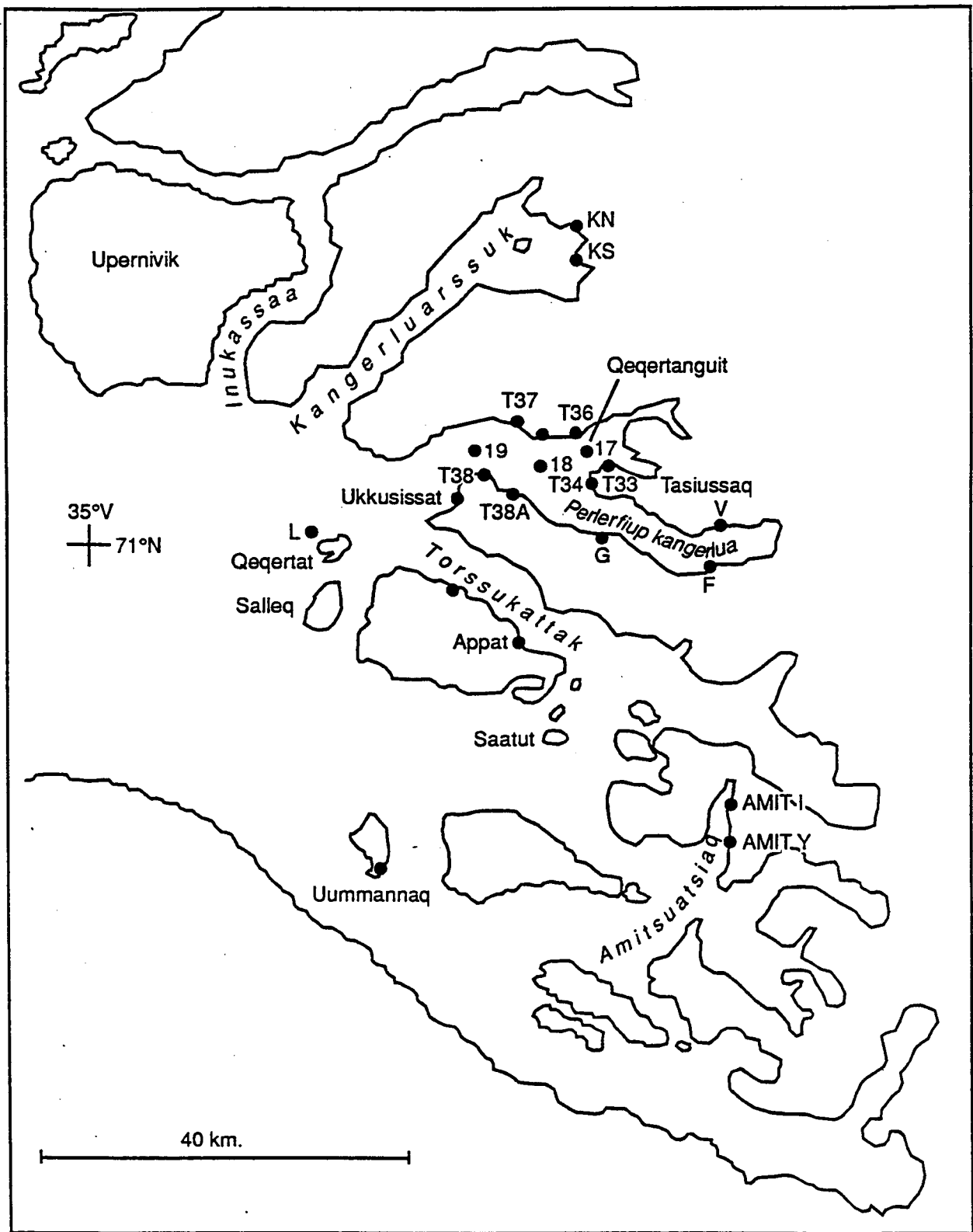
Rejer

I september 1995 indsamledes prøver af rejer (*Pandalus borealis*) i to områder af Qaamarujuk-fjorden henholdsvis 1-2 og 2-5 km fra Maarmorilik, og ved referenceområderne Schade's øer. 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.



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.



Figur 2.2. Oversigtskort over Uummanaaqfjorden. Tal angiver stationer for indsamling af vandprøver. Stationer markeret med "T" og et tal samt stationerne KN, KS, L, Appat og Amit viser indsamlingslokaliteter for tang, blåmusling og lav.

3. Analyse og analysekontrol

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 og 1995-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 ammasset, bløddele 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.

De udtagne prøver overførtes til en teflonbeholder, og 4 ml Merck suprapur salpetersyre tilsattes. Derefter blev prøverne nedbrudt under tryk i en Berghof teflonbombe med rustfri stålkappe ved 150°C i 4-6 timer. Efter endt destruktion overførtes prøverne til polyethylenflasker med dobbeltionbyttet vand, og målingerne udførtes direkte på disse opløsninger. Zink bestemtes ved flamme atomabsorption på et Perkin Elmer 3030 med luft/acetylen flamme og ekstern kalibreringskurve. Samme metode anvendtes for høje blykoncentrationer, medens lave blykoncentrationer bestemtes ved

grafitovnsmetoden på et Perkin Elmer Zeeman 3030. Standard additionsmetoden anvendtes ved grafitovnsbestemmelserne.

Detektionsgrænser

Detektionsgrænsen for en analysemetode angiver det niveau, hvorunder det ikke er muligt at fastlægge en koncentrationseværdi med en vis sandsynlighed. Detektionsgrænsen afhænger af den valgte kemiske analysemetode og forbehandlingen af prøverne. I princippet bør den kemiske analysemetode tilpasses det niveau for den detektionsgrænse, som er ønskeligt i den givne situation.

Den anvendte definition af detektionsgrænsen i nærværende rapport er den koncentration der giver et analytisk signal, som er 3 gange spredningen på resultaterne fra blindprøver ("rene prøver"). For havvand er detektionsgrænsen vurderet ud fra gentagne analyser af standard havvand NASS-4. Detektionsgrænsen for Zn er vurderet ud fra signal/støj forholdet ved absorptionsmålingen. Ingen zinkkoncentrationer i biologisk materiale omtalt i denne rapport har været i nærheden af detektionsgrænsen.

Detektionsgrænserne for de anvendte analysemetoder er følgende :

	Pb	Zn
Fisk, muskel	0,02 µg/g tørstof	1-2 µg/g tørstof
Fisk, lever og ben	0,03 "	1-2 "
Rejekød og hoved+skaller	0,02 "	1-2 "
Musling	0,03 "	1-2 "
Tang	0,03 "	1-2 "
Lav	0,03 "	1-2 "
Havvand	0,005 µg/kg	0,045 µg/kg

I nogle tilfælde er fiskekød analyseret for Pb med en lavere detektionsgrænse (0,002 µg/g tørstof) ved anvendelse af særligt rene kemikalier og særligt rensed udstyr.

Analysekontrol

Analysekvaliteten kontrolleres ved hjælp af certificerede referencematerialer, som jævnligt analyseres sammen med prøverne. De anvendte referencematerialer er Dorm-1, Dolt-1, Tort-1, Bovine-liver og Sewage-sludge.

Resultaterne af analysekontrollen er fremstillet med såkaldte kontrolkort, som viser henholdsvis middelværdi og variationsbredde (bilag I). Analysen siges at være i statistisk kontrol, såfremt de opnåede analyser af referencematerialet falder indenfor de angivne

grænser med kun meget få undtagelser. Dette betyder, at de tilfældige variationer har en acceptabel størrelse. Kontrolkortene viser, at usikkerheden er for zink 2-5% og 3-30% for bly afhængigt af niveauet, bilag I.

Dobbeltbestemmelser

Som en generel praksis i laboratoriet foretages jævnligt dobbeltbestemmelser af tungmetalkoncentrationen i nogle af prøverne. For tang-, blåmusling- og rejepøver består dobbeltbestemmelsen i bestemmelse af to delprøver af homogenatet, hvorved usikkerheden alene er analyseusikkerhed. For fiskeprøver består dobbeltbestemmelsen af bestemmelse af to udskæringer af samme fiskeprøve, hvorved der foruden en analyseusikkerhed også er en variation som følge af forskelle i det undersøgte væv. Nedenstående giver en oversigt over den gennemsnitlige relative usikkerhed (spredning i forhold til middelværdi) for forskellige prøvetyper

	antal	Pb	Zn
Tang	9	6,9%	1,2%
Blåmusling	6	1,5%	1,4%
Reje	3	7,7%	-
Fisk	18	13,7%	-

I beregningen er kun medtaget tilfælde hvor begge bestemmelser er højere end detektionsgrænsen. Den relative usikkerhed for Zn er betydeligt lavere end for Pb. For Pb er den relative usikkerhed betydelig højere for fisk end for tang, blåmusling og rejer, hvilket kan skyldes forskelle i det enkelte undersøgte væv, men også at niveauet af Pb i fisk er lavt (den relative usikkerhed er størst ved lave koncentrationer).

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:

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

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 støvspredningsmålingerne været koncentreret om bly. Siden 1990 er der desuden analyseret for zink.

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 betød dog ikke, at blyindholdet i snekruslav straks faldt 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

Analyseresultaterne er gengivet i bilag II. De højeste koncentrationer for lav findes inden for en radius af 1 km fra Maarmorilik, hvor der i 1995 i gennemsnit var 102 mg/kg bly (30,7-282) og 56 mg/kg zink (30-97). I det indre af Affarlikassaa var blykoncentrationen 22,6 mg/kg (17,3-38,3) og zinkkoncentrationen 32,9 mg/kg (21,1-49,1).

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 1995 på grundlag af modellen:

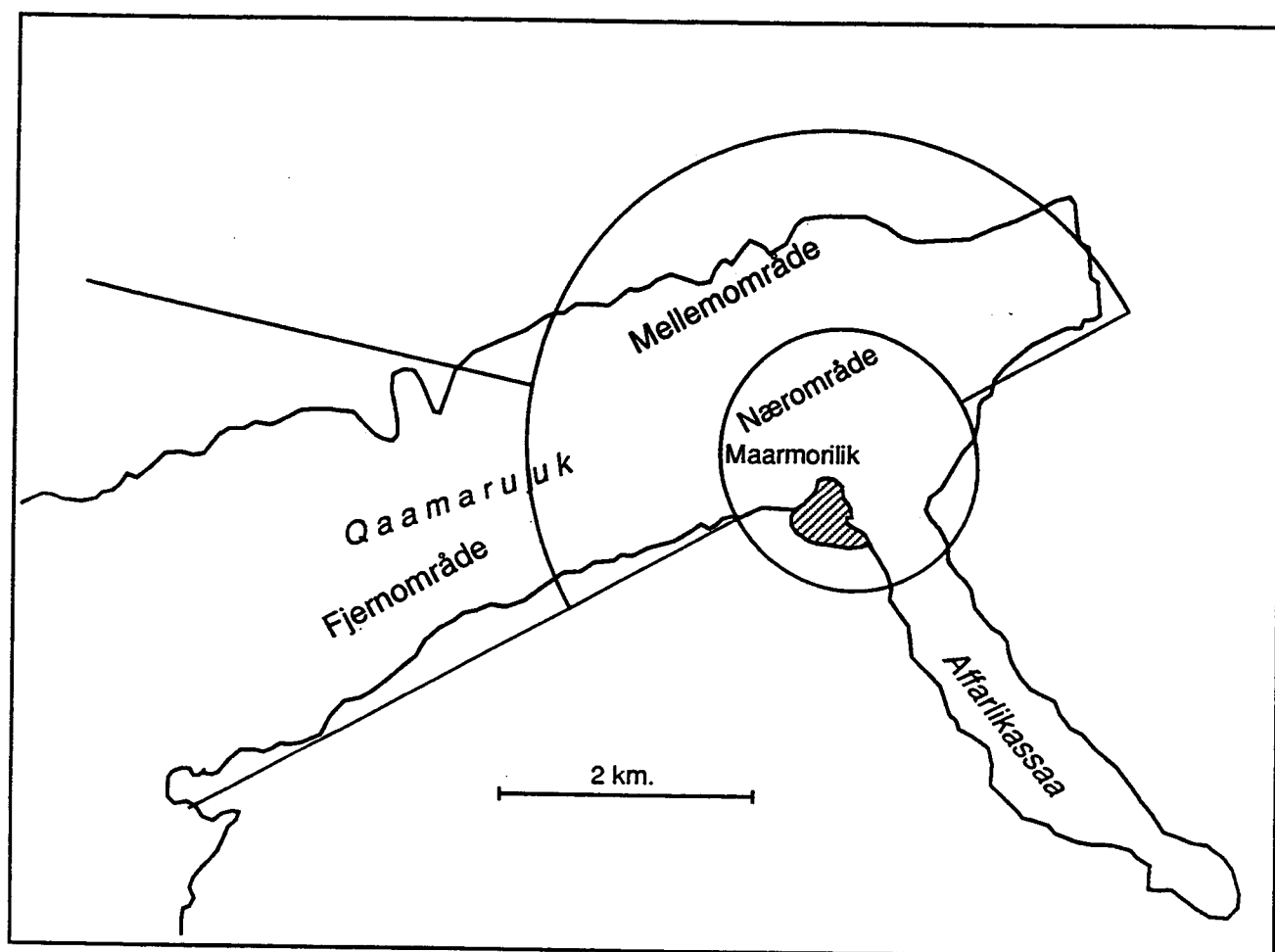
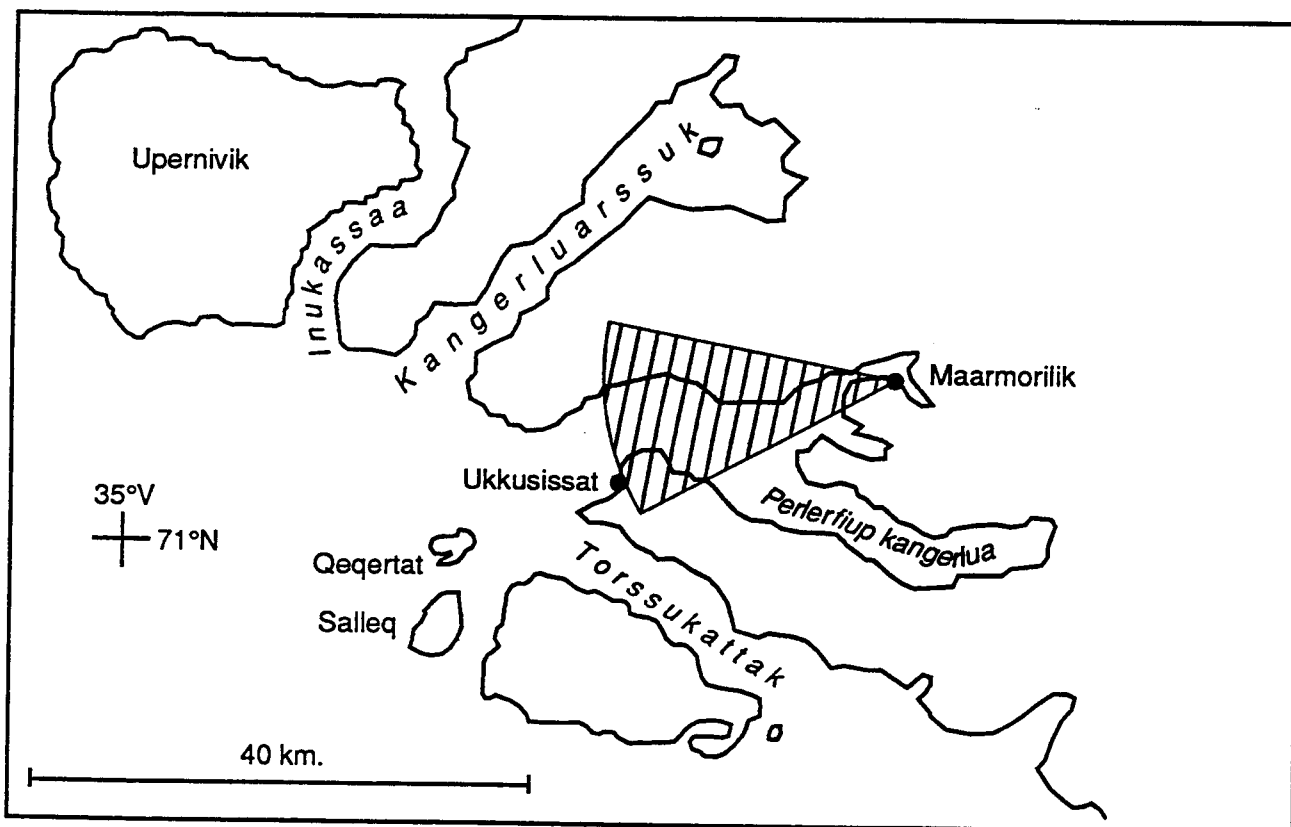
$$\ln(C) = \mu_o + f_{\text{år}} + (\beta + \beta_{\text{år}} + \beta_{\text{omr}})\ln(A) + \epsilon$$

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

Gennemregning af denne model giver som første resultat, at β_{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.

Nærområdet

Første gennemregning af modellen for nærområdet viser, at $\beta_{\text{år}}$ ikke er signifikant. Fjernes denne effekt, viser næste gennemregning, at β 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.



Figur 4.1.1. Områder over hvilket blynedfaldet beregnes.

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	1,64
1984	553	1,64
1985	259	1,50
1986	303	1,42
1987	243	1,42
1988	283	1,42
1989	348	1,50
1990	339	1,42
1991	214	1,42
1992	284	1,50
1993	338	1,50
1994	132	1,42
1995	130	1,42

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 $\beta_{\text{år}}$ ikke er signifikant. Efter fjernelse af $\beta_{\text{år}}$ giver modellen, at β og $f_{\text{år}}$ 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 β er tæt på $\div 1$. 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:

$$\ln(C) = \mu_0 + f_{\text{år}} + \beta \ln(\text{Afstand}) + \epsilon \quad \beta = -0,948$$

Også i mellemområdet er der sket et fald i perioden 1990-1995 med 1995 som klart laveste år. Faldet er ikke helt så markant som for nærområdet, og 1993-værdierne var ligesom for nærområdet overraskende højt.

Fjernområdet

Første gennemregning af modellen viste, at $\beta_{\text{år}}$ ikke er signifikant. Efter fjernelse af $\beta_{\text{år}}$ fås, at β og $f_{\text{år}}$ er signifikante. Ganske som for

mellemområdet fås altså, at afstandsfhængigheden er den samme for alle år, og at niveauet ikke er det samme i alle år. Afstandsfhængigheden er større for mellemområdet, idet β er $\div 1,39$.

Tabel 4.1.2. Koncentrationen af bly (mg/kg) i lav i 1 km og 2½ km fra Maarmorilik udregnet ud fra modellen for mellemområdet.

År	1 km	2½ km	r.S.E.
1983	343	144	1,32
1984	425	178	1,32
1985	207	87	1,25
1986	434	182	1,19
1987	170	71	1,17
1988	255	107	1,17
1989	219	92	1,17
1990	262	110	1,17
1991	173	73	1,17
1992	144	60	1,17
1993	180	76	1,17
1994	125	52	1,17
1995	115	48	1,17

Tabel 4.1.3 viser de beregnede koncentrationer i afstandene 2,5 km og 23 km, områdets yderpunkter, og den relative standard afvigelse udregnet fra modellen.

I fjernområdet skete der et fald fra 1990 til 1991, men derefter en stigning til et niveau, som er næsten det samme i perioden 1992-1995, og som 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.

Tabel 4.1.3. Koncentrationen af bly (mg/kg) i lav i afstanden 2½ og 23 km fra Maarmorilik udregnet ud fra modellen for fjernområdet.

År	2½ km	23 km	r.S.E.
1983	488	22,3	1,63
1984	248	11,4	1,63
1985	215	9,8	1,56
1986	210	9,6	1,56
1987	109	5,0	1,56
1988	155	7,1	1,56
1989	134	6,1	1,56
1990	131	6,0	1,51
1991	44	2,0	1,56
1992	87	4,0	1,51
1993	75	3,4	1,51
1994	79	3,6	1,56
1995	72	3,3	1,56

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/m²år 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 1995.

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

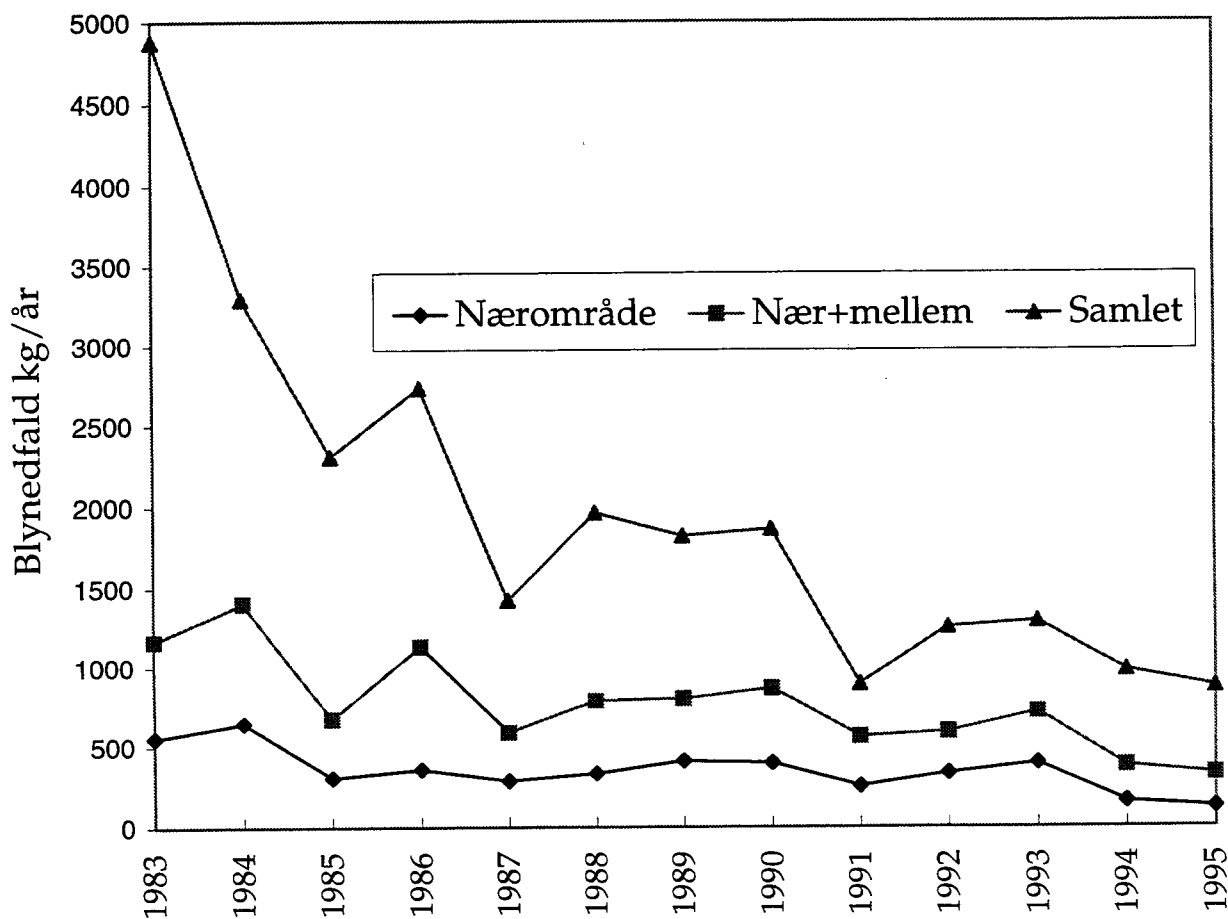
År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde	Samlet nedfald
1983	550	615	3714	4880
1984	644	761	1888	3293
1985	301	370	1632	2304
1986	353	779	1599	2730
1987	283	305	832	1419
1988	329	457	1176	1963
1989	405	393	1021	1819
1990	394	470	998	1862
1991	249	310	333	892
1992	331	258	664	1252
1993	393	324	573	1290
1994	154	223	601	978
1995	119	206	548	874

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.

Da nærområdets areal er 3,14 km², mellemområdets 8,25 km² og fjernområdets areal 190,6 km² kan nedfaldet udtrykkes som gennemsnitligt nedfald pr. kvadratmeter. Disse størrelser fremgår af

tabel 4.1.5.



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

Tabel 4.1.5. Gennemsnitligt blynedfald, mg/m² år.

År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde
1983	175,1	74,6	19,5
1984	204,9	92,3	9,9
1985	95,9	44,9	8,6
1986	112,4	94,4	8,4
1987	90,0	37,0	4,4
1988	104,8	55,4	6,2
1989	128,9	47,7	5,4
1990	125,5	56,9	5,2
1991	79,2	37,6	1,7
1992	105,2	31,2	3,5
1993	125,2	39,2	3,0
1994	48,9	27,1	3,2
1995	38,0	25,0	2,9

Baggrundskoncentrationen af bly i *Cetraria nivalis* i Grønland angives til 1,4 mg/kg (Pilegaard, 1983) svarende til et nedfald på 0,5 mg/m²år. 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/m²år.

