

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996

Faglig rapport fra DMU, nr. 193

Poul Johansen

Frank Riget

Gert Asmund

Afdeling for Arktisk Miljø

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Maj 1997

Datablad

Titel	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996	
Forfattere	Poul Johansen, Frank Riget og Gert Asmund	
Afdeling	Afdeling for Arktisk Miljø	
Serietitel og nummer	Faglig rapport fra DMU, nr. 193	
Udgiver	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser ©	
URL	http://www.dmu.dk	
Udgivelsestidspunkt	Maj 1997	
Referee	Poul Johansen	
Bedes citeret	Poul Johansen, Riget, F. & Asmund, G. (1997) : Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 97 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 193	
	Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse	
Abstract	Rapporten belyser og vurderer forureningstilstanden ved Maarmorilik på baggrund af indsamlingerne i 1996	
Emneord	Maarmorilik, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer, bly, zink	
ISBN	87-7772-327-9	
ISSN	0905-815X	
Papirkvalitet	MultiArt Silk 100g (TCF)	
Tryk	Scanprint	
Oplag	150	
Sideantal	97	
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 37 92 92 (Bøger)

Indhold

Sammenfatning 5

Imaqarnersiorlugu naalisagaq 8

English summary 11

1 Indledning 15

2 Indsamling 17

3 Analyse og analysekontrol 21

4 Resultater 25

4.1 Lav 25

4.3 Havvand 33

4.3.1 Affarlikassaa 35

4.3.2 Qaamarujuk 38

4.4 Tang 40

4.5 Blåmusling 53

4.6 Fisk 63

4.6.3 Ulk 64

4.6.4 Uvak 67

4.7 Rejer 68

5 Referencer 71

Bilag

I Analysekontrollkort 73

II Pb og Zn i *Cetraria nivalis* 78

III Metode til beregning af blynedfald 79

IV Vandanalyser Maarmorilik 1996 81

V Tungmetalkoncentrationen i skudspidser af tang 82

VI Tungmetalkoncentrationen i blåmusling 84

VII Blykoncentrationen i ulk 86

VIII Blykoncentrationen i muskel fra uvak 89

IX Blykoncentrationen i rejeprøver 90

X	Estimering af forskel mellem tangarter	92
XI	Statistiske metoder ved behandlingen af fiskedata	93
XII	Statistiske metoder ved behandling af rejedata	96

Danmarks Miljøundersøgelser 97

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 havvand samt planter og dyr fra området. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 1996, 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 i 1990 er mængden af støvspreddt bly faldet til et niveau omkring det halve af nedfaldet i årene umiddelbart før minedriftens ophør, mens der ikke er en faldende tendens siden 1990. Mængden af støvspreddt zink er ligeledes uændret i perioden efter minens lukning. Undersøgelser, som blev udført 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 1996 ca. 1500 gange lavere og zinkindholdet ca. 10 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 deponeret på bunden af Affarlikassaa er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandets efter minedriftens ophør.

Tang

I tangplanter indsamlet i tidevandszonen er der i 1996 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. Fra 1995 til 1996 kan der ikke ses nogen systematiske ændringer for blykoncentrationen i tang, mens zinkkoncentrationen steg i de fleste områder. Set over hele monitoringsperioden (1982-1996) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang faldet, og siden 1990 - efter minens lukning - er der observeret et tydeligt fald for bly, mens dette kun er

tilfældet for nogle områder for zink. Efter minens lukning er bly- og zinkniveauet i tang især faldet i området i umiddelbar nærhed af minen. Indre Qaamarujuk er det område, hvor blykoncentrationen er faldet mindst efter minens lukning, og zinkkoncentrationen er her på et uændret niveau.

Blåmusling

I blåmusling indsamlet i tidevandszonen er der i 1996 forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Det zinkforurenede område er mindre. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmusling er gennemgående steget fra 1995 til 1996, mens begge faldt væsentligt fra 1994 til 1995. Disse ændringer skyldes primært, at muslingerne i 1995 havde haft usædvanligt gode vækstforhold, mens væksten i 1996 har været mere normal. Forsøg med at flytte blåmuslinger fra et uforurenede 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 kun ca. 1/5 af, hvad det var, mens minedriften fandt sted.

Fisk og rejer

I prøver fra alm. ulk og uvak fanget ved Maarmorilik i 1996 er blykoncentrationen lav og ikke forhøjet i kødprøver, mens der ses forhøjelser af bly i lever- og benprøver fra almindelig ulk. Blykoncentrationen i kød, lever og ben fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk er i 1996 faldet i forhold til 1995, men ligger indenfor et variationsområde, som er set tidligere. I den ydre del af Qaamarujuk er blykoncentrationen i kød, lever og ben i 1996 på samme niveau som i 1995 og ligger her på et tydeligt lavere niveau efter minens lukning. I rejer fra Qaamarujuk er blykoncentrationen i 1996 faldet væsentligt i forhold til i 1995, og er i ydre Qaamarujuk tæt på eller på samme niveau som i referenceområderne, mens der stadig er forhøjede blyværdier i indre Qaamarujuk.

Sundhedsrisici

De tilfælde, hvor der i 1996 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.

Samlet vurdering

I de fleste tilfælde viser miljøundersøgelserne udført i 1996 ved Maarmorilik et faldende eller uændret forureningsniveau i forhold til 1995. 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. I en række tilfælde (bly og zink i lav, zink i tang, bly i blåmusling og bly i ulke) ser det ud, som om forureningen har indstillet sig på et konstant lavere niveau eller er svagt faldende efter minedriftens ophør.

Imaqarnarsiorlugu naalisagaq

Avatangiisinik misissuinerit Maarmorilimmi aqerlumik zink-imillu piiiaraq 1990-mi taamaatinneqarpoq. Kingornalu tamaani avatangiisit ukiumoortumik misissugarineqartarsimapput immamik kiisalu naasunik uumasunillu katersisarnikkut tamakkulu aqerlumik zink-imillu akoqarnerinik misissuinikkut. Allakkiami uani saqqummiunneqarput 1996-mi misissuisimanerit inernerit, ullumikkullu avatangiisit qanoq innerinik naliliinerulluni.

Pujoralak

Aatsitassarsiorfimmiit aqerlup zink-illu pujoralatsigut siammartarnera ukiu'ni arlalinni Maarmoriliup eqqaani misissugarineqarsimavoq orsuaatsiaat ilaannik *Cetraria nivalis-imik* katersisarnikkut taakkualu misissorneqartarnerisigut. Aatsitassarsiornerup 1990-mi unitsinneqarnerata kingorna aqerloq pujoralatsigut siammartartoq annikillisimavoq aatsitassarsiorfiup matunnginngitsiarnerata siornanut naleqqiullugu affaata missaanut annikillisimalluni, kisiannili 1990-ip kingorna annikilliarloqqissimanani. Taamatuttaaq zink-i pujoralatsigut siaruartartoq aatsitassarsiornerup matuneqarnerata kingorna allanngorsimanngilaq. 1996-mi misissuinerit ilimanarsitippaat pujoralannik pilersuisuusut tasaanerusut aqerlumik zink-imillu akullit Maarmorilimmi eqqaanilu aatsitassarsiorneq ingerlanneqarallarmat annertunerusumut siammartitersimasut.

Imaq

Immamik mingutsitsineq aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna allanngungaatsiarujussuarsimavoq. Maannakkut eqqakkat perlukullu Arfarlikassaata naqqanut inissisimasut annikitsuinnarmik aqerlumik katagarfigineqarput, kisiannili suli zink-imik katagarfigineqarput, kisiannili aatsitassarsiornerup ingerlanneqarnerata nalaa'nut naleqqiullugu malunnartumik annikinerulluni. 1996-mi kangerlummi immap naqqatungaani aqerloq aarrortinneqarsimasoq 1500-riaataata miss. zink-ilu aarrortinneqarsimasoq quleriaataata miss. 1988-1989-imut naleqqiullugit annikinnerusimapput. Immap qaavatumgaata saffiugassanik akoqarnera Affarlikassaani Qaamarujummi-lu ammattaq annikilliarisimavoq. Immap misissorneqarnerata aamma ersersippaa aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna eqqakkat perlukullu Affarlikassaata naqqani inissinneqarsimasut immap qaavatumgaanut pilersuivallaanngitsut aqerlumik pilersuisunut allanut naleqqiullugit.

Equutit

1996-mi equutini tinittarfiusumi katersorneqarsimasuni zink-imut kisitsisaasut kangerluni ukunani annertusisimapput Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani, kisiannili aqerlumik mingutsinneqarsimasoq annikinnerulluni ukunanilu takussaalluni Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluata avannamut sineriaani. 1995-mit 1996-mut malunnarsinnaasumik equutit aqerlumik akoqarnerat allanngorsimanngilaq, kisiannili zink-i akuusoq sumiiffinni amerlanerni annertusisimalluni. Piffissaq misissuiffiqineqartoq (1982-1996) ataatsimut isigalugu equutini aqerloq zink-ilu akuusoq annikilleriarsimavoq, kiisalu 1990-p - aatsitassarsiorfiup matuneqarnerata kingorna - aqerlup akuusup annikilleriarujussuarnera takuneqarsinnaasimavoq, tamannali zink-imut piffiit ilaannaannut atuulluni. Aatsitassarsiorfiup matuneqarnerata kingorna equutini aqerloq zink-ilu akuusut pingaarnerusumik aatsitassarsiorfiusimasup qaniginerusaani annikillisimavoq. Aatsitassarsiorfiup matuneqarnerata kingorna Qaamarujuup qinnguatungaa tassaasimavoq aqerlumut akuusumut milliartunnginnerpaaffigisimasoq, kiisalu zink-i akuusoq tamaani allanngorsimanngilaq.

Uillut

1996-mi uilluni tinittarfiusup ulittarfiusullu akornani katersorneqarsimasuni aqerlumut kisitsisaasut kangerlunni ukunani annertusisimapput Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani. Zink-imik mingutsinneqarsimasoq annikinnerujussuuvoq. Uilluni aqerloq zink-ilu akuusoq naliginnaasumik 1995-miit 1996-mut annertusisimavoq, kisiani tamarmik 1994-mit 1995-mut annikilleriangaatsiarlutik. Taakku allanngorsimanerannut pissutaavoq uillut ineriartornissaminnut 1995-mi periarfissagissaarsimanerat, kisiannili 1996-mi naammaannarsimalluni. Uillunik mingutsinneqanngitsuniit Maarmoriliup eqqaanut inissisimaffinnut arlalinnut nussuilluni misileraanerit ersersippaat suli 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 ingerlanneqarallarnernanut naleqqiulluni tallimararterutaannaalluni.

Aalisakkat kinguppaallu

1996-mi kanassuni uukkanilu Maarmoriliup eqqaani pisarineqarsimasuni misissukkani aqerloq akuusoq annikippoq nerpiinilu annertusisimanani, kisiannili kanassut tinguini sarngili misissukkani annertusisimalluni. Qaamarujuup qinnguatungaanit kanassut nerpii, tingui saarngili aqerloq akuusoq 1996-mi annikilleriarsimavoq 1995-

mut naleqqiullugu, kisiannili siornatigut takuneqarsimasutut naliginnaasumik allanngorarnerit iluanniillutik. Qaamarujuup paavatungaani nerpinni, tingunni kiisalu saanerni aqerloq 1996-mi akuusoq 1995-mitut iinnarpoq malunnartumillu aatsitassarsiorfiup matunerata kingorna malunnartumik annikinnerulluni. Kinguppanni Qaamarujummeersuni aqerloq akuusoq 1996-mi annikilleriangaatsiarsimavoq 1995-mut naleqqiullugu, Qaamarujuullu paavatungaani sumiiffinni allani nallersuunneqartartutut annertutigiinnangajalluni, kisianni Qaamarujuup qinnguatungaani suli annertuseqqalluni.

Peqqinnissamut navianaate-qarsinnaasut

1996-mi Maarmoriliup eqqaani immami uumasuni aqerloq akuusoqannertusisimasog malugineqarsimasog imatut nalilerneqarpoq inuit peqqinnissaannut navianartorsiortitsinngitsoq, kisiannili Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu kangerluani uillut aqerlumik ima akoqartigaat katersornissaat nerineqarnissaallu nangartorneqarluni.

Amerlanertigut 1996-mi Maarmoriliup eqqaani avatangiisinik misissuinerit ersersippaat mingutsitsineq annikilliarortoq imaluunniit allanngorsimanngitsoq 1995-mut naleqqiullugu. Pingaartumik 1990-mi aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna tamaani mingutsitsineq annikillisimavoq. Maarmoriliup eqqaanili suli mingutsitsineqarpoq avatangiisini aqerlumik zink-imillu akuusunik qaffasitsitsisunik. Aatsitassarsiornerup unitsinneqarnerata kingorna arlalitsigut (aqerloq zink-ilu orsuaatsiani, zink equutini, aqerloq uilluni kiisalu aqerloq kanassuni) mingutitsineq annikinnerulerluni unikaallasimarpasippoq imaluunniit annikilliarotusaarpasippoq.

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 seawater, plants and animals. This report presents the results of environmental studies conducted in 1996 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 to a level about half of the value in the years just before mine closure, but since 1990 no decreasing trend is observed. The zinc dispersal also is unchanged in the period after mine closure. 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 1996 in the bottom water of the fiord, the lead concentration was about 1500 times and the zinc concentration about 10 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 1996 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. From 1995 to 1996 no systematic changes may be seen for lead in seaweed, while the zinc concentration increased in most areas. Over the entire monitoring period (1982-1996) both the lead and zinc concentration have decreased, and since 1990 - after mine closure - a significant decrease has been observed for lead, while for zinc this is only the case in some areas. This decrease has particularly been found in the area close to the mine. The area where the smallest decrease in lead has been

observed after mine closure is the inner part of Qaamarujuk, and here zinc concentrations have not changed.

Blue mussel

In blue mussels sampled in 1996 in the intertidal zone elevated lead levels are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua. Elevated zinc levels are found in a smaller area. The lead and zinc concentrations generally increased from 1995 to 1996, while they decreased significantly from 1994 to 1995. The explanation of these changes primarily is that the mussels had an extraordinarily high growth rate in 1995, while growth in 1995 was more normal. 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 fish samples of Greenland cod and shorthorn sculpin from the Maarmorilik area the lead concentration is low and not elevated in muscle samples, while elevated lead levels are found in liver and bone samples of shorthorn sculpin. The lead concentration in muscle, liver and bone from sculpins caught in inner Qaamarujuk has declined in 1996 compared to 1995, but falls within the range of values observed earlier. In outer Qaamarujuk the lead concentration in muscle, liver and bone of sculpin is similar to what was found in 1995, and here the lead level clearly is lower after mine closure. In prawns from Qaamarujuk the lead concentration decreased significantly in 1996 compared to 1995. The lead concentration in prawns from outer Qaamarujuk in 1996 was close to or at the same level as at reference sites, while in inner Qaamarujuk lead levels are still elevated.

Human health risks

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 1996 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.

Overall conclusion

As a whole the environmental studies conducted at Maarmorilik in 1996 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. In a number of cases (lead and zinc in lichens, zinc in seaweed, lead in blue mussels and lead in sculpins) there are indications that the pollution is at a lower constant level or is slightly declining after mine closure.

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 zinkforurening

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

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 1996, og der sammenlignes med tidligere resultater.

2. Indsamling

Lavprøver

Lavprøver indsamledes ved standardstationer for tang og musling (stationskort over Maarmorilik figur 2.1 og 2.2). 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. Lavprøverne blev indsamlet og transporteret i papirposer.

Havvandsprøver

I august-september 1996 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1 og 3 i Affarlikassaa samt ved en referencestation nær Schade's øer (figur 2.1 og 2.2). Indsamlingerne foregik fra havforskningskibet "Adolf Jensen". Vandet blev pumpet fra den ønskede dybde til skibets dæk gennem en polyethylenslange, som var det eneste medium, vandprøven har været i forbindelse med. Samtidig filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm nucleopore filter. For at konservere prøverne tilsattes dernæst 1 ml superren salpetersyre pr. liter. Samtidig med prøvetagningen bestemtes temperaturen ved hjælp af et vendetermometer.

Tang

I 1996 indsamledes prøver af blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*) på 22 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 1996 indsamledes blåmuslinger på 14 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua samt ved Qeqertat og Schades Øer (jfr. figur 2.1 og 2.2). Derudover blev der indsamlet blåmuslinger på stationer, hvortil der var blevet transplanteret muslinger i 1991, 1992, 1993, 1994 og 1995. 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.

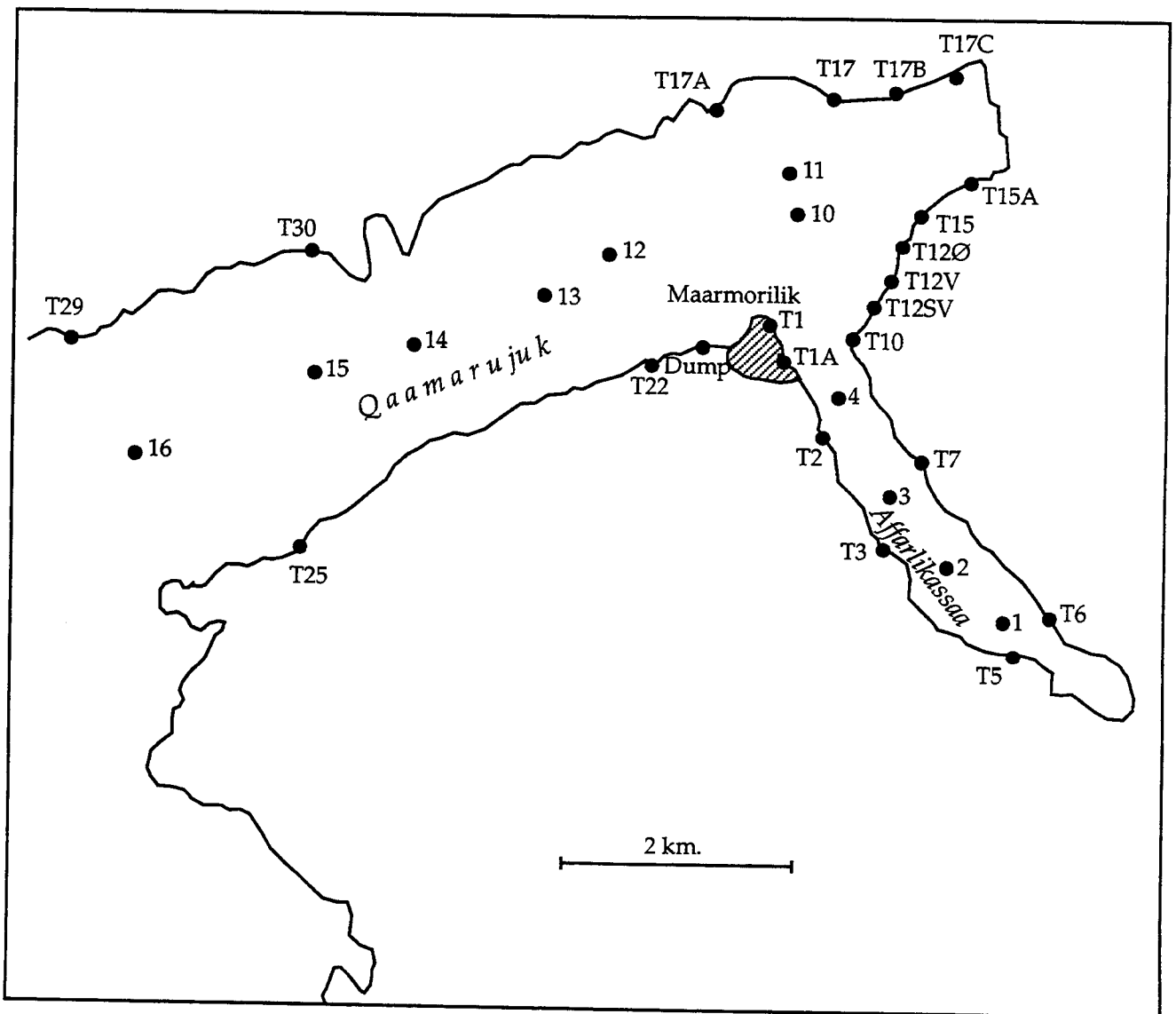
Fisk

I august-september indsamledes prøver af uvak (*Gadus ogac*) samt af almindelig ulk (*Acanthocottus scorpius*) i to områder af Qaamarujuk,

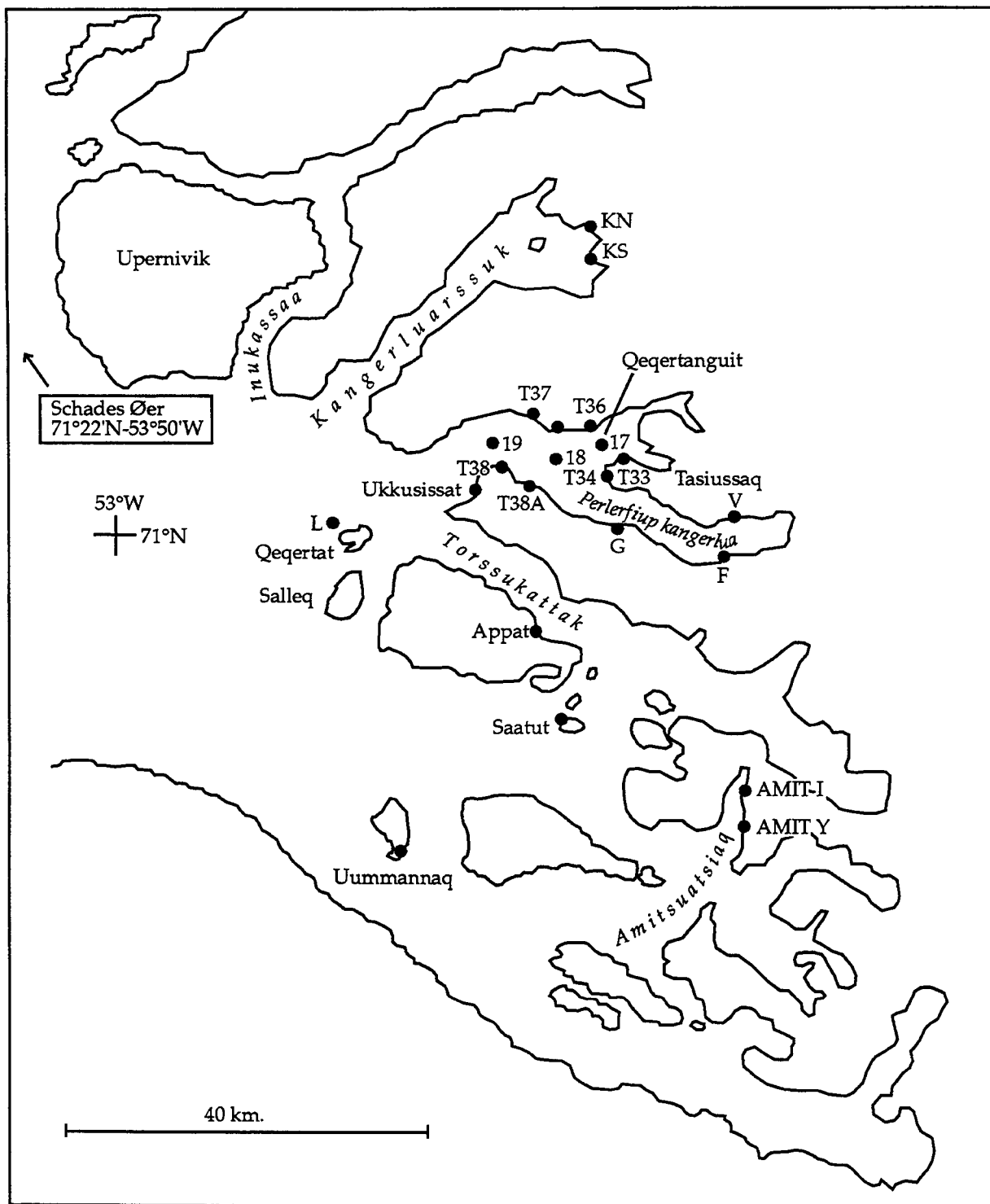
henholdsvis 1-2 og ca. 5 km fra Maarmorilik. Indsamlinger til brug som reference blev foretaget ved Schades øer for ulk. Af ulk blev der taget kød-, lever- og benprøver, mens der af uvak kun blev taget kødprøver.

Rejer

I 1996 indsamledes prøver af rejer (*Pandalus borealis*) i to områder af Qaamarujuk, henholdsvis 1-2 og 2-5 km fra Maarmorilik, og i et referenceområde ved Qeqertat. 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 Uummannaqfjorden. 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 zinkbestemmelserne er foretaget med kviksølv-dråbe elektrode. Samme elektrodetype er benyttet til blyanalyserne før 1994, medens blybestemmelserne i 1994-, 1995- og 1996-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, bløddele af musling og tang.

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 koncentration sværdi 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

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 rejeprøver 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	4	5,6%	1,3%
Blåmusling	11	2,5%	1,0%
Reje	4	10,4%	-
Fisk	14	8,5%	-

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 højere for fisk og rejer end for tang og blåmusling, hvilket kan skyldes forskelle i det enkelte undersøgte væv, men også at niveauet af Pb i fisk og rejekød er lavt (den relative usikkerhed er størst ved lave koncentrationer).

4. Resultater

4.1 Lav

Støvspredningen omkring Maarmorilik har været undersøgt siden 1979. Det vistest at indholdet af bly og zink i lavarten (*Cetraria nivalis*) generelt aftog med stigende afstand fra minen "Den sorte Engel" efter følgende formel:

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

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. Dog er der siden 1990 også 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. Desuden 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 1996 i gennemsnit var 139 mg/kg bly (64-289) og 78 mg/kg zink (36-151). I det indre af Affarlikassaa var blykoncentrationen 35 mg/kg (11,7-64,2) og zinkkoncentrationen 30 mg/kg (22,7-36,3).

Baggrundskoncentrationer

Baggrundskoncentrationen af bly og zink i *Cetraria nivalis* i Grønland er bestemt gennem Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) samt bestemt i prøver fra Schades Øer i det nordlige Uummannaq. Disse resultater ses i tabel 4.1.1. Det fremgår, at i det indre af Perlerfiup kangerlua, St V og G, og ved station L (Qeqertat) fandtes koncentrationer af bly og zink, der ikke adskiller sig fra baggrundskoncentrationerne.

Tabel 4.1.1. Baggrundskoncentrationer af bly og zink i lav sammenlignet med koncentrationer ved stationerne G,V og L, mg/kg.

	Bly	Zink
AMAP Thule 1994	2,3	19,3
AMAP Nuuk 1994	0,77	25,1
AMAP Qaqortoq 1994	1,90	15,6
AMAP Ammassalik 1994	1,92	10,6
Schades øer 1996	0,31	13,6
St G 1996	1,16	23,9
St V 1996	0,91	12,4
St L 1996	1,1	14,1

Model for støvspredning

Hovedspredningsområdet for støv har vist sig at være området nær og vest for Maarmorilik. I det følgende opstilles en model for blyindholdet i lav i dette område, og modellens resultater benyttes til at foretage en beregning af nedfaldet af bly de år, der har været målinger af bly i lav. Området 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. I figur 4.1.1 er dette område vist.

De stationer, der benyttes, er:

Nærområde T2, T10, T12SV, T12V, T22

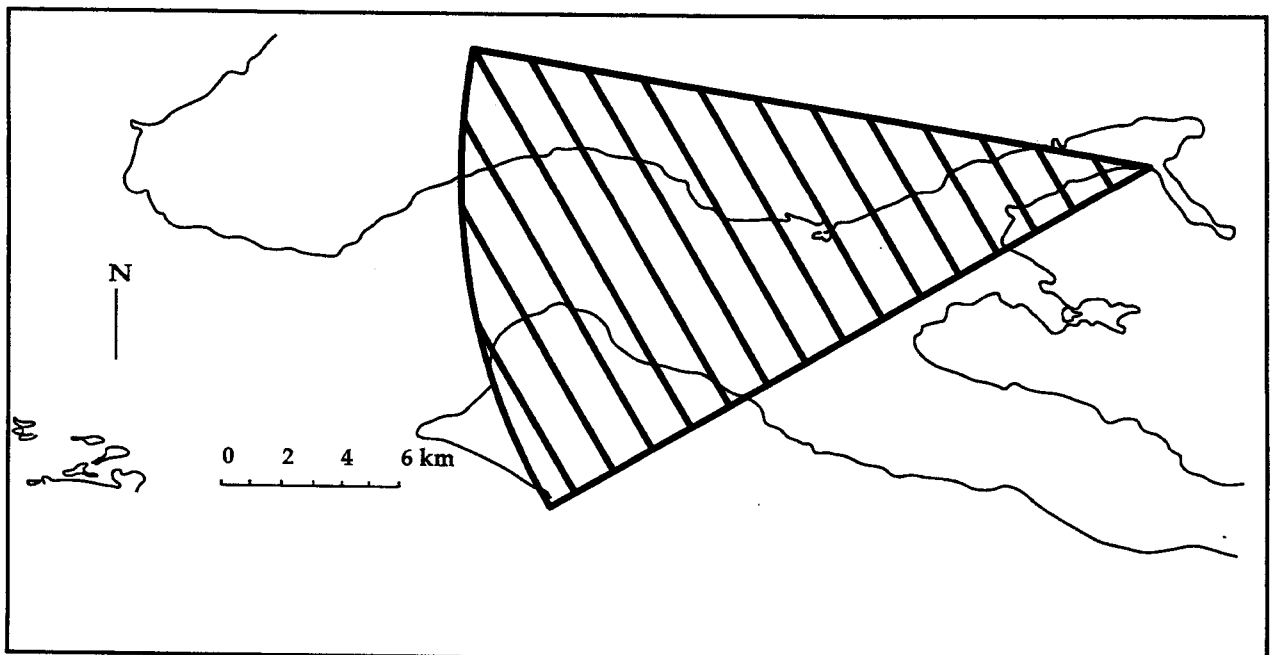
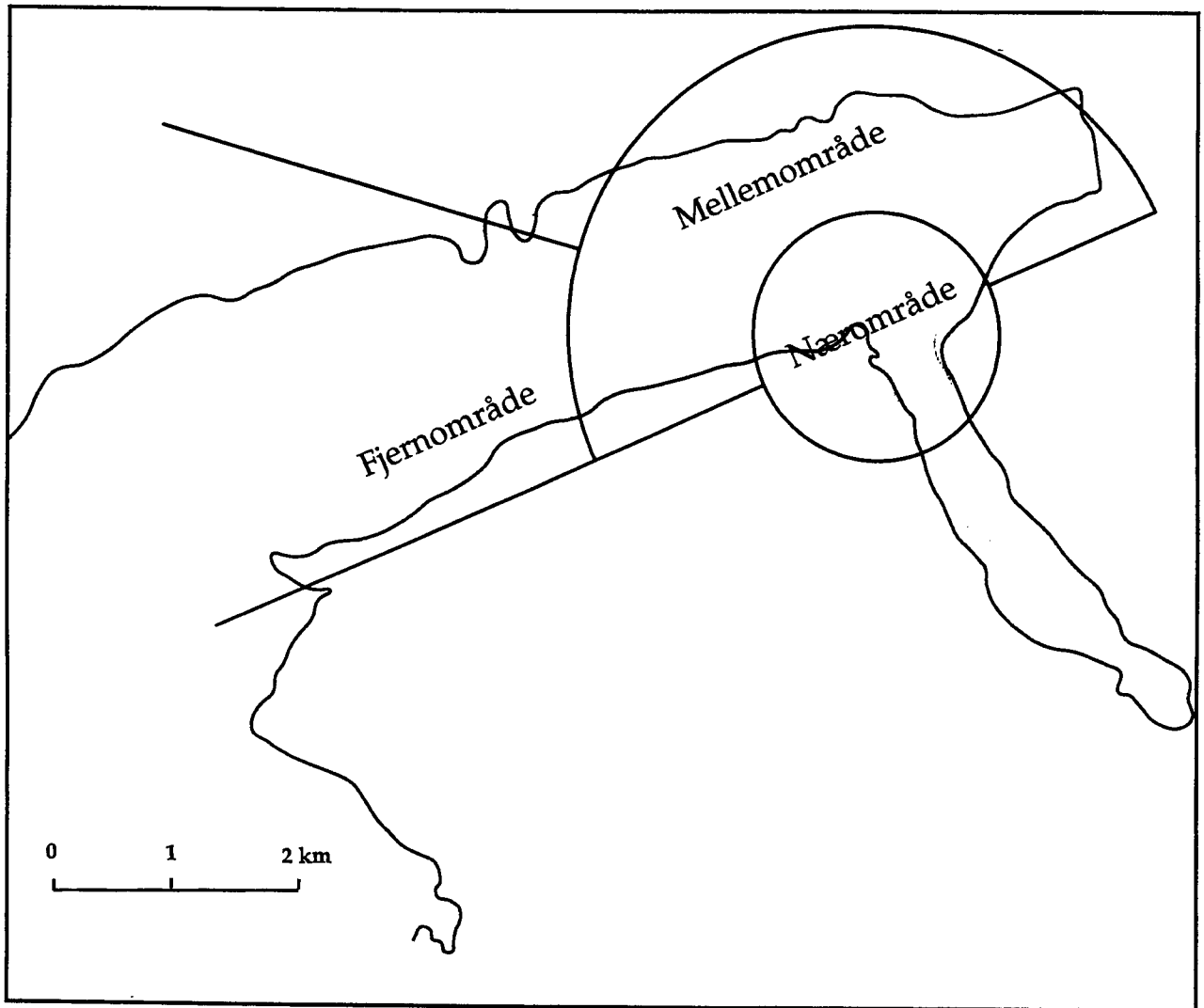
Mellemområde T12Ø, T15, T15A, T17, T17A, T17B

Fjernområde T25, T30, T29, T36, T37, T38

Der er foretaget en statistisk bearbejdning af blyanalyserne fra ovennævnte stationer for perioden 1983 til 1996 og af zinkanalyserne for perioden 1990 til 1996 på grundlag af modellen:

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

- C = koncentration af bly eller zink i lav,
 μ_o = $\ln C$ for 1996 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.



Figur 4.1.1. Delområder over hvilke blynedfald beregnes

Gennemregning af denne model giver som første resultat, at β_{omr} for både bly og zink 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

I nærområdet fandtes forskellige kilder til støvspreddning af metaller, herunder gråbjergsdumpe, koncentratudlastning og ventilation fra produktionsanlæg. Det er ikke muligt at fastlægge nogen bestemt afstandsafhængighed i nærområdet. Efterfølgende tabel viser nærområdets koncentrationer de forskellige år, og den relative standardafvigelse vurderet ud fra spredningen af analyseresultater af lav i nærområdet.

Tabel 4.1.2. Koncentrationen af bly og zink i nærområdet, og den relative standard afvigelse (r.S.E.)

År	mg Pb/kg	r.S.E.	mg Zn/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	184	1,27
1991	214	1,42	90	1,27
1992	284	1,50	107	1,32
1993	338	1,50	157	1,32
1994	132	1,42	88	1,27
1995	130	1,42	53	1,27
1996	139	1,39	79	1,27

Mest markant er faldet i blyindholdet fra 1993 til 1994. Efter dette fald har koncentrationen af bly i mellemområdet ligget på samme niveau. Koncentrationen i 1996 adskiller sig ikke fra dette niveau. Også fra 1984 til 1985 skete der et kraftigt fald i nærområdets blystøvbeklastning, formentlig forårsaget af installation af støvfiltre ved knuseværket i minen.

Mellemområdet

Første gennemregning af modellen viste, at β_{ar} ikke er signifikant. Efter fjernelse af β_{ar} giver modellen, at β og f_{ar} er stærkt signifikante for bly, medens kun f_{ar} er signifikant for zink. I mellemområdet er der altså en afstandsafhængighed for bly, som er den samme for alle år, og et niveau, som ikke er det samme i alle år. For zink er der et niveau, som er forskelligt de forskellige år men ingen signifikant af-

standsafhængighed. Det viser sig, at β for bly er tæt på -1. Der er således omvendt proportionalitet mellem afstand og blykoncentrationen i lav. I efterfølgende tabel ses de udregnede koncentrationer af bly i afstande 1,75 km, midt i området, sammen med niveauet for zink, samt den relative standardafvigelse, udregnet fra modellen:

$$\ln(C) = \mu_0 + f_{ar} + \beta \ln(\text{Afstand}) + \varepsilon$$

$\beta = -0,874$ for bly
 $\beta = 0$ for zink

I mellemområdet er blykoncentrationen faldet gennem hele perioden. Det ser ud, som om blykoncentrationen er faldet til et lavere niveau efter minens lukning, og der ses i perioden 1991 til 1996 ingen tendenser til fald eller stigning. Stigningen fra 1995 til 1996 ligger lige akkurat inden for usikkerheden, og kan altså betragtes som en tilfældighed.

Tabel 4.1.3. Koncentrationen af bly (mg/kg) i lav i 1,75 km fra Maarmorilik og af zink i området mellem 1 og 2½ km fra Maarmorilik, udregnet ud fra modellen for mellemområdet.

År	Pb 1.75km	r.S.E.	Zn	r.S.E.
1983	204	1,32		
1984	252	1,32		
1985	122	1,25		
1986	252	1,19		
1987	100	1,17		
1988	150	1,17		
1989	129	1,17		
1990	153	1,17	91	1,16
1991	101	1,17	71	1,16
1992	84	1,17	62	1,16
1993	105	1,17	55	1,16
1994	73	1,17	47	1,16
1995	67	1,17	53	1,16
1996	87	1,17	87	1,16

Fjernområdet

Første gennemregning af modellen for både bly og zink viste, at β_{ar} ikke er signifikant. Efter fjernelse af β_{ar} fås, at β og f_{ar} er signifikante. Ganske som for mellemområdet fås altså, at afstandsafhængigheden er den samme for alle år, og at niveauet ikke er det samme i alle år. Afstandsafhængigheden er større for mellemområdet, idet β er -1,37 for bly og -0,495 for zink.

Tabel 4.1.4 viser de beregnede koncentrationer i afstanden 12,25 km, midt i fjernområdet, og den relative standard afvigelse udregnet fra modellen. I fjernområdet er blykoncentrationen også faldet i løbet af overvågningsperioden, og efter minens lukning har koncentrationen ligget på et lavere niveau, men uden tendens til et jævnt fald. Stigningen fra 1995 til 1996 ligger inden for den beregnede usikkerhed, og kan altså betragtes som et tilfældigt udsving.

Tabel 4.1.4. Koncentrationen af bly og zink (mg/kg) i lav i afstanden 12,25 km fra Maarmorilik udregnet ud fra modellen for fjernområdet.

År	Pb		Zn	
	12,25 km	r.S.E.	12,25 km	r.S.E.
1983	53,9	1,61		
1984	27,4	1,61		
1985	23,7	1,55		
1986	23,3	1,55		
1987	12,1	1,55		
1988	17,1	1,55		
1989	14,8	1,55		
1990	14,5	1,50		
1991	4,8	1,55	35,9	1,20
1992	9,6	1,50	20,6	1,22
1993	8,3	1,50	32,7	1,20
1994	8,7	1,55	26,0	1,20
1995	8,0	1,55	24,3	1,22
1996	10,5	1,55	23,1	1,22
			27,8	1,22

Beregning af blynedfald

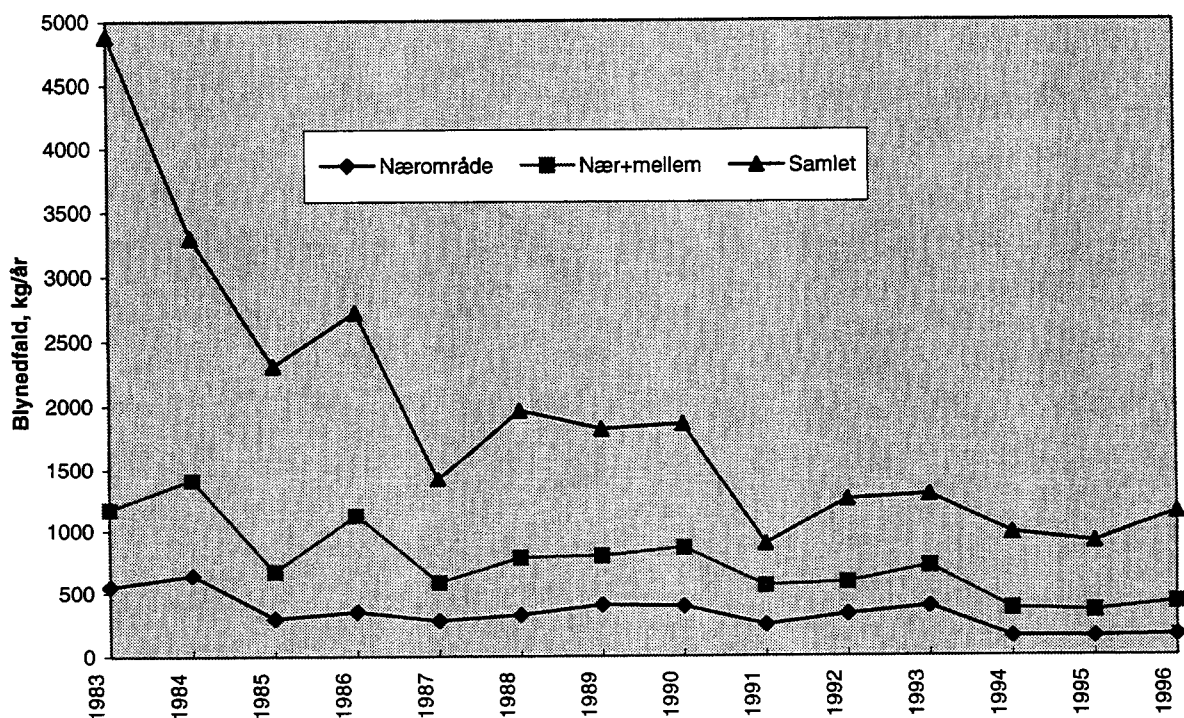
Målingerne af koncentrationen af bly i *Cetraria nivalis* kan bruges til at beregne det årlige nedfald af bly, idet det har vist sig, at nedfaldet af bly målt som mg/m²år kan fås ved at dividere blykoncentrationer i lav målt som mg/kg med 2,7 (Pilegaard, 1983). Detaljerne i beregningsmetoden er vist i Bilag III. Tabel 4.1.5 og figur 4.1.2 viser det beregnede blynedfald fra 1983 til 1996.

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 usædvanlig lav værdi i 1991. Faldet i starten af måleperioden skyldes formentlig en række støvbegrænsende indgreb udført af mineselskabet.

Tilsvarende ses for perioden efter minens lukning i 1990 umiddelbart et markant fald i alle delområderne. Stigningen i 1996 i forhold til årene forud kan som tidligere nævnt forklares ved usikkerheden på metoden.

Tabel 4.1.5. Blynedfald, kg/år i de 3 delområder og i hele det betragtede område.

År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde	Samlet nedfald
1983	550	621	3713	4885
1984	644	769	1888	3300
1985	301	372	1636	2310
1986	353	768	1603	2724
1987	283	303	834	1420
1988	329	455	1179	1963
1989	405	391	1023	1819
1990	394	467	999	1860
1991	249	309	334	892
1992	331	256	664	1251
1993	393	322	573	1289
1994	154	222	603	979
1995	151	205	550	906
1996	162	265	721	1148



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

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 4.1.6.

Tabel 4.1.6. Gennemsnitligt blynedfald, mg/m² år.

År	Nærområde	Mellemområde	Fjernområde
1983	175,1	75,3	19,5
1984	204,9	93,2	9,9
1985	95,9	45,1	8,6
1986	112,4	93,2	8,4
1987	90,0	36,8	4,4
1988	104,8	55,1	6,2
1989	128,9	47,4	5,4
1990	125,5	56,6	5,2
1991	79,2	37,4	1,8
1992	105,2	31,1	3,5
1993	125,2	39,0	3,0
1994	48,9	26,9	3,2
1995	48,2	24,9	2,9
1996	51,5	32,1	3,8

4.3 Havvand

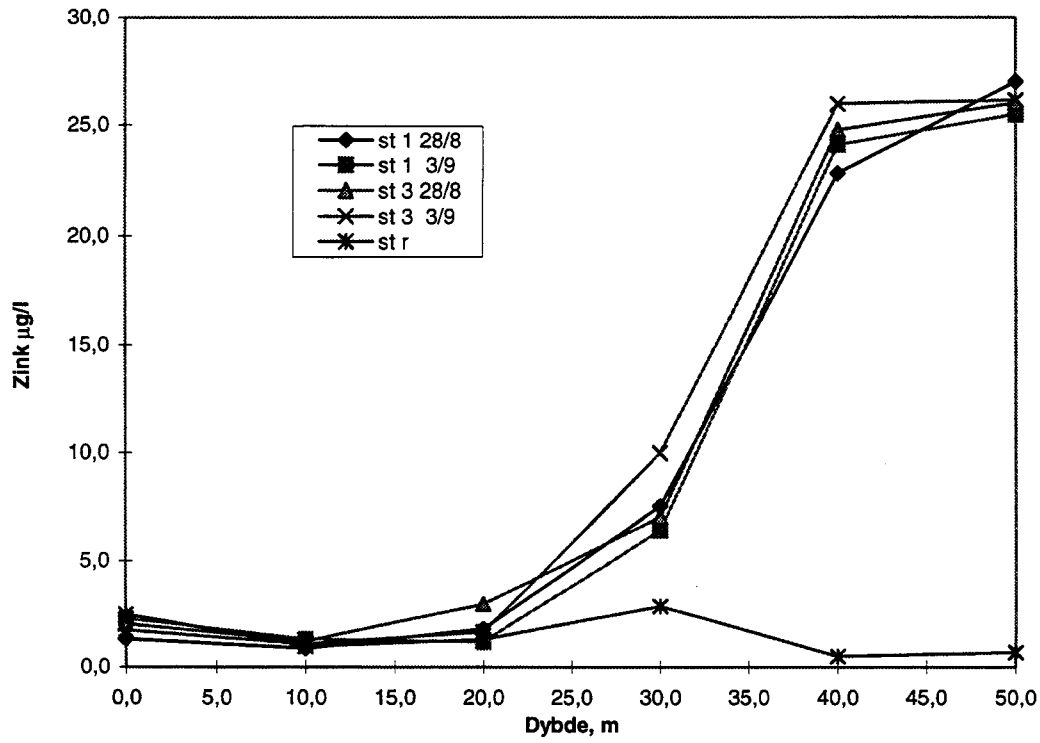
Siden mineproduktionens start i efteråret 1973 er der hvert halve år foretaget indsamling og analyse af havvandsprøver fra de omkringliggende fjorde, siden 1992 dog kun en gang om året, omkring 1. september.