Zink i lav

Lavplanter er analyseret for zink fra 1990. En statistisk bearbejdning efter samme model som for bly giver, at den samme afstandsafhængighed gælder for alle områder og alle år:

Man finder:

$$\ln(C) = \ln(Zn1) - 0,485 \ln(\text{Afst.}) + \epsilon$$

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

Tabel 4.1.6. Koncentrationen af zink i afstanden 1 km fra Maarmorilik.

år	mg/kg
1990	130,7
1991	81,2
1992	97,2
1993	90,7
1994	73,8
1995	66,9

Den relative standardafvigelse er i alle år 1,17.

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. I 1995 fandtes 17,3 og 9,7 ved stationerne G og V.

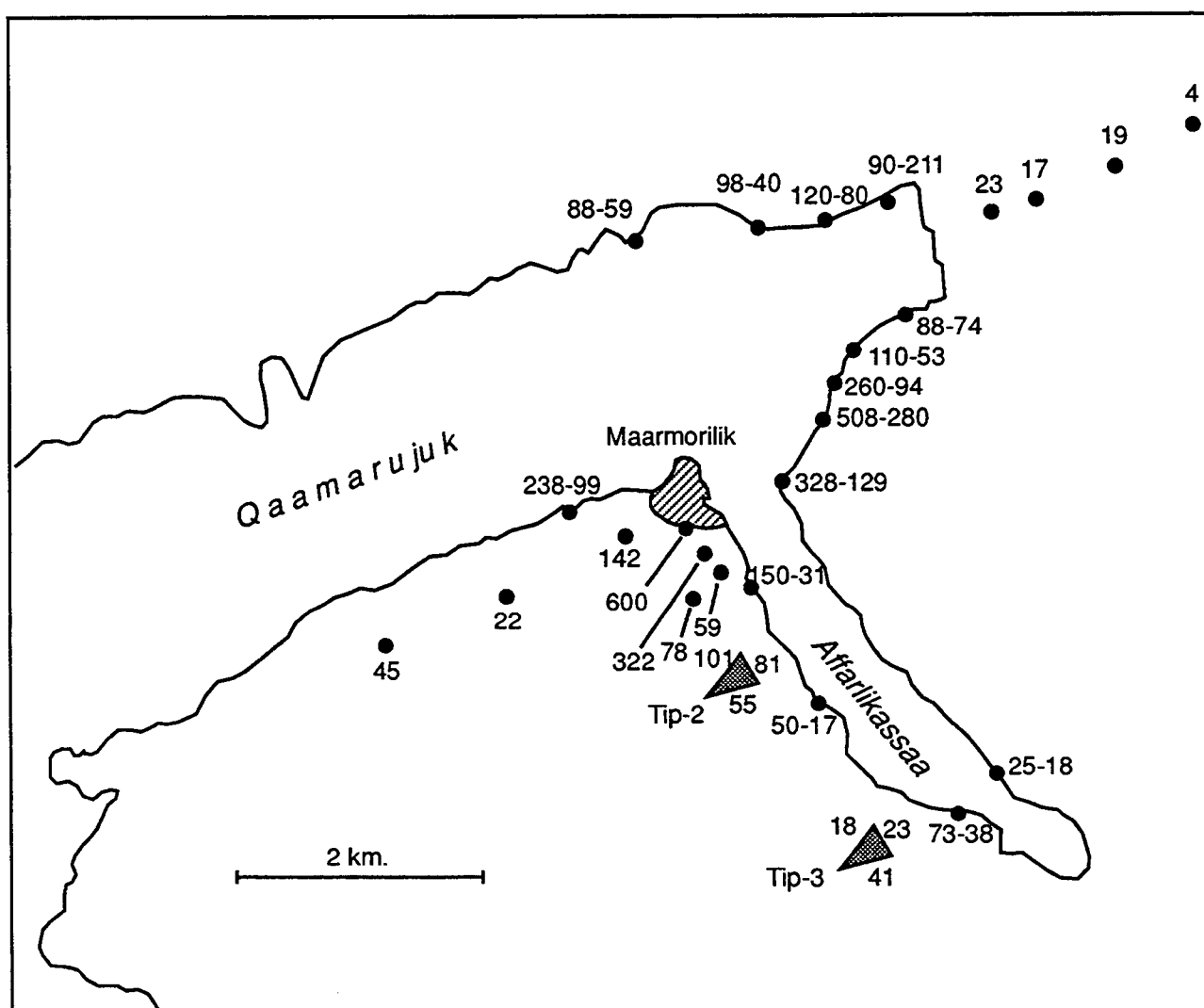
Lavprøver i Maarmorilik

Der indsamledes i september 1995 syv ekstra lavprøver i og tæt ved Maarmorilik, alle mindst 200 m fra kysten. Beliggenheden af prøve-lokaliteterne fremgår af fig. 2.1, og analyseresultaterne kan ses i tabel 4.1.7 og bilag II. De højeste koncentrationer fandtes tæt ved det sted, hvor malmtovbanen endte. Der fandtes 600 mg/kg bly og 118 mg/kg zink. Blot 100 m derfra fandtes 322 mg/kg bly og 74,7 mg/kg zink. Dette viser, at der inde i det tidligere industrialiserede område stadig kan findes høje blykoncentrationer, men også, at det er meget lokalt. De øvrige koncentrationer svarer nogenlunde til de

af modellen (forrige afsnit) forudsagte koncentrationer. Blyværdierne i lav er vist i figur 4.1.3 sammen med andre værdier i området.

Tabel 4.1.7. Blyindholdet i lav og afstand til tovbanelterminalen.

Prøve nr.	km fra tovbanelterminal	Pb mg/kg
17775	2,6	45
17776	1,42	22,2
17777	0,5	142
17778	0,1	600
17779	0,2	322
17780	0,4	77,8
17781	0,6	58,7
Model	1	103
Model	2½	48



Figur 4.1.3. Bly i lav (*Cetraria nivalis*) omkring Tip-2 og Tip-3 og i Wegener-dalen 1994, i og omkring Maarmorilik 200 m fra kysten 1995 samt ved T-stationer, først gennemsnit 1989-93 derefter 1995.

4.2 Sortebær

Støvspreddingen kunne tænkes at få direkte betydning for mennesker ved at blyholdigt støv aflejres på bær, der indsamles og spises. Sortebær er blevet indsamlet 4 steder til analyse. Resultatet af blyanalyserne fremgår af tabel 4.2.1. I 1993 indsamledes ingen bær ved station L, og i 1995 fandtes ingen bær ved st. T10, til trods for at der var mange sortebærplanter.

Tabel 4.2.1. Blyindhold i sortebær, µg/g tørstof

St.	1984	1991	1992	1993	1994	1995
T10	22,0	7,03	4,9	6,07	4,1	
T33	0,43	0,298	0,106	0,16	0,033	0,103
T36	0,69	0,404	0,15	0,39	0,06	0,107
L	0,62	0,26	0,096		<0,02	0,027

Det fremgår af tabel 4.2.1 at sortebær er forurenet med bly i umiddelbar nærhed af Maarmorilik (st. T10), idet blyindholdet her er betydeligt højere end ved stationer længere borte fra Maarmorilik. Ved de fleste indsamlinger er der ikke forskel på blyniveauet ved stationerne længere borte fra Maarmorilik, men ved de to seneste indsamlinger ser niveauer ved den fjernest beliggende station (L) dog ud til at være lavere end de øvrige stationer. Ved alle indsamlingssteder kan man se, at blyindholdet er faldende i den periode, der er foretaget sortebæranalyser. Kun bærrerne ved st. T10 har et sådant indhold, at det kan have betydning for menneskers blybelastning.

4.3 Havvand

Siden mineproduktionens start i efteråret 1973 er der hvert halve år foretaget indsamling og analyse af havvandsprøver fra de omkringliggende fjorde, siden 1992 dog kun en gang om året, omkring 1. september.

Medens produktionen fandt sted, udledtes tailings 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 spredte 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 i 1990 styres tungmetalforureningen af Affarlikassaa dels af hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der adsorberes på eller opløses fra sedimentter på fjordens bund, samt eventuelle andre kilder.

I dette kapitel beskrives undersøgelsen af havvand i august 1995, og der sammenlignes med perioden 1975-1995. De enkelte zink-, bly- og temperaturmålinger ses i bilag III.

4.3.1 Affarlikassaa

I perioden 1975-1995 er Affarlikassaa ved alle undersøgelserne om efteråret delt i en øvre og en nedre vandmasse af et springlag i ca. 25 m's dybde. Mens minedriften fandt sted, var vandet under springlaget stærkt forurennet med bly og zink, over springlaget var koncentrationerne væsentlig lavere. I tabel 4.3.1. ses middelkoncentrationerne af zink og bly i bundvand, 30-60m, og overfladevand, 0-20m. Koncentrationerne er korrigeret ved subtraktion af middelkoncentrationen, 0-50m, fundet samme år ved en referencestation i Uummannaq området men langt fra Maarmorilik. Tallene repræsenterer altså forureningsbidraget fra Maarmorilik. "s.rel." er den relative usikkerhed af det udregnede middeltal.

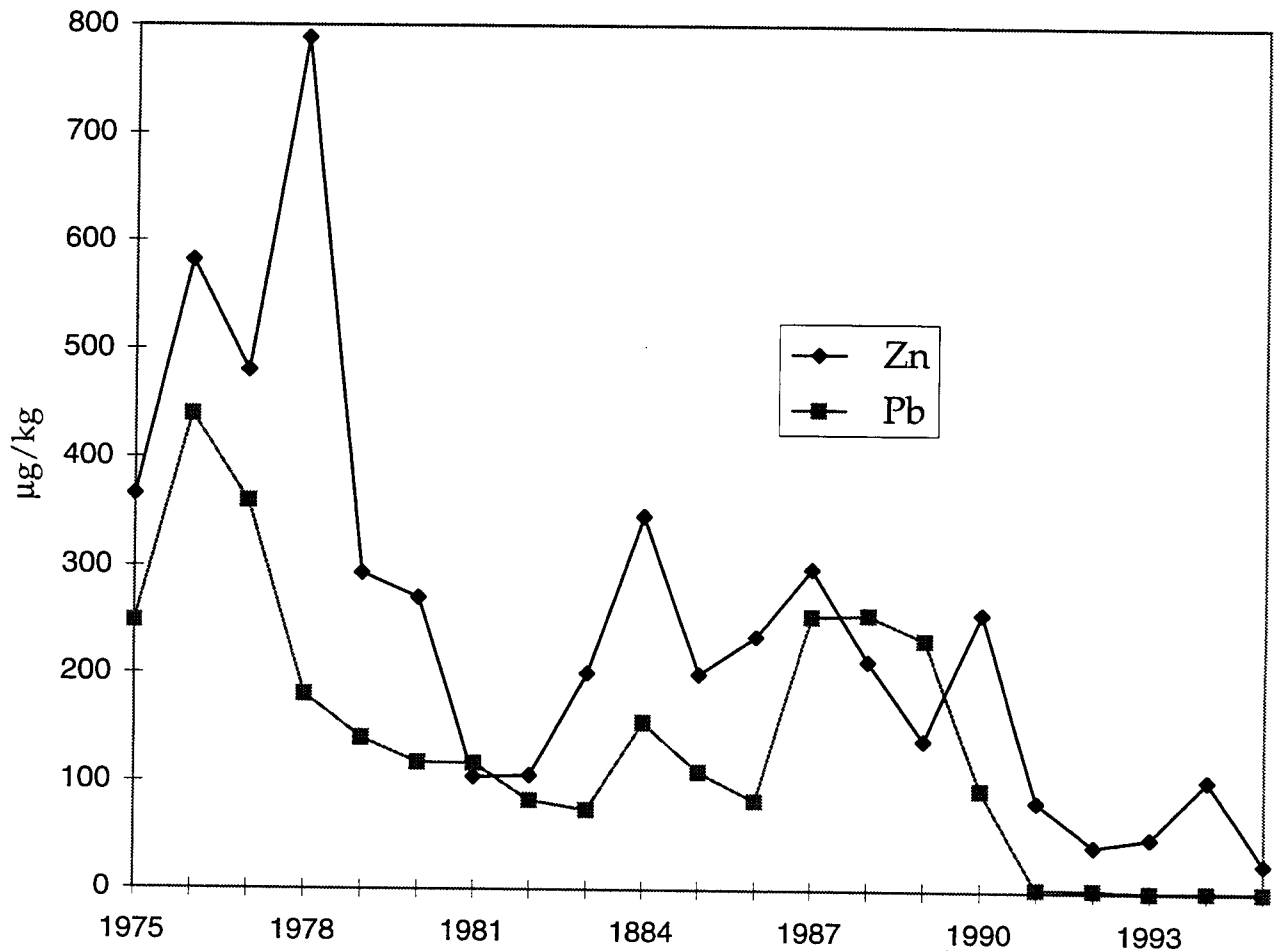
Bundvandet

Resultaterne for bundvandet er afbildet i figur 4.3.1. Allerede ved undersøgelsen i 1990 var blyindholdet faldet noget i forhold til de

tre foregående år, medens zinkindholdet var steget, formodentlig som følge af gråbjergsdumping, der vides at forårsage en zinkopløsning, der er ca. 12 gange så stor som blyopløsningen. Efter 1990 er det karakteristisk, at blyindholdet i bundvandet er faldet drastisk, det er ca. 1000 gange lavere i 1995 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 1995 kun 6,5 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly.

Tabel 4.3.1 Zink- og blyindholdet i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer. $\mu\text{g}/\text{kg}$.

År	Bundvand				Overfladevand			
	Zn	s.rel	Pb	s.rel	Zn	s.rel	Pb	s.rel
1975	366,3	0,41	248,84	0,35	9,30	0,32	8,04	0,37
1976	581,7	0,25	440,17	0,24	5,98	0,17	3,85	0,12
1977	480,5	0,15	359,97	0,13	14,58	0,39	4,62	0,28
1978	788,3	0,28	180,34	0,42	11,19	0,27	1,56	0,46
1979	293,7	0,12	140,29	0,09	8,29	0,18	0,75	0,17
1980	271,0	0,23	117,44	0,25	7,95	0,41	1,03	0,63
1981	104,2	0,12	116,94	0,19	4,41	0,22	11,13	0,43
1982	105,7	0,06	82,76	0,12	2,55	0,23	3,79	0,22
1983	200,1	0,23	74,04	0,21	5,83	0,38	2,88	0,26
1884	345,9	0,05	154,73	0,07	3,85	0,22	0,88	0,15
1885	199,0	0,07	109,17	0,08	3,84	0,15	2,78	0,23
1986	234,5	0,06	82,82	0,12	6,75	0,13	2,59	0,16
1987	297,9	0,09	253,85	0,21	1,70	0,25	3,41	0,23
1988	211,7	0,04	255,17	0,07	1,33	0,37	2,93	0,27
1989	138,8	0,05	231,43	0,04	3,58	0,33	2,35	0,51
1990	256,5	0,06	93,53	0,08	10,37	0,19	6,81	0,09
1991	82,9	0,06	2,74	0,04	3,67	0,21	0,49	0,13
1992	42,4	0,07	2,52	0,11	3,90	0,19	0,40	0,08
1993	50,1	0,15	0,44	0,09	3,22	0,22	0,12	0,14
1994	103,5	0,21	1,24	0,16	2,06	0,14	0,13	0,10
1995	26,9	0,09	0,21	0,13	1,03	0,17	0,12	0,16



Figur 4.3.1 Bly- og zinkindholdet i bundvand fra Affarlikassaa om efteråret

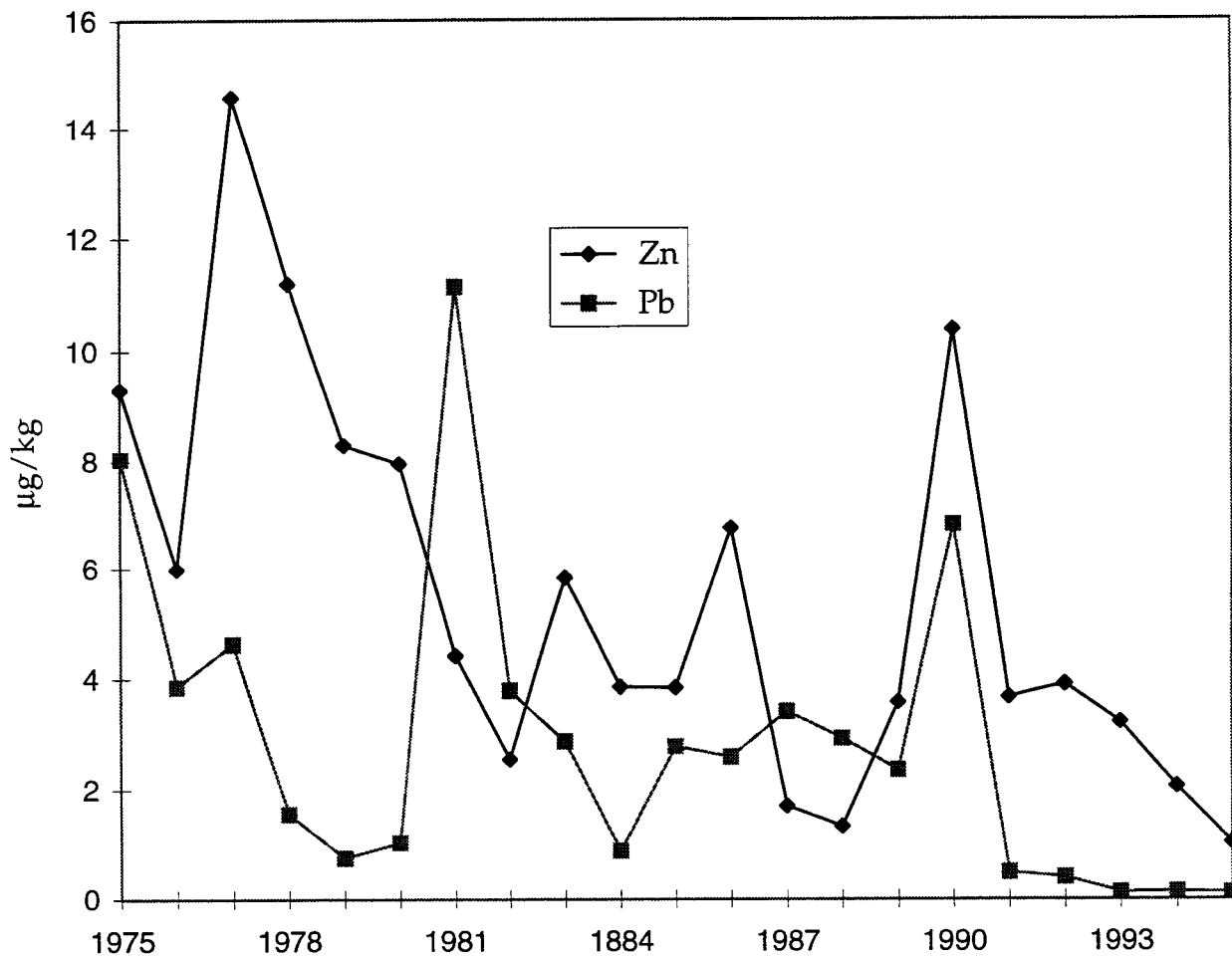
Overfladevandet

Medens minedriften fandt sted var forureningen af overfladevandet i Affarlikassaa hovedsageligt forårsaget af opblanding af det stærkt forurenede bundvand. I september 1990 må arbejdet med bortgravning og flytning af Gl. Gråbjergsdump desuden have givet et væsentligt bidrag af zink, og måske også af bly, som dog primært var højt i 1990 på grund af et højt opløseligt blyindhold i tailings i perioden maj-juli. Tidsudviklingen er vist i figur 4.3.2.

Det er tydeligt, at fra 1991 har blyindholdet i overfladevandet i Affarlikassaa været meget lavt, medens zinkindholdet ikke er faldet til så lave værdier som bly.

Zink/bly forholdet

I tabel 4.3.2 ses forholdet mellem opløst zink og bly i bundvand og overfladevand fra Affarlikassaa samt den beregnede usikkerhedsfaktor (u.f.). Hvis den eneste kilde til forureningen af overfladevandet og dermed de andre fjorde er opblanding af det forurenede bundvand, må zink/blyforholdet være det samme i overflade og bund. I næstsidste kolonne af tabel 4.3.2 er resultatet af en statistisk



Figur 4.3.2 Bly- og zinkindholdet i overfladevandet fra Affarlikassaa om efteråret.

sammenligning af de to zink/blyforhold vist som sandsynligheden for, at de observerede forskelle kan være fremkommet ved en tilfældighed (signifikans). I de tilfælde hvor der er signifikant forskel, d.v.s. sandsynligheden er mindre end 0,05, er der i sidste kolonne markeret en mulig årsag dertil. I to tilfælde, før minen lukkede, har zinkindholdet i overfladevandet været højere, end at det kunne forklares ved opblanding af bundvand. I 1979 og 1984 kunne forklaringen på det forhøjede zinkindhold i overfladen være, at der tilførtes zink fra en anden kilde end bundvandet f.eks. gråbjergsdumpe. Der kendes ingen forklaring på en eventuel tilførsel af bly fra andre kilder i 1987, hvorimod forklaringen på det lave zink/blyforhold i overfladen i 1990 ligger i et kompliceret samspil mellem særlig høj blyforurening fra tailings i maj-juli og frigivelsen af zink fra gråbjergsdumping (se Asmund 1992).

Tabel 4.3.2 Zink/blyforhold i Affarlikassaa.

År	Bund		Overflade		t	sign.	forhøjet i overfladen
	Zn/Pb	u.f.	Zn/Pb	u.f.			
1975	1,47	1,58	1,16	1,52	0,389	0,70	
1976	1,32	1,37	1,55	1,21	0,442	0,66	
1977	1,33	1,20	3,16	1,51	1,913	0,07	
1978	4,37	1,54	7,19	1,57	0,798	0,43	
1979	2,09	1,15	11,10	1,25	6,262	0,00	Zn
1980	2,31	1,36	7,69	1,82	1,794	0,09	
1981	0,89	1,23	0,40	1,50	1,771	0,09	
1982	1,28	1,13	0,67	1,34	2,035	0,06	
1983	2,70	1,32	2,03	1,49	0,593	0,56	
1884	2,24	1,09	4,38	1,27	2,626	0,02	Zn
1885	1,82	1,11	1,38	1,29	1,019	0,32	
1986	2,83	1,14	2,61	1,22	0,351	0,73	
1987	1,17	1,24	0,50	1,36	2,311	0,03	Pb
1988	0,83	1,08	0,45	1,49	1,500	0,15	
1989	0,60	1,06	1,52	1,65	1,845	0,08	
1990	2,74	1,10	1,52	1,21	2,748	0,01	Pb
1991	30,30	1,07	7,52	1,26	5,785	0,00	Pb
1992	16,84	1,13	9,80	1,21	2,389	0,03	Pb
1993	113,24	1,18	25,97	1,27	5,052	0,00	Pb
1994	83,37	1,27	15,36	1,17	5,940	0,00	Pb
1995	128,90	1,16	8,74	1,24	10,289	0,00	Pb

Andre blykilder

Fra 1991 til 1995 tegner der sig det interessante billede, at overfladevandets blyindhold ikke kan forklares alene ved opblanding af bundvand, da dettes blyindhold er for lavt. Der er altså andre kilder, der er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minens lukning.

4.3.2 Qaamarujuk

Niveauet af opløst zink og bly er nu så lav, at den er vanskelig at måle. Det kræver en samtidig indsamling og analyse af vand fra en referencestation, som vurderes at være af samme karakter som Qaamarujuk. Kun hvis analysen af havvand fra Qaamarujuk er signifikant højere end værdierne fra den samtidigt undersøgte referencestation, kan man med sikkerhed hævde at have påvist en forurening af Qaamarujuk. I tabel 4.3.3 er de seneste undersøgelser af Qaamarujuk resumeret med angivelse af sandsynligheden for at middelkoncentrationen er den samme som ved referencestationen.

Tabel 4.3.3 Middelkoncentrationer ($\mu\text{g}/\text{kg}$) spredningen på middeltallet (s) og sandsynligheden (p) for at koncentrationerne ikke er forskellige fra referencestationen. 3 stjerner betyder signifikans på 0,1% niveau, 2 stjerner på 1% niveau og 1 stjerne på 5% niveau.

År	Station	Zn				Pb			
		middel	s	p		middel	s	p	
1990	10	6,71	0,890	0,017	*	4,480	0,720	0,002	**
	12	4,07	0,710	0,255		1,860	0,280	0,007	**
	16	2,31	0,240	0,845		1,310	0,150	0,008	**
	R	2,51	1,130			0,570	0,140		
1991	10	4,17	0,750	0,004	**	0,556	0,071	0,001	**
	12	2,71	0,210	0,000	***	0,353	0,085	0,060	
	16	2,70	0,660	0,035	*	0,232	0,045	0,099	
	R	0,50	0,090			0,100	0,050		
1992	10	3,96	0,930	0,021	*	0,402	0,068	0,006	**
	12	2,24	0,430	0,014	*	0,331	0,070	0,025	*
	16	1,56	0,130	0,001	**	0,236	0,037	0,012	*
	R	0,53	0,160			0,078	0,021		
1993	10	2,46	0,410	0,339		0,126	0,010	0,010	**
	12	2,64	0,450	0,441		0,143	0,032	0,117	*
	16	2,81	0,230	0,498		0,084	0,016	0,441	*
	R	3,31	0,800			0,064	0,020		
1994	10	2,75	0,510	0,035	*	0,226	0,024	0,000	***
	12	1,40	0,120	0,138		0,111	0,007	0,000	***
	16	1,09	0,110	0,627		0,063	0,007	0,162	
	R	0,96	0,310			0,048	0,005		
1995	10	1,35	0,154	0,441		0,130	0,029	0,042	*
	12	1,43	0,138	0,498		0,068	0,006	0,042	*
	16	1,10	0,231	0,339		0,071	0,011	0,084	
	R	1,93	0,974			0,037	0,014		

I 1995 var zinkkoncentrationerne i Qaamarujuk ikke forskellige fra referencestationen, medens blykoncentrationerne ved st. 10 og st. 12 kun var højere på 5% signifikans niveau. Fra 1990 til 1994 var bly og zink næsten altid signifikant højere på st. 10 end på referencestationen. På st. 16 var de næsten aldrig signifikant højere, mens de på st.12 var det i halvdelen af tilfældene.

4.4. Tang

Tangprøverne fra 1995 blev analyseret for bly og zink og resultaterne fremgår af bilag IV.

Geografisk fordeling

I tabel 4.4.1 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for hver station og hvert indsamlingsår. Estimaterne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. bilag XIII). Den geografiske fordeling af bly og zink ligner forholdene de senere år (figur 4.4.1-4.4.2). Der er forhøjede værdier af zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. For bly er der forhøjede værdier i Affarlikassaa og Qaamarujuk samt på nordkysten af Perlerfiup kangerlua.

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. Antallet af prøver er angivet i parentes, hvor det er forskelligt fra 2. Beliggenheden af stationer undersøgt i 1995 ses på figur 2.1 og 2.2.

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	V	1989 (1)	0,21	13,5			
					1990	0,56	9,57			
AMIT_Y	1983	0,36	5,69		1991	0,21	7,77			
					1992	0,22	9,66			
APPAT	1987 (1)	0,86	32,2		1993	0,13	7,35			
					1994	0,11	5,85	1994	0,13	6,79
								1995	0,32	7,89
F	1988	1,03	23,4		DUMP	1986	23,3	224		
	1990	1,31	26,5			1987 (1)	13,6	151		
	1991	0,60	17,8				1988	9,99	189	
	1992	0,54	23,3	1989			11,6	135		
	1993	0,16	13,9	T1			1987	23,7	347	
	1994	0,23	8,90				1988	24,8	421	
G	1988	0,94	25,9	1989	11,4	249				
	1989 (4)	0,52	19,5	1990	63,6	345				
	1990 (4)	1,87	33,8	1991	19,1	244				
	1991	0,49	19,7	1992	13,9	307				
	1992	0,47	19,8	1993	12,1	256				
	1993	0,20	14,8	1994	8,06	291				
	1994	0,26	13,1	1995	8,23	231				
	1995	0,33	13,2							
L	1982	0,70	7,50							
	1983	1,88	9,44							
	1984	3,28	11,6							
	1985	0,42	7,67							
	1986	0,30	11,5							
	1987	0,43	8,45							
	1988	0,22	7,65							

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	
T1A	1993	23,0	363	T10	1981 (1)	32,2	261	
	1994	30,5	535		1982	25,4	326	
	1995	28,4	514		1983	33,4	254	
T2					1984	77,5	345	
					1985	18,1	274	
					1986	36,0	342	
					1987	13,1	258	
					1988	13,5	174	
					1989	12,7	203	
					1990	57,4	306	
				1991	26,6	243		
				1992	10,9	196		
				1993	6,93	151		
1994	4,60	146	1995	5,49	145			
T3				T12Ø	1983	123	615	
					1984	178	540	
					1985	42,3	414	
					1986	122	560	
					1987	31,4	484	
					1988	31,3	409	
					1989 (4)	26,5	384	
					1990	125	427	
					1991	27,4	340	
					1992	18,9	322	
					1993	21,4	313	
					1994	15,2	246	
					1995	14,4	427	
					T5			
1990 (4)	88,8	339						
1991	35,6	210						
1992	17,6	249						
1993	11,1	146						
1994	12,4	185						
1995 (4)	10,6	262						
T12V	1982	67,6	483					
	1983	112	520					
	1984	166	495					
	1985	91,3	374					
	1986	88,1	482					
1987	36,6	406						
1988	32,7	327						
1989	48,9	348						
T6				T15	1986	22,5	280	
					1987	8,74	225	
					1988	11,5	343	
					1989	7,33	221	
					1990	42,4	274	
					1991	11,2	222	
					1992	7,20	240	
					1993	17,1	216	
1994	5,85	166						
1995	6,23	248						
T7					1988	8,32	138	
					1989 (4)	4,62	83,4	
					1990 (4)	23,9	132	
					1991	5,20	89,0	
					1992	3,32	111	
					1993	1,80	66,2	
					1994	1,28	71,4	
					1995	1,22	58,6	

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T15A	1986	22,2	301	T22	1986	6,33	125
	1987	8,32	162		1987	8,84	124
	1988	10,8	273		1988	9,09	140
	1989	7,41	243		1989	10,5	92,4
	1990	38,3	289		1990	26,0	184
	1991	8,19	183		1991	5,50	94,4
	1992	3,87	160		1992	3,28	98,9
	1993	19,7	174		1993	1,87	65,7
	1994	5,90	225		1994	2,52	92,6
	1995	4,33	194		1995	1,89	63,6
T17	1981 (1)	35,7	275	T25	1982	4,81	77,5
	1982	15,0	141		1983	7,43	105
	1983	17,8	217		1984	11,0	135
	1984	21,5	158		1985	3,67	60,9
	1985	11,7	131		1986	4,36	94,1
	1986	11,3	203		1987	3,73	105
	1987	6,59	161		1988	5,92	113
	1988	9,88	168		1989	2,58	83,7
	1989 (4)	5,80	164		1990	11,0	119
	1990 (4)	39,9	233		1991	2,85	68,2
	1991	5,91	124		1992	2,32	92,7
	1992	5,68	226		1993	1,25	43,2
	1993	3,68	128		1994	0,94	61,1
	1994	4,06	148		1995 (4)	1,55	49,7
1995	6,21	160					
T17A	1986	11,4	162	T29	1981 (1)	22,0	187
	1987	6,90	139		1982	8,25	109
	1988	9,62	164		1983	9,97	113
	1989	5,29	132		1984	14,4	137
	1990	42,6	208		1985	6,02	87,6
T17A	1991	6,90	120		1986	6,26	137
	1992	4,05	156		1987	4,26	100
	1993	2,63	87,9		1988	5,88	127
	1994	2,63	114		1989	3,66	110
	1995	3,73	112		1990	24,2	169
T17B	1986	12,0	180		1991	4,18	81,8
	1987	6,28	129		1992	2,43	101
	1988	8,58	181		1993	2,53	69,0
	1989	7,20	173		1994	1,89	68,3
	1990	39,2	229	1995	2,14	72,1	
	1991	6,87	140				
	1992	6,76	231	T30	1981 (1)	17,0	149
	1993	4,32	128		1982	8,82	112
	1994	4,76	146		1983	9,67	129
	1995	6,27	138		1984	16,5	149
			1985		5,99	90,2	
			1986		10,4	135	
			1987		5,12	107	
			1988		7,90	118	
			1989		6,49	149	
			1990		11,8	140	
			1991 (4)		4,01	78,9	
			1992 (1)		3,11	91,4	
			1993	2,52	65,3		
			1994	2,01	74,3		
			1995	2,86	82,6		
T17C	1986	11,9	186				
	1987	4,79	157				
	1988	8,40	180				
	1989	5,40	185				
	1990	37,6	241				
	1991	6,14	119				
	1992	6,24	170				
	1993	4,35	136				
	1994	3,38	127				
	1995	6,91	154				

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T33	1993	0,40	23,3		1985	1,05	33,9
	1994	0,54	23,8		1986	1,75	43,1
	1995	0,48	20,8		1987	1,15	42,5
T34					1988	1,90	58,1
	1988	1,71	41,0		1989 (3)	0,97	39,5
	1990	3,86	60,8		1990	5,15	66,2
	1991	1,37	48,3		1991	0,71	33,6
	1992	0,77	40,5		1992	0,71	27,2
T36	1993	0,42	28,2		1993	0,62	27,5
	1982	4,05	56,0		1994	0,70	21,2
	1983	4,21	64,3		1995	0,58	27,2
	1984	6,39	63,4	T38	1982	1,77	19,0
	1985	1,88	47,1		1983	2,43	19,5
	1986	3,84	87,7		1984	3,36	25,0
	1987	1,43	55,0		1985	0,32	18,1
	1988	2,31	64,7		1986	0,92	24,2
	1989	1,10	38,0		1987	0,44	21,9
	1990 (4)	9,41	103		1988	1,06	27,8
	1991	1,32	38,5		1989	0,34	14,4
	1992	0,71	45,3		1990	1,08	31,4
	1993	0,93	34,9		1991	0,58	19,9
	1994	0,78	43,4		1992	0,32	18,4
	1995	0,95	39,5		1993	0,23	14,1
T37	1982	2,82	46,0		1994	0,35	11,6
	1983	3,51	40,2		1995	0,35	11,7
	1984	5,94	42,7	T38A	1994	1,37	43,6

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationerne er vist på figur 4.4.3 og 4.4.4 for følgende områder:

Nærmest minen: St. T12Ø og T12V

Syd for minen (T10): St. T10

Affarlikassaa fjorden (Aff-fjord): St. T3, T5, T6 og T7

Indre Qaamarujuk (Ind-Q): St. T17A, T17, T17B, T17C, T15A, T15

Nordkysten af Qaamarujuk: St. T29 og T30

Perlerfiup kangerlua: St. V, F, G og T38

Vest for og ved Qeqertanguit: St. T36 og T37

Qeqertat (L): St. L

Derudover er der foretaget en statistisk analyse af tidsudviklingen for alle stationer med en tidsrække på 8 eller flere år (tabel 4.4.2 og 4.4.3). De statistiske analysemetoder der er anvendt er Spearman korrelation, lineær regressions analyse og en relativ nyudviklet metode, her kaldet ICES's metode. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (under udgivelse) og i en forkortet dansk udgave i Riget et al. (1995).

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 opløseligt bly i det sidste malm, der blev behandlet af Greenex. Opgravning og deponering af gråbjerg bevirkede en afgivelse af tungmetaller, hvor zink-bly forholdet var væsentligt større end 1 (ca. 10) og det sidst behandlede malm afgav zink og bly i et forhold væsentligt under 1, og da det især var bly, der steg i tang i 1990, vurderes det, at årsagen dertil hovedsageligt er det høje indhold af opløseligt bly i det sidste malm. Ved de statistiske analyser er året 1990 ikke medtaget.

Bly

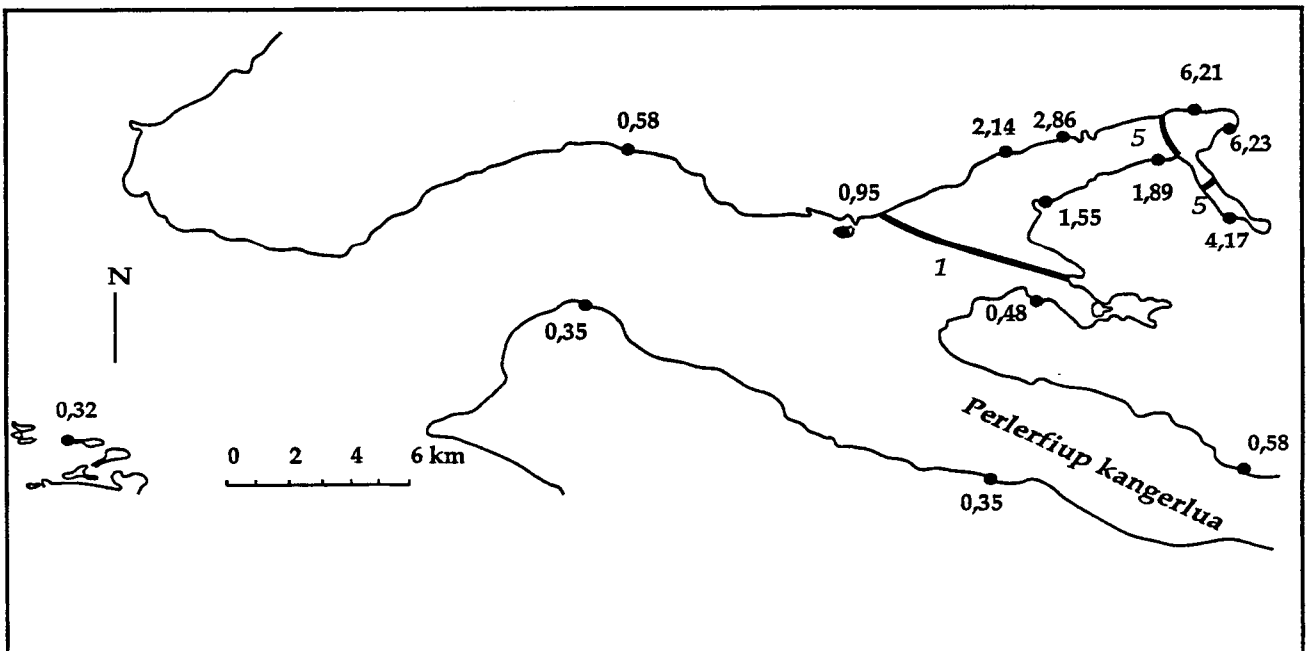
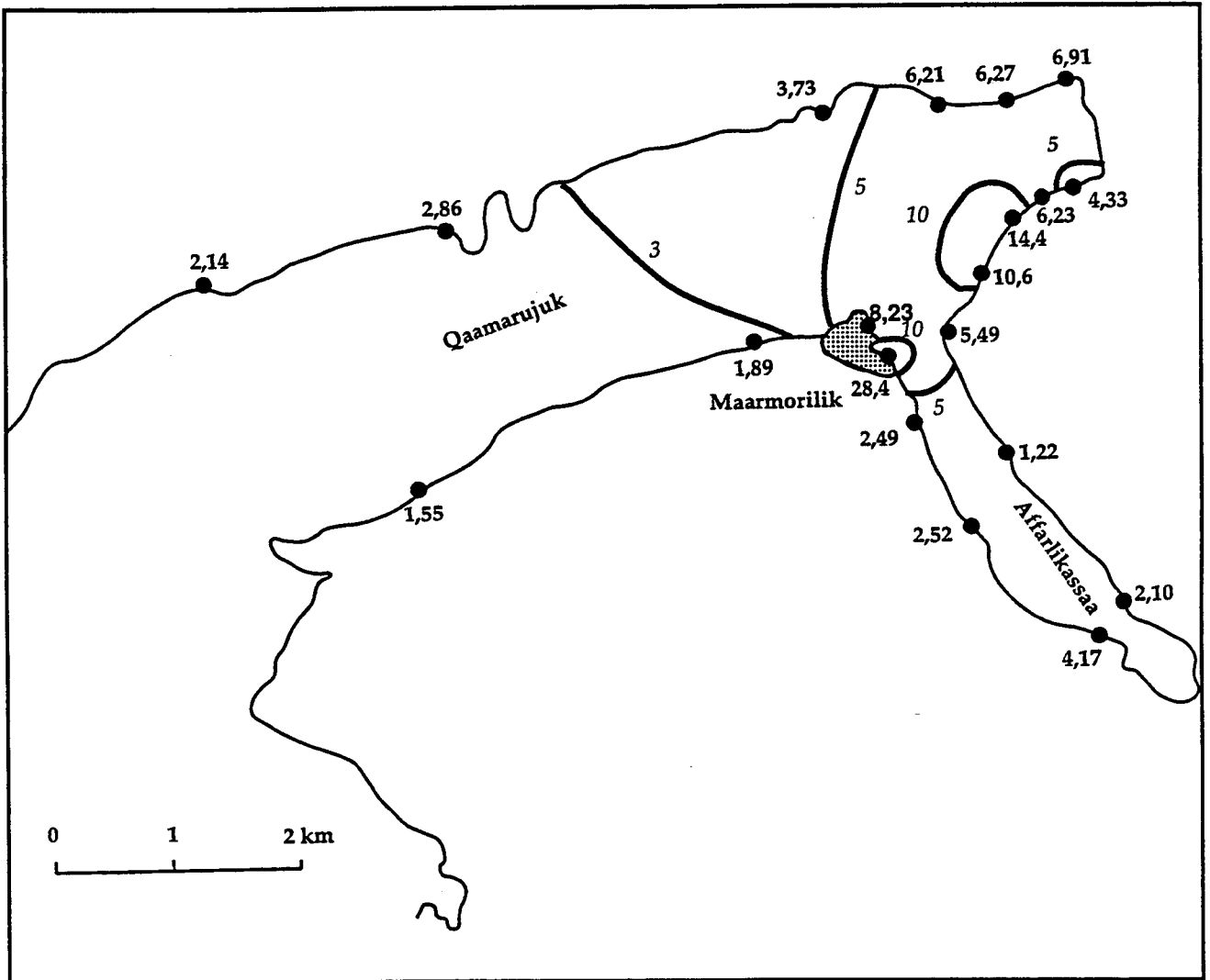
For alle delområder viser blykoncentrationen i 1995 en mindre stigning i forhold til 1994, på nær nærmest minen (St. 12Ø) hvor der er et mindre fald (figur 4.4.3).

Set over hele monitoringsperioden er der et markant fald i blykoncentrationen for alle delområderne (figur 4.4.3). For de fleste stationer er faldet statistisk signifikant og med et retlinet forløb gennem perioden (tabel 4.42). Med et retlinet forløb menes, at logaritmen til blykoncentrationen følger en ret linie, hvilket vil sige, at blykoncentrationen falder eksponentielt. Det årlige fald i blykoncentrationen for de forskellige stationer er estimeret til mellem 6% (St. T17C) og 19% (St. T12Ø).

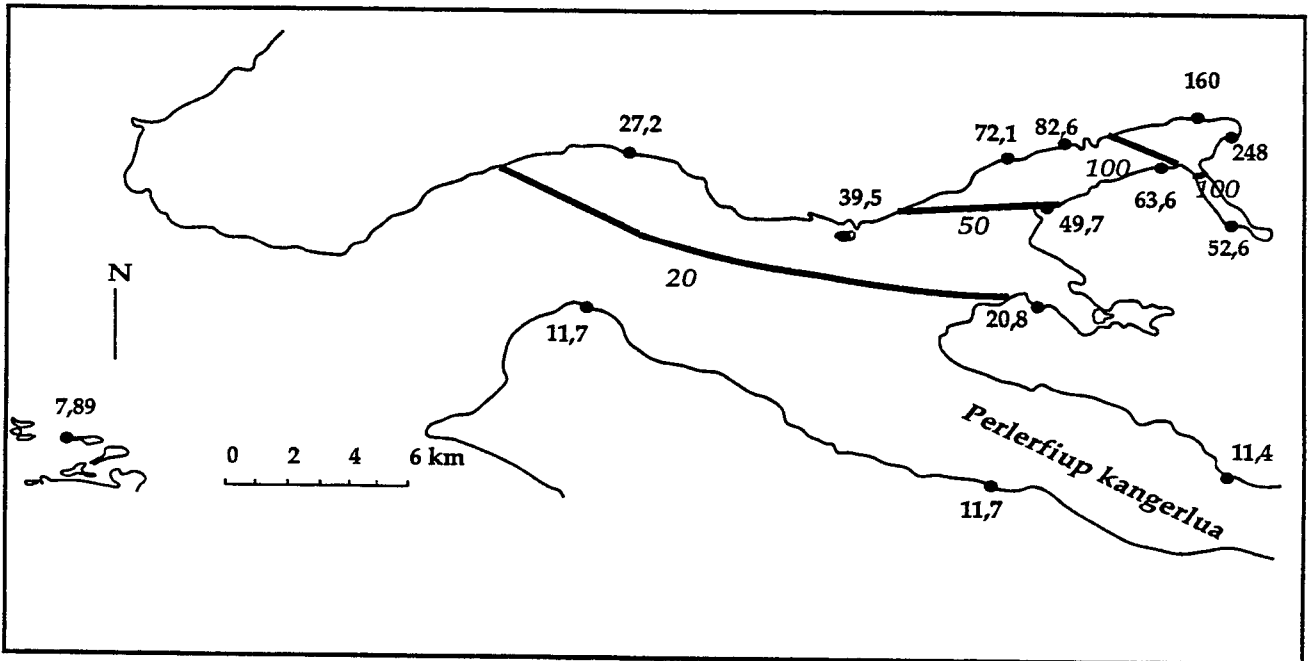
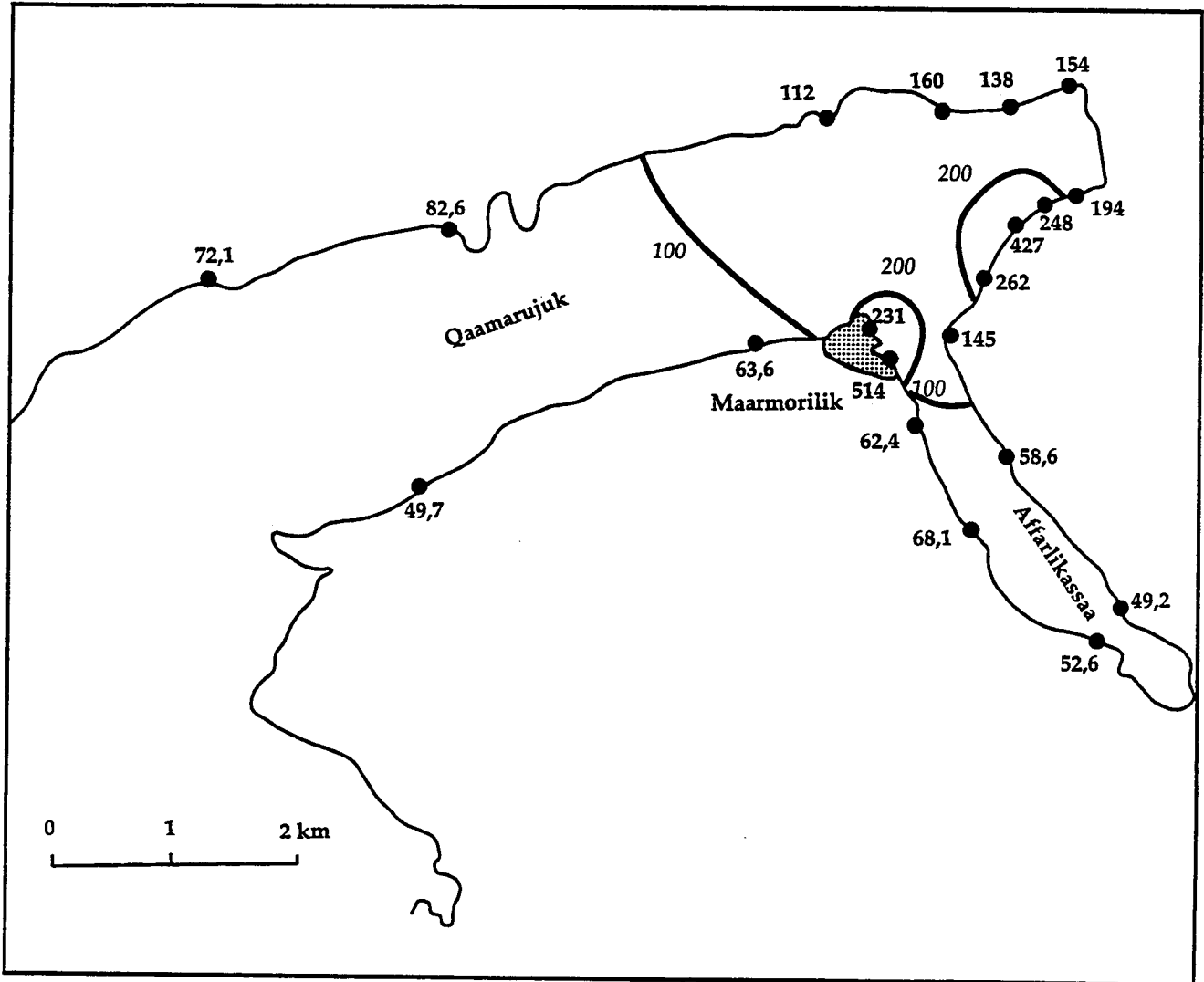
I Affarlikassaa og på St. T10 og St. T1 er det årlige fald i blykoncentrationen efter minens lukning mellem 22 og 40% og betydeligt større end set over hele monitoringsperioden. Dette fremgår ligeledes af, at forløbet på flere af stationerne (St. T2 og T3) er signifikant forskelligt fra at være retlinet (tabel 4.4.2).