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.

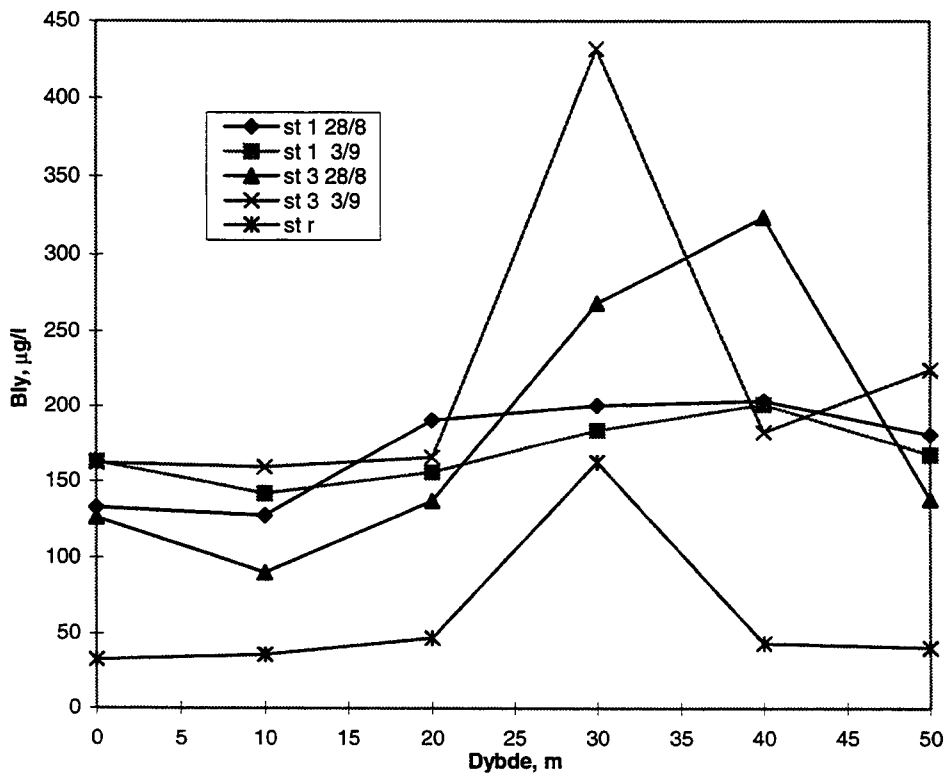
Efter minedriftens ophør i 1990 styres tungmetalforureningen af Affarlikassaa dels af hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der adsorberes på eller opløses fra sedimenter på fjordens bund, samt eventuelle andre kilder. Ved undersøgelsen i 1995 var havvandsforureningen så lav uden for Affarlikassaa, at den vanskeligt kunne måles. Det besluttedes derfor at koncentrere målingerne i fremtiden til Affarlikassaa og en referencestation. I dette kapitel beskrives undersøgelsen af havvand indsamlet fra station 1 og st 3 i Affarlikassaa 28 august og 3. september 1996 samt fra en referencestation ved Schades Øer. Resultaterne for disse analyser er afbildet i Figur 4.3.1. og 4.3.2. De enkelte zink- og bly ses i bilag IV.

Metalprofiler

Af figur 4.3.1. fremgår, at der er et springlag i Affarlikassaa i en dybde på mellem 25 og 35 meter. Over springlaget er zinkkoncentrationen ikke forskellig fra, hvad der fandtes på referencestationen. Under springlaget er zinkkoncentrationen den samme på begge stationer og datoer, 25 µg/kg. Dette viser, i lighed med hvad der fandtes ved tidligere undersøgelser, at det på bunden af fjorden deponerede affald stadig afgiver zink til det ovenover liggende vand. Dette synes derimod ikke at være tilfældet for bly. Figur 4.3.2. viser, at der ikke er nogen koncentrationsgradient for bly. Koncentrationen af bly er stort set den samme i alle dybder. Da koncentrationerne trods alt er højere i Affarlikassaa end ved referencestationen, må det antages, at der stadig til vandet i Affarlikassaa afgives lidt bly fra diverse små kilder. Men niveauet er faldet kraftigt med en faktor på omkring tusind i forhold perioden med minedrift.



Figur 4.3.1. Zinkindholdet i Affarlikassaa og referencestationen 1996.



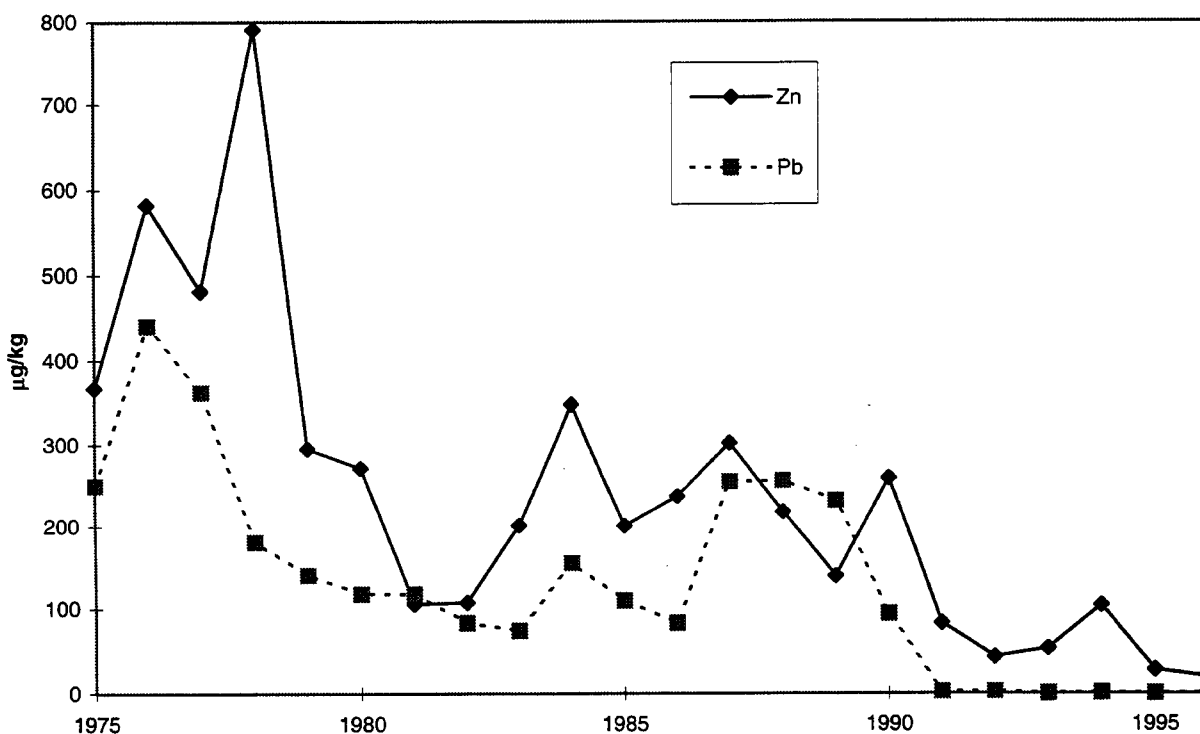
Figur 4.3.2. Blyindholdet i Affarlikassaa og referencestationen 1996

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 forurenet 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. Variationskoefficienten er beregnet som spredningen divideret med middelværdien.

Tabel 4.3.1 Zink- og blyindholdet i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer. µg/kg.

År	Bundvand				Overfladevand			
	Zn	Variations koefficient	Pb	Variations koefficient	Zn	Variations koefficient	Pb	Variations koefficient
1975	366	0,41	248	0,35	9,29	0,33	8,0	0,44
1976	581	0,25	440	0,24	5,98	0,16	3,9	0,12
1977	480	0,15	359	0,13	14,5	0,41	4,6	0,38
1978	788	0,28	180	0,42	11,2	0,33	1,6	0,60
1979	293	0,12	140	0,095	8,29	0,20	0,74	0,26
1980	270	0,23	117	0,25	7,94	0,42	1,03	0,98
1981	104	0,12	116	0,19	4,41	0,29	11,1	0,47
1982	105	0,06	82	0,12	2,55	0,38	3,7	0,28
1983	200	0,23	74	0,21	5,83	0,44	2,87	0,31
1884	345	0,05	154	0,074	3,85	0,27	0,88	0,20
1885	199	0,07	109	0,081	3,84	0,20	2,78	0,27
1986	234	0,06	82	0,12	6,75	0,18	2,59	0,20
1987	297	0,09	253	0,21	1,70	0,78	3,41	0,29
1988	211	0,04	255	0,066	1,32	1,90	2,93	0,33
1989	138	0,05	231	0,039	3,57	0,38	2,35	0,54
1990	256	0,06	93	0,083	10,37	0,23	6,8	0,092
1991	82	0,06	2,7	0,043	3,67	0,24	0,49	0,15
1992	42	0,07	2,5	0,11	3,90	0,22	0,40	0,090
1993	50	0,16	0,44	0,11	3,22	0,44	0,12	0,21
1994	103	0,21	1,24	0,16	2,05	0,21	0,13	0,13
1995	26	0,10	0,208	0,14	1,03	0,34	0,12	0,20
1996	18	0,14	0,166	0,20	0,15	3,14	0,086	0,28



Figur 4.3.3 Bly- og zinkindholdet i bundvand fra Affarlikassaa om efteråret

Bundvandet

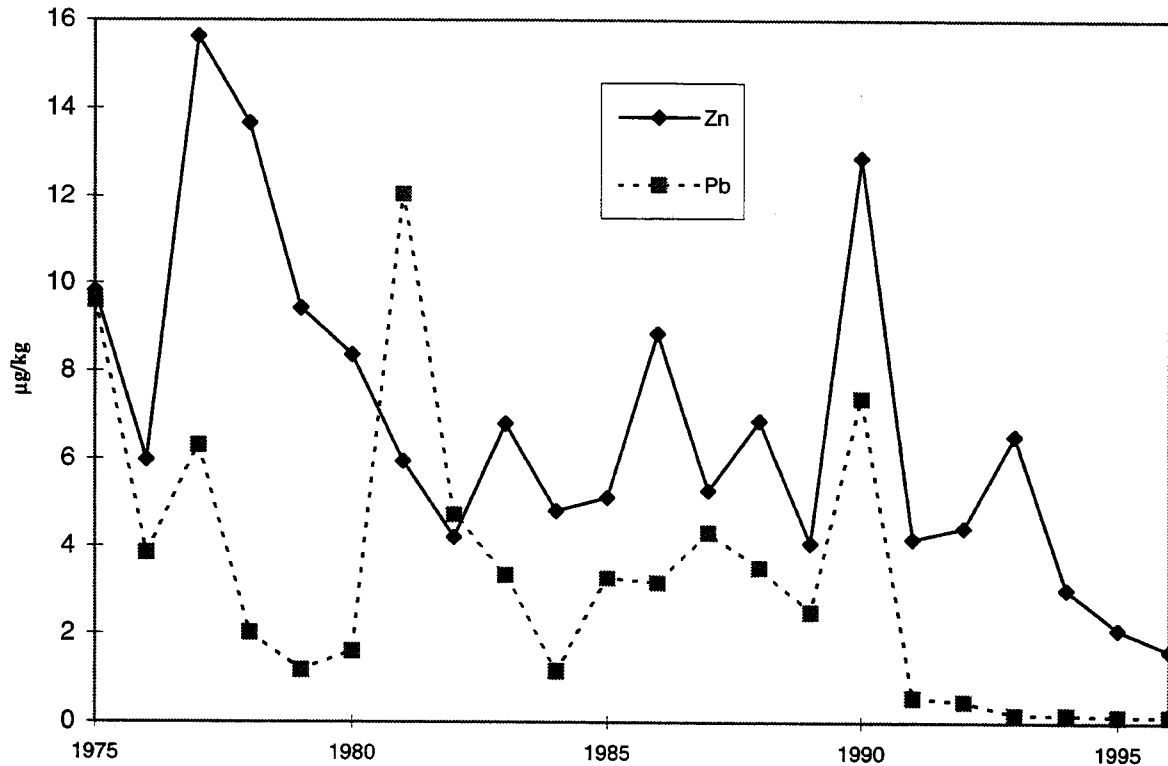
Resultaterne for bundvandet er afbildet i figur 4.3.3. Allerede ved undersøgelsen i 1990 var blyindholdet faldet noget i forhold til de tre foregående år, medens zinkindholdet var steget, formodentlig som følge af gråbjergsdumpning, der vides at forårsage en zinkopløsning, der er ca. 12 gange så stor som blyopløsningen. Efter 1990 er det karakteristisk, at blyindholdet i bundvandet er faldet drastisk, det er ca. 1000 gange lavere i 1996 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 1996 kun ca. 10 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly.

Overfladevandet

Medens minedriften fandt sted, var forureningen af overfladevandet med bly og zink i Affarlikassaa hovedsageligt forårsaget af opblanding af det stærkt forurenede bundvand. I september 1990 gav bortgravning og flytning af Gl. Gråbjergsdump desuden et væsentligt bidrag af zink, mens et højt blyindhold i havvandet primært skyldtes et højt opløseligt blyindhold i tailings i perioden maj-juli. Tidsudviklingen er vist i figur 4.3.3.

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.

I tabel 4.3.2 ses forholdet mellem opløst zink og bly i bundvand og overfladevand fra Affarlikassaa samt den relative standardafvigelse. 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 4.3.3 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 (p). 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 1987 samt alle år efter minens lukning har det været blyindholdet, der har været højere end forventet ud fra antagelsen om, at overfladevandets forurening skyldes 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

kompliseret samspil mellem særlig høj blyforurening fra tailings i maj-juli og frigivelsen af zink fra gråbjergsdumpning (se Asmund 1992).

Tabel 4.3.2 Zink/blyforhold i Affarlikassaa.

År	Bund		Overflade		p	forhøjet i overfladen
	Zn/Pb	r.S.E.	Zn/Pb	r.S.E.		
1975	1,47	1,58	1,16	1,60	0,72	
1976	1,32	1,37	1,55	1,21	0,66	
1977	1,33	1,20	3,16	1,61	0,11	
1978	4,37	1,54	7,19	1,73	0,49	
1979	2,09	1,15	11,10	1,34	0,00	Zn
1980	2,31	1,36	7,69	2,16	0,16	
1981	0,89	1,23	0,40	1,59	0,12	
1982	1,28	1,13	0,67	1,50	0,15	
1983	2,70	1,32	2,03	1,57	0,60	
1884	2,24	1,09	4,38	1,35	0,04	Zn
1885	1,82	1,11	1,38	1,35	0,40	
1986	2,83	1,14	2,61	1,28	0,77	
1987	1,17	1,24	0,50	1,88	0,21	
1988	0,83	1,08	0,45	3,01	0,59	
1989	0,60	1,06	1,52	1,71	0,10	
1990	2,74	1,10	1,52	1,26	0,03	Pb
1991	30,30	1,08	7,52	1,30	0,00	Pb
1992	16,84	1,14	9,80	1,24	0,04	Pb
1993	113,24	1,20	25,97	1,51	0,00	Pb
1994	83,37	1,27	15,36	1,25	0,00	Pb
1995	128,90	1,18	8,74	1,41	0,00	Pb
1996	108,70	1,25	1,74	4,22	0,01	Pb

Andre blykilder

Fra 1991 til 1996 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 i Qaamarujuk blev allerede få år efter minens lukning så lavt, at det var vanskeligt 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. I 1996 indsamledes ikke havvandsprøver fra Qaamarujuk.

Tabel 4.3.3 Middelkoncentrationer (1g/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		s	p		
		middel	s	middel	s				
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 indsamlet i 1996 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. Estimerterne 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. På sydkysten og i den indre del af Perlerfiup kangerlua er blyniveauet i 1996 højere end på referencestationen (Qeqertat, st. L) i 1996, men dog ikke højere end hvad der er fundet på referencestationen tidligere (se tabel 4.4.1).

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 1996 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		1986	0,30	11,5	
					1987	0,43	8,45	
AMIT_Y	1983	0,36	5,69		1988	0,22	7,65	
					1989 (1)	0,21	13,5	
					1990	0,56	9,57	
APPAT	1987 (1)	0,86	32,2		1991	0,21	7,77	
					1994	0,11	5,85	
	1992	0,22	9,66					
F	1988	1,03	23,4		1993	0,13	7,35	
	1990	1,31	26,5		1994	0,13	6,79	
	1991	0,60	17,8		1995	0,32	7,89	
	1992	0,54	23,3		1996	0,19	12,8	
	1993	0,16	13,9		V	1988	0,87	23,9
	1994	0,23	8,90			1989	0,43	17,3
G	1988	0,94	25,9		1990	1,09	28,3	
	1989 (4)	0,52	19,5		1991	0,68	19,2	
	1990 (4)	1,87	33,8		1992	0,46	26,5	
	1991	0,49	19,7		1993	0,34	20,8	
	1992	0,47	19,8		1994	0,37	11,2	
	1993	0,20	14,8		1995	0,58	11,4	
	1994	0,26	13,1		1996	0,29	18,1	
	1995	0,33	13,2		DUMP	1986	23,3	224
1996	0,34	25,9	1987 (1)	13,6		151		
			1988	9,99		189		
L	1982	0,70	7,50		1989	11,6	135	
	1983	1,88	9,44					
	1984	3,28	11,6					
	1985	0,42	7,67					

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb	Zn	
T1	1987	23,7	347	T6	1988	6,69	118	
	1988	24,8	421		1990	33,0	178	
	1989	11,4	249		1991	5,13	76,6	
	1990	63,6	345		1992	4,08	110	
	1991	19,1	244		1993	1,98	58,0	
	1992	13,9	307		1994	1,25	55,3	
	1993	12,1	256		1995	2,10	49,2	
	1994	8,06	291		1996	2,57	73,9	
	1995	8,23	231		T7	1988	8,32	138
	1996	5,16	226			1989 (4)	4,62	83,4
T1A	1993	23,0	363	1990 (4)		23,9	132	
	1994	30,5	535	1991		5,20	89,0	
	1995	28,4	514	1992		3,32	111	
T2	1985	6,87	97,9	1993		1,80	66,2	
	1986	10,8	110	1994		1,28	71,4	
	1987	11,1	173	1995		1,22	58,6	
	1988	12,7	231	1996		2,59	95,1	
	1989	11,2	156	T10		1981 (1)	32,2	261
	1990	48,6	130		1982	25,4	326	
	1991	10,5	107		1983	33,4	254	
	1992	6,62	114		1984	77,5	345	
	1993	4,26	70,2		1985	18,1	274	
	1994	3,30	83,3		1986	36,0	342	
1995	2,49	62,4	1987		13,1	258		
1996	3,80	82,4	1988		13,5	174		
T3	1984	23,3	150		1989	12,7	203	
	1985	10,5	63,0		1990	57,4	306	
	1986	5,61	101	1991	26,6	243		
	1987	5,71	103	1992	10,9	196		
	1988	7,14	120	1993	6,93	151		
	1989	5,74	117	1994	4,60	146		
	1990	42,1	188	1995	5,49	145		
	1991	6,65	108	1996	5,81	187		
	1992	4,68	136	T12Ø	1983	123	615	
	1993	2,20	67,9		1984	178	540	
1994	2,51	52,7	1985		42,3	414		
1995	2,52	68,1	1986		122	560		
1996	3,01	63,0	1987		31,4	484		
T5	1982	17,0	131		1988	31,3	409	
	1984	20,0	120		1989 (4)	26,5	384	
	1985	6,28	64,6		1990	125	427	
	1986	14,2	112		1991	27,4	340	
	1987 (1)	7,90	130		1992	18,9	322	
	1988 (4)	10,7	88,6	1993	21,4	313		
	1989	11,0	111	1994	15,2	246		
	1990	40,0	105	1995	14,4	427		
	1991	11,2	87,3	1996	11,2	219		
	1992	8,85	106					
1993	4,86	38,3						
1994	3,64	49,1						
1995	4,17	52,6						
1996	3,37	47,0						

Station	Ar	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Station	Ar	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Zn ($\mu\text{g/g}$)
T12SV	1988	28,9	278	T17A	1986	11,4	162
	1990 (4)	88,8	339		1987	6,90	139
	1991	35,6	210		1988	9,62	164
	1992	17,6	249		1989	5,29	132
	1993	11,1	146		1990	42,6	208
	1994	12,4	185		1991	6,90	120
	1995 (4)	10,6	262		1992	4,05	156
	1996	8,37	103		1993	2,63	87,9
T12V	1982	67,6	483	1994	2,63	114	
	1983	112	520	1995	3,73	112	
	1984	166	495	1996	3,69	117	
	1985	91,3	374	T17B	1986	12,0	180
	1986	88,1	482		1987	6,28	129
	1987	36,6	406		1988	8,58	181
	1988	32,7	327		1989	7,20	173
	1989	48,9	348		1990	39,2	229
T15	1986	22,5	280		1991	6,87	140
	1987	8,74	225		1992	6,76	231
	1988	11,5	343		1993	4,32	128
	1989	7,33	221	1994	4,76	146	
	1990	42,4	274	1995	6,27	138	
	1991	11,2	222	1996	6,21	149	
	1992	7,20	240	T17C	1986	11,9	186
	1993	17,1	216		1987	4,79	157
	1994	5,85	166		1988	8,40	180
	1995	6,23	248		1989	5,40	185
1996	5,23	127	1990		37,6	241	
T15A	1986	22,2	301		1991	6,14	119
	1987	8,32	162		1992	6,24	170
	1988	10,8	273		1993	4,35	136
	1989	7,41	243		1994	3,38	127
	1990	38,3	289		1995	6,91	154
	1991	8,19	183	1996	7,19	157	
	1992	3,87	160	T22	1986	6,33	125
	1993	19,7	174		1987	8,84	124
	1994	5,90	225		1988	9,09	140
	1995	4,33	194		1989	10,5	92,4
1996	6,42	177	1990		26,0	184	
T17	1981 (1)	35,7	275		1991	5,50	94,4
	1982	15,0	141		1992	3,28	98,9
	1983	17,8	217		1993	1,87	65,7
	1984	21,5	158		1994	2,52	92,6
	1985	11,7	131		1995	1,89	63,6
	1986	11,3	203	1996	2,26	75,8	
	1987	6,59	161				
	1988	9,88	168				
	1989 (4)	5,80	164				
	1990 (4)	39,9	233				
	1991	5,91	124				
	1992	5,68	226				
	1993	3,68	128				
	1994	4,06	148				
	1995	6,21	160				
	1996	5,93	160				

Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	Station	År	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T25	1982	4,81	77,5	T34	1988	1,71	41,0
	1983	7,43	105		1990	3,86	60,8
	1984	11,0	135		1991	1,37	48,3
	1985	3,67	60,9		1992	0,77	40,5
	1986	4,36	94,1		1993	0,42	28,2
	1987	3,73	105	T36	1982	4,05	56,0
	1988	5,92	113		1983	4,21	64,3
	1989	2,58	83,7		1984	6,39	63,4
	1990	11,0	119		1985	1,88	47,1
	1991	2,85	68,2		1986	3,84	87,7
	1992	2,32	92,7		1987	1,43	55,0
	1993	1,25	43,2		1988	2,31	64,7
	1994	0,94	61,1		1989	1,10	38,0
	1995 (4)	1,55	49,7		1990 (4)	9,41	103
	1996	1,41	55,8		1991	1,32	38,5
T29	1981 (1)	22,0	187	1992	0,71	45,3	
	1982	8,25	109	1993	0,93	34,9	
	1983	9,97	113	1994	0,78	43,4	
	1984	14,4	137	1995	0,95	39,5	
	1985	6,02	87,6	1996	1,06	44,1	
	1986	6,26	137	T37	1982	2,82	46,0
	1987	4,26	100		1983	3,51	40,2
	1988	5,88	127		1984	5,94	42,7
	1989	3,66	110		1985	1,05	33,9
	1990	24,2	169		1986	1,75	43,1
	1991	4,18	81,8		1987	1,15	42,5
	1992	2,43	101		1988	1,90	58,1
	1993	2,53	69,0		1989 (3)	0,97	39,5
	1994	1,89	68,3		1990	5,15	66,2
	1995	2,14	72,1		1991	0,71	33,6
1996	1,94	91,8	1992	0,71	27,2		
T30	1981 (1)	17,0	149	1993	0,62	27,5	
	1982	8,82	112	1994	0,70	21,2	
	1983	9,67	129	1995	0,58	27,2	
	1984	16,5	149	1996	0,53	29,9	
	1985	5,99	90,2	T38	1982	1,77	19,0
	1986	10,4	135		1983	2,43	19,5
	1987	5,12	107		1984	3,36	25,0
	1988	7,90	118		1985	0,32	18,1
	1989	6,49	149		1986	0,92	24,2
	1990	11,8	140		1987	0,44	21,9
	1991 (4)	4,01	78,9		1988	1,06	27,8
	1992 (1)	3,11	91,4		1989	0,34	14,4
	1993	2,52	65,3		1990	1,08	31,4
	1994	2,01	74,3		1991	0,58	19,9
	1995	2,86	82,6	1992	0,32	18,4	
1996	2,15	88,9	1993	0,23	14,1		
T33	1993	0,40	23,3	1994	0,35	11,6	
	1994	0,54	23,8	1995	0,35	11,7	
	1995	0,48	20,8	1996	0,33	17,2	
	1996	0,57	30,2				
				T38A	1994	1,37	43,6

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 metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (under udgivelse) og i en forkortet dansk udgave i Riget et al. (1995).

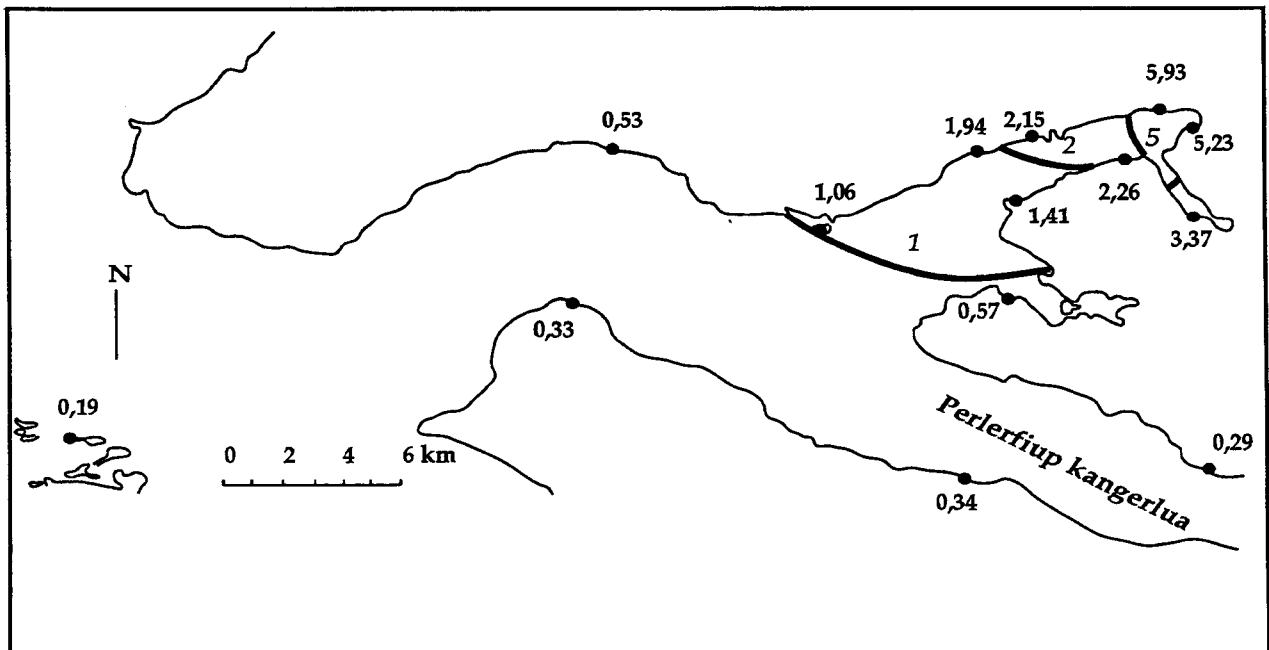
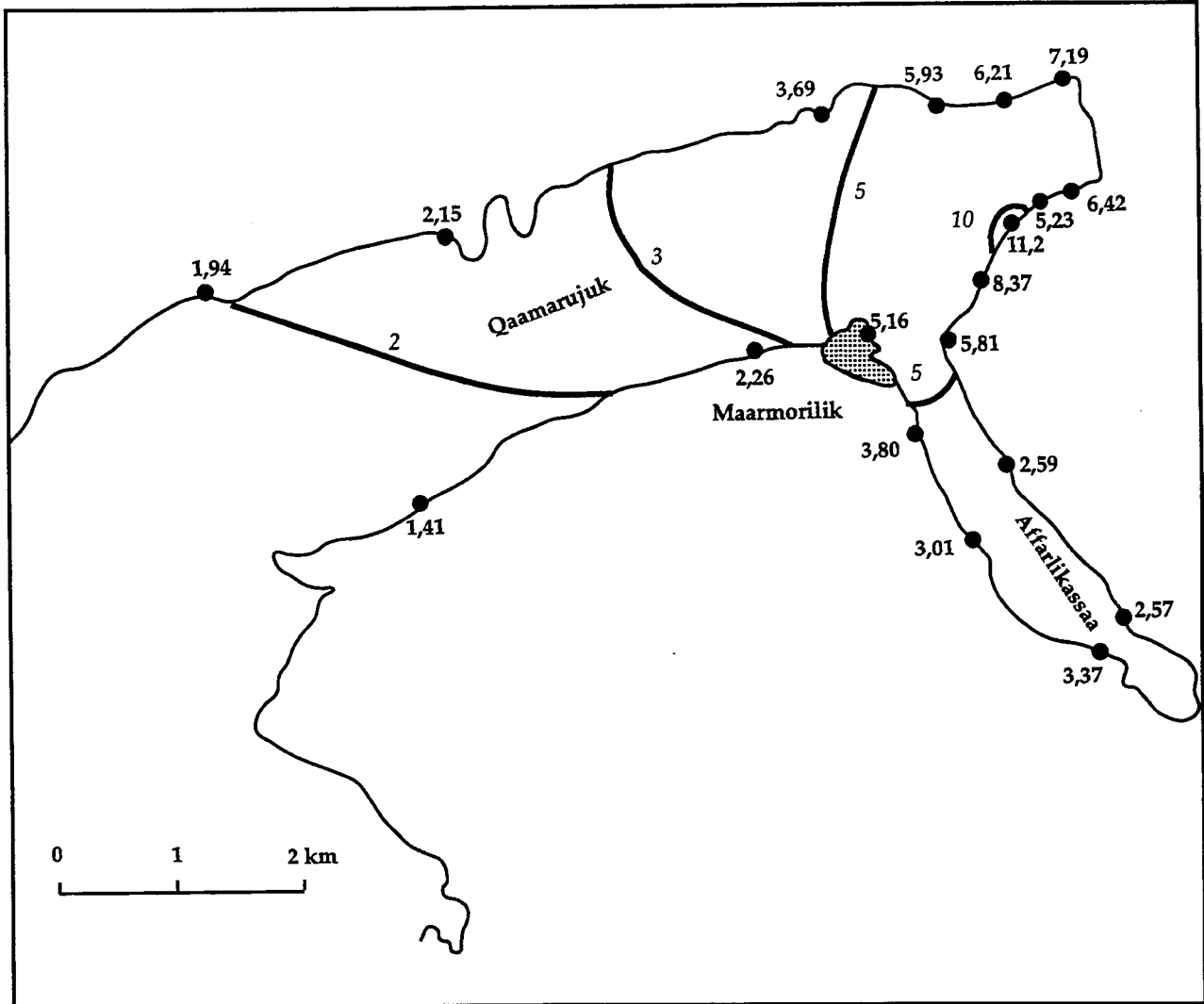
I 1990 er der en betydelig top i blykoncentrationen for alle områder. Årsagen hertil kan dels være arbejdet med opgravning og dumpning af gråbjerg og dels det forhøjede indhold af opløseligt bly i det sidste malm, der blev behandlet af Greenex. Opgravning og deponering af gråbjerg bevirkede en afgivelse 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

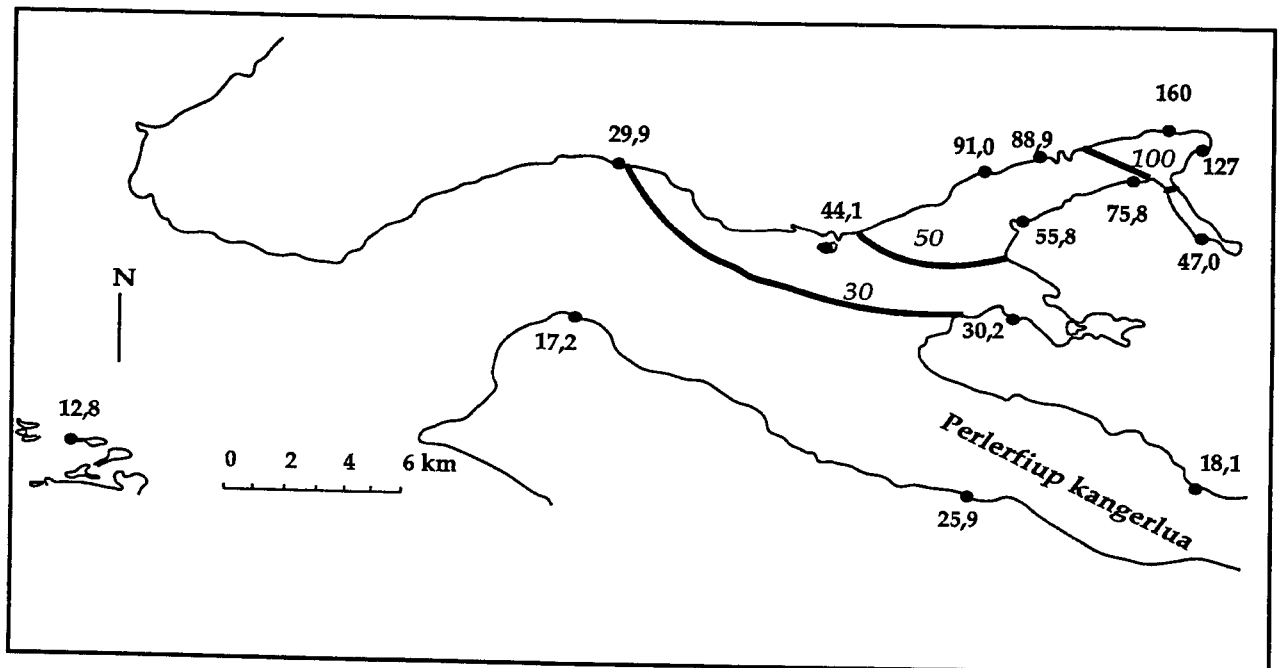
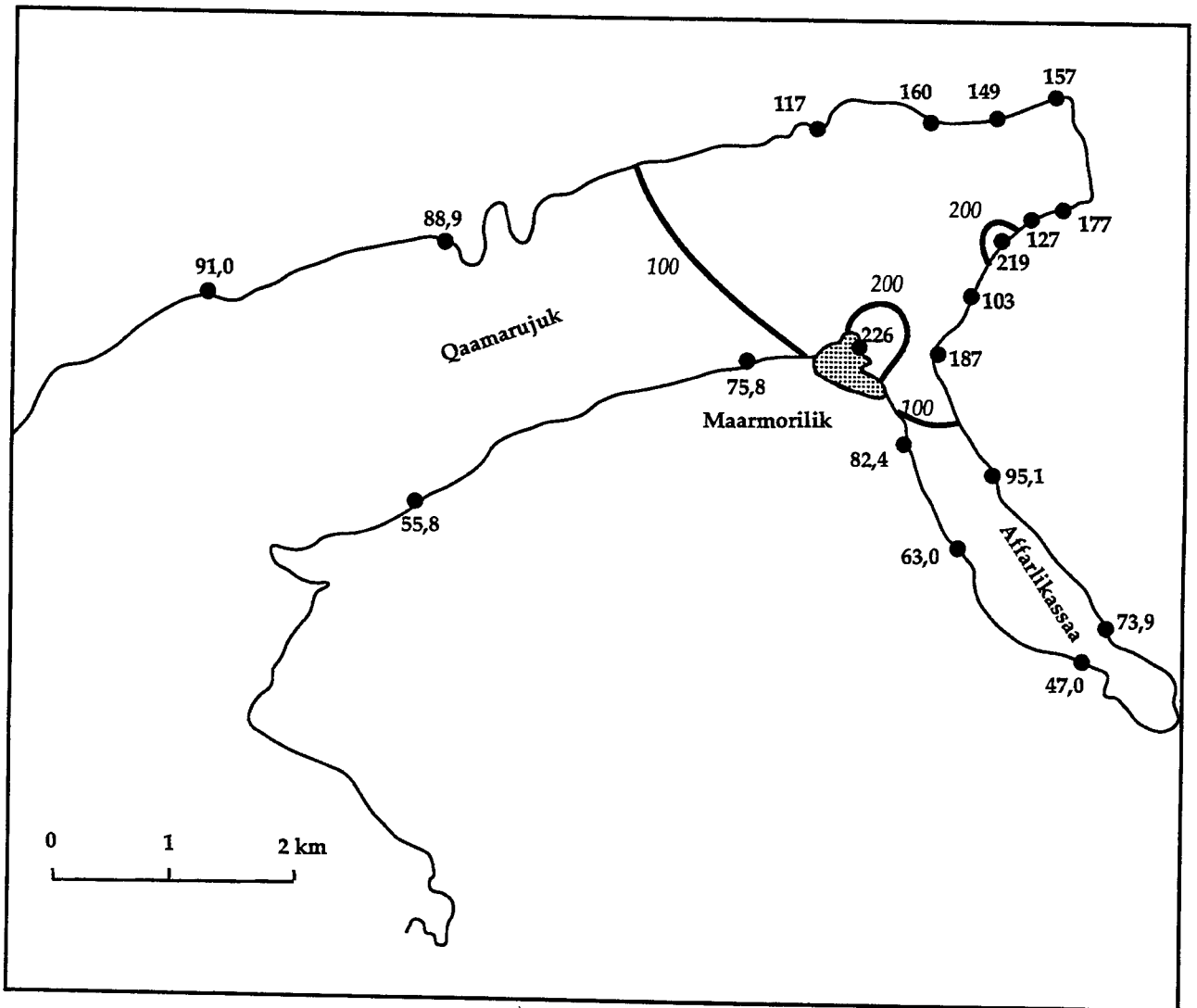
I området som helhed er der ingen systematisk ændring i blykoncentrationen i 1996 i forhold til 1994 (figur 4.4.3). I nogle områder er den steget, i nogle faldet og i andre er den uændret.

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 4.4.2). 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 4% (St. T17C) og 18% (St. T12Ø).

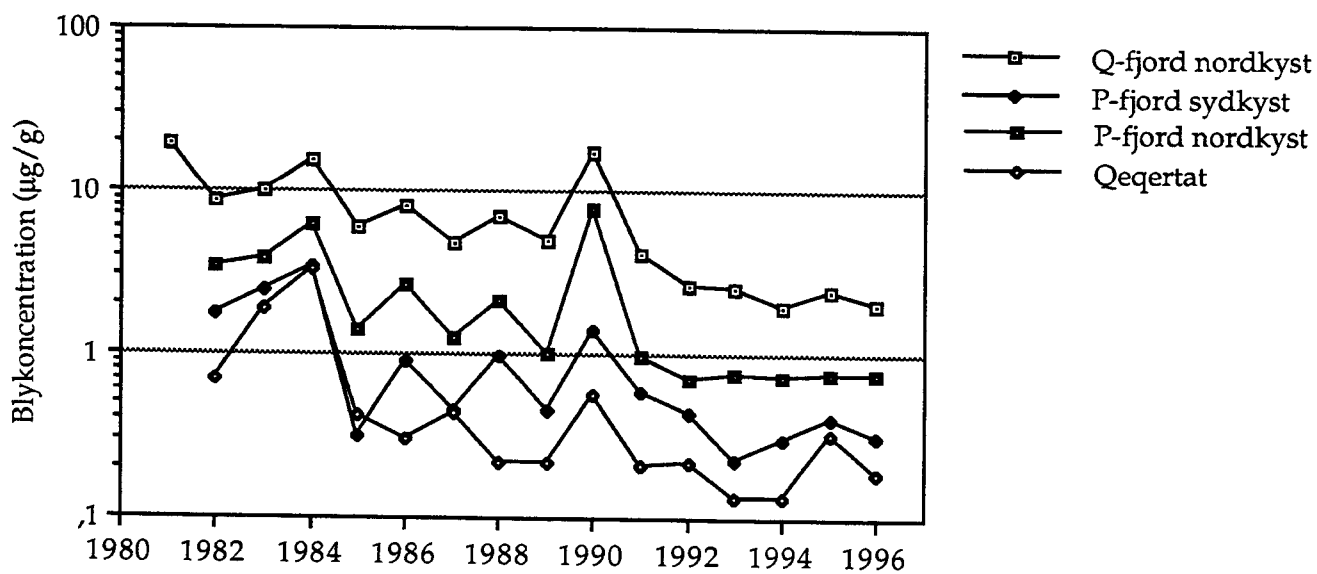
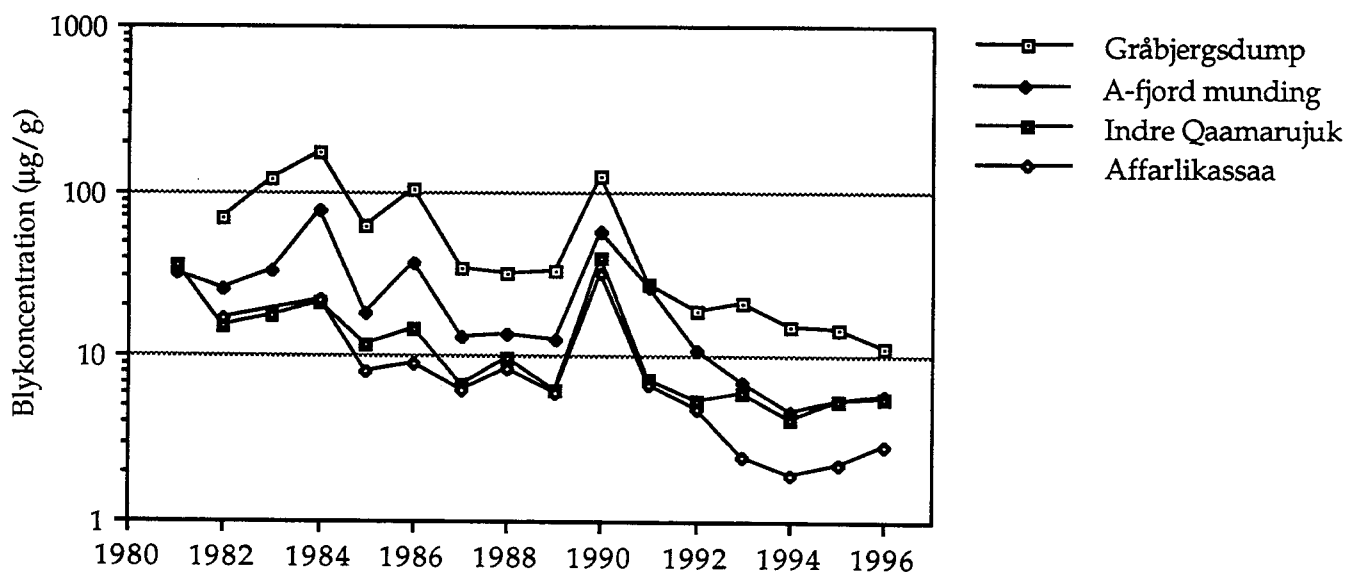
I Affarlikassaa og på St. T10 og St. T1 er det årlige fald i blykoncentrationen efter minens lukning mellem 16 og 29% og betydelig større end set



Figur 4.4.1. Blykoncentrationen (µg/g tørstof) i skudspidser af tang 1996. Øverst nærområdet. Nederst hele området.



Figur 4.4.2. Zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang 1996. Øverst nærområdet. Nederst hele området.



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 1991-1996. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-1996)
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-96	sign	sign	sign	sign	-15%	-2%
Maarmorilik							
St. T1	1987-96	sign	sign	-	sign	-15%	-24%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-96	sign	sign	sign	sign	-12%	-24%
St. T3	1984-96	sign	sign	sign	sign	-14%	-16%
St. T5	1982-96	sign	sign	-	sign	-11%	-24%
St. T7	1988-96	sign	sign	sign	sign	-20%	-20%
Syd for minen							
St. T10	1981-96	sign	sign	-	sign	-14%	-29%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-96	sign	sign	-	sign	-18%	-16%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-96	-	-	-	sign	-8%	-14%
St. T15A	1986-96	-	-	-	sign	-9%	-6%
St. T17	1981-96	sign	sign	-	sign	-12%	-1%
St. T17A	1986-96	sign	sign	-	sign	-12%	-10%
St. T17B	1986-96	-	sign	-	sign	-6%	-2%
St. T17C	1986-96	-	-	-	-	-4%	-2%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-96	sign	sign	sign	sign	-17%	-17%
St. T25	1982-96	sign	sign	-	sign	-14%	-14%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-96	sign	sign	-	sign	-14%	-13%
St. T30	1981-96	sign	sign	-	sign	-13%	-10%
Vest for og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-96	sign	sign	-	sign	-13%	-1%
St. T37	1982-96	sign	sign	-	sign	-14%	-6%
St. T38	1982-96	-	sign	-	sign	-14%	-6%
Perlerfiup kangerlua							
St. G	1988-96	sign	sign	-	sign	-13%	-8%
St. V	1988-96	-	-	-	-	-8%	-10%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt*: sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet kurve (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.

over hele monitoringsperioden. Dette fremgår ligeledes af, at forløbet på flere af stationerne (St. T2, T3 og T7) 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, årlige fald i blykoncentrationen ligger mellem 4 og 12% og efter minens lukning mellem 1 og 14%.