Indre Qaamarujuk er det område, hvor blykoncentrationen har ændret sig mindst gennem monitoringsperioden. For flere af stationerne (St. T15, T15A, T17C og til dels T17B) kan der ikke konstateres en signifikant ændring af blykoncentrationen. Det årlige fald i blykoncentrationen ligger mellem 6 og 14% og efter minens lukning mellem 2 og 17%.

På sydkysten af Qaamarujuk er der som i Affarlikassaa en tendens til et større årligt fald i blykoncentrationen efter minens lukning.

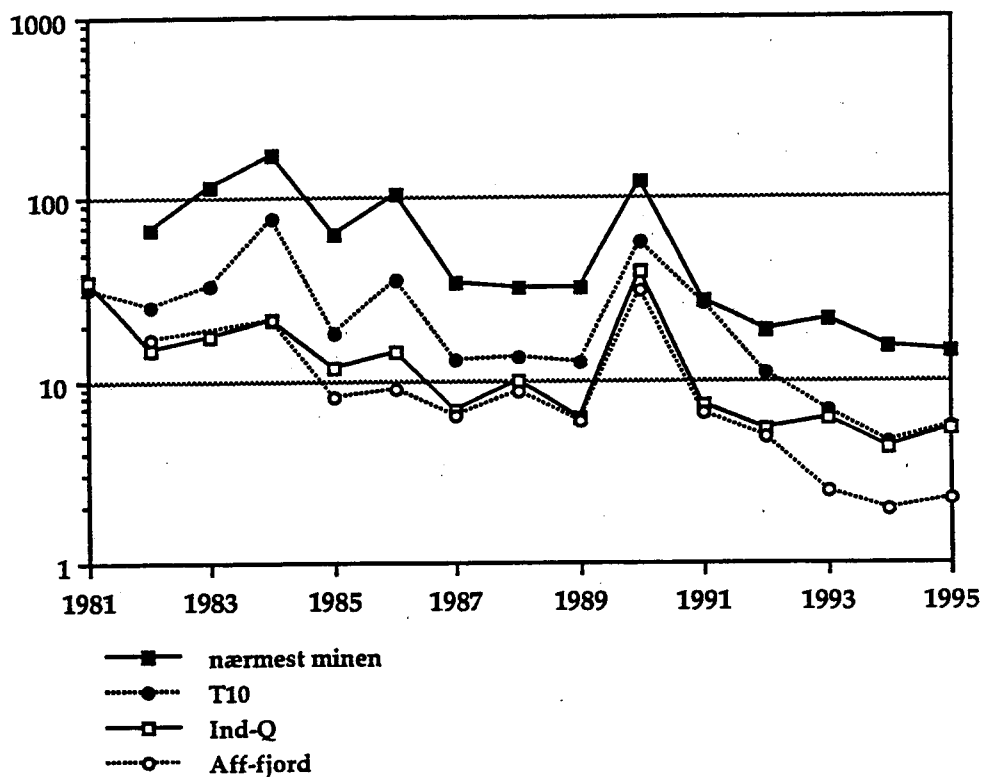


Figur 4.4.1. Blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang 1995. Øverst nærområdet. Nederst hele området.

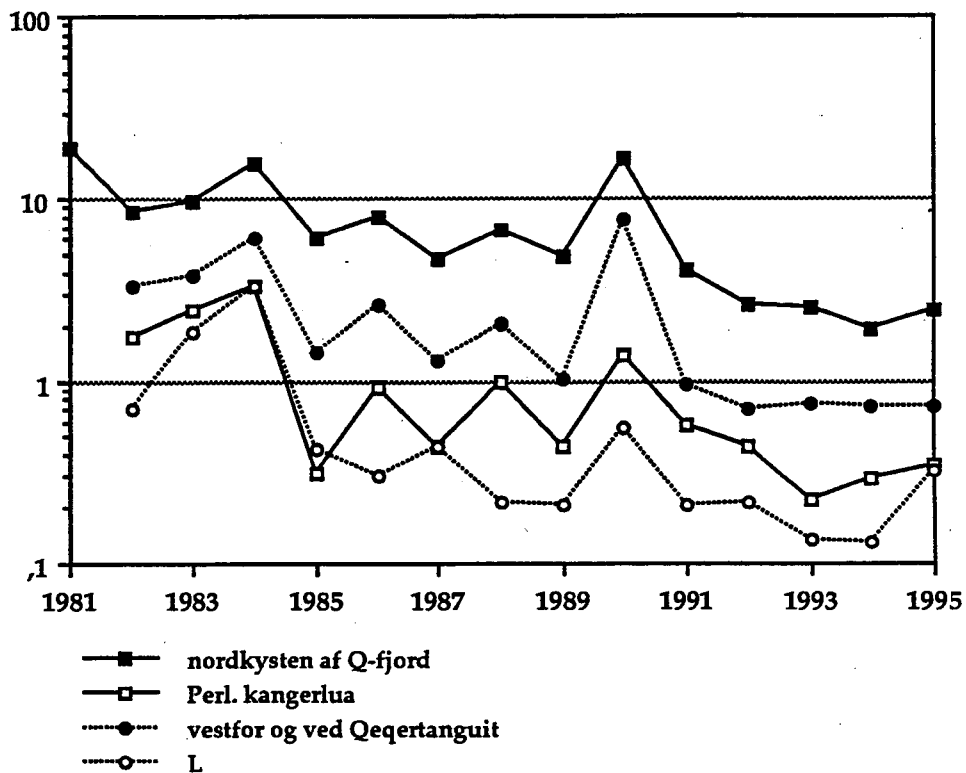


Figur 4.4.2. Zinkkoncentrationen (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1995. Øverst nærområdet. Nederst hele området.

Pb ($\mu\text{g/g}$)



Pb ($\mu\text{g/g}$)



Figur 4.4.3. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).

Tabel 4.4.2. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Pb på stationer med 8 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden og for perioden 1991-1995. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-1995)
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-95	sign	sign	sign	sign	-17%	-3%
Maarmorilik							
St. T1	1987-95	sign	sign	-	sign	-13%	-22%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-95	sign	sign	sign	sign	-13%	-36%
St. T3	1984-95	sign	sign	sign	sign	-16%	-26%
St. T5	1982-95	sign	sign	-	sign	-10%	-29%
Syd for minen							
St. T10	1981-95	sign	sign	-	sign	-14%	-40%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-95	sign	sign	-	sign	-19%	-15%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-95	-	-	-	-	-7%	-14%
St. T15A	1986-95	-	-	-	-	-10%	-9%
St. T17	1981-95	sign	sign	-	sign	-13%	-2%
St. T17A	1986-95	sign	sign	-	sign	-14%	-17%
St. T17B	1986-95	-	sign	-	sign	-7%	-5%
St. T17C	1986-95	-	-	-	-	-6%	-4%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-95	sign	sign	sign	sign	-19%	-26%
St. T25	1982-95	sign.	sign	-	sign	-14%	-21%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-95	sign	sign	-	sign	-15%	-16%
St. T30	1981-95	sign	sign	-	sign	-13%	-11%
Vestfor og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-95	sign	sign	-	sign	-15%	-6%
St. T37	1982-95	sign	sign	-	sign	-15%	-4%
St. T38	1982-95	-	sign	-	sign	-15%	-9%

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 af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, 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 signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

På nordkysten af Qaamarujuk forløber udviklingen af blykoncentrationen efter en ret linie og uden større ændring efter minens lukning.

På de fjernest beliggende stationer (St.T36, T37,T 38 og L) er det karakteristisk med et mindre årligt fald i blykoncentrationen efter minens lukning (3-9%) end set over hele perioden (15-17%), hvilket skyldes de relativt høje værdier, der blev fundet i begyndelsen af monitoringsperioden.

Zink

For alle delområder viser zinkkoncentrationen i 1995 en mindre stigning eller uændret i forhold til 1994 på nær nærmest minen (St. T12Ø), hvor stigningen er mere markant (figur 4.4.4).

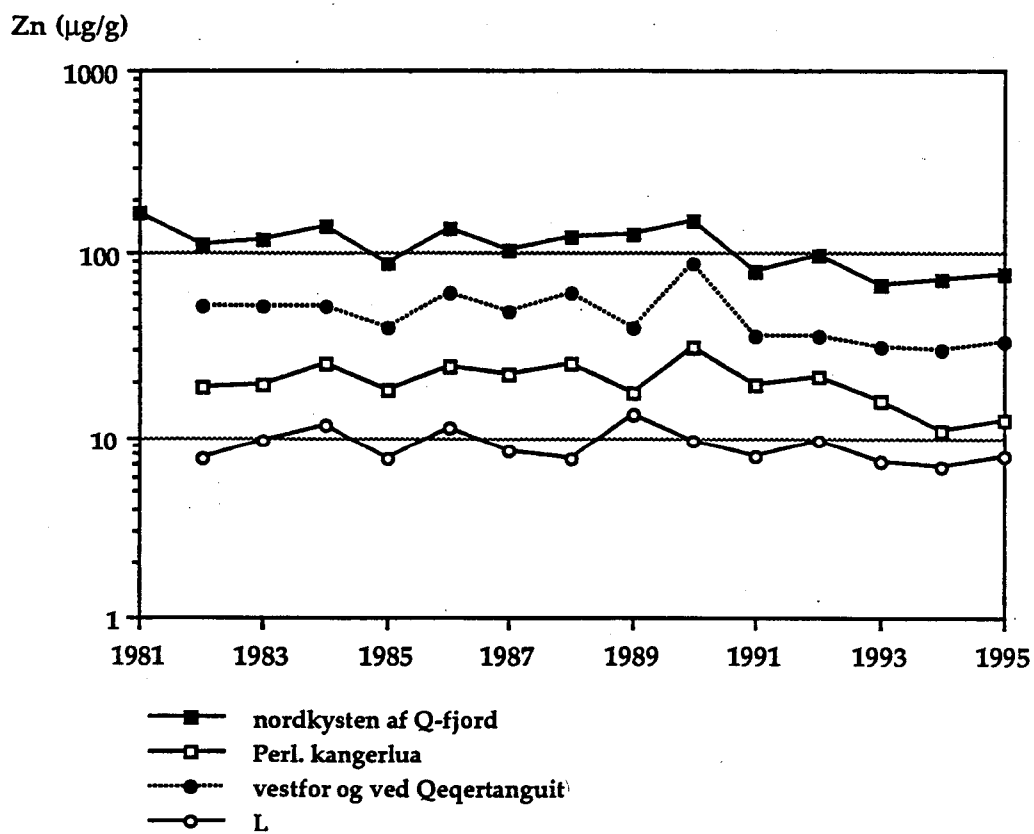
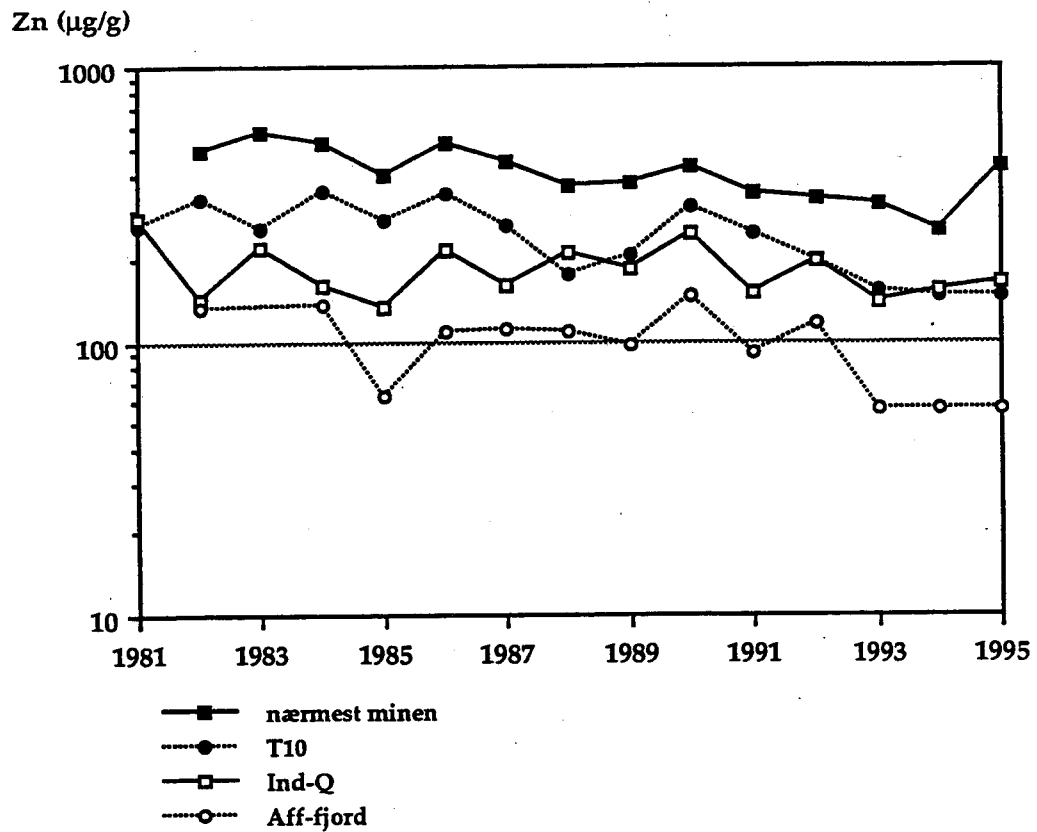
Set over hele monitoringsperioden er der et mindre fald i zinkkoncentrationen, som dog kun er signifikant for nogle af stationerne (tabel 4.4.3). Det årlige fald i zinkkoncentrationen er estimeret til mellem 1% (St. L) og 7% (St. T2, T5 og T22).

I Affarlikassaa og på St. T10 er det årlige fald i zinkkoncentrationen efter minens lukning mellem 13 og 19%, og som det også er tilfældet med bly betydeligt større end set over hele monitoringsperioden.

I indre Qaamarujuk er der kun en svag tendens til et fald i zinkkoncentrationen, som på ingen af stationerne er signifikant. Det årlige fald ligger mellem 2 og 5% set over hele monitoringsperioden og uden et større fald i perioden efter minens lukning.

På sydkysten af Qaamarujuk er der som i Affarlikassaa en tendens til en større fald i zinkkoncentrationen efter minens lukning.

På nordkysten af Qaamarujuk og på de fjernest beliggende stationer er der et årligt fald på ca. 5% set over hele perioden, som dog kun er signifikant på St. T37 og T38.



Figur 4.4.4. Tidsudviklingen i zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).

Tabel 4.4.3. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Zn på stationer med 8 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Zn koncentrationen for hele perioden og for perioden 1991-1995. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring	Årlig ændring
		Systematisk	Lineær	Ikke lineær	korrelation	(hele perioden)	(1991-1995)
		mellem-år	effekt	effekt			
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-95	-	-	-	-	-1%	-3%
Maarmorilik							
St. T1	1987-95	-	-	-	-	-4%	-2%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-95	sign	sign	sign	-	-7%	-14%
St. T3	1984-95	-	-	-	-	-4%	-19%
St. T5	1982-95	sign	sign	-	sign	-7%	-18%
Syd for minen							
St. T10	1981-95	sign	sign	-	sign	-6%	-13%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-95	sign	sign	-	sign	-5%	-2%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-95	-	-	-	-	-3%	-1%
St. T15A	1986-95	-	-	-	-	-3%	+5%
St. T17	1981-95	-	-	-	-	-2%	+1%
St. T17A	1986-95	-	-	-	sign	-5%	-5%
St. T17B	1986-95	-	-	-	-	-2%	-5%
St. T17C	1986-95	-	-	-	-	-3%	+2%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-95	-	sign	-	sign	-7%	-9%
St. T25	1982-95	-	sign	-	sign	-5%	-10%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-95	-	sign	-	sign	-5%	-6%
St. T30	1981-95	-	sign	-	sign	-5%	-1%
Vestfor og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-95	-	sign	-	sign	-4%	0%
St. T37	1982-95	sign	sign	-	sign	-5%	-7%
St. T38	1982-95	sign	sign	-	sign	-4%	-15%

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 af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, 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 signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

4.5 Blåmusling

Muslingeprøverne fra 1995 blev analyseret for bly og zink og resultaterne fremgår af bilag V. Der blev indsamlet prøver af "naturlige" populationer, dvs. muslinger som er opvokset på den pågældende station, og af muslinger som er blevet transplanteret fra en station til en anden. Formålet med transplantationsforsøgene er nærmere beskrevet senere i dette afsnit. Prøver af de naturlige blåmuslingepopulationer indsamles primært for at vurdere, i hvor stort et område muslingerne er forurenede.

Estimater for bly

Det er valgt i lighed med sidste års rapport primært at anvende blykoncentrationen for muslinger i størrelsesgruppen 1-2 g bløddels tørvægt (svarende til ca. 6-8 cm skallængde), idet blykoncentrationen er afhængig (stiger med) af muslingernes størrelse. 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.

Estimater for zink

Zink koncentrationen er beregnet som geometriske middelværdier af koncentrationerne i de indsamlede prøver, da zink koncentrationen generelt har vist sig at være uafhængig af muslingestørrelsen.

Geografisk fordeling

De højeste blyværdier optræder i lighed med tidligere i området, hvor den gamle gråbjergsdump lå (figur 4.5.1). De næsthøjeste værdier optræder i Affarlikassaa og i den inderste del af Qaamarujuk fjorden. Blyniveauet er desuden forhøjet i den øvrige del af Qaamarujuk især på nordkysten og i den ydre del af Perlerfiup kangerlua. I disse områder overstiger blyindholdet den maksimale grænseværdi (2 mg/kg vådvægt) for bly i muslinger. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra disse områder. I den indre del af Perlerfiup kangerlua er blyniveauet lavere og nu tæt på baggrunds niveauet.

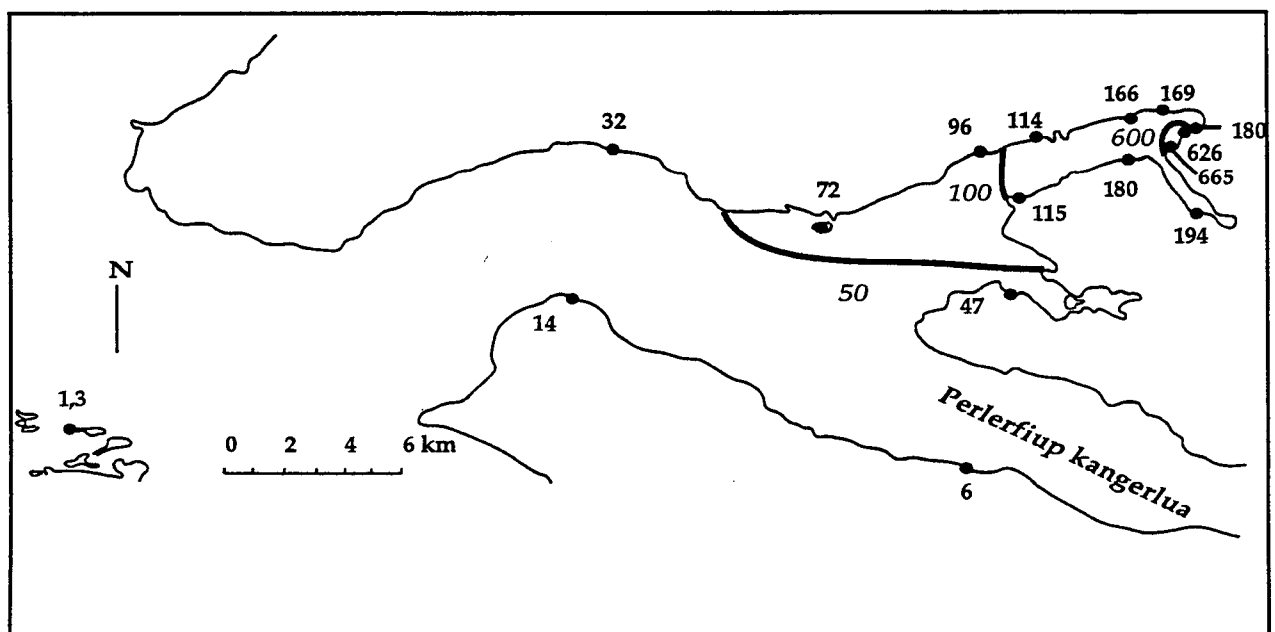
Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mineområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen 300 - 600

$\mu\text{g/g}$ tørstof, mens den i området udenfor Qaamarujuk er på baggrundsniveauet (90-120 $\mu\text{g/g}$ tørstof) eller kun lettere forhøjet.

1995 i forhold til 1994

I 1995 kan der konstateres et drastisk fald i bly og zink koncentrationen i blåmuslinger i hele området i forhold til 1994. Blykoncentrationen er mere end halveret og zinkkoncentrationen omtrent halveret på de fleste af stationerne. Dette er overraskende, idet især udskillelsen af bly fra forurende muslinger forventes at foregå meget langtsomt. Betagtes imidlertid blyindholdet i muslingerne i stedet for koncentrationen er faldet fra 1994 til 1995 for bly ca. 30% og for zink mellem 0 og 10%. Årsagen til denne forskel er, at muslingerne i 1995 havde en usædvanlig god kondition. Muslingernes kondition (vægt/skallængde³) i 1995 er for alle stationer den højeste, som er set gennem tidsserien. Muslingerne må derfor have haft en usædvanlig god vækst i 1995.

Et fald på ca. 30% i indholdet af bly er dog stadig en overraskende stor udskillelse, idet erfaringer fra at transplantere forurenede muslinger til uforenede omgivelser udført i starten af 1980'erne viste et fald på 55% det første år og dernæst et fald på 6 til 12% om året de efterfølgende år (Johansen et al., 1991).



Figur 4.5.1. Blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmusling 1995.

Et andet forhold, som i de kommende år kan forventes at få større og større betydning, er opvækst af nye muslingegenerationer, som vil være eksponeret for langt mindre blybelastning end de ældre generationer. Dette underbygges af resultatet fra to muslingeprøver fra St. T38. Den ene prøve har en gennemsnitsstørrelse på 7,3 cm og en blykoncentration på 13,7 µg/g tørstof, mens den anden prøve har en gennemsnitsstørrelse på 4,8 cm og en blykoncentration på 1,62 µg/g tørstof, hvilket er tæt på baggrundsniveauet.