På nord- og sydkysten af Qaamarujuk forløber udviklingen af blykoncentrationen efter en ret linie og uden større ændring efter minens lukning. Det årlige fald ligger mellem 13 og 14% i hele perioden og mellem 10 og 13% 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 (1-6%) end set over hele perioden (13-14%), hvilket skyldes de relativt høje værdier, der blev fundet i begyndelsen af monitoringsperioden.

Zink

For alle delområder viser zinkkoncentrationen i 1996 en mindre stigning i forhold til 1995 på nær nærmest minen (St. T12Ø), hvor der er et markant fald (figur 4.4.4).

Set over hele monitoringsperioden er der (bortset fra referencestationen) 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. 17B) og 7% (St. T2 og T5).

I Affarlikassaa og på St. T10 er det årlige fald i zinkkoncentrationen efter minens lukning mellem 4 og 14%, og som det også er tilfældet med bly større end set over hele monitoringsperioden.

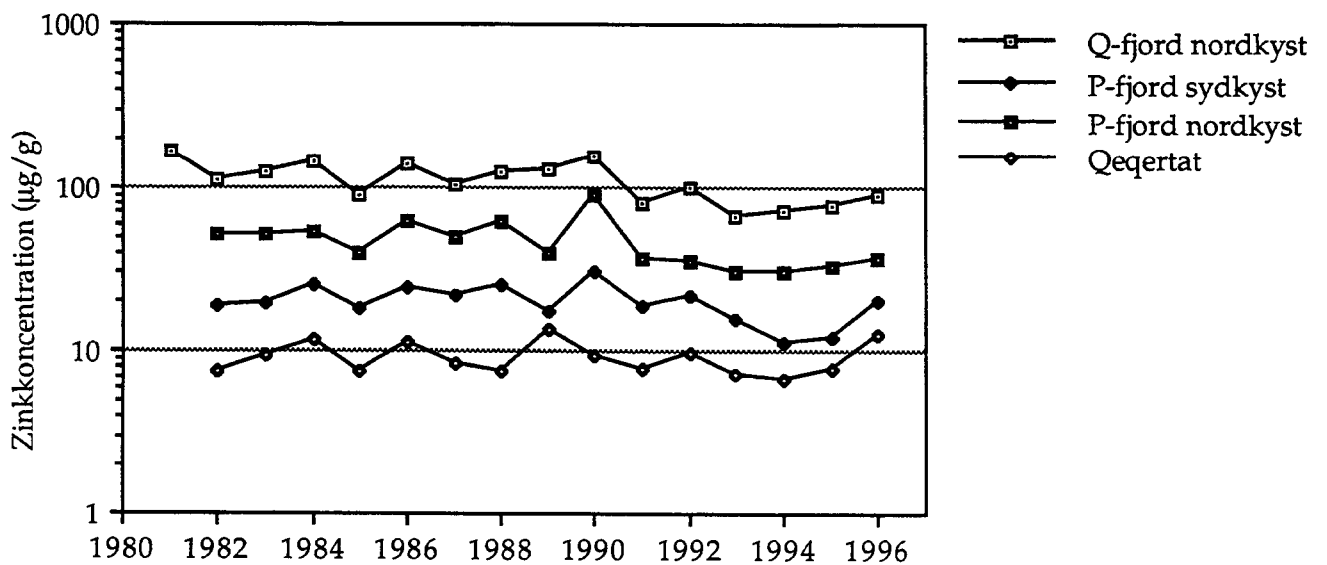
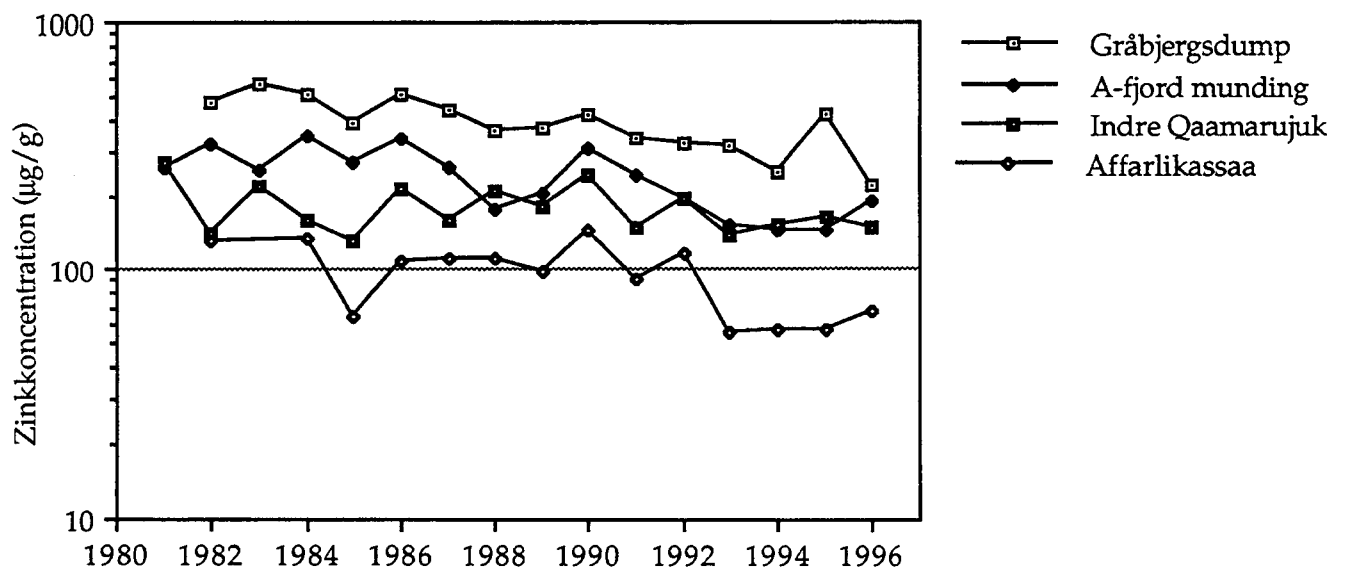
I indre Qaamarujuk er der kun en svag tendens til et fald i zinkkoncentrationen, som på ingen af stationerne er signifikant. Det årlige fald ligger mellem 2 og 5% set over hele monitoringsperioden og uden et større fald i perioden efter minens lukning.

På sydkysten af Qaamarujuk er zinkkoncentrationen faldet i samme omfang i hele monitoringsperioden (5-6% årligt) som efter (6-7%) minens lukning.

På nordkysten af Qaamarujuk og på nordkysten er der et årligt fald i zinkkoncentrationen på ca. 4% set over hele perioden, mens den samlet set ikke er ændret efter minens lukning (årlige ændringer fra -2% til +1%). Derimod er der på de fjenest beliggende stationer i Perlerfiup kangerlua en tendens til et større fald efter minens lukning (-7 til -10%) end i hele perioden (-4 til -6%).

Samlet vurdering

Fra 1995 til 1996 kan der ikke ses nogen systematiske ændringer for blykoncentrationen i tang, mens zinkkoncentrationen steg i de fleste områder. Set over hele monitoringsperioden (1982-1996) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang faldet, og siden 1990 - efter minens lukning - er der observeret et tydeligt fald for bly, mens dette kun er tilfældet for nogle områder for zink. Efter minens lukning er bly- og zinkniveauet i tang især faldet i Affarlikassaa. Indre Qaamarujuk er det område, hvor blykoncentrationen er faldet mindst efter minens lukning, og zinkkoncentrationen er her på et uændret niveau.



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 1991-1996. Året 1990 er ikke medtaget i analyserne.

		ICES-metode			Spearman	Årlig ændring	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	korrelation	(hele perioden)	(1991-1996)
Qeqertat, referencestation							
St. L	1982-96	-	-	-	-	0%	+5%
Maarmorilik							
St. T1	1987-96	-	sign	-	sign	-5%	-3%
Affarlikassaa							
St. T2	1985-96	sign	sign	sign	sign	-7%	-8%
St. T3	1984-96	-	-	-	-	-5%	-14%
St. T5	1982-96	sign	sign	-	sign	-7%	-14%
St. T7	1988-96	-	-	-	-	-6%	-4%
Syd for minen							
St. T10	1981-96	sign	sign	-	sign	-5%	-6%
Området nærmest minen							
St. T12Ø	1983-96	sign	sign	-	sign	-6%	-5%
Indre Qaamarujuk							
St. T15	1986-96	-	-	-	-	-5%	-8%
St. T15A	1986-96	-	-	-	-	-3%	+2%
St. T17	1981-96	-	-	-	-	-2%	+1%
St. T17A	1986-96	-	-	-	sign	-4%	-2%
St. T17B	1986-96	-	-	-	-	-1%	-3%
St. T17C	1986-96	-	-	-	-	-2%	+3%
Sydkysten af Qaamarujuk							
St. T22	1986-96	-	sign	-	sign	-6%	-6%
St. T25	1982-96	-	sign	-	sign	-5%	-7%
Nordkysten af Qaamarujuk							
St. T29	1981-96	-	sign	-	sign	-4%	-2%
St. T30	1981-96	-	sign	-	sign	-4%	+1%
Vest for og ved Qeqertanguit							
St. T36	1982-96	-	sign	-	sign	-4%	+1%
St. T37	1982-96	sign	sign	sign	sign	-4%	-2%
St. T38	1982-96	-	sign	-	sign	-4%	-7%
Perlerfiup kangerlua							
St. G	1988-96	-	-	-	-	-4%	0%
St. V	1988-96	-	-	-	-	-6%	-10%

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt* : sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Tester om en udglattet kurve (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 1996 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 af (stiger med) 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, større end 2 g tørvægt. eller et gennemsnit af disse.

Estimater for zink

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

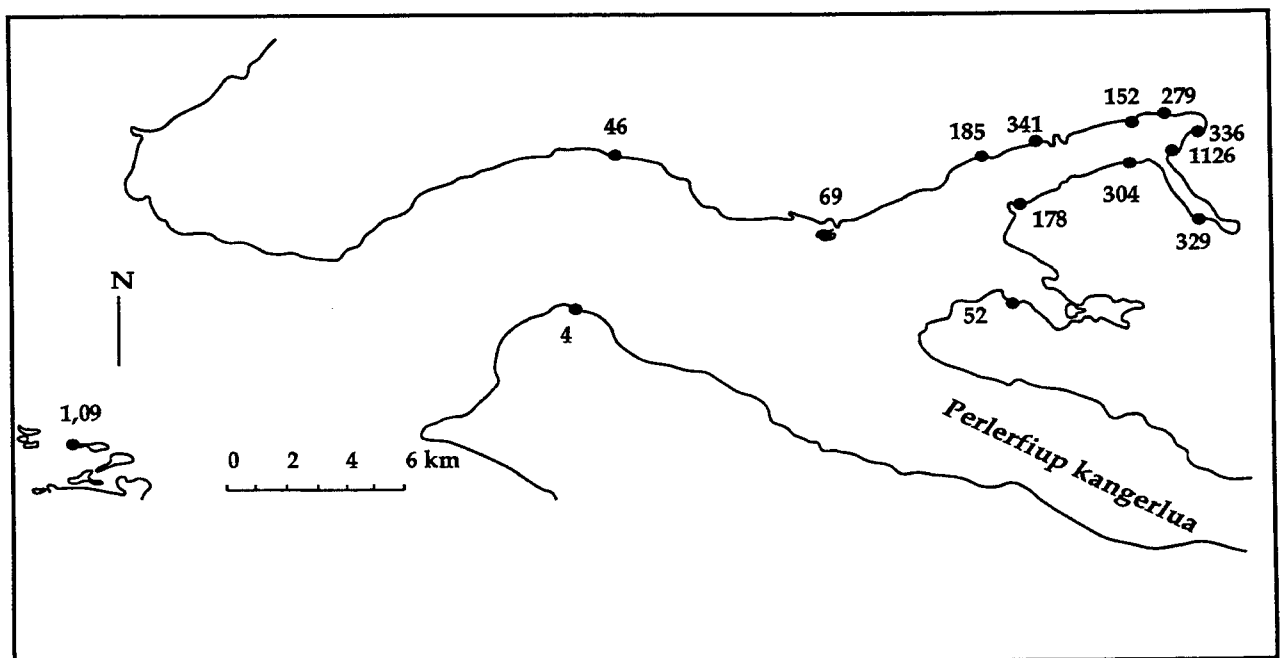
Geografisk fordeling

De højeste blykoncentrationer 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 og på nordkysten af den ydre del af Perlerfiup kangerlua. I disse områder overstiger blyindholdet den maksimale grænseværdi (2 mg/kg vådvægt svarende til ca. 14 mg/kg tørvægt) for bly i muslinger beregnet til konsumtion. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra disse områder. På sydkysten af den ydre del af Perlerfiup kangerlua er blyniveauet lavere og nu tæt på baggrunds niveauet. I den indre del af Perlerfiup kangerlua blev der ikke fundet blåmuslinger i 1996. Tidligere har det også været vanskeligt at finde muslinger i dette område. I en prøve fra 1995 var blykoncentrationen her tæt på baggrunds niveau og under "levnedsmiddelgrænsen". I muslinger, som er transplanteret til området, er blykoncentrationen også lav.

Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mineområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen 300 - 500 µg/g tørstof, mens den i området udenfor Qaamarujuk kun er forhøjet i den ydre del af Perlerfiup kangerlua's nordside.

1996 i forhold til 1995

I 1996 kan der konstateres en væsentlig stigning i bly- og zinkkoncentrationen i blåmuslinger i forhold til 1995 i Affarlikassaa og Qaamarujuk og for zink i hele området, mens blykoncentrationen i området udenfor Qaamarujuk er uændret eller faldet. I modsætning hertil faldt bly- og zinkkoncentrationen drastisk fra 1994 til 1995. Årsagen hertil blev tilskrevet, at muslingerne havde en usædvanlig god vækst i 1995, og målt efter blyindhold (og ikke blykoncentration) faldt blyindholdet fra 1994 til 1995 med 30%. Omregnes til blyindhold er værdierne også gennemgående faldet fra 1995 til 1996, og ændringerne i koncentrationer skyldes i overvejende grad, at muslingerne havde en dårligere vækst i 1996 end i 1995. F.eks. vejede bløddelene af en 7,6 cm musling fra station T 15 3,13 g i 1995, mens en 7,8 cm musling fra samme station i 1996 kun havde en bløddelssvægt på 1,88 g.



Figur 4.5.1. Blykoncentration (µg/g tørstof) i blåmusling 1996.

Et andet forhold, som i de kommende år kan forventes at få større og større betydning, er opvækst af nye muslinge-generationer, som vil have været eksponeret for langt mindre blybelastning end de ældre generationer. Dette underbygges af resultatet fra to muslingeprøver fra St. T38 fra 1995. Den ene prøve havde 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	T6	1993	558 ^{>}	375
	1988	52,7 ^{>}	262		1994	566	436
	1989	50,5	300		1995	194 ^{>}	224
	1990	49,5	268		1996	329	329
	1991	10,4 ^{<}	185		1988	704 ^{>}	413
	1992	14,8	134		1990	1043	695
	1993	8,16	163		1991	1093	638
	1994	4,33	123		1992	965	518
L	1995	5,66 ^{>}	94,6	1993	747 ^{>}	401	
	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	T10	1973	194 ^{<}	557
	1989	7,73	177		1976	580 ^{<}	605
	1990	5,36	133		1977	1650	558
	1991	4,24	142		1978	1269	560
	1992	5,28	160		1980	820	491
	1993	3,24	143		1981	1009	642
	1994	2,89	148		1982	835	389
	1995	1,33	118		1983	1060	788
	T3	1996	1,09	146	1988	965 ^{>}	522
1984		1240	631	T12Ø	1982	2210	913
1985		512	382		1983	2736	1327
1986		810	473		1984	1974	938
1987		579	418		1985	1130	451
1988	752	461	1986		992	882	
T5	1982	822	540	1987	1132	493	
	1984	908	518	1988	1282	593	
	1985	534	430	1989	1356	600	
	1986	608	471	1990	2012	989	
	1987	610	502	1991	1259	515	
	1988	567	412	1992	1200 ^{>}	434	
	1989	654	493	1994	1370 ^{>}	434	
	1990	819	604	1995	626 ^{>}	257	
	1991	718	409				
	1992	708	460				

Station	År	Pb	Zn	Station	År	Pb	Zn
T12SV	1988	1536	547	T17B	1986	232	284
	1990	1991	962		1987	299	372
	1991	1105	457		1988	395	423
	1992	1123	472		1989	427 ^c	393
	1993	1150	464		1990	477	574
	1994	984	469		1991	353 ^c	361
	1995	655 ^o	290		1992	308 ^c	355
	1996	1126	526		1993	425 ^c	346
T12V	1973	107	601		1994	480	529
	1977	2339 ^c	1070		1995	166 ^o	231
	1978	3850	1194		1996	152	279
	1979	3350	1011		1986	482	393
	1980	2485	813		1987	481	420
	1981	2755	746		1988	522	397
	1982	1799	644		1989	618	487
	1983	3690	1025		1990	717	495
	1984	2628	956		1991	456	407
	1985	1730	717		1992	522	399
	1986	1297	661		1993	460	376
	1987	1841	585		1994	400	384
	1988	2143	597	1995	169 ^o	184	
1989	2633 ^o	616	1996	279	285		
T15	1973	19,8 ^o	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	T22	1986	504	522
	1994	473	416		1987	455	428
	1995	180 ^o	202		1988	453	523
1996	336	289	1989		605	557	
T15A	1986	559	475		1990	567	573
	1987	316	343		1991	441	433
	1988	430	443		1992	514	482
	1989	502	529		1993	376	373
	1990	737	657	1994	390	432	
	1991	631 ^o	469	1995	180 ^o	208	
	1992	523	449	1996	304	322	
	1993	473	451	T25	1973	7,16	156
T17	1973	20,0	214		1982	296	342
	1977	935 ^c	574		1983	356	368
	1981	902 ^c	562		1984	260	334
	1982	557	332		1985	313	324
	1983	594	352		1986	300	364
	1984	618	462		1987	215	350
	1985	340	311		1988	274	424
	1986	452	359		1989	377	509
	1987	366	346		1990	338	486
	1988	488	400		1991	284	434
	1989	520	424		1992	245	383
	1990	692	554	1993	339	356	
1991	541	459	1994	252	374		
1992	511	365	1995	115 ^o	202		
1993	447	401	1996	178	253		
T17A	1976	400 ^c	410				
	1977	528 ^c	385				
	1978	780	319				
	1979	620	448				
	1980	752	481				
	1984	454 ^c	533				
1985	398	363					

Station	Ar	Pb	Zn	Station	Ar	Pb	Zn		
T29	1973	7,56 ^c	135	T37	1994	159	311		
	1976	230	340		1995	71,6 ^g	139		
	1977	365 ^c	380		1996	69,2	226		
	1978	385	303		1981	131 ^c	311		
	1979	340	281		1982	153	309		
	1980	395	354		1983	207	318		
	1981	449	496		1984	111	267		
	1982	191	227		1985	106	236		
	1983	428 ^o	302		1986	113	253		
	1984	327	389		1987	104	320		
	1985	338	351		1988	78,9	223		
	1986	303	422		1989	77,6	282		
	1987	225	356		1990	111	291		
	1988	255	374		1992	68,6	275		
	1989	303	399		1993	61,4	196		
	1990	364	418		1994	69,9	295		
	1991	292	345		1995	32,1 ^g	142		
	1992	336	368		1996	46,0	252		
	T30	1993	316		366	T38	1981	59,0	298
		1994	292		293		1982	58,1	262
1995		96,1 ^g	143	1983	63,2		283		
1996		185	250	1984	21,4 ^g		170		
1976		300	438	1985	26,4		171		
1977		500 ^c	400	1986	43,0		222		
1978		525	343	1987	44,5		244		
1979		160 ^c	200	1988	48,2		241		
1980		355	387	1989	40,2		235		
1981		435 ^c	385	1990	35,9		198		
1982		204	194	1991	23,3		183		
1983		457	434	1992	13,3		183		
1984		335	348	1993	26,6		174		
1985		259 ^c	311	1994	30,5 ^g		174		
1986		332	463	1995	13,7 ^g		106		
1987		322	486	1996	3,58		149		
1988		423	453	S	1996		1,79	163	
1989		431	458						
1990		470	492						
1991		333	413						
1992	229	322							
1993	261	363							
1994	292	212							
1995	114	187							
1996	341	352							
T33	1979	69,0 ^g	160						
	1980	150	362						
	1993	73,5	235						
	1994	129 ^g	336						
	1995	46,6 ^g	137						
	1996	51,8	146						
T36	1973	8,04 ^c	227						
	1978	225	302						
	1979	130	222						
	1980	216	416						
	1981	284	550						
	1982	142	251						
	1983	308	462						
	1984	206	387						
	1985	237	359						
	1986	173	344						
	1987	183	357						
	1988	163	378						
	1989	245	374						
	1990	219	417						
1991	184	328							
1992	132	301							
1993	151	345							

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 metode. 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	Årlig ændring
		Systematisk mellem-år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	korrelation	
Qeqertat, referencestation						
St. L	1982-96	sign	sign	sign	sign	-12%
Affarlikassaa						
St. T5	1982-96(-83)	sign	sign	-	sign	-6%
Indre Qaamarujuk						
St. T15	1986-96	sign	sign	-	sign	-9%
St. T17A	1976-96	sign	sign	sign	sign	-4%
St. T17B	1986-96	sign	sign	-	sign	-8%
St. T12SV	1988-96	-	-	-	-	-9%
Sydkysten af Qaamarujuk						
St. T22	1986-96	-	sign	-	sign	-7%
St. T25	1982-96	sign.	sign	-	-	-4%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T30	1976-96	-	-	-	-	-2%
Vestfor og ved Qeqertanguit						
St. T36	1978-96	sign	sign	-	sign	-4%
St. T37	1981-96	sign	sign	-	sign	-9%
St. T38	1981-96	sign	sign	sign	sign	-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 dér 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 15%.

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	1982-96	-	-	-	sign	-1%
Affarlikassaa						
St. T5	1982-96(-83)	-	sign	-	sign	-4%
Indre Qaamarujuk						
St. T15	1986-96	sign	sign	-	sign	-8%
St. T17A	1976-96	-	-	-	-	-1%
St. T17B	1986-96	-	sign	-	sign	-5%
St. T12SV	1988-96	-	-	-	-	-6%
Sydkysten af Qaamarujuk						
St. T22	1986-96	-	sign	-	sign	-6%
St. T25	1982-96	sign.	-	sign	-	-1%
Nordkysten af Qaamarujuk						
St. T30	1976-96	sign	-	sign	-	0%
St. T29	1976-96	-	-	-	-	-1%
Vest for og ved Qeqertanguit						
St. T36	1978-96	-	-	-	-	-2%
St. T37	1981-96	-	-	-	-	-2%
St. T38	1981-96	sign	sign	-	sign	-4%

Se metodeforklaringen 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 8%.