Tabel 4.5.1. Bly- og zinkkoncentrationer (µg/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 <> 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		1993	558 ^{>}	375
	1988	52,7 ^{>}	262		1994	566	436
	1989	50,5	300		1995	194 ^{>}	224
	1990	49,5	268				
	1991	10,4 ^{<}	185	T6	1988	704 ^{>}	413
	1992	14,8	134		1990	1043	695
	1993	8,16	163		1991	1093	638
	1994	4,33	123		1992	965	518
	1995	5,66 ^{>}	94,6		1993	747 ^{>}	401
L	1982	7,91	166	T7	1988	559	428
	1983	13,7	204		1989	758	421
	1984	7,30	148		1990	968	536
	1985	4,12	145		1991	853	447
	1986	5,83	142		1992	856	410
	1987	5,99	154		1993	523	315
	1988	5,52	138				
	1989	7,73	177	T10	1973	194 ^{<}	557
	1990	5,36	133		1976	580 ^{<}	605
	1991	4,24	142		1977	1650	558
	1992	5,28	160		1978	1269	560
	1993	3,24	143		1980	820	491
	1994	2,89	148		1981	1009	642
	1995	1,33	118		1982	835	389
					1983	1060	788
					1988	965 ^{>}	522
	T3	1984	1240	631			
1985		512	382				
1986		810	473				
1987		579	418				
1988		752	461				
T5				T12Ø	1982	2210	913
					1983	2736	1327
					1984	1974	938
					1985	1130	451
	1982	822	540		1986	992	882
	1984	908	518		1987	1132	493
	1985	534	430		1988	1282	593
	1986	608	471		1989	1356	600
	1987	610	502		1990	2012	989
	1988	567	412		1991	1259	515
1989	654	493		1992	1200 ^{>}	434	
1990	819	604		1994	1370 ^{>}	434	
1991	718	409		1995	626 ^{>}	257	
1992	708	460					

Station	Ar	Pb	Zn	Station	Ar	Pb	Zn
T12SV	1988	1536	547	T12V	1979	620	448
	1990	1991	962		1980	752	481
	1991	1105	457		1984	454 ^c	533
	1992	1123	472		1985	398	363
	1993	1150	464		1986	232	284
	1994	984	469		1987	299	372
	1995	655 ^{>}	290		1988	395	423
					1989	427 ^c	393
					1990	477	574
					1991	353 ^c	361
					1992	308 ^c	355
					1993	425 ^c	346
					1994	480	529
					1995	166 ^{>}	231
					T17B	1986	482
				1987		481	420
				1988		522	397
				1989		618	487
				1990		717	495
				1991		456	407
				1992		522	399
				1993	460	376	
				1994	400	384	
				1995	169 ^{>}	184	
T15	1973	19,8 ^{<}	285	T17C	1986	463	352
	1986	679	577		1987	391	416
	1987	485	641		1988	311	401
	1988	628	471		1989	413	462
	1989	740	584		1990	454	476
	1990	946	859		1991	503	468
	1991	594	448		1992	444	506
	1992	597	387		1993	313	401
	1993	437	420				
	1994	473	416				
1995	180 ^{>}	202					
T15A	1986	559	475	T22	1986	504	522
	1987	316	343		1987	455	428
	1988	430	443		1988	453	523
	1989	502	529		1989	605	557
	1990	737	657		1990	567	573
	1991	631 ^{>}	469		1991	441	433
	1992	523	449		1992	514	482
1993	473	451	1993	376	373		
			1994	390	432		
			1995	180 ^{>}	208		
T17	1973	20,0	214	T25	1973	7,16	156
	1977	935 ^c	574		1982	296	342
	1981	902 ^c	562		1983	356	368
	1982	557	332		1984	260	334
	1983	594	352		1985	313	324
	1984	618	462		1986	300	364
	1985	340	311		1987	215	350
	1986	452	359		1988	274	424
	1987	366	346		1989	377	509
	1988	488	400		1990	338	486
	1989	520	424		1991	284	434
	1990	692	554		1992	245	383
	1991	541	459		1993	339	356
	1992	511	365		1994	252	374
1993	447	401	1995	115 ^{>}	202		
T17A	1976	400 ^c	410				
	1977	528 ^c	385				
	1978	780	319				

Station	Ar	Pb	Zn	Station	Ar	Pb	Zn	
T29	1973	7,56 ^{<}	135		1991	184	328	
	1976	230	340		1992	132	301	
	1977	365 ^{<}	380		1993	151	345	
	1978	385	303		1994	159	311	
	1979	340	281		1995	71,6 ^{>}	139	
	1980	395	354		T37	1981	131 ^{<}	311
	1981	449	496			1982	153	309
	1982	191	227			1983	207	318
	1983	428 ^{>}	302			1984	111	267
	1984	327	389			1985	106	236
	1985	338	351			1986	113	253
	1986	303	422		1987	104	320	
	1987	225	356		1988	78,9	223	
	1988	255	374		1989	77,6	282	
	1989	303	399	1990	111	291		
	1990	364	418	1992	68,6	275		
	1991	292	345	1993	61,4	196		
	1992	336	368	1994	69,9	295		
	1993	316	366	1995	32,1 ^{>}	142		
	1994	292	293	T38	1981	59,0	298	
1995	96,1 ^{>}	143	1982		58,1	262		
T30	1976	300	438		1983	63,2	283	
	1977	500 ^{<}	400		1984	21,4 ^{>}	170	
	1978	525	343		1985	26,4	171	
	1979	160 ^{<}	200		1986	43,0	222	
	1980	355	387		1987	44,5	244	
	1981	435 ^{<}	385		1988	48,2	241	
	1982	204	194		1989	40,2	235	
	1983	457	434		1990	35,9	198	
	1984	335	348		1991	23,3	183	
	1985	259 ^{<}	311		1992	13,3	183	
	1986	332	463		1993	26,6	174	
	1987	322	486		1994	30,5 ^{>}	174	
	1988	423	453	1995	13,7 ^{>}	106		
	1989	431	458	T33	1979	69,0 ^{>}	160	
	1990	470	492		1980	150	362	
	1991	333	413		1993	73,5	235	
	1992	229	322		1994	129 ^{>}	336	
	1993	261	363		1995	46,6 ^{>}	137	
	1994	292	212		T36	1973	8,04 ^{<}	227
	1995	114	187			1978	225	302
T33	1979	69,0 ^{>}	160			1979	130	222
	1980	150	362			1980	216	416
	1993	73,5	235			1981	284	550
	1994	129 ^{>}	336	1982		142	251	
	1995	46,6 ^{>}	137	1983		308	462	
	T36	1973	8,04 ^{<}	227		1984	206	387
		1978	225	302		1985	237	359
		1979	130	222		1986	173	344
		1980	216	416	1987	183	357	
		1981	284	550	1988	163	378	
1982		142	251	1989	245	374		
1983		308	462	1990	219	417		
1984		206	387					
1985		237	359					
1986		173	344					

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationen er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder; Spearman korrelation, lineær regressions analyse og en relativ nyudviklet metode, her kaldet ICES's metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (under udgivelse) og i en forkortet dansk udgave i Riget et al. (1995). Den statistiske behandling af tidserien af tungmetalkoncentrationer fremgår af tabellerne 4.5.2 og 4.5.3 for henholdsvis bly og zink.

Tabel 4.5.2. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Pb på stationer med 8 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Pb koncentrationen for hele perioden.

		ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring	
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-95	sign	sign	-	sign	-10%	
Affarlikassaa							
St. T5	1982-95	sign	sign	-	-	-5%	
-83							
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-95	sign	sign	-	sign	-9%	
St. T17A	1986-95	sign	sign	sign	-	sign	-4%
St. T17B	1986-95	sign	sign	sign	sign	-	-7%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-95	sign	sign	-	-	-7%	
St. T25	1982-95	sign.	-	sign	-	-3%	
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T30	1976-95	-	-	-	-	-2%	
Vestfor og ved Qeqertanguit							
St. T36	1978-95	-	sign	-	-	-3%	
St. T37	1981-95	sign	sign	-	sign	-9%	
St. T38	1981-95	sign	sign	-	sign	-8%	

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 af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, 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 signifikant på 5% niveau. Tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effect fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5% niveau. En ikke parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Bly

Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden, som dog ikke på alle stationer er signifikant på 5% niveau. Den årlige ændring i blykoncentrationen er beregnet ved lineær regression til at ligge mellem 2 og 10%.

Tabel 4.5.3. Resultaterne af den statistiske analyse af tidsudviklingen for Zn på stationer med 8 eller flere år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficient. Desuden er beregnet ved lineær regression den årlige ændring i Zn koncentrationen for hele perioden.

		ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
Qeqertat, referencestation						
St. L	1982-95	-	-	-	sign	-2%
Affarlikassaa						
St. T5	1982-95 -83	-	sign	-	sign	-4%
Indre Qaamarujuk						
St. T15	1986-95	sign	sign	-	sign	-9%
St. T17A	1986-95	-	-	-	-	<1%
St. T17B	1986-95	sign	sign	-	-	-5%
Sydkysten af Qaamarujuk						
St. T22	1986-95	-	sign	-	-	-6%
St. T25	1982-95	sign.	-	sign	-	<1%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T30	1976-95	sign	-	sign	-	<1%
Vestfor og ved Qeqertanguit						
St. T36	1978-95	-	-	-	-	-2%
St. T37	1981-95	-	-	-	-	-3%
St. T38	1981-95	sign	sign	sign	sign	-4%

Se metode forklaringen i tabel 4.5.2

Zink

Zinkværdierne viser for alle stationer en faldende tendens som dog kun er signifikant for enkelte af stationerne. Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til at ligge mellem under 1% og 9%.

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 forurennet til et uforurennet 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 4.5.4. Indholdet er normaliseret til en musling med skallængden 6 cm. Normaliseringen er foretaget ved hjælp af længde-vægt relationen udregnet på årsbasis for hver enkelt population. I tilfælde hvor længde-vægt relationen ikke kan beregnes (kun en observation) er en for stationen gennemsnitlig længde-vægt relation anvendt.

Transplantationsforsøgene bekræfter, at der stadig findes forureningskilder, idet transplanterede muslinger opnår et forhøjet indhold af bly. Undtaget er stationerne G og V i Perlerfiup kangerlua, hvor blyindholdet ikke er forhøjet i forhold til St. L.

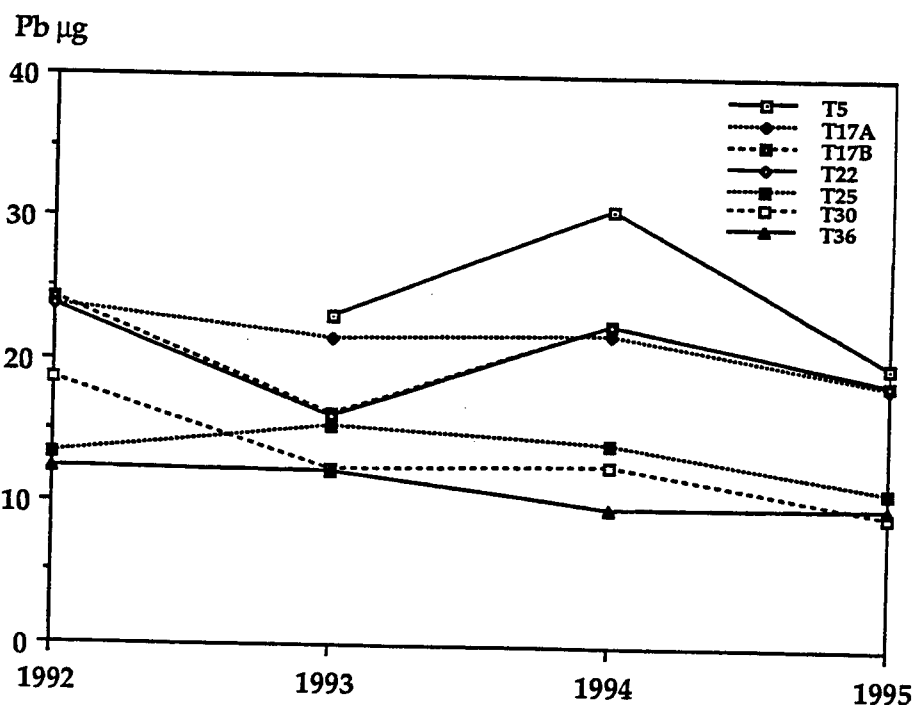
Efter et års transplantation på stationerne T12Ø og T12SV (de mest belastede stationer) opnår muslinger et blyindhold på mellem 103 og 116 µg og et zinkindhold på 293 svarende til 6-10% (bly) og 44-57% (zink) af indholdet i de naturlige population på stationerne. For station T12Ø er blyindholdet efter et år i 1994 transplantationen under det halve af blyindholdet efter et år i de tidligere års transplantations forsøg. En tilsvarende nedgang i blyindholdet efter et års transplantation ses ikke for de øvrige stationer, som dog viser en faldende tendens (figur 4.5.2).

Tidsudvikling

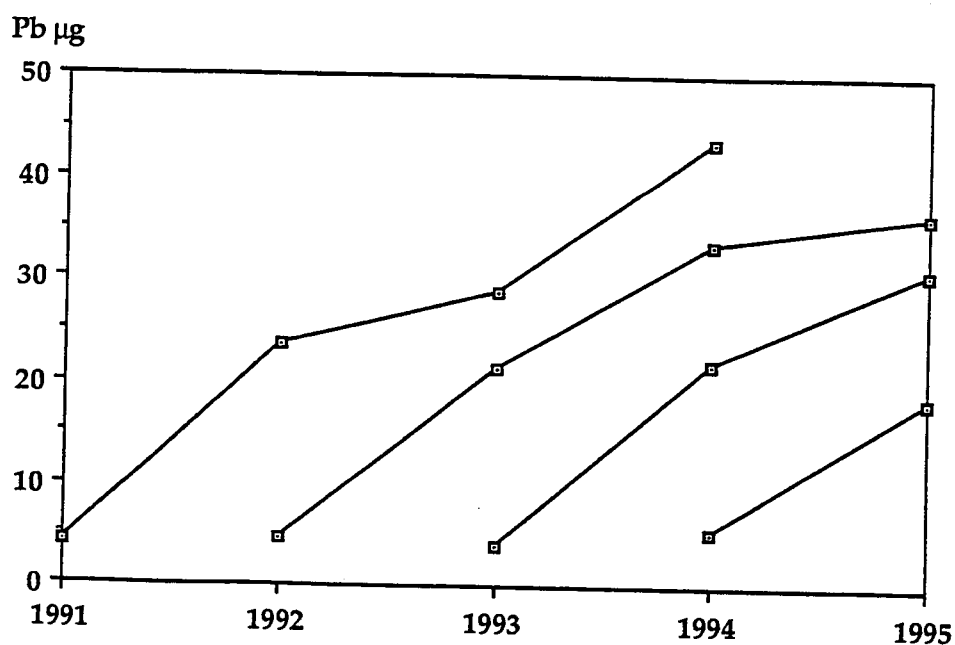
Tidsudviklingen af blyindholdet i muslinger transplanteret fra station L til station T17A er vist på figur 4.5.3. Hvor det ved et tidligere transplantationsforsøg i 1984/85 (GM, 1989) steg til 109 µg efter et år, steg det i de nuværende transplantationsforsøg kun til 18-24 µg på et år. Dette tyder på, at påvirkningen nu kun er ca. 1/5 af hvad det var, mens minedriften fandt sted.

Transplantationen af muslinger i 1991 fra den belastede station T17 til Qeqertat viser, at bly som er optaget i muslingerne kun lang-

somt udskilles igen. I 1995 er blyindholdet 45% af indholdet på transplantationstidspunktet. For zink er indholdet i 1995 56% af indholdet på transplantationstidspunktet.



Figur 4.5.2. Tidsudviklingen af blyindholdet efter et års transplantation. µg i en 6 cm musling.



Figur 4.5.3. Blyindholdet i muslinger transplanteret fra St. L til St. T17A. µg i en 6 cm musling.

Tabel 4.5.4. 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 607 µg og zinkindholdet 480 µg, de øvrige fra station L.

Station	naturlig					transp. i 1991					Pb (µg pr. musling)					transp. i 1993					transp. i 1994							
	1991	1992	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995	1995	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	
St. L	4,15	4,60	3,90	5,27	1,69	497	329	446	275	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T5	900	693	708	545	458	-	-	-	-	23,0	46,7	35,4	30,6	32,6	19,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12Ø	1735	1850	-	2338	1638	226	272	-	-	217	359	-	221	248	103	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12SV	1285	1252	1306	1229	1158	-	-	-	-	-	-	-	-	-	116	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T17A	271	213	335	387	272	23,7	28,7	43,5	-	21,4	33,4	36,4	21,7	30,8	18,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T17B	484	446	357	401	289	24,2	34,8	48,2	-	16,2	34,1	28,9	23,7	27,8	19,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T22	495	520	399	415	231	23,6	34,8	-	-	16,0	30,6	25,4	22,5	30,8	18,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T25	284	249	252	235	202	13,4	16,9	-	-	15,3	-	-	14,2	16,0	11,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T30	333	220	285	228	151	18,5	23,5	29,7	-	12,3	19,1	15,4	12,6	12,0	9,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T36	177	183	157	138	134	12,4	13,1	-	-	12,2	13,6	17,6	9,70	12,4	9,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. G	56,8	24,2	32,4	14,1	16,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Station	naturlig					transp. i 1991					Zn (µg pr. musling)					transp. i 1993					transp. i 1994							
	1991	1992	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995	1995	1993	1994	1995	1992	1993	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	1994	1995	
St. L	148	145	146	178	150	330	244	242	268	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T5	484	465	475	420	528	-	-	-	-	176	197	148	183	179	165	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12Ø	623	670	-	741	673	442	434	-	-	383	454	-	356	454	293	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12SV	531	525	526	586	513	-	-	-	-	-	-	-	-	-	294	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T17A	277	246	273	426	379	174	178	150	-	187	172	196	144	192	170	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T17B	411	348	285	386	315	168	164	147	-	176	158	129	177	156	140	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T22	490	486	387	460	267	199	246	-	-	163	183	136	163	242	206	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T25	439	389	276	348	353	115	160	-	-	160	-	-	183	179	179	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T30	412	305	333	165	248	176	167	129	-	164	127	129	130	120	122	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T36	329	381	337	270	260	155	154	-	-	156	170	215	154	134	183	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. G	284	219	255	207	277	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	153	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.6 Fisk

Der er indsamlet prøver af fiskearter, som er almindeligt forekommende i området, ammassat (lodde), plettet havkat, almindelig ulk og uvak. Der blev også i 1995 indsamlet hellefisk, men prøverne gik tabt under transporten til Danmark.

Prøverne indsamles for at vurdere forureningstilstanden ved Maarmorilik ved sammenligning af tungmetalniveauerne her med ubelastede områder og med tidligere værdier. Analyserne danner også grundlag for at vurdere evt. sundhedsmæssige risici ved at spise fisk fra Maarmorilik-området. Prøverne er kun analyseret for bly, som tidligere er vist at være det eneste metal, som har været forhøjet i fisk ved Maarmorilik.

Statistisk behandling

Princippet ved den statistiske behandling af tungmetalkoncentrationen i prøver fra fisk er først at undersøge, hvorvidt størrelsen og eventuelt fiskens køn har indflydelse på metalkoncentrationen. Fiskens størrelse udtrykkes ved såkaldte "principale komponenter". Dette gøres, fordi en fisks længde og vægt ikke umiddelbart er egnet som analysevariable, da de er stærkt korrelerede. Selve analysen, der tester for størrelsens og kønnets indflydelse, er en kovariansanalyse. Såfremt kovariansanalysen viser en størrelseseffekt og effekt af køn foretages en normalisering af metalkoncentrationen til en bestemt størrelse og køn af fisken. De derved frembragte årsestimater danner grundlag for vurderingen af metalbelastningen. En mere udførlig beskrivelse af det statistiske analyseforløb fremgår af Riget et al. (1995). Resultaterne af de statistiske analyser fremgår af bilag XII. I nedenstående afsnit vil kun hovedresultaterne af den statistiske behandling blive medtaget.

Fejlagtige blyanalyser

Ved vurderinger af blyniveauet i prøver fra fisk har der 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 ved reanalyser af tidligere indsamlede prøver (Dietz et al. 1995). Årsagen hertil er de tidligere anvendte analysemetoder og procedurer, som ikke har været tilstrækkeligt kontrolleret. Som en konsekvens af dette er der derfor ved den statistiske behandling her kun medtaget blyanalyser udført af AM's eget laboratorium, hvilket vil sige analyser

tilbage til 1988. I teksten vil der dog til sammenligning med de nuværende blyniveauer blive refereret til de tidligere blyniveauer.

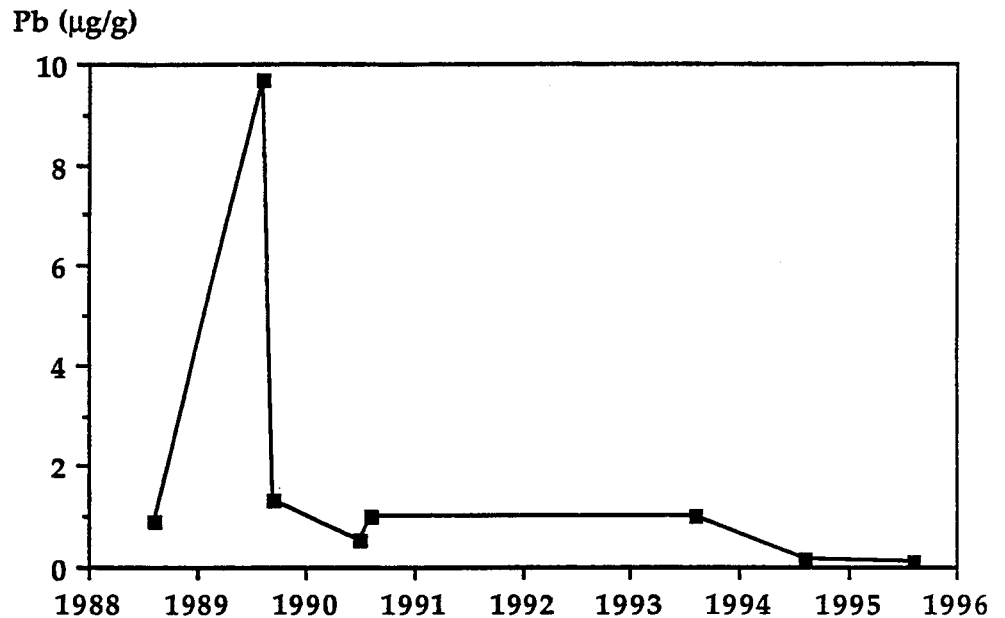
4.6.1. Ammassat

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fra 1995 fremgår af bilag VI. Blykoncentrationen viser ikke afhængighed af ammassatens størrelse i lighed med tidligere års analyser. Fiskens køn er ikke indgået i analysen da køn og størrelse hos ammassater er stærkt korrelerede (hannerne er generelt større end hunnerne). De estimerede blykoncentrationer er derfor geometriske middelværdier og fremgår sammen med medianværdier af tabel 4.6.1.1. Figur 4.6.1.1 viser det tidsmæssige forløb.

Blykoncentrationen faldt i 1994 i forhold til 1993 og er i 1995 faldet yderligere til det laveste niveau set i tidsserien. Blykoncentrationen er i 1995 efter at have været forhøjet i en længere årrække på samme niveau som ved Uummanaq. De lave blykoncentrationer i 1994 og 1995 kan skyldes, at der nu 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
Uummanaq	1988	20	0,08	0,07
Perlerfiup kangerlua	1990	20	0,40	0,39
Maarmorilik	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
Juli	1995	20	0,08	0,08



Figur 4.6.1.1. Blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i ammassat ved Maarmorilik.

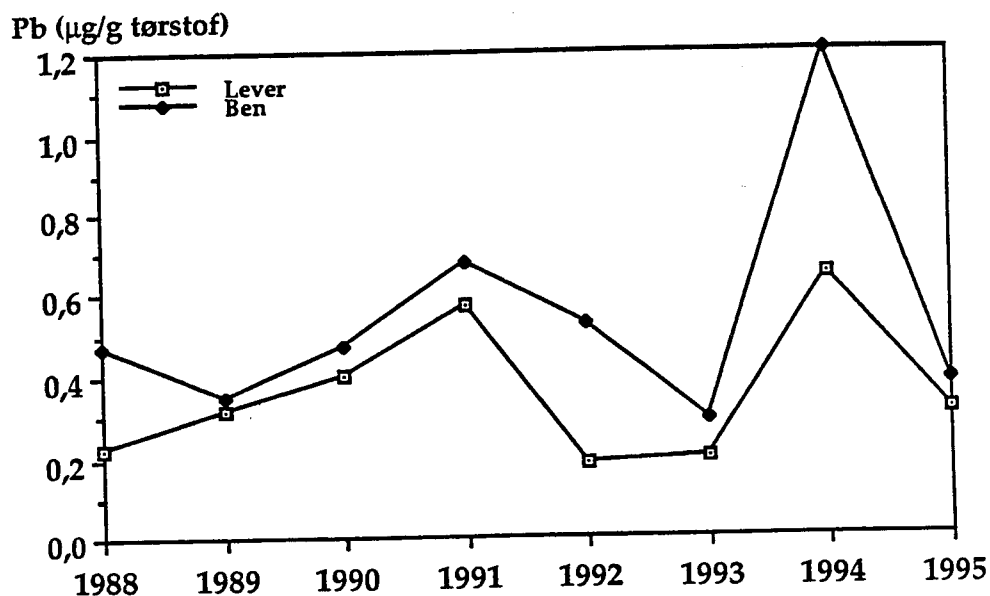
4.6.2. Plettet havkat

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VII. Blykoncentrationen i havkatlever og -ben viser afhængighed af fiskens størrelse. Således er blykoncentrationen i lever og ben lavere i en stor havkat end i en mindre havkat alt andet lige. De estimerede værdier gennem tidsserien er derfor normaliseret til samme fiskestørrelse (tabel 4.6.2.1). For havkatkød er data utilstrækkelige til at afgøre, hvorvidt blykoncentrationen er størrelsesafhængig. Derimod er der ikke fundet nogen afhængighed af fiskens køn.

Blykoncentrationen i 1995 i kød fra havkat er faldet i forhold til 1994 og er tæt på niveauet fundet i referenceområderne. Blykoncentrationen i lever og ben steg fra 1993 til 1994, men er i 1995 igen faldet (figur 4.6.2.1). Blykoncentrationen i lever og ben fra havkat er forhøjet ved Maarmorilik set i forhold til niveauerne i referenceområderne.

Tabel 4.6.2.1. Estimerede blykoncentrationer (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 75 cm og vægten 3,85 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
Amiitsuatsiaq	1993	5	<0,05*	<0,05	10	<0,06*	<0,05	10	<0,07*	<0,05
	1994	2	<0,03*	0,03	2	0,05	0,09	2	<0,03*	<0,02
Schade's øer	1995	3	0,023*	0,022	3	0,043	0,049	3	<0,02*	0,041
Sermilik	1995	2	<0,02*	<0,02	2	0,087	0,078	2	0,056	0,044
Maarmorilik	1988	9	<0,06*	<0,05	16	0,22	0,14	16	0,47	0,35
	1989	10	<0,07*	<0,05	20	0,31	0,41	20	0,34	0,18
marts-maj september	1990	10	<0,07*	0,06	20	0,40 (19)	0,38	20	0,47 (19)	0,52
	1991	4	<0,06*							
	1991	11	<0,09*	<0,05 (15)	20	0,57	1,42	20	0,67	1,39
	1992	13	<0,08*	<0,05	13	0,18	0,17	13	0,52	0,31
	1993	5	<0,06*	<0,05	10	<0,20*	0,26	10	0,29	0,23
	1994	10	0,06*	0,06	10	0,64	0,60	10	1,20	1,12
	1995	8	<0,035*	0,034	8	0,311	0,294	8	0,379	0,376



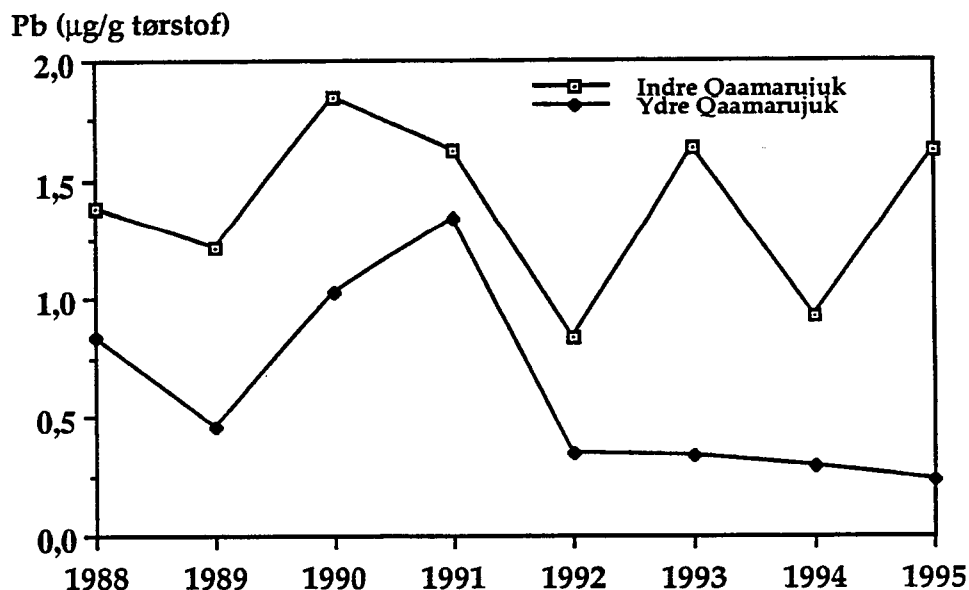
Figur 4.6.2.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen i lever og ben fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik. Værdierne er normaliseret til en havkat med længden 75 cm og vægten 3,85 kg.

4.6.3 Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VIII.

Blykoncentrationen i kød og ben fra ulke viser ingen afhængighed fiskestørrelse, levervægt og køn. For blykoncentrationen i ulkelever 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 4.6.3.1.

Blykoncentrationen i kød, lever og ben fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk-fjorden er i 1995 steget i forhold til 1994. Niveaueet i 1995 er dog ikke højere end set tidligere i perioden. I den ydre del af Qaamarujuk-fjorden er blykoncentrationen i kød, lever og ben i 1995 lavere eller på samme niveau som i 1994. Blyniveaueet er lettere forhøjet i kød fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk-fjorden i forhold til i referenceområdet Amitsuatsiaq, mens niveaueet i kød fra ulke fanget i den ydre del af Qaamarujuk-fjorden ikke er forhøjet. I lever og ben fra ulk er blyniveaueet tydeligt forhøjet ved Maarmorilik med højere værdi i indre end i ydre Qaamarujuk (mht bly i ulkelever se figur 4.6.3.1).



Figur 4.6.3.1. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lever fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujukfjorden. Værdierne er normaliseret til en ulk med længden 27 cm, vægten 0,23 kg og levervægten 7,84 g.

Tabel 4.6.3.1. Estimerede blykoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i ulke fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Der er normaliseret til en fisk med længden 27,0 cm og vægten 0,23 kg og levervægten 7,84 g. * 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
Amitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,03*	<0,02			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk		
	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
	1995	10	0,107*	0,095	10	0,027*	0,028
	LEVER						
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est. Pb	med. Pb
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,06*	0,04			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk		
	1988	10	1,39	1,35	10	0,83	0,79
	1989	10	1,22	0,77	10	0,46	0,28
	1990	10	1,84	1,98	10	1,02	1,69
	1991	10	1,62	1,55	9	1,34	3,16
	1992	10	0,84	0,42	10	0,34	0,33
	1993	10	1,63	2,44	10	0,33	0,20
	1994	10	0,92	1,37	10	0,29	0,45
	1995	10	1,62	1,52	10	0,239	0,226
	BEN						
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est. Pb	med. Pb
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05			
	1994	10	0,11*	0,08			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk				Ydre Qaamarujuk		
	1988	10	9,83*	12,0	10	5,70*	3,42
	1989	10	6,56*	6,09	10	2,40*	2,54
	1990	10	9,04*	11,1	10	4,06*	2,97
	1991	10	9,03*	7,53	10	6,46*	6,39
	1992	10	3,97*	4,09	10	1,69*	2,34
	1993	10	6,80*	16,4	10	1,62*	2,08
	1994	10	4,42*	4,77	10	2,03*	1,67
1995	10	9,67*	9,74	10	1,31*	1,50	

4.6.4. Uvak

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag IX. Blykoncentrationen i kød fra uvak viser ingen afhængighed af fiskens størrelse og køn (tabel 4.6.4.1).

Tabel 4.6.4.1. Estimerede blymetalkoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i uvakkød fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i µg/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	UVAK		est. Pb	med. Pb
	År	n		
Amiitsuatsiaq	1993	5	<0,05	0,05
	1994	10	<0,02	<0,02
Spragle Bugt	1995	4	<0,02	0,02
Maarmorilik	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
	1995	11	0,037	0,034

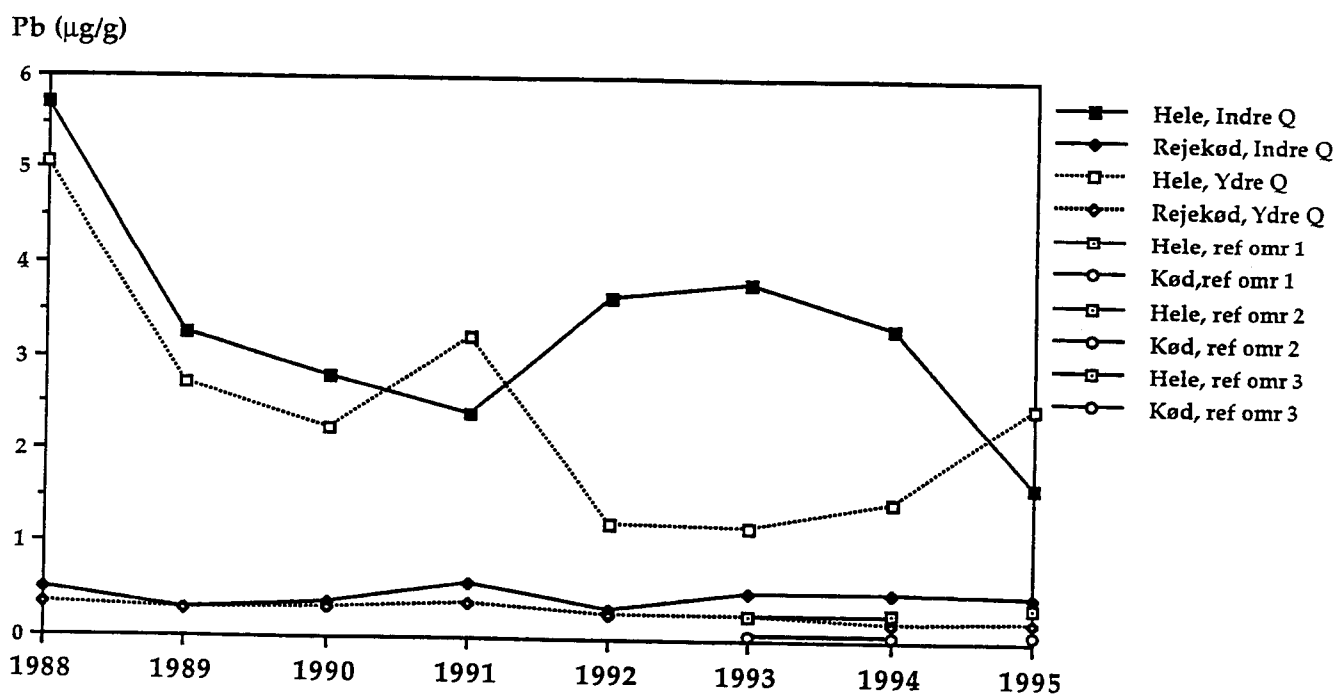
Blykoncentrationen i kød fra uvak i 1995 svarer til, hvad der blev fundet i 1994 og er kun lettere forhøjet i forhold til referenceområderne Amitsuatsiaq og Spragle Bugt.

4.7 Rejer

Der indsamles prøver af dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) ved Maarmorilik, som et led i vurderingen af forureningstilstanden i området. Prøverne opdeles i kød og de resterende hoved- og skaldele og analyseres for bly. Analyseresultaterne fra de enkelte prøver i 1995 fremgår af bilag X og resultaterne af den statistiske behandling af bilag XIII.

Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød er afhængig af rejestørrelsen, hvorimod dette ikke er tilfældet for hele rejer (vægtet gennemsnit af resultaterne fra kød og hoved/skaldele). De estimerede værdier i rejekød er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Estimerne fremgår af tabel 4.7.1.

Blykoncentrationen i indre Qaamarujuk er i 1995 faldet i forhold til i 1994, mens blykoncentrationen i ydre Qaamarujuk er steget. Ændringerne i rejekød er betydelig mindre end ændringerne i hele rejer.



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

Blyniveauet i rejer fra både indre og ydre Qaamarujuk er tydeligt forhøjet set i forhold til referenceområderne. Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav. I perioden 1988-95 er der ingen tydelig tidsmæssig tendens i blykoncentrationen i rejer (figur 4.7.1.). Blyniveauet i 1990'erne er dog en faktor 2 lavere end i starten af 1980'erne.

Tabel 4.7.1.1. Estimerede blykoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejer. Koncentrationen i rejekød er normaliseret til individvådvægt 5 g. Koncentrationer i hele rejer og i rejekød er estimeret hver for sig.

År	Indre Qaamarujuk	
	Hele rejer	Rejekød
1988	5,70	0,511
1989	3,25	0,293
1990	2,81	0,361
1991	2,40	0,582
1992	3,65	0,311
1993	3,82	0,509
1994	3,34	0,514
1995	1,64	0,493
Ydre Qaamarujuk		
	Hele rejer	Rejekød
1988	5,07	0,342
1989	2,73	0,304
1990	2,23	0,325
1991	3,22	0,371
1992	1,24	0,263
1993	1,20	0,277
1994	1,47	0,191
1995	2,51	0,204
Amitsuatsiaq		
	Hele rejer	Rejekød
1993	0,261	0,060
1994	0,270	0,058
Salleq		
	Hele rejer	Rejekød
1994	0,297	0,056
Schade's øer		
	Hele rejer	Rejekød
1995	0,370	0,072

Referencer

Asmund, G. 1992. Lead and zinc pollution for marine dumping of waste rock from lead/zinc mining. Mining in the Arctic, Bandopadhyay & Neilson (eds). 1992 Balkema, Rotterdam.

Dietz, R., Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1995. Heavy Metals in the Greenland Marine Environment. National Assessment Report. First draft. Grønlands Miljøundersøgelser, marts 1995. 144 pp.

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

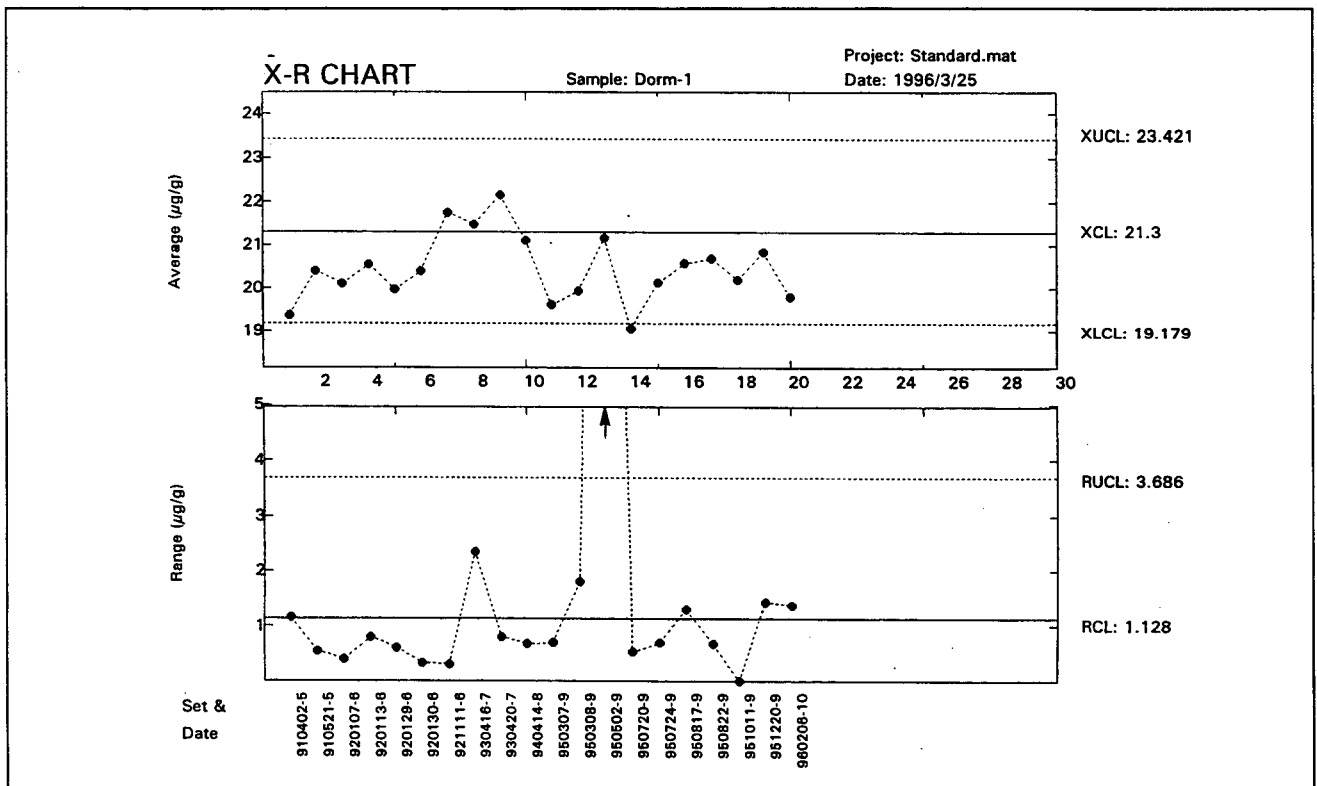
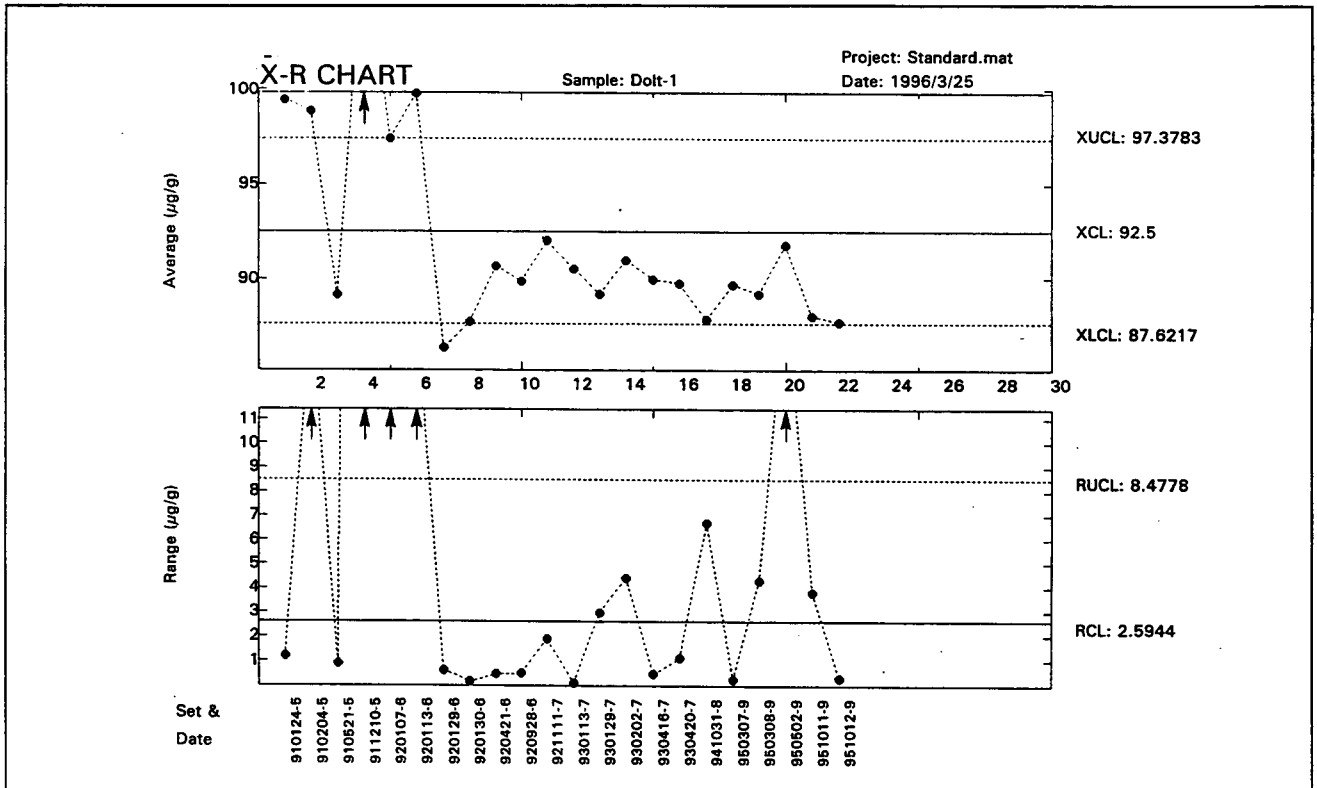
Johansen, P., Hansen, M.M., Asmund, G. & Nielsen P.B. 1991. Marine Organisms as Indicators of Heavy Metal Pollution - Experience from 16 Years of Monitoring at a Lead Zinc Mine in Greenland. Chemistry and Ecology 1991.

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

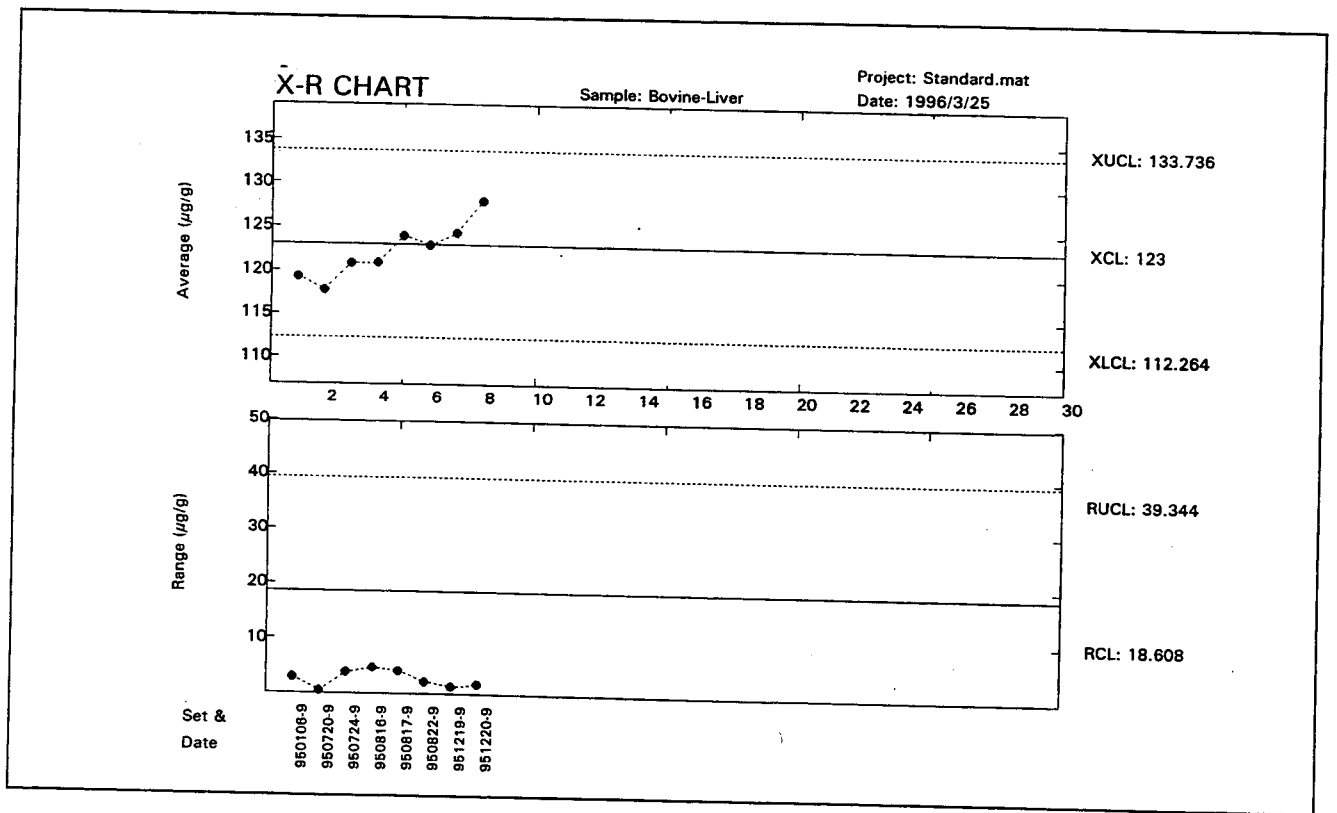
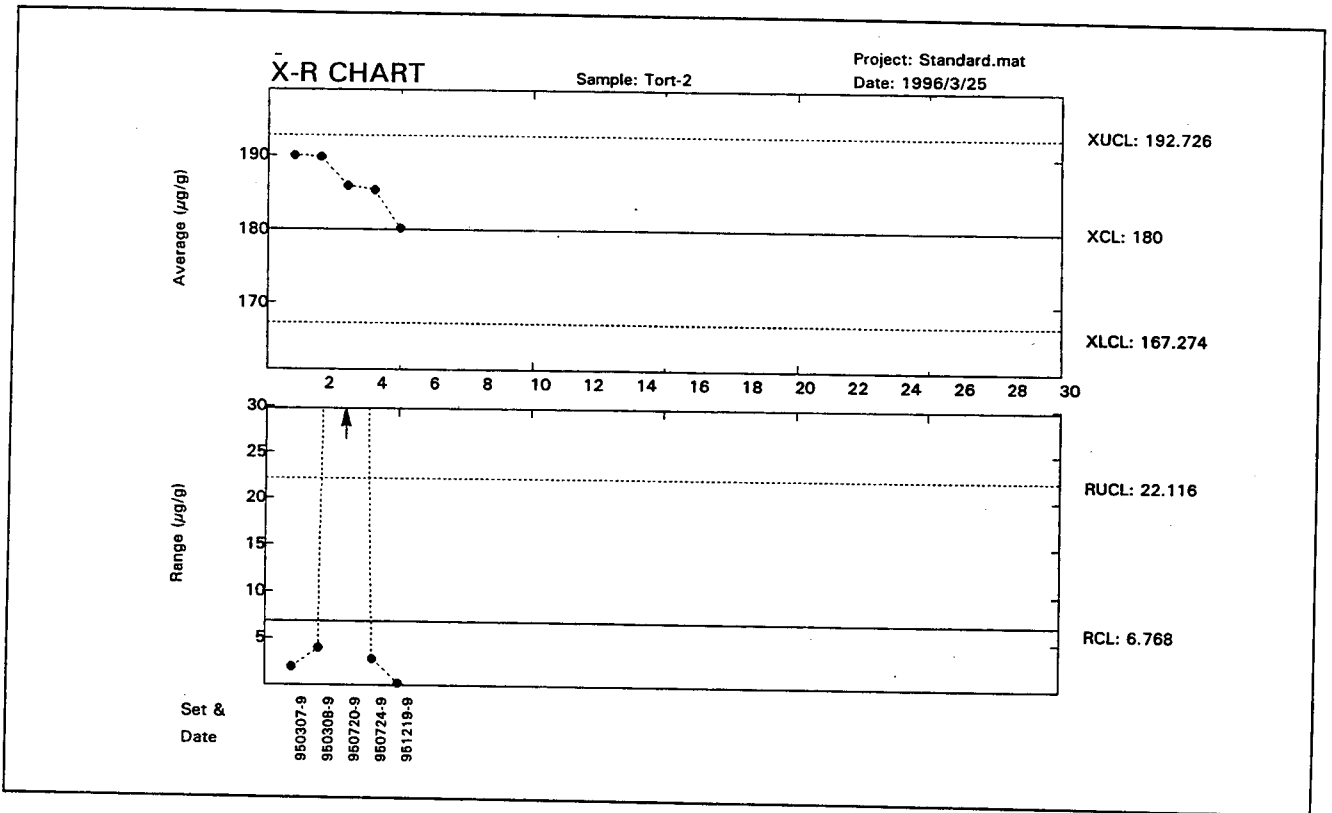
Pilegaard, K. 1983. Biological monitoring of airborne metal pollution around a lead-zinc mine in Greenland. 1133-1136 in Proc. Int. Conf.: Heavy Metals in the Environment. Heidelberg sept. 1983.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1995. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1994. Danmarks Miljøundersøgelser, juli 1995, 124 pp. et al 1995.