Transplantationsforsøg

Det har vist sig, at forurenede blåmuslinger ikke straks udskiller optaget bly, når blyforureningen af det omgivende vand ophører eller falder. Forsøg ved Maarmorilik har vist, at de efter et år indeholder ca. halvdelen af det optagne bly, når de flyttes fra et forurenat til et uforurenat sted. Herefter udskiller de stort set ikke bly. Muslingerne omkring Maarmorilik har derfor stadig et højt blyindhold, som kun falder i takt med, at muslingerne vokser. Vil man bruge muslingerne

til at måle den aktuelle havforurening ved Maarmorilik, må man derfor transplantere uforurenede muslinger ind til de stationer, der skal måles. Dette er gjort regelmæssigt siden september 1991. Som regel påvirkes muslingerne noget ved en transplantation, idet deres bløddelsvægt falder, og derfor stiger koncentrationen af bly. Der er i det følgende kompenseret derfor ved i stedet for koncentrationen af bly at beregne mængden af bly i en typisk musling. De muslinger, der transplanteredes til Maarmorilik, indsamledes ved station L, dog ved Schades Øer i 1995 og 1996.

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 i Maarmorilik området, idet transplanterede muslinger opnår et forhøjet indhold af bly efter et eller flere års ophold i området ved de fleste stationer. Undtaget er stationerne G og V i Perlerfiup kangerlua, hvor blyindholdet ikke er forhøjet i forhold til St. L. Derimod opnår transplanterede muslinger ikke et forhøjet zinkindhold, bortset fra området ved den gamle gråbjergsdump (stationerne T12Ø og T12SV), som er det mest påvirkede område. Dette skyldes formentlig, at muslingerne kan regulere deres zinkindhold op til en vis belastning.

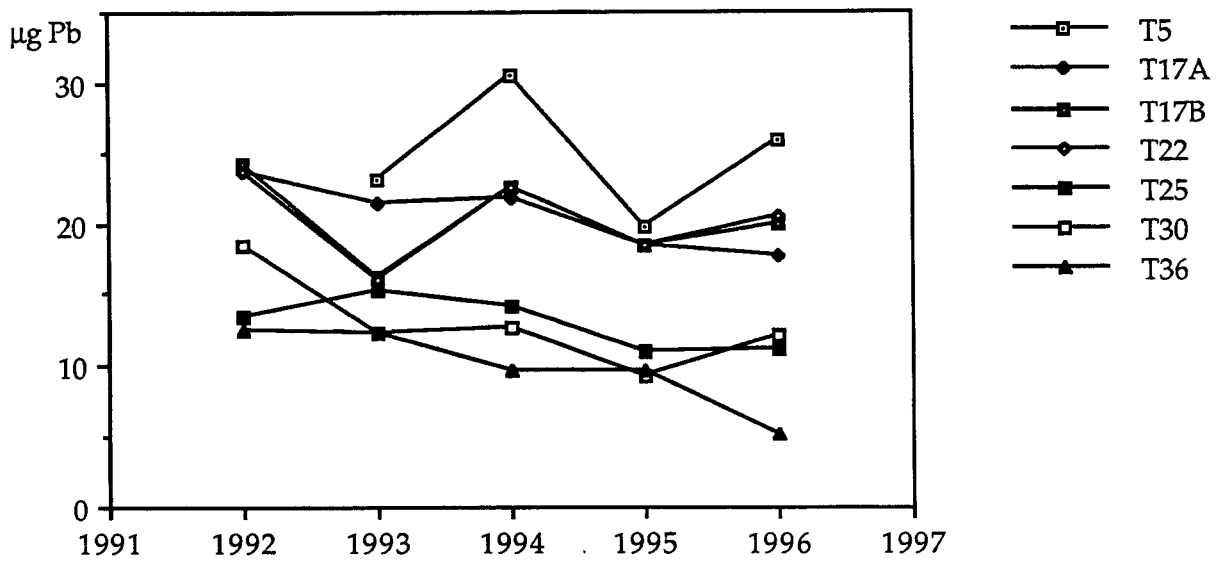
Efter et års transplantation (fra 1995 til 1996) på station T12SV (den mest belastede station) opnår muslinger et blyindhold på 164 µg og et zinkindhold på 347 svarende til 15% (bly) og 70% (zink) af indholdet i den naturlige population på stationen. For stationen er blyindholdet efter et års transplantation højere i 1996 end i 1995. Mindre stigninger ses også for nogle af de øvrige stationer (T5, T17B, T22 og T30), mens blyindholdet efter et års transplantation på andre stationer (T17A, T25 og T36) er uændret eller faldet i 1996 i forhold til 1995 (figur 4.5.2). Set over hele perioden 1992 til 1996 viser blyindholdet efter et års transplantation dog en faldende tendens som helhed (figur 4.5.2).

Tidsudvikling

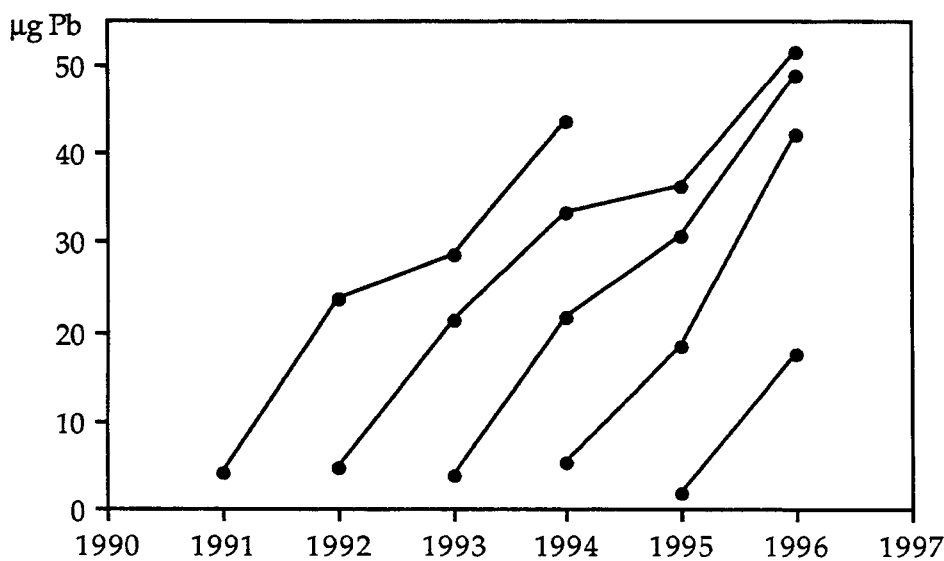
Tidsudviklingen af blyindholdet i muslinger transplanteret fra station L til station T17A er vist på figur 4.5.3. Hvor det ved et tidligere transplantationsforsøg i 1984/85 (GM, 1989) steg til 109 µg efter et år,

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 langsomt udskilles igen. I 1995 er blyindholdet 60% af indholdet på transplantationstidspunktet. For zink derimod er indholdet i 1995 36% af indholdet på transplantationstidspunktet og er dermed faldet til baggrundsværdien.



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



Figur 4.5.3. Blyindhold (μg i en 6 cm musling) i muslinger transplanteret til St. T17A.

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	Pb (µg pr. musling)																																
	naturlig				transp. i 1991				transp. i 1992				transp. i 1993				transp. i 1994		transp. i 1995		transp. i 1996												
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1992	1993	1994	1995	1996	1993	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996
St. L	4,15	4,60	3,90	5,27	1,69	1,11	497	329	446	275	365	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T5	900	693	708	545	458	382	-	-	-	-	-	23,0	46,7	35,4	72,4	72,4	30,6	32,6	52,1	19,7	43,1	25,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12Ø	1735	1850	-	2338	1638	-	226	272	-	-	-	217	359	-	-	-	221	248	103	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T12SV	1285	1252	1306	1229	1158	1069	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
St. T17A	271	213	335	387	272	152	23,7	28,7	43,5	-	-	21,4	33,4	36,4	51,6	51,6	21,7	30,8	48,9	18,4	42,2	17,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T17B	484	446	357	401	289	285	24,2	34,8	48,2	-	-	16,2	34,1	28,9	47,0	47,0	23,7	27,8	52,9	19,0	48,3	19,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T22	495	520	399	415	231	327	23,6	34,8	-	-	-	16,0	30,6	25,4	-	-	22,5	30,8	51,7	18,5	37,8	20,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T25	284	249	252	235	202	170	13,4	16,9	-	-	-	15,3	-	-	-	14,2	16,0	16,1	11,0	18,1	11,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T30	333	220	285	228	151	259	18,5	23,5	29,7	-	-	12,3	19,1	15,4	20,1	20,1	12,6	12,0	21,7	9,35	21,2	12,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T36	177	183	157	138	134	58	12,4	13,1	-	-	-	12,2	13,6	17,6	-	-	9,70	12,4	20,8	9,75	-	5,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. G	56,8	24,2	32,4	14,1	16,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
St. V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Station	Zn (µg pr. musling)																																
	naturlig				transp. i 1991				transp. i 1992				transp. i 1993				transp. i 1994		transp. i 1995		transp. i 1996												
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1992	1993	1994	1995	1996	1993	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996
St. L	148	145	146	178	150	148	330	244	242	268	173	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T5	484	465	475	420	528	382	-	-	-	-	-	-	197	148	254	254	183	179	210	165	142	166	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12Ø	623	670	-	741	673	-	442	434	-	-	-	383	454	-	-	-	356	454	293	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T12SV	531	525	526	586	513	499	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. T17A	277	246	273	426	379	279	174	178	150	-	-	187	172	196	154	154	144	192	162	170	172	146	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T17B	411	348	285	386	315	292	168	164	147	-	-	176	158	129	145	145	177	156	160	140	199	138	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T22	490	486	387	460	267	347	199	246	-	-	-	163	183	136	-	-	163	242	179	206	188	140	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T25	439	389	276	348	353	242	115	160	-	-	-	160	-	-	-	183	179	136	179	153	168	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T30	412	305	333	165	248	267	176	167	129	-	-	164	127	129	85	85	130	120	106	122	126	147	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. T36	329	381	337	270	260	188	155	154	-	-	-	156	170	215	-	-	154	134	171	183	-	131	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St. G	284	219	255	207	277	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
St. V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

4.6 Fisk

Der er tidligere indsamlet prøver af fiskearter, som er almindeligt forekommende i området, ammasset (lodde), plettet havkat, almindelig ulk, hellefisk og uvak. I 1996 blev der kun indsamlet og analyseret prøver af alm. ulk og uvak.

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 størrelseeffekt 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 Ulk

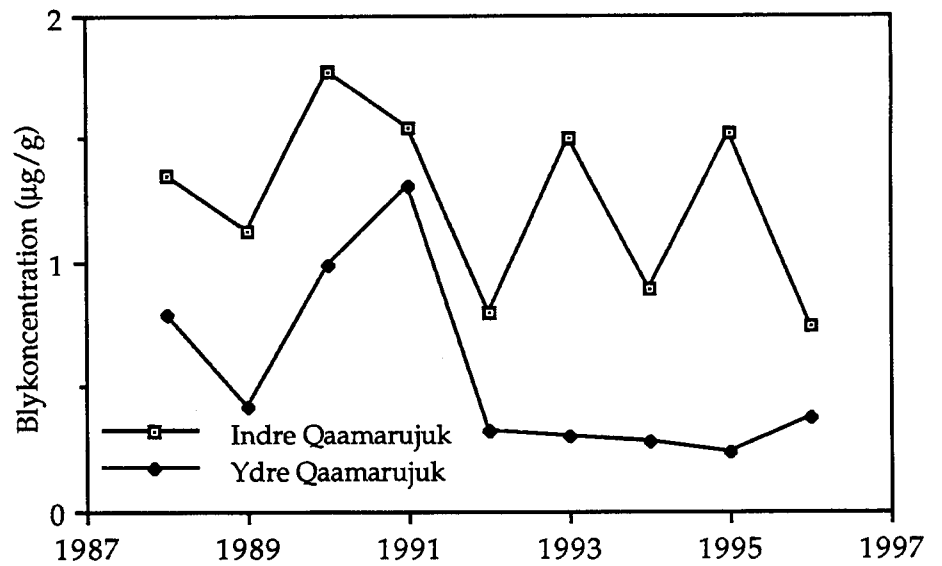
Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VIII.

Blykoncentrationen i kød og ben fra ulke viser ingen afhængighed af 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 4.6.1.1.

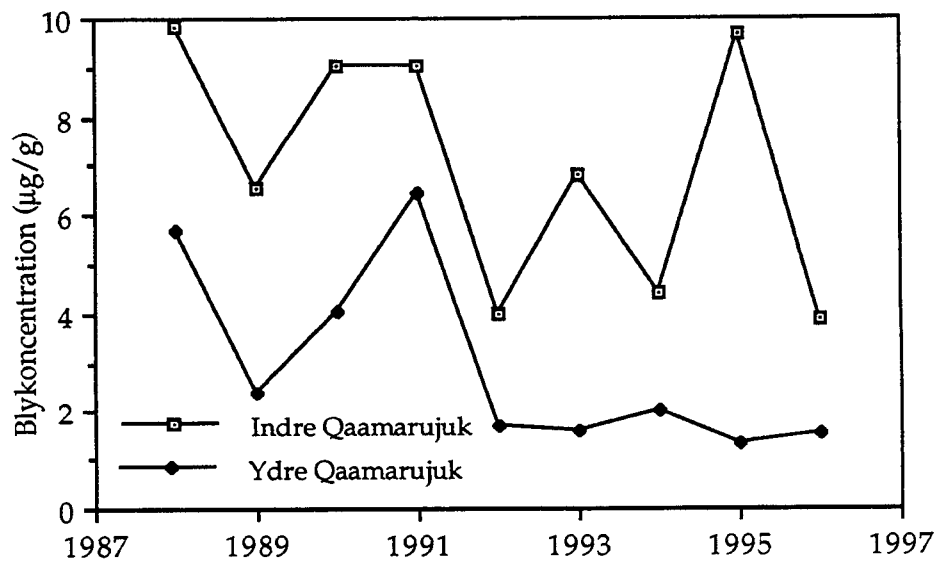
Blykoncentrationen i kød, lever og ben fra ulke fanget i den indre del af Qaamarujuk-fjorden er i 1996 faldet i forhold til 1995, men ligger indenfor et variationsområde, som er set tidligere. I den ydre del af Qaamarujuk-fjorden er blykoncentrationen i kød, lever og ben i 1996 på samme niveau som i 1995 og ligger her på et tydeligt lavere niveau efter minens lukning. Blykoncentrationen i kød fra ulke fanget i 1996 i Qaamarujuk er lavt og ligger på samme niveau som i referencområdet. Derimod er blyniveauet i lever og ben fra ulk tydeligt forhøjet ved Maarmorilik med højere værdi i indre end i ydre Qaamarujuk, se figur 4.6.1.1 og figur 4.6.1.2.

Tabel 4.6.1.1. 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 27,5 cm, vægten 0,24 kg og levervægten 8,76 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			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
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	0,11*	0,09	10	0,03*	0,03
	1996	10	<0,09*	0,12	10	<0,05*	<0,05
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			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
Maarmorilik		Indre Qaamarujuk			Ydre Qaamarujuk		
	1988	10	1,35	1,35	10	0,79	0,79
	1989	10	1,13	0,77	10	0,42	0,28
	1990	10	1,78	1,98	10	0,99	1,69
	1991	10	1,54	1,55	9	1,31	3,16
	1992	10	0,80	0,42	10	0,32	0,33
	1993	10	1,50	2,44	10	0,30	0,20
	1994	10	0,89	1,37	10	0,28	0,45
	1995	10	1,52	1,52	10	0,23	0,23
	1996	10	0,74	0,54	10	0,37	0,28
BEN							
Område	År	n	est. Pb	med. Pb	n	est.Pb	med.Pb
Amitsuatsiaq	1993	9	<0,07*	<0,05			
	1994	10	0,11*	0,08			
Schades Øer	1996	10	0,14*	0,13			
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
	1996	10	3,90*	3,94	10	1,56*	1,28



Figur 4.6.1.1. 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 27,5 cm, vægten 0,24 kg og levervægten 8,76 g.



Figur 4.6.1.2. Tidsudviklingen i Pb koncentrationen $\mu\text{g/g}$ tørstof) i ben fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujukfjorden.

4.6.2. Uvak

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag IX. Blykoncentrationen i kød fra uvak viser ingen afhængighed af fiskens størrelse og køn (tabel 4.6.2.1).

Tabel 4.6.2.1. Estimerede blymetalkoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i uvakkød fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Værdier markeret med < angiver at flere end 20% af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen.

KØD Område	UVAK				
	År	n	est. Pb	med. Pb	
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	
	1990	10	<0,09	0,06	
	marts-maj	1991	6	0,18	0,22
	september	1991	10	<0,08	0,05
		1992	10	<0,07	<0,05
		1993	5	0,08	0,09
		1994	10	0,03	0,03
		1995	11	0,04	0,03
		1996	10	<0,05	<0,05

Blykoncentrationen i kød fra uvak indsamlet i 1996 ved Maarmorilik er lavt. Der kan ikke ses forskel på blyniveauet her og i referenceområderne Amitsuatsiaq og Spragle Bugt, mens der tidligere er fundet forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. Blykoncentrationerne i kød fra uvak er dog i alle tilfælde lave.

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 1996 fremgår af bilag X og resultaterne af den statistiske behandling af bilag XIII.

I løbet af monitoringsperioden er der anvendt to metoder til rejefangst, ruser og en lille trawl (Siegsbee-trawl). Det her været tilstræbt primært at anvende ruser, da der er mulighed for, at rejerne kontamineres med sediment - og dermed metaller - når rejerne fanges med trawl. Dette bekræftes af analyser fra 1996, idet trawlfangede rejer fra indre Qaamarujuk havde en højere blykoncentration end rusefangede rejer fra samme område (se bilag X). Det er valgt at udelade resultater fra trawlfangede rejer fra årene 1994-1996, mens der i de tidligere rapporterede data ikke kan skelnes mellem fangstmetode i alle tilfælde. Nogle af disse data, nemlig fra trawlfangede rejer, kan derfor være påvirket - være "for høje" - på grund af kontaminering med sedimentpartikler.

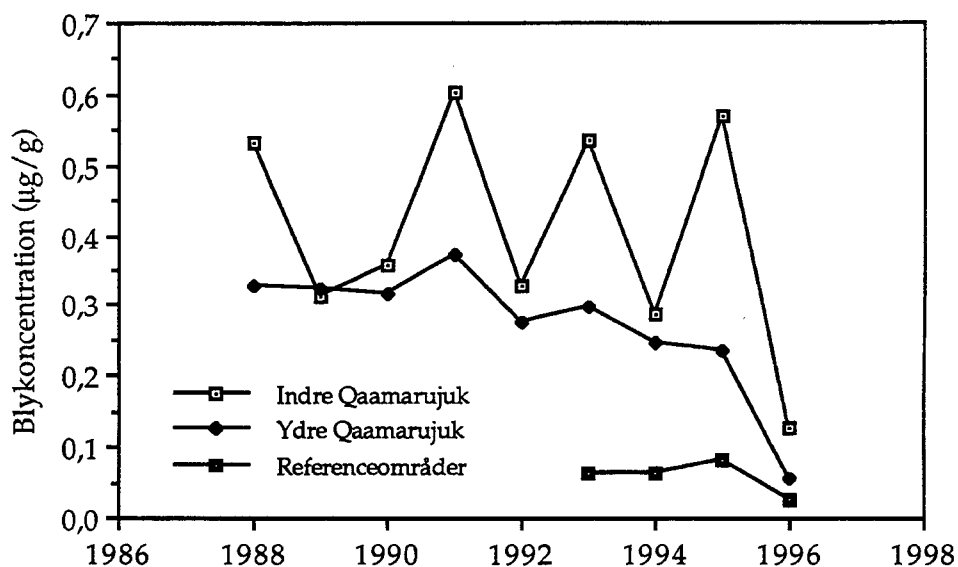
Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød er afhængig af rejestørrelsen, hvorimod dette ikke er tilfældet for rejernes hoved/skaldele. De estimerede værdier i rejekød er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Estimerterne fremgår af tabel 4.7.1 og afbildet i figur 4.7.1.

Blykoncentrationen i indre og ydre Qaamarujuk er i 1996 faldet væsentligt i forhold til i 1995, både i rejernes kød og i deres hoved- og skaldele, og er i ydre Qaamarujuk tæt på eller på samme niveau som i referenceområderne, mens der stadig er forhøjede blyværdier i indre Qaamarujuk.

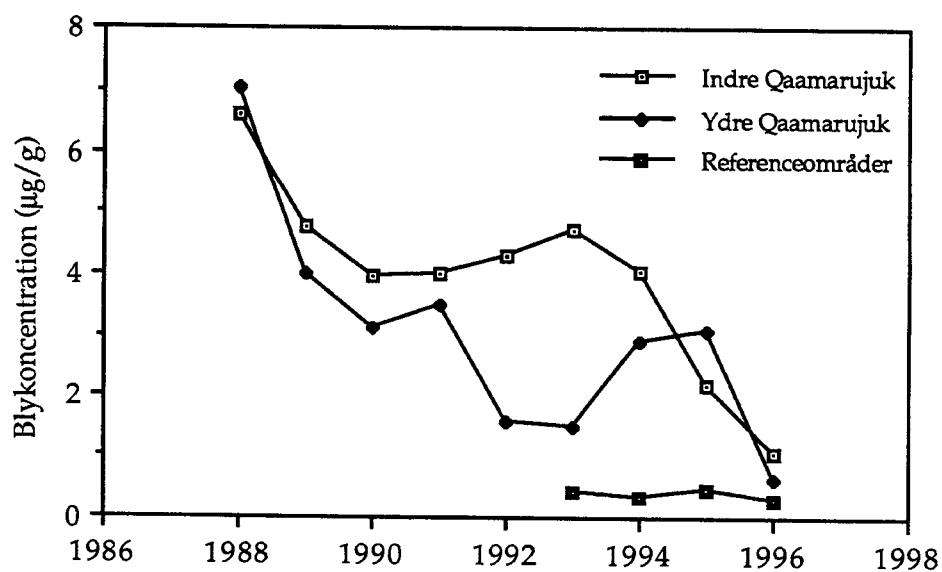
Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav. I perioden 1988-96 er der tendens til faldende blykoncentration i rejer (figur 4.7.1 og 4.7.2). Blyniveauet i 1990'erne er desuden en faktor 2 lavere end i starten af 1980'erne.

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 hoved- og skaldele og i rejekød er estimeret hver for sig.

År	Indre Qaamarujuk	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1988	6,59	0,523
1989	4,77	0,311
1990	3,95	0,356
1991	3,98	0,605
1992	4,31	0,327
1993	4,72	0,535
1994	4,06	0,288
1995	2,19	0,570
1996	1,05	0,125
	Ydre Qaamarujuk	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1988	7,03	0,327
1989	3,98	0,324
1990	3,11	0,316
1991	3,49	0,374
1992	1,56	0,274
1993	1,49	0,299
1994	2,91	0,244
1995	3,08	0,235
1996	0,622	0,055
	Amitsuatsiaq	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1993	0,437	0,064
1994	0,328	0,059
	Salleq	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1994	0,354	0,065
	Schade's øer	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1995	0,466	0,081
	Qeqertat	
	Hoved- og skaldele	Rejekød
1996	0,312	0,026



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



Figur 4.7.2. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i hoved- og skaldele af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.