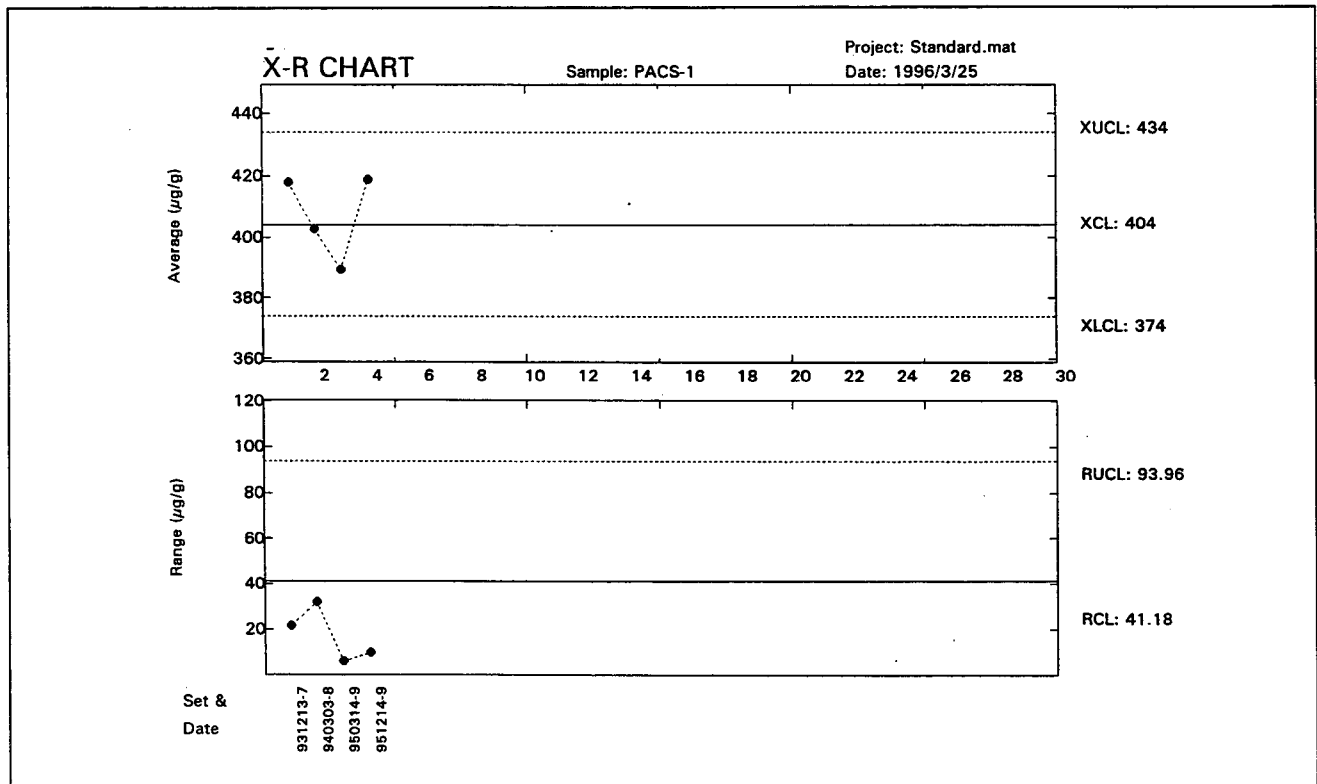
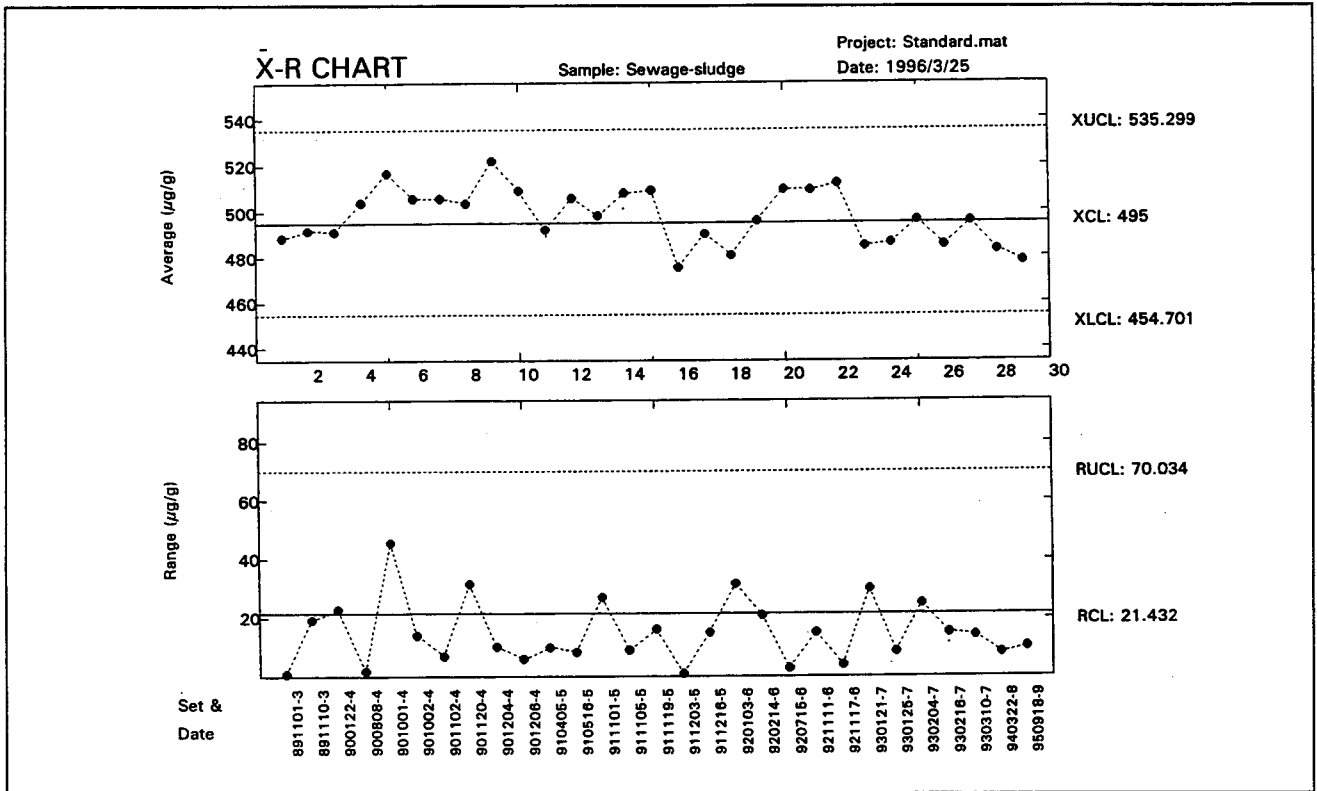
Bilag I. Analysekontrollkort



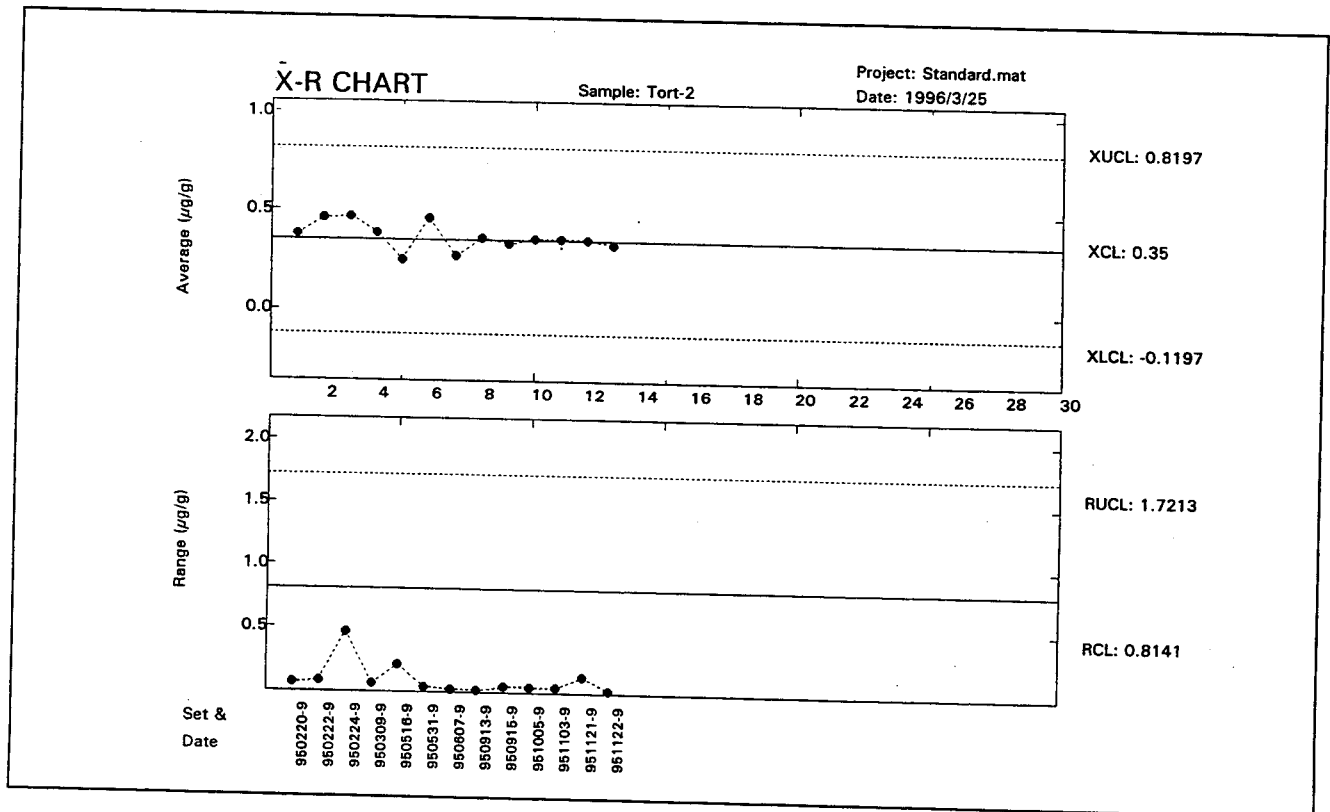
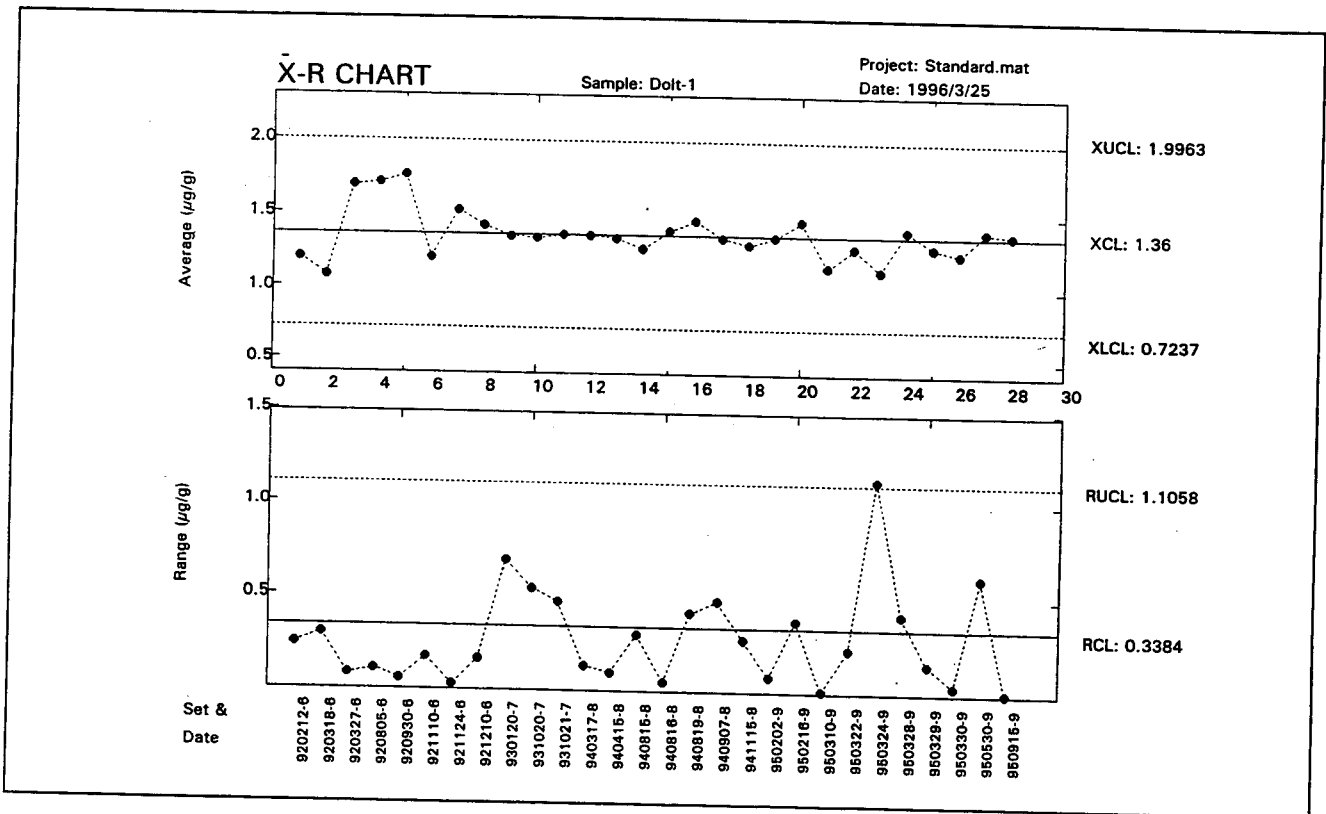
1. Kontrollkort for zink



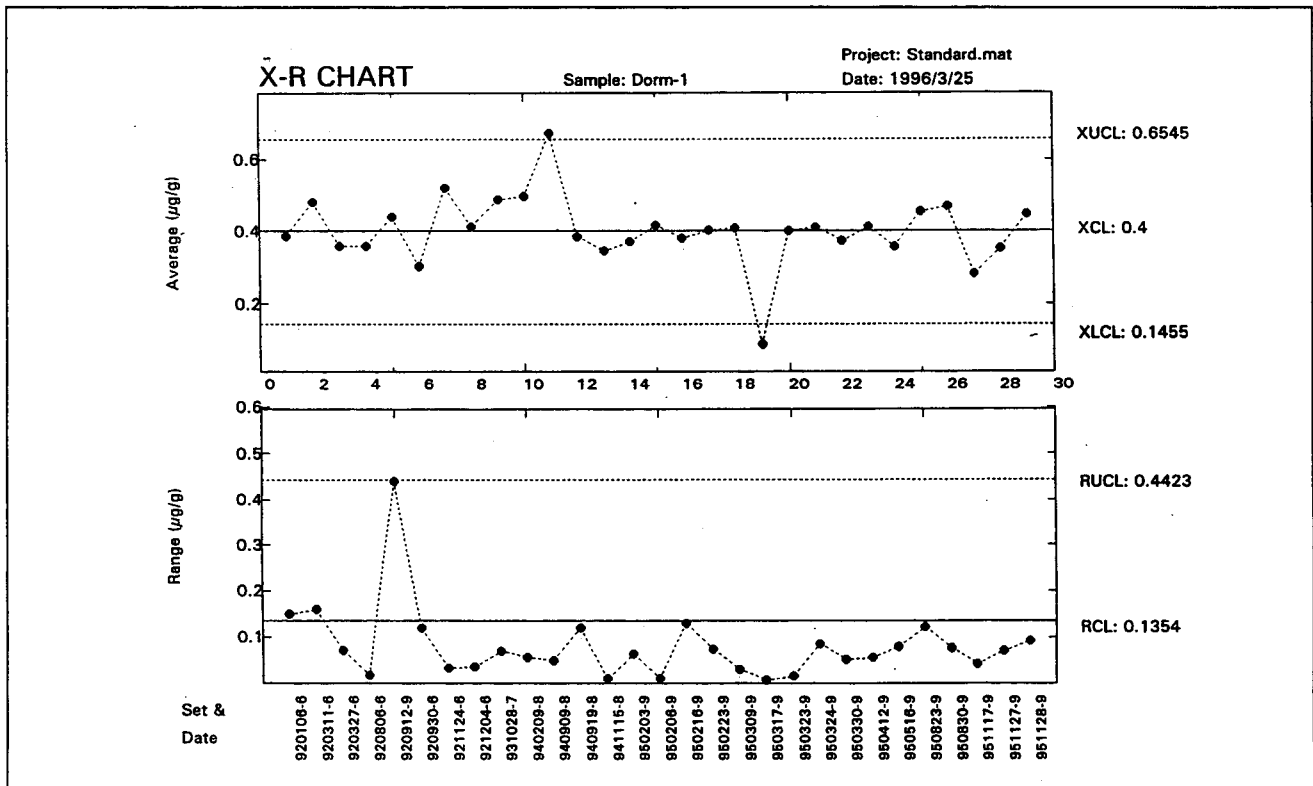
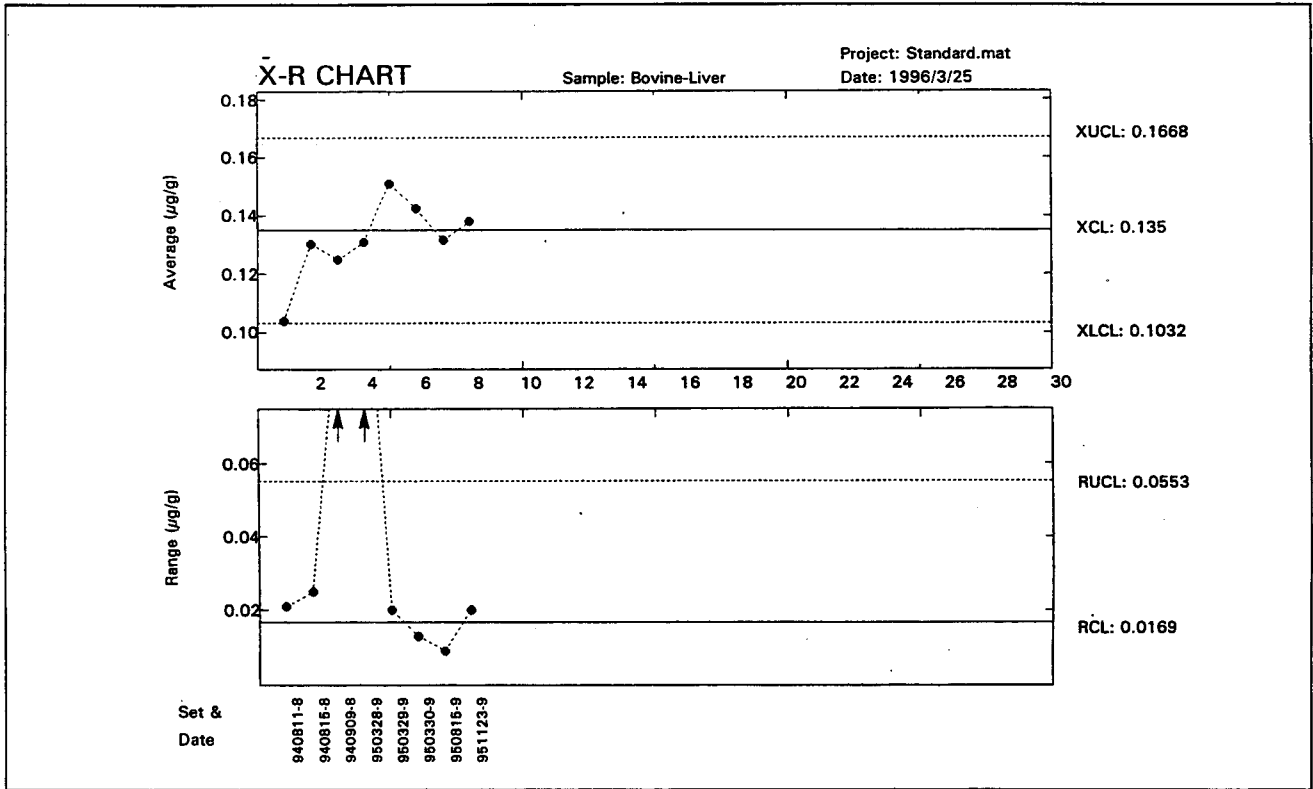
2. Kontrollkort for zink



3. Kontrollkort for bly ved flamme AAS



4. Kontrollkort for bly ved grafitovns-AAS



5. Kontrollkort for bly ved grafitovns-AAS

Bilag II. Pb og Zn i *Cetraria nivalis*

Maarmorilik 1995

IDNR	Lokalitet	Pb mg/g	Zn mg/g
17749	T 6	17,5	34,4
17633	T 25	24,7	24,6
17857	T 37	19,7	27,6
17857	T 37	20,0	31,5
17754	T 36	15,6	36,2
17620	T 12 SV	282	97,2
17681	T 5	38,4	49,1
17681	T 5	42,4	44,3
17859	L	1,12	14,3
17664	T 22	99,0	44,7
17617	T 3	17,3	21,1
17618	T 2	30,7	30,3
17619	T 10	129	60,3
17829	G	1,76	17,3
17830	V	0,45	9,67
17632	T 17 B	79,9	54,7
17634	T 17 A	58,9	41,0
17635	T 17	38,4	42,6
17635	T 17	43,8	40,5
17636	T 17 C	211	66,7
17750	T 15 A	76,4	73,6
17753	T 33	1,86	16,2
17856	T 38	1,20	18,0
17856	T 38	0,91	17,2
17662	T 29	17,2	30,2
17663	T 30	44,2	35,0
17680	T 15	52,5	46,6
17682	T 12 Ø	93,4	71,0
17682	T 12 Ø	95,4	72,7
17777		142,4	59,8
17775		45,0	31,5
17776		22,2	26,5
17778		600	118
17779		322	74,7
17781		58,7	48,8
17780		77,8	41,4

Bilag III. Vandanalyser Maarmorilik august 1995

Station	Dato	Dybde	Temp, °C	Zn, mg/kg	Pb, mg/kg
st 1	22.08.95	0m		1,98	0,094
		10m		1,84	0,101
		20m		3,25	0,113
		30m		19,9	0,223
		40m		30,8	0,210
		50m		30,1	0,189
st 3	22.08.95	0m	7,50	1,41	0,129
		10m	4,48	1,27	0,198
		20m	2,21	2,84	0,228
		30m	-1,57	21,0	0,207
		40m	-1,47	29,5	0,198
		50m	-1,57	36,4	0,381
st 10	23.08.95	0m		1,26	0,113
		10m		1,08	0,137
		20m		1,10	0,064
		30m		0,99	0,064
		40m		1,94	0,119
		50m		1,12	0,100
		75m		1,25	0,129
		100m		2,04	0,310
st 12	23.08.95	0m	8,76	1,57	0,087
		10m	3,50	0,84	0,083
		20m	2,37	0,99	0,055
		30m	1,05	1,12	0,070
		50m	-0,72	1,48	0,044
		75m	-0,40	1,46	0,091
		100m	-0,71	1,58	0,056
		150m	-0,13	2,09	0,058
		Bund	0,15	1,76	0,071
st 16	24.08.95	0m		1,01	0,061
		10m		0,58	0,137
		20m		0,55	0,039
		30m		1,02	0,068
		50m		0,72	0,054
		75m		0,76	0,063
		100m		0,96	0,105
		150m		1,78	0,055
		200m		2,54	0,059
st R	29.08.95	0m		5,38	0,083
		10m		0,94	0,026
		20m		1,25	0,028
		30m		0,71	0,013
		50m		1,36	0,038

Bilag IV. Tungmetalkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang.

Indsamlet ved Maarmorilik i 1995. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 2.1 og 2.2. Enkelte prøver er dobbeltbestemt (to prøver af homogenatet).

Station	Inds.dato	Art	ID-nr.	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
G	26.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17839	0,349	13,0
		- dobbeltbestemmelse		0,293	13,1
		<i>Fucus distichus</i>	17841	0,263	13,3
L	29.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17862	0,372	8,74
		- dobbeltbestemmelse		0,404	8,72
		<i>Fucus distichus</i>		0,205	7,13
V	26.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17832	0,463	12,6
		<i>Fucus distichus</i>	17833	0,554	10,3
T1	22.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17605	8,20	239
		<i>F. vesiculosus</i>	17606	8,26	223
T1A	26.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17826	26,8	495
		<i>Fucus distichus</i>	17831	22,8	533
T2	22.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17607	1,88	68,1
		<i>Fucus distichus</i>	17608	2,49	57,2
T3	22.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17614	2,35	72,1
		<i>Fucus distichus</i>	17615	2,05	64,3
T5	25.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17805	3,39	50,3
		<i>Fucus distichus</i>	17807	3,88	55,1
T6	25.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17835	2,91	53,0
		<i>F. vesiculosus</i>	17836	1,51	45,6
T7	25.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17837	1,13	58,5
		<i>F. vesiculosus</i>	17838	1,31	58,8
T10	22.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17616	4,94	134
		<i>Fucus distichus</i>	17613	4,36	161
		- dobbeltbestemmelse		4,88	152
T12Ø	25.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17819	12,0	462
		- dobbeltbestemmelse		12,0	464
		<i>Fucus distichus</i>	17820	13,1	394
T12SV	22.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17611	10,3	288
		<i>Fucus distichus</i>	17612	9,99	283
T12SV	22.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17609	9,54	247
		<i>F. vesiculosus</i>	17610	9,82	233
T15	25.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17825	5,61	259
		- dobbeltbestemmelse		4,70	264
		<i>Fucus distichus</i>	17822	5,70	235
T15A	25.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17844	4,83	207
		- dobbeltbestemmelse		4,17	208
		<i>Fucus distichus</i>	17842	3,15	181
T17	23.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17649	5,89	162
		<i>F. vesiculosus</i>	17650	6,54	158
T17A	23.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17651	3,39	112
		<i>F. vesiculosus</i>	17654	4,10	113

fortsættes næste side

Station	Inds.dato	Art	ID-nr.	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T17B	23.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17648	5,85	134
		<i>F. vesiculosus</i>	17655	6,73	142
T17C	23.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17652	6,79	148
		<i>F. vesiculosus</i>	17653	7,03	160
T22	24.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17691	1,54	61,1
		<i>Fucus distichus</i>	17693	1,75	66,2
T25	23.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17641	1,52	52,0
		<i>F. vesiculosus</i>	17643	1,38	49,6
		<i>Fucus distichus</i>	17645	1,67	50,4
		<i>Fucus distichus</i>	17647	1,24	46,8
T29	24.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17695	2,26	72,0
		- dobbeltbestemmelse		2,34	72,7
		<i>F. vesiculosus</i>	17696	2,00	71,9
T30	24.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17686	2,65	76,6
		<i>F. vesiculosus</i>	17687	3,10	89,2
		- dobbeltbestemmelse		3,08	89,0
T33	26.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17827	0,564	21,5
		<i>F. vesiculosus</i>	17828	0,407	20,2
T36	26.8.95	<i>F. vesiculosus</i>	17823	0,990	40,5
		<i>F. vesiculosus</i>	17824	0,916	38,5
T37	27.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17847	0,542	28,3
		<i>Fucus distichus</i>	17848	0,464	26,2
T38	27.8.95	<i>Fucus distichus</i>	17850	0,297	10,8
		- dobbeltbestemmelse		0,342	10,3
		<i>Fucus distichus</i>	17851	0,295	13,0

Bilag V. Tungmetalkoncentrationen i blåmusling (*Mytilus edulis*).

Indsamlet ved Maarmorilik og i Ummannaq-fjorden i 1995. 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 (µg/g)	Zn (µg/g)	
G	26.8.95	17833	13	7,6	4,73	26,1	5,66	94,6	
		tr 94 17840	7	6,4	1,42	17,8	1,90	116	
		17843	7	7,5	2,93	19,2	2,92	115	
		17845	7	8,3	3,55	18,2	2,36	83,0	
V	26.8.95	tr 94 17846	6	6,4	2,31	20,1	1,34	74,2	
		- dobbeltbestemmelse					1,30	74,8	
		17849	7	8,5	3,87	17,9	2,22	67,8	
		17852	7	7,7	3,21	18,2	2,92	100	
L	29.8.95	17861	20	6,6	1,52	17,7	1,33	118	
		tr 91 17860	15	7,9	2,02	14,9	240	234	
T5	25.8.95	17685	11	7,6	3,81	22,6	194	224	
		tr 92 17808	6	8,4	4,07	19,4	17,8	74,6	
		tr 93 17809	7	8,4	4,19	18,7	15,9	68,4	
		tr 94 17810	5	6,5	2,93	22,4	9,86	86,9	
		17811	6	8,4	4,11	18,1	8,58	69,2	
- dobbeltbestemmelse						8,50	68,8		
T12Ø	25.8.95	17803	4	8,3	5,20	20,9	626	257	
		tr 93 17804	4	6,7	2,94	21,7	123	229	
		17806	7	7,4	3,21	19,5	96,6	172	
		tr 94 17801	7	7,6	2,56	21,7	65,4	173	
		17802	7	8,5	4,04	17,2	53,1	163	
T12SV	22.8.95	17604	20	7,8	3,43	19,7	655	290	
		tr 94 17601	6	8,6	2,58	16,0	76,9	262	
		17602	7	6,6	2,04	19,6	82,2	213	
		17603	7	7,3	1,81	16,0	95,5	170	
T15	25.8.95	17684	19	7,6	3,13	23,2	182	205	
		- dobbeltbestemmelse					177	198	
T17A	23.8.95	17631	20	6,9	2,15	20,2	166	231	
		tr 92 17624	9	8,2	2,45	14,1	35,8	178	
		17626	6	7,3	1,97	14,8	26,0	143	
		17627	6	7,9	2,26	15,4	22,6	133	
		tr 93 17628	7	8,3	2,95	16,0	20,9	116	
		17629	7	7,2	2,44	19,3	19,3	118	
		- dobbeltbestemmelse						18,8	119
		tr 94 17630	7	7,9	2,85	17,0	16,2	114	
tr 94	17621	7	6,6	1,23	16,0	14,8	157		
	17623	7	8,5	2,68	14,9	16,1	140		
	17625	7	7,5	2,46	17,8	12,4	109		
	17622	20	7,0	2,31	20,2	169	184		
T17B	23.8.95	tr 92 17688	7	7,4	2,20	19,6	17,4	80,8	
		17689	5	8,3	2,64	17,4	25,5	98,7	
		17690	8	7,7	1,48	14,7	31,0	157	
T17B	tr 93	17692	7	7,7	2,14	15,1	23,3	129	
		17694	7	8,7	1,65	11,6	28,7	163	
		17695	7	7,4	1,93	14,2	25,3	143	

fortsættes næste side

Station	Inds.dato	Id-nr.	Antal	lgd (cm)	vgt (g)	tørstof (%)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T17B	tr 94	17698	7	7,4	1,92	15,7	17,3	139
		17699	7	8,4	2,89	15,9	14,4	87,6
		17700	7	6,4	0,87	13,0	19,1	157
T22	24.8.95	17669	17	7,5	3,51	23,4	180	208
	tr 92	17667	8	8,3	2,15	14,9	24,0	106
		17668	8	7,9	3,26	19,9	13,4	85,5
	tr 93	17658	6	8,5	3,19	16,5	20,7	147
		17659	6	6,9	2,96	22,7	14,3	134
		17660	6	7,4	2,57	17,8	17,0	120
	tr 94	17661	7	8,5	4,35	19,0	7,79	101
		17665	7	7,7	3,30	20,7	10,4	122
		17666	7	6,7	2,08	19,5	11,2	99,2
T25	23.8.95	17637	20	7,3	2,59	19,9	116	205
	- dobbeltbestemmelse						114	198
	tr 93	17638	6	8,7	3,95	16,6	9,54	108
		17642	6	6,8	2,55	21,0	7,89	110
		17644	6	8,4	3,52	17,0	8,82	73,2
	tr 94	17646	7	7,6	2,89	18,0	5,69	69,6
		17656	6	6,7	2,40	19,6	4,70	109
		17657	7	8,4	2,99	16,0	9,40	138
T29	24.8.95	17683	20	7,4	2,79	21,4	96,1	143
T30	24.8.95	17670	20	7,3	1,96	18,0	114	187
	tr 92	17675	7	7,7	1,68	16,0	17,4	127
		17678	5	7,4	2,36	20,2	9,23	76,2
		17679	7	8,3	2,09	15,9	13,5	134
	tr 93	17671	6	8,3	3,26	17,6	4,82	57,7
		17672	7	7,7	1,24	12,8	15,5	126
	- dobbeltbestemmelse						15,8	129
		17673	5	6,6	1,33	15,2	15,1	174
	tr 94	17674	7	7,6	1,98	17,7	7,27	86,6
		17676	7	6,6	1,27	17,8	8,38	132
		17677	7	8,4	2,53	16,7	8,28	97,2
T33	26.8.95	17812	17	7,7	3,27	20,6	46,6	137
T36	26.8.95	17814	18	7,8	3,21	22,2	71,6	139
	tr 92	17813	3	7,9	3,08	17,7	10,1	123
	tr 93	17815	5	8,2	3,25	16,9	6,65	75,5
		17818	6	8,8	3,42	17,6	9,18	94,5
	tr 94	17816	3	7,7	2,92	18,9	5,19	100
		17817	7	6,8	2,19	19,3	3,52	94,6
		17821	7	7,5	2,79	19,6	7,91	119
T37	27.8.95	17854	20	7,2	2,16	18,6	32,1	142
T38	27.8.95	17853	11	7,3	2,55	18,5	13,7	144
		17855	20	4,8	1,09	23,9	1,62	78,3

Bilag VI. Blykoncentrationen i ammassat

Indsamlet i juli 1995 i indre Qaamarujuk.

Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (g)	Køn	Tørstof (%)	Pb (µg/g)
17171	18,5	41,1	M	24,4	0,100
17172	18,1	39,3	M	24,2	0,063
17173	17,2	26,7	F	25,7	0,083
17174	17,1	31,9	F	25,9	0,080
17175	17,2	34,6	F	26,9	0,051
17176	17,8	34,8	M	23,4	0,075
17177	18,7	42,7	F	24,3	0,080
17178	18,5	33,1	F	26,4	0,140
		dobbeltbestemmelse			0,139
17179	18,5	39,2	M	25,4	0,077
17180	16,0	20,4	F	19,9	0,099
17181	18,4	38,8	M	25,2	0,073
17182	15,5	24,8	F	22,0	0,096
		dobbeltbestemmelse			0,104
17183	18,6	38,9	M	23,0	0,133
17184	17,4	31,7	F	23,0	0,147
17185	18,2	38,2	M	21,2	0,111
17186	18,5	41,7	M	23,7	0,046
17187	13,9	15,1	F	24,7	0,062
17188	18,7	43,1	M	23,6	0,060
17189	18,4	38,3	F	26,0	0,090
17190	18,9	40,2	M	26,2	0,073

Bilag VII. Blykoncentrationen i plettet havkat.

Vævstyper (Væv) er muskel (M), lever (L) og ben (B). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområderne Schade's øer (Sh) og Sermilik (S).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g					
23.8.95	B	17707	76	4,25	M	M	19,8	0,022					
						L	39,5	0,372					
						L		0,442					
Dobbeltbestemmelse						B	36,8	0,616					
23.8.95	B	17708	92	7,53	F	M	18,2	0,030					
						L	36,7	0,191					
						B	33,5	0,195					
24.8.95	B	17724	57	1,66	M	M	15,6	0,013					
						Dobbeltbestemmelse						M	0,022
						L	21,5	0,059					
25.8.95	B	17747	102	10,9	F	B	27,8	0,020					
						M	13,9	0,095					
						L	28,1	2,18					
25.8.95	B	17755	49	0,95	F	B	26,0	7,79					
						M	18,5	0,054					
						M		0,043					
Dobbeltbestemmelse						L	27,1	1,67					
30.8.95	B	17763	106	12,9	M	B	32,7	1,57					
						M	20,4	0,080					
						M		0,059					
Dobbeltbestemmelse						L	53,0	0,111					
30.8.95	B	17764	86	5,57	M	L		0,121					
						B	41,8	0,353					
						M	16,0	0,038					
25.8.95	C	17748	46	0,89	F	L	26,9	0,150					
						B	28,9	0,130					
						M	17,0	0,016					
28.8.95	Sh	17756	38,5	0,57	M	L	27,0	0,396					
						B	25,6	0,398					
						M	18,7	0,018					
29.8.95	Sh	17757	71	3,15	M	L	32,5	0,139					
						B	34,5	0,044					
						B		0,037					
29.8.95	Sh	17758	104	12,3	M	M	17,4	0,022					
						L	39,3	0,049					
						B	37,2	0,050					
1.9.95	S	17765	83	5,04	F	M	20,9	0,033					
						M		0,025					
						L	53,1	0,024					
Dobbeltbestemmelse						B	41,0	<0,001					
1.9.95	S	17766	93	7,28	F	M	21,4	<0,001					
						M		<0,001					
						L	48,7	0,121					
Dobbeltbestemmelse						B	39,2	0,041					
1.9.95	S	17766	93	7,28	F	B		0,035					
						M	17,1	0,036					
						L	40,7	0,034					
						B	34,9	0,050					

Bilag VIII. Blykoncentrationen i ulk.

Vævstyper (Væv) er muskel (M), lever (L) og ben (B). Lokalteter er Indre Qaamarujuk (B) og Ydre Qaamarujuk (C)

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g		
23.8.95	B	17714	30,5	0,32	F	M	18,8	0,061		
						L	28,1	0,561		
						Dobbeltbestemmelse		L		1,10
23.8.95	B	17715	21,2	0,11	M	B	35,0	3,73		
						M	18,1	0,171		
						L	22,4	3,23		
23.8.95	B	17716	30,8	0,38	F	B	31,8	9,28		
						M	17,0	0,068		
						L	24,7	1,21		
23.8.95	B	17717	22,8	0,13	M	B	31,9	5,75		
						M	18,6	0,071		
						L	20,0	2,26		
23.8.95	B	17718	30,4	0,30	F	B	33,4	10,2		
						M	17,3	0,038		
						L	23,7	0,385		
23.8.95	B	17719	30,7	0,33	F	B	30,9	17,3		
						M	17,1	0,219		
						Dobbeltbestemmelse		M		0,156
23.8.95	B	17720	24,2	0,14	M	L	25,2	1,47		
						Dobbeltbestemmelse		L		1,61
						B	33,8	3,58		
23.8.95	B	17721	32,2	0,46	F	M	19,0	0,393		
						L	25,5	6,18		
						B	29,7	29,8		
23.8.95	B	17722	25,0	0,18	M	M	20,7	0,036		
						L	32,8	0,608		
						B	37,5	7,04		
23.8.95	B	17723	35,5	0,60	F	B		7,62		
						M	17,7	0,118		
						L	27,2	1,67		
23.8.95	B	17723	35,5	0,60	F	B	32,6	14,4		
						M	16,6	0,327		
						L	32,7	1,50		
24.8.95	C	17725	32,1	0,40	F	B	32,5	18,6		
						Dobbeltbestemmelse		B		17,7
						M	17,0	0,052		
24.8.95	C	17726	28,0	0,20	M	L	28,3	0,182		
						B	26,2	2,50		
						M	17,9	0,022		
24.8.95	C	17726	28,0	0,20	M	L	28,2	0,214		
						B	31,2	1,69		

fortsættes næste side

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g	
24.8.95	C	17727	32,0	0,37	F	M	17,5	0,034	
						Dobbeltbestemmelse	M	0,030	
							L	23,8	0,353
						Dobbeltbestemmelse	L	0,348	
							B	32,9	2,81
						Dobbeltbestemmelse	B	2,82	
24.8.95	C	17728	22,2	0,12	M	M	17,9	0,095	
						L	26,8	1,76	
						B	29,9	2,85	
24.8.95	C	17729	29,9	0,32	F	M	18,6	0,012	
						L	29,3	0,058	
						B	35,0	0,667	
24.8.95	C	17730	24,1	0,14	M	M	20,7	0,026	
						L	31,0	0,958	
						B	35,7	2,25	
24.8.95	C	17731	23,6	0,16	M	M	18,9	0,016	
						M	0,017		
						L	30,8	0,218	
						B	33,2	0,973	
24.8.95	C	17732	25,1	0,16	F	M	18,3	0,029	
						L	26,6	0,233	
						B	36,5	0,992	
24.8.95	C	17733	24,0	0,15	M	M	20,1	0,009	
						L	23,9	0,090	
						B	37,0	0,225	
24.8.95	C	17734	22,1	0,10	M	M	18,9	0,047	
						L	28,6	1,18	
						B	29,1	1,31	

Bilag IX. Blykoncentrationen i muskel (M) fra uvak.

Lokaliteter er Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C) og referenceområdet Spragle Bugt (S).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g	
23.8.95	B	17701	56	1,77	M	M	17,2	0,183	
23.8.95	B	17702	60	3,58	F	M	18,3	0,043	
23.8.95	B	17703	56	2,10	F	M	17,5	0,035	
23.8.95	B	17704	51	2,47	M	M	18,3	0,020	
23.8.95	B	17705	59	2,73	F	M	19,3	0,030	
23.8.95	B	17706	58	3,05	F	M	19,2	0,021	
23.8.95	C	17709	61	2,94	F	M	18,4	0,033	
23.8.95	C	17710	65	3,64	F	M	18,7	0,047	
		Dobbeltbestemmelse							0,070
23.8.95	C	17711	64	3,04	F	M	18,0	0,043	
23.8.95	C	17712	60	2,74	M	M	18,1	0,030	
		Dobbeltbestemmelse							0,037
23.8.95	C	17713	62	3,25	F	M	18,6	0,018	
3.9.95	S	17767	51	1,80	M	M	20,5	<0,001	
3.9.95	S	17768	52	1,70	F	M	18,7	<0,001	
		Dobbeltbestemmelse							0,010
3.9.95	S	17769	48	1,40	M	M	19,4	0,008	
3.9.95	S	17770	51	1,90	F	M	18,8	0,001	

Bilag X. Blykoncentrationen i rejepøver.

Indsamlet i Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C), referenceområdet Schade's øer (H) i september 1995. Individierne er poollet i størrelsesgrupper efter skjoldlængde. H+S betyder hoved- og skaldele. Analyseresultater er i µg/g tørstof.

Inds.	Lok	N	Tot.vægt (g)	Id-nr.	Del (g)	Delvægt	Tørstof %	Pb (µg/g)			
5.9.95	B	8	83,8	17772	H+S	51,5	26,2	2,93			
				17771	Kød	26,2	20,8	0,394			
5.9.95	B	11	158,1	17774	H+S	96,0	25,1	1,63			
				17773	Kød	50,6	20,1	0,238			
26.8.95	C	20	178,9	17735	H+S	112,5	24,7	1,81			
				17736	Kød	57,4	20,1	0,162			
26.8.95	C	14	215,0	17745	H+S	137,1	23,9	1,61			
				- dobbeltbestemmelse							1,61
				17746	Kød	68,6	19,5	0,168			
				- dobbeltbestemmelse							0,179
26.8.95	C	20	218,8	17737	H+S	138,2	24,2	7,59			
				17738	Kød	68,3	19,7	0,105			
26.8.95	C	20	237,5	17739	H+S	151,5	24,8	1,46			
				17740	Kød	75,3	19,7	0,124			
26.8.95	C	20	254,1	17741	H+S	161,8	23,6	1,75			
				17742	Kød	85,2	19,6	0,102			
				- dobbeltbestemmelse							0,133
26.8.95	C	20	277,5	17743	H+S	180,2	23,6	15,0			
				17744	Kød	89,5	19,1	0,098			
28.8.95	H	18	135,2	17759	H+S	79,7	23,2	0,468			
				17760	Kød	45,6	19,5	0,062			
28.8.95	H	20	294,1	17761	H+S	294,1	25,1	0,463			
				17762	Kød	91,1	20,4	0,038			

Bilag XI. Estimering af forskel mellem tangarter.

Den statistiske metode der er anvendt til estimering af artsforskelle er variansanalysen. Gennem årene er der blevet indsamlet skudspidser af de to arter på de samme stationer.

Følgende 2-faktor variansanalyse model er blevet anvendt:

$$\ln(\text{koncentration}) = \mu + \text{STATIONÅR} + \text{ART} + \epsilon$$

hvor μ : generel middelværdi

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

ART : effekt af artsforskel mellem blæretang og klørtang

ϵ : 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.

Variansanalyse tabel for bly:

	SS	dF	F	p>F	R ²
Model	121,9	15	191	0,0001	0,99
STATIONÅR	121,7	14	205	0,0001	
ART	0,257	1	6,07	0,018	
Residual	1,69	40			

Som det fremgår, er de to arter signifikant forskellige og forskellen er estimeret til :

blæretang = 1,15 x klørtang

Variansanalyse tabel for zink:

	SS	dF	F	p>F	R ²
Model	45,6	15	51,8	0,0001	0,95
STATIONÅR	45,4	14	55,4	0,0001	
ART	0,123	1	2,10	0,156	
Residual	2,34	40			

Som det fremgår, er der ikke signifikant forskel på de to arter.

Bilag XII. Statistiske metoder ved behandlingen af fiskedata.

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 siden 1988, hvor AM begyndte at udføre de kemiske analyser.

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).

Som analysevariable til den principalkomponentanalyse 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".

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

Den normaliseret $\ln(\text{vægt})$ og normaliseret $\ln(\text{levervægt})$ beregnes på tilsvarende måde. Middelværdierne og standardafvigelseerne blev beregnet til:

Art	Plettet havkat	Uvak	Ulk	Ammasat
Antal	138	101	178	259
middel- $\ln(\text{længde})$	4,318	3,933	3,296	2,810
stdafv- $\ln(\text{længde})$	0,210	0,188	0,193	0,096
middel- $\ln(\text{vægt})$ (kg)	1,349	0,588	-1,480	2,362
stdafv- $\ln(\text{vægt})$	0,649	0,564	0,639	0,353
middel- $\ln(\text{levervægt})$ (g)			2,060	
stdafv- $\ln(\text{levervægt})$			1,086	

De principalkomponenter (p_1 , p_2 og p_3) udregnes som en lineær kombination af de normaliserede parametre. I tilfældet med plettet havkat, ammasat 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:

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

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

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

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 størrelsesmål 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.

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 for havkat, ulk og uvak. Som analysevariabel er anvendt de logaritmiserede 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:

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

og for ammasat:

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

Hvert tungmetal, ulk, hvert væv:

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

hvor,

μ = generel middelværdi

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

KØN = effekt af fiskens køn

β_1 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_1 og metalkoncentration.

β_2 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_2 og metalkoncentration.

β_3 = hældningskoefficient, sammenhæng mellem p_3 og metalkoncentration.

ϵ = 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. Estimerne er beregnet for en såkaldt normal fisk med fastlagt længde og totalvægt og for ulk's vedkommende også levervægt. Behandlingen af analyseresultater under detektionsgrænsen er for analyser for 1995 foretaget på følgende måde. I tilfælde, hvor mere end 20% af resultaterne for en given indsamlingsområde/ år/ væv/ metal kombination er under detektionsgrænsen, er estimerne beregnet som den geometriske middelværdier 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. I 1995 er analyseværdier behandlet som det tal, der er aflæst på instrumentet også værdier under detektionsgrænsen.

Resultatskema for kovariansanalyser:

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

Effekt:	LOCÅR	KØN	p_1	p_2	p_3
<i>Plettet havkat, Pb</i>					
Muskel :	data ikke tilstrækkelig				
Lever:	+	-	+	-	
Ben:	+	-	+	-	
<i>Ammassat, Pb</i>					
Hele:	+		-	-	
<i>Alm Ulk, Pb</i>					
Muskel :	+	-	-	-	-
Lever:	+	-	+	+	-
Ben:	+	-	-	-	-
<i>Uvak, Pb</i>					
Muskel:	+	-	-	-	

Parameter estimator

Estimator for LOCÅR er ikke medtaget, da disse ville fylde for meget.

Parameter/koefficient

	β_1	β_2
<i>Plettet havkat, Pb:</i>		
Lever:	-0,294	0
Ben:	-0,251	0
<i>Ammassat, Pb:</i>		
Hele:	0	0
<i>Alm ulk, Pb:</i>		
Muskel:	0	0
Lever:	-0,330	-0,854
Ben:	0	0
<i>Uvak, Pb:</i>		
Muskel:	0	0

Bilag XIII. Statistiske metoder ved behandlingen af rejedata.

Ved analyserne af blykoncentrationen i rejer er de logaritmierede værdier af individvægten anvendt til belysning af størrelseseffekten ved følgende kovariansanalysemodel :

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

hvor,

μ = generel middelværdi

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

β = hældningskoefficient for sammenhæng mellem metalkoncentration og rejestørrelse

ϵ = 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.

Analyserne er gennemført for blykoncentrationen 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).

Resultaterne af kovariansanalyserne er, at for rejekød er der en signifikant størrelseseffekt og β er estimeret til -0,533. For hele rejer er størrelseseffekten derimod ikke fundet signifikant.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 358
Frederiksborgvej 399
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssekretariat
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Postboks 314
Vejløvej 25
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Kystzoneøkologi
Afd. for Landskabsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4 sal
2200 København N
Tlf: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