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.

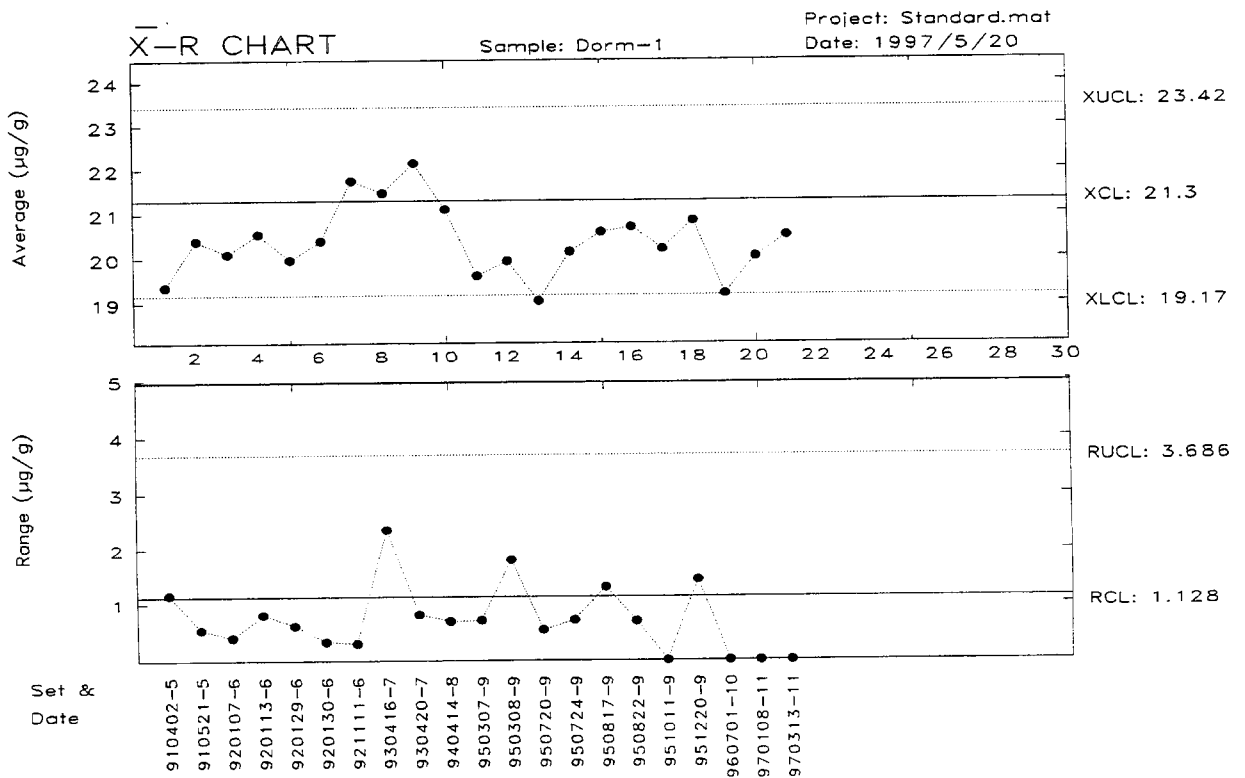
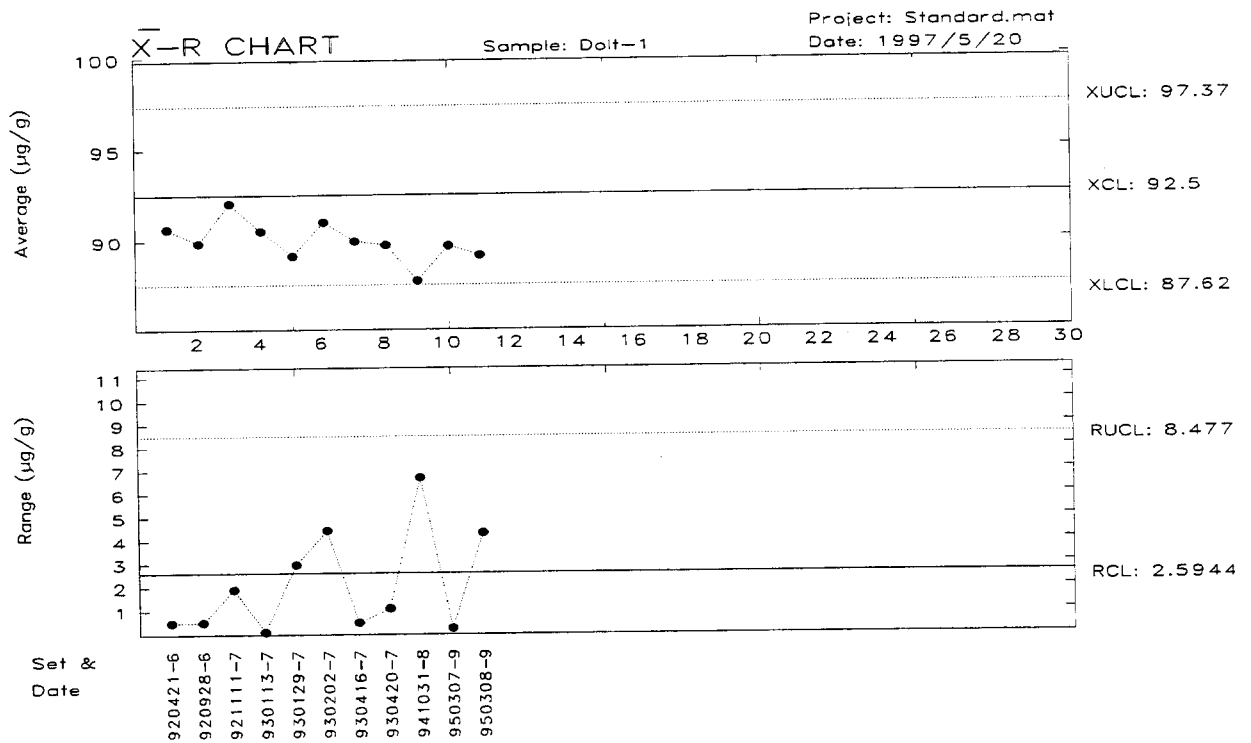
Johansen, P., Hansen, M.M., Asmund, G. & Nielsen P.B. 1991. Marine Organisms as Indicators of Heavy Metal Pollution - Experience from 16 Years of Monitoring at a Lead Zinc Mine in Greenland. Chemistry and Ecology 1991.

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

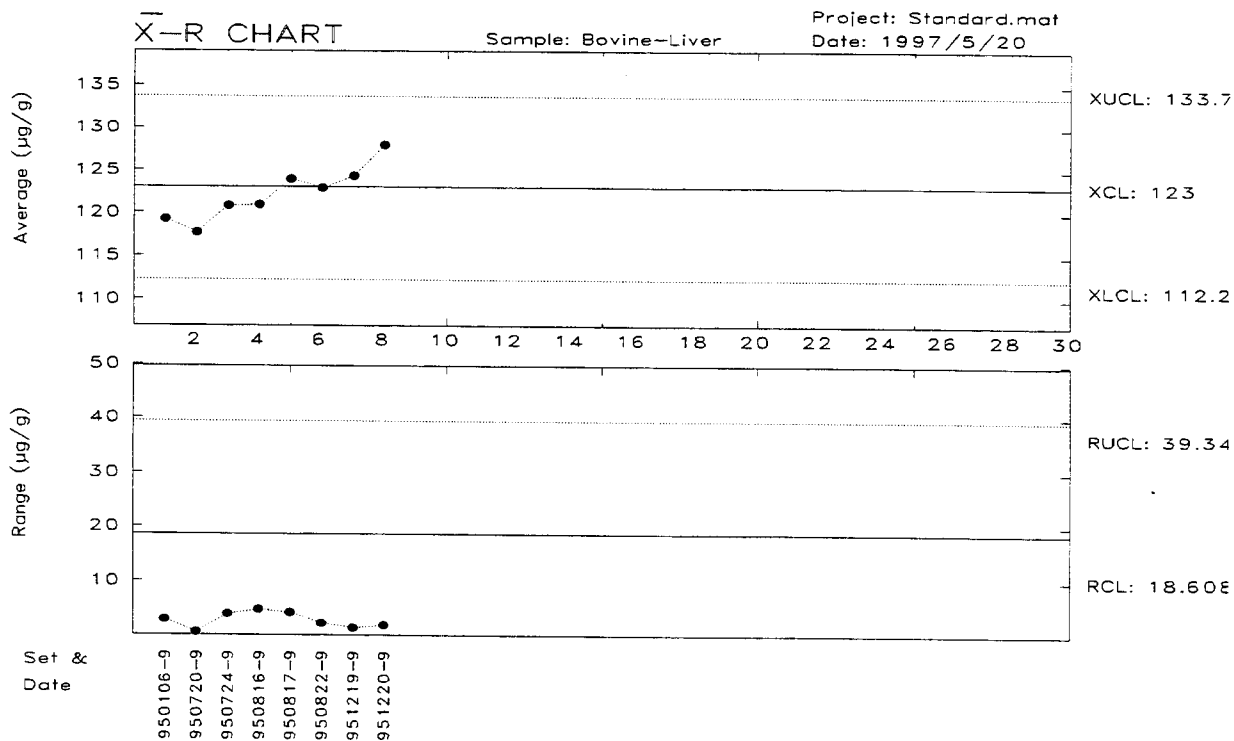
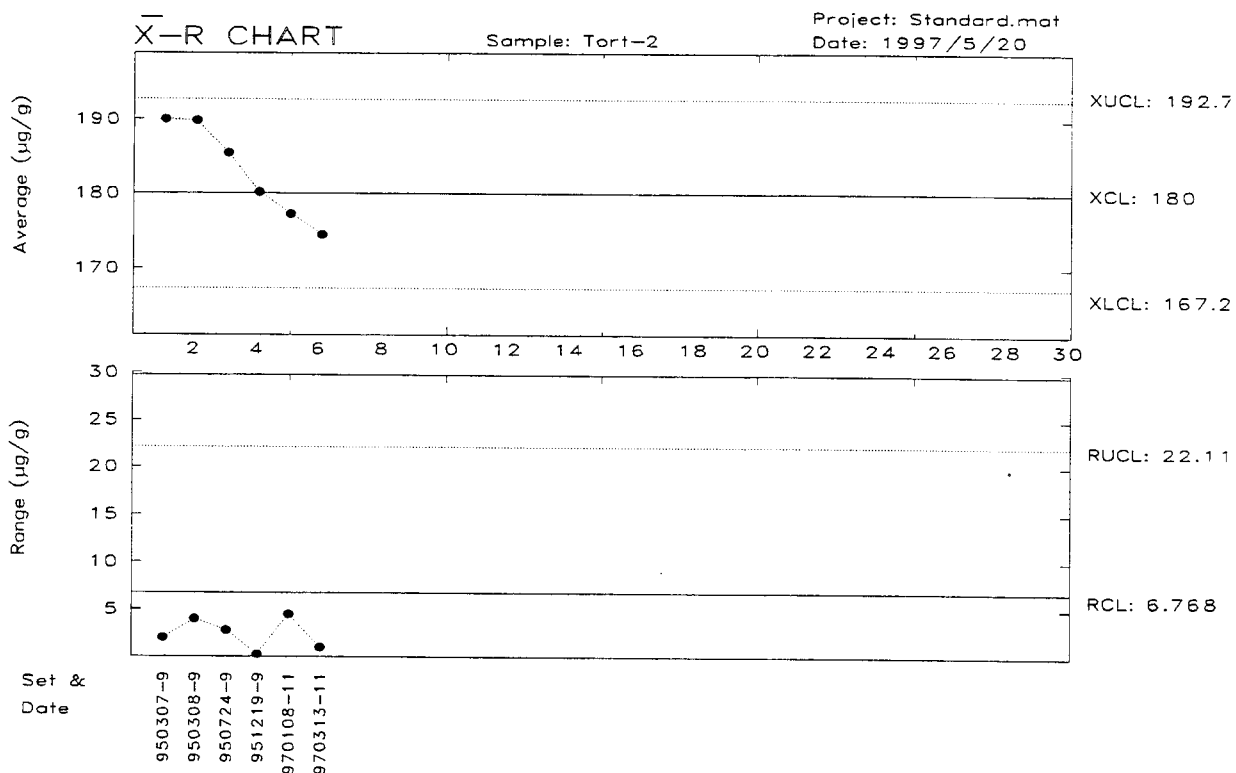
Pilegaard, K. 1983. Biological monitoring of airborne metal pollution around a lead-zinc mine in Greenland. 1133-1136 in Proc. Int. Conf.: Heavy Metals in the Environment. Heidelberg sept. 1983.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1996. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995. Faglig rapport fra DMU, nr. 160. Danmarks Miljøundersøgelser, maj 1996, 91 pp.

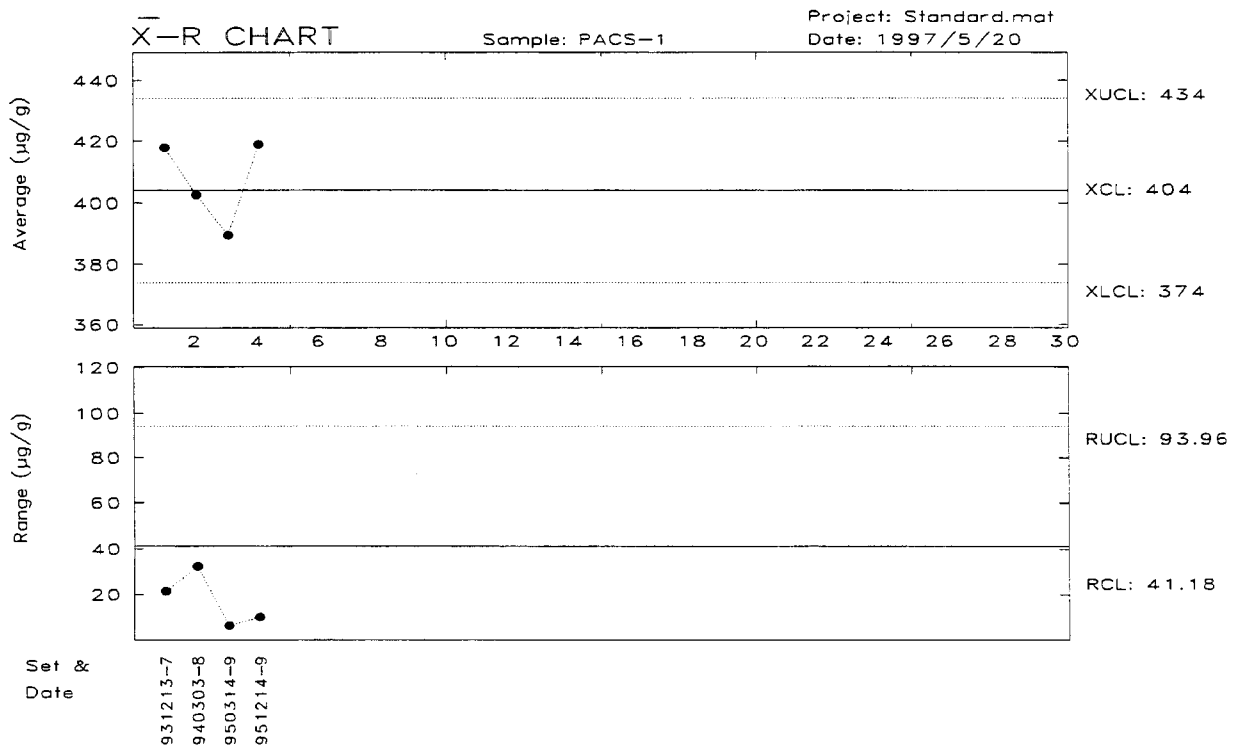
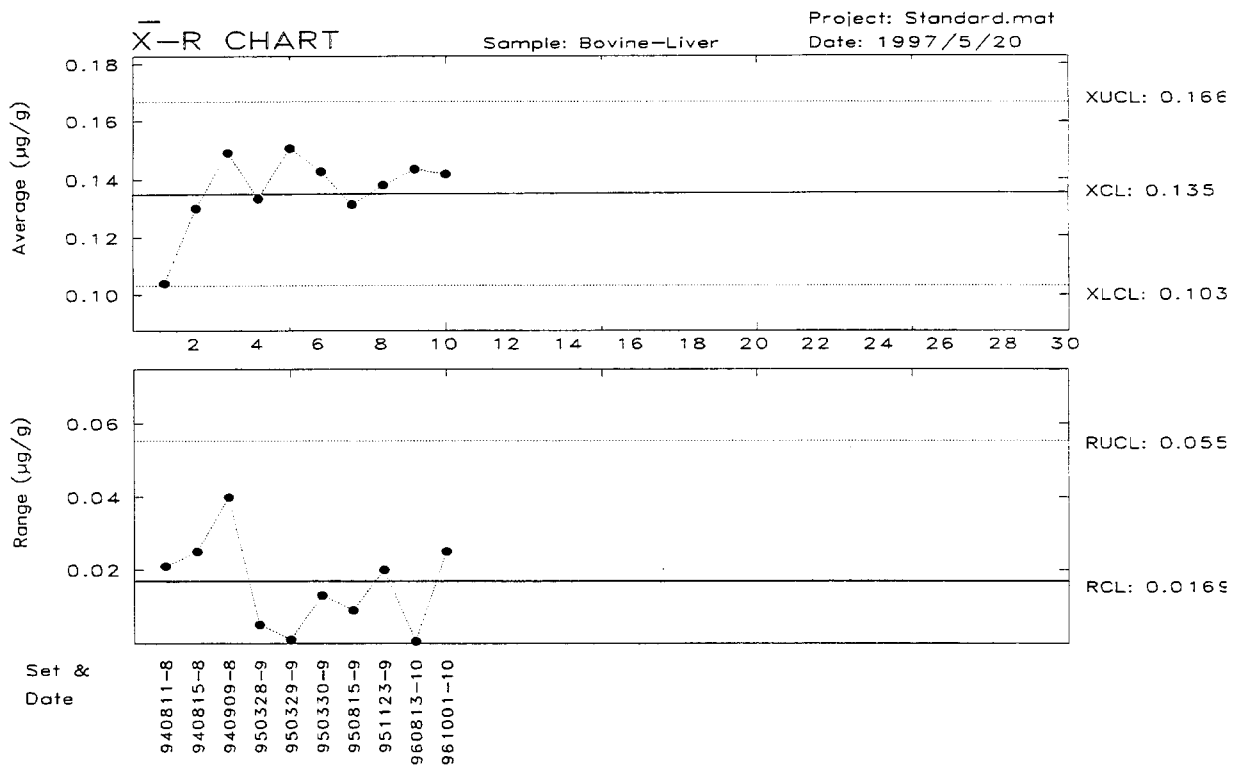
Bilag I. Analysekontrollkort



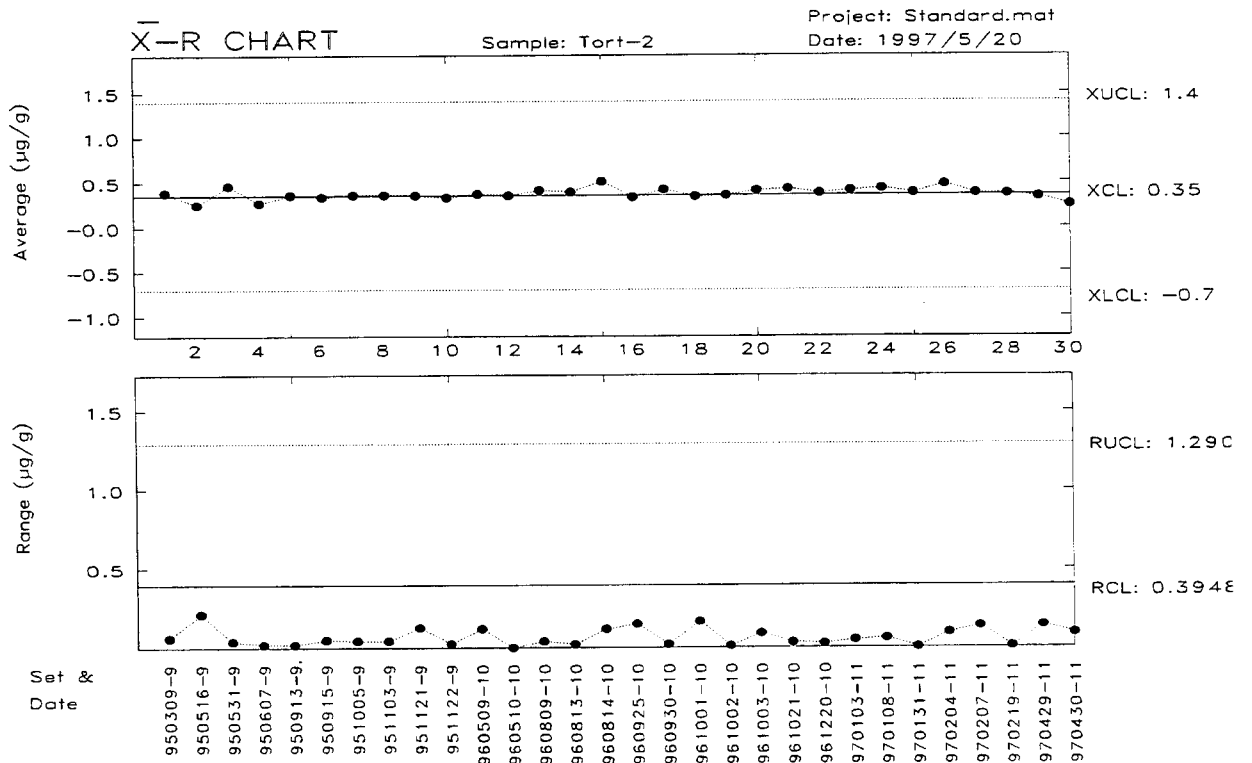
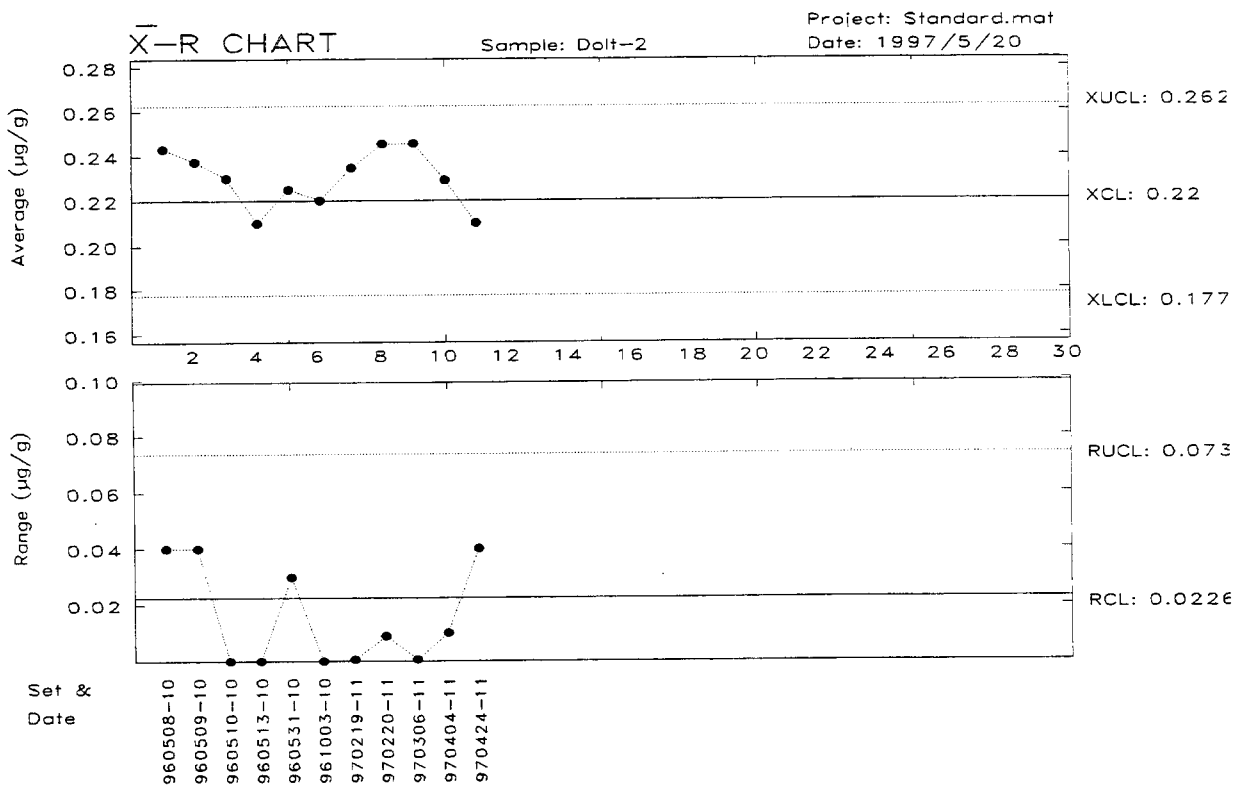
1. Kontrollkort for zink



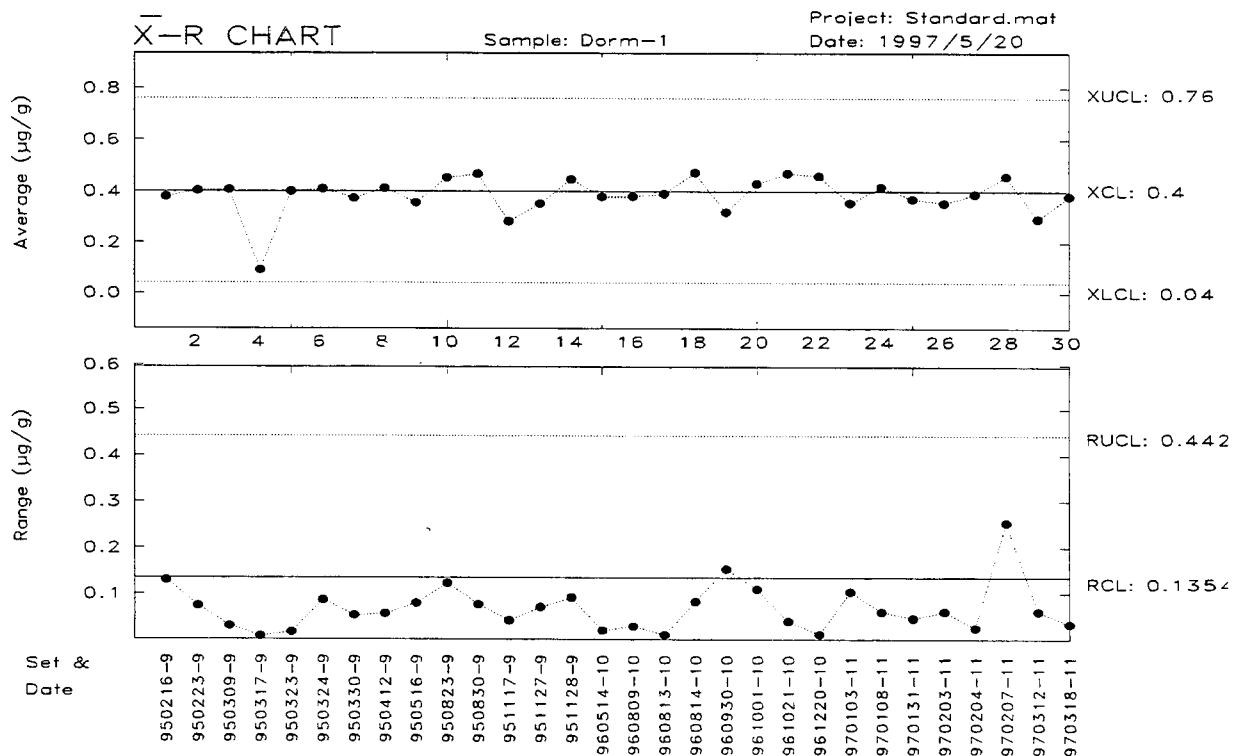
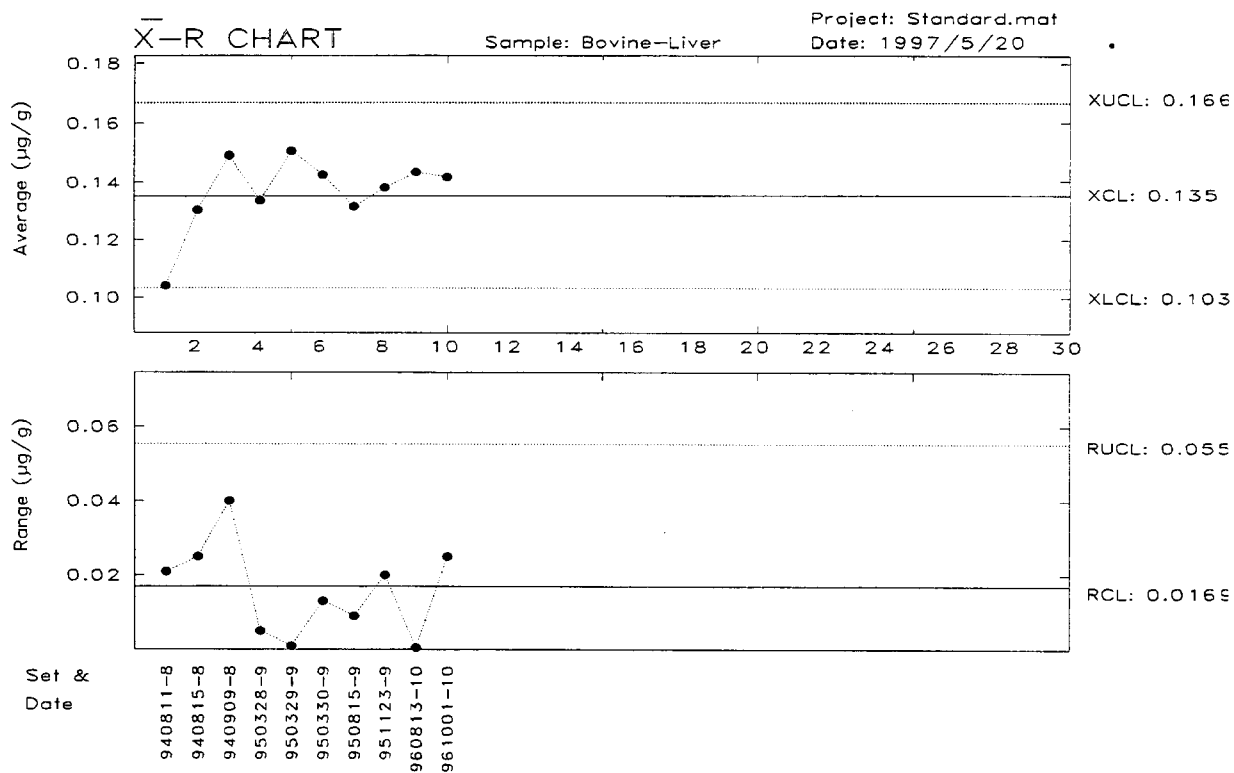
2. Kontrollkort for zink



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*

IDNR	Lokalitet	Pb, mg/kg	Zn, mg/kg
18872	T 10	190	68,3
18873	T 06	11,7	22,7
18874	T 02	64,2	36,3
18875	T 29	23,8	38,8
18876	T 30	80,1	44,1
18876	T 30	90,6	45,7
18877	T 05	29,3	30,2
18878	T 12 SV	289	151
18879	T 12 Ø	103	58,7
18880	T 25	29,0	44,2
18880	T 25	28,2	42,1
18881	T 22	105	102
18882	T 15	59,0	58,9
18883	T 17 B	98,9	132
18883	T 17 B	147	158
18884	T 17 C	62,6	77,3
18885	T 15 A	63,5	93,6
18886	T 17	93,8	84,3
18887	T 17 A	76,1	110
18888	T 37	17,9	46,3
18888	T 37	19,6	48,8
18889	T 38	3,04	21,3
18900	T 03	19,7	24,4
18894	St. L	1,02	14,7
18894	St. L	1,16	13,5
18895	St. G	1,16	23,9
18896	St. V	0,907	12,4
18897	Schade	0,297	13,2
18897	Schade	0,322	14,0
18898	T 33	0,954	21,0
18899	T 36	9,45	19,1

Bilag III. Metode til beregning af blynedfald

Det er vist (Pilegaard 1983), at blynedfaldet målt som kg/km^2 er lig med blykoncentrationen i *Cetraria nivalis* målt i mg/kg divideret med 2,7. Blynedfaldet over et givet område kan derfor beregnes som integralet af bly i lav over det givne område divideret med 2,7. Nærområde, mellemområde og fjernområde har forskellig sammenhæng mellem blykoncentration og afstand til Maarmorilik, og må derfor beregnes forskelligt. De tre delområder er vist i figur 4.1.1.

Nærområde

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

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

hvor $R = 1 \text{ km}$

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

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

Mellemområde

Dette område er valgt som det, der ligger mellem 1 og $2\frac{1}{2}$ km fra Maarmorilik i en 180° vifte dækkende det meste af den indre del af Qaamarujuk, se figur 4.1.1. I dette område fandtes, at koncentrationen af bly i lav var tæt på at være omvendt proportional med afstand til Maarmorilik ($\beta = +0,874$). Blynedfaldet er derfor:

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

2,7 = Omregningsfaktor fra koncentration til nedfald

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

C = Blykoncentration i lav

Indsættes, at $C = B \cdot r^{-0,874}$ fås

$$\begin{aligned} \text{Blynedfald} &= 1/2,7 \cdot 180/360 \cdot \int B \cdot r^{-0,874} \cdot 2 \pi \cdot r \cdot dr \\ &= B \cdot 1,865 \end{aligned}$$

hvor r = Afstanden til Maarmorilik, km
 B = Regressionskoefficient mellem C og $r^{-0,874}$, lig med koncentrationen af bly i lav 1 km fra Maarmorilik.

Fjernområde

Dette område er valgt som en vifte over 40° strækkende sig fra $2\frac{1}{2}$ km til 23 km fra Maarmorilik i vestlig retning, se figur 4.1.1. I dette område fandtes, at blykoncentrationen aftog kraftigt med afstanden til Maarmorilik:

C = $D \cdot r^{-1,37}$
 C = Koncentration af bly i lav, mg/kg
 r = Afstand til Maarmorilik $2,5 < r < 23$ (km)
 D = Regressionskoefficient for fjernområdet

Formlen for blynedfald bliver derfor:

$$\begin{aligned} \text{Blynedfald} &= 1/2,7 \cdot 40/360 \cdot \int D \cdot r^{-1,37} \cdot 2 \cdot \pi \cdot r \cdot dr \\ &= D \cdot 2,225 \end{aligned}$$

Bilag IV. Vandanalyser Maarmorilik 1996

Station	Dato	dybde m	Zn, ng/kg	Pb, ng/kg
st.1	28/8	0	1,3	0,133
		10	0,9	0,128
		20	1,8	0,191
		30	7,6	0,201
		40	22,8	0,204
		50	27,1	0,181
st. 1	3/9	0	2,3	0,163
		10	1,3	0,142
		20	1,2	0,156
		30	6,4	0,184
		40	24,1	0,201
		50	25,6	0,168
st. 3	28/8	0	2,0	0,126
		10	1,2	0,090
		20	3,0	0,137
		30	7,1	0,268
		40	24,8	0,324
		50	26,1	0,139
st. 3	3/9	0	1,7	0,162
		10	1,1	0,160
		40	26,0	0,183
		50	26,2	0,224
st.R	1/9	0	2,5	0,033
		10	1,0	0,036
		20	1,3	0,047
		30	2,9	0,163
		40	0,5	0,044
		50	0,7	0,041

Bilag V. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tangskudspidser

Indsamlet ved Maarmorilik i 1996. 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	2.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18849	0,386	25,5
G		<i>Fucus vesiculosus</i>	18850	0,294	26,4
L	1.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18845	0,173	11,5
L		- dobbeltbestemmelse		0,160	11,8
L		<i>Fucus vesiculosus</i>	18846	0,206	14,1
V	2.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18847	0,294	18,1
V		<i>Fucus distichus</i>	18848	0,256	18,2
T1	4.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18855	4,83	223
T1		<i>Fucus vesiculosus</i>	18856	5,30	230
T1		- dobbeltbestemmelse		5,74	230
T2	4.9.96	<i>Fucus distichus</i>	18857	3,55	81,8
T2		<i>Fucus distichus</i>	18858	3,08	83,1
T3	4.9.96	<i>Fucus distichus</i>	18859	2,55	67,4
T3		<i>Fucus distichus</i>	18860	2,68	58,9
T5	28.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18805	2,82	46,6
T5		<i>Fucus distichus</i>	18806	3,04	47,4
T6	4.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18861	2,55	71,7
T6		- dobbeltbestemmelse		2,43	73,9
T6		<i>Fucus vesiculosus</i>	18862	2,66	75,0
T7	4.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18863	2,62	94,4
T7		<i>Fucus vesiculosus</i>	18864	2,57	95,8
T10	4.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18865	6,23	175
T10		<i>Fucus vesiculosus</i>	18866	5,41	200
T12SV	28.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18807	8,45	99,6
T12SV		<i>Fucus vesiculosus</i>	18808	8,29	107
T12Ø	28.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18809	9,59	209
T12Ø		<i>Fucus distichus</i>	18810	9,95	229
T15	29.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18837	5,39	121
T15		<i>Fucus distichus</i>	18838	4,29	133
T15A	29.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18839	6,75	177
T15A		<i>Fucus vesiculosus</i>	18840	6,10	178
T17	29.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18835	5,87	150
T17		<i>Fucus vesiculosus</i>	18836	6,00	171
T17A	29.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18829	3,75	121
T17A		- dobbeltbestemmelse		3,35	119
T17A		<i>Fucus vesiculosus</i>	18830	3,83	114
T17B	29.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18831	6,27	152
T17B		<i>Fucus vesiculosus</i>	18832	6,16	147
T17C	29.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18833	7,82	164
T17C		<i>Fucus vesiculosus</i>	18834	6,61	151
T22	28.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18813	2,03	72,0
T22		<i>Fucus distichus</i>	18814	1,90	79,9
T25	28.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18811	1,19	48,3
T25		<i>Fucus vesiculosus</i>	18812	1,66	64,4

fortsættes næste side

Station	Insd.dato	Art	ID-nr.	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T29	27.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18803	1,92	91,1
T29		<i>Fucus vesiculosus</i>	18804	1,96	90,9
T30	27.8.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18801	2,18	88,7
T30		<i>Fucus vesiculosus</i>	18802	2,13	89,1
T33	3.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18853	0,591	32,1
T33		<i>Fucus vesiculosus</i>	18854	0,554	28,5
T36	3.9.96	<i>Fucus vesiculosus</i>	18851	1,01	41,4
T36		<i>Fucus vesiculosus</i>	18852	1,11	47,0
T37	30.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18841	0,386	29,1
T37		<i>Fucus distichus</i>	18842	0,549	30,8
T38	30.8.96	<i>Fucus distichus</i>	18843	0,254	17,1
T38		<i>Fucus distichus</i>	18844	0,315	17,4

Bilag VI. Tungmetalkoncentration i blåmusling (*Mytilus edulis*)

Indsamlet ved Maarmorilik og i Uummanaq-fjorden i 1996. 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)	vægt (g)	tørstof (%)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)	
T5	nat.	28.8.96	18714	20	7,8	2,08	17,78			
	tr.92		18720	10	8,0	2,10	18,69	329	329	
	tr.93		18715	6	8,2	2,23	14,40	62,7	220	
			18716	7	7,8	2,21	16,09	47,5	217	
	tr.94		18717	2	8,7	3,49	16,52	38,3	131	
	tr.95		18718	20	4,9	0,60	16,05	27,7	91,4	
			18719	17	7,0	1,34	14,25	32,6	202	
T12V	nat.	28.8.96	18710	20	7,1	1,32	16,00	1126	526	
	tr.94		18711	14	7,0	1,25	15,38	394	481	
	tr.95		18712	21	5,1	0,48	13,96	272	563	
			18713	16	7,1	1,09	11,75	202	436	
	T15		nat.	29.8.96	18734	19	7,8	1,88	14,68	336
			- dobbeltbestemmelse					335	288	
T17A	nat.	29.8.96	18742	19	6,8	1,28	15,42	152	279	
	tr.92		18743	6	7,9	2,04	13,42	44,7	133	
	tr.93		18746	5	8,2	2,12	13,15	44,3	147	
	tr.94		18747	12	6,7	1,08	13,09	47,6	196	
	tr.95		- dobbeltbestemmelse						48,7	198
			18744	18	4,9	0,33	12,67	36,5	283	
	18745		13	6,8	0,73	12,16	31,6	276		
T17B	nat.	29.8.96	18737	20	6,9	1,34	15,80	280	284	
			- dobbeltbestemmelse					277	286	
T17B	tr.92		18738	4	7,5	1,26	12,13	58,5	181	
	tr.93		18735	11	8,0	1,30	11,60	70,4	239	
			18736	6	7,9	1,28	12,22	77,1	207	
	tr.94		18741	8	7,6	1,72	12,72	45,4	187	
	tr.95		18740	19	7,0	0,76	11,58	28,3	272	
			18739	20	5,0	0,36	12,53	45,4	266	
			- dobbeltbestemmelse					45,4	275	
T22	nat.	28.8.96	18721	19	7,9	1,90	15,00	304	322	
	tr.93		18726	8	7,8	2,07	14,23	42,7	148	
	tr.94		18725	7	8,6	2,55	13,63	28,8	118	
			18724	9	7,3	1,70	14,98	36,4	207	
	tr.95		18722	18	5,9	0,47	14,56	38,6	264	
				18723	21	6,8	1,03	13,93	39,0	265
T25	nat.	29.8.96	18727	20	7,7	1,61	16,32	178	204	
	tr.93		18728	6	6,8	1,29	13,35	15,4	122	
			18729	5	8,5	2,63	14,14	13,2	118	
			18732	11	6,8	1,39	15,39	13,0	138	
	tr.94		18733	9	7,5	1,61	13,50	19,4	149	
			- dobbeltbestemmelse						19,6	151
	tr.95		18730	11	5,6	0,71	14,81	15,3	217	
				- dobbeltbestemmelse					12,6	214
				18731	12	7,1	0,99	13,03	15,4	227
T29	nat.	27.8.96	18701	20	7,2	1,24	14,52	185	250	

fortsættes næste side

Station		Inds.dato	Id-nr.	Antal	lgd (cm)	vægt (g)	tørstof (%)	Pb (µg/g)	Zn (µg/g)
T30	nat.	27.8.96	18702	20	7,3	1,12	14,58	341	352
	tr.92		18703	5	8,3	1,83	13,43	21,8	92,8
	tr.93		18706	10	7,9	1,34	14,41	28,3	140
			- dobbeltbestemmelse					29,0	140
	tr.94		18707	8	7,7	1,52	11,25	24,0	154
			18708	6	6,5	0,92	13,07	29,5	172
			18709	7	8,5	1,64	14,57	23,4	130
	tr.95		18704	10	5,1	0,36	11,66	24,8	273
			18705	14	6,8	0,75	10,90	20,8	277
	T33	nat.	3.9.96	18762	20	8,0	1,85	15,00	51,2
			- dobbeltbestemmelse					52,3	148
T36	nat.	3.9.96	18763	19	6,8	1,06	13,49	69,2	226
	tr.93		18766	6	8,3	2,22	12,69	18,6	153
	tr.95		18764	18	4,8	0,30	12,63	10,5	227
			18765	13	6,7	0,76	10,33	9,19	240
		- dobbeltbestemmelse					9,11	239	
T37	nat.	30.8.96	18749	20	7,2	1,22	13,52	46,0	252
T38	nat.	30.8.96	18748	20	6,2	1,17	15,21	3,44	152
								3,72	146
V	tr.94	2.9.96	18752	11	8,5	2,74	13,81	3,05	105
	tr.95		18753	13	5,1	0,71	16,52	1,76	110
			18754	11	7,2	1,26	14,45	2,77	138
G	tr.94	2.9.96	18755	10	7,0	1,36	13,59	3,55	153
G	tr.95		18756	13	5,3	0,47	11,94	2,72	192
G			18757	10	7,3	0,84	9,93	2,63	198
L	nat.	1.9.96	18750	20	6,9	1,34	15,91	1,09	146
L	tr. 91		18751	15	7,7	1,15	12,17	528	250
Schade nat		30.8.96	18758	20	4,4	0,36	15,69	0,851	150
			18759	20	5,4	0,69	15,48	0,761	164
			18760	20	6,4	1,11	16,40	1,12	151
			18761	9	7,3	1,34	12,04	2,08	189

Bilag VII. Blykoncentration i alm. ulk

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

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
28.8.96	C	18601 - dobbeltbestemmelse	30,0	310	F	M	17,86	<0,018
						M		0,026
						L	23,01	0,347
						L		0,294
28.8.96	C	18602 - dobbeltbestemmelse	33,5	440	F	B	26,45	1,88
						M	19,38	0,445
						L	23,87	1,74
						L		2,00
28.8.96	C	18603 - dobbeltbestemmelse	33,0	540	F	B	26,52	4,79
						B		4,53
						M	16,29	<0,002
						M		0,028
28.8.96	C	18604	24,5	170	M	L	32,0	0,122
						B	31,15	1,20
						M	17,99	0,015
						L	33,82	0,372
28.8.96	C	18605	34,5	440	F	B	25,83	0,685
						M	17,84	0,081
						L	30,86	0,232
						B	30,70	2,58
28.8.96	C	18606 - dobbeltbestemmelse	34,0	500	F	M	18,07	0,415
						L	28,78	2,45
						L		2,75
						B	27,42	11,4
28.8.96	C	18607 - dobbeltbestemmelse	36,0	610	F	B		9,15
						M	19,16	0,025
						L	32,77	0,139
						B	29,25	0,875
28.8.96	C	18608	24,0	150	F	M	18,18	<0,032
						L	27,03	0,439
						B	22,22	0,661
						M	15,67	<0,030
28.8.96	C	18609	24,5	150	M	L	39,27	0,110
						B	24,56	0,568
						M	18,89	<0,009
						L	33,73	0,068
31.8.96	Sh	18643 - dobbeltbestemmelse	33,0	610	F	B	28,70	1,36
						M	19,26	0,068
						L	31,74	0,055
						L		0,053
31.8.96	Sh	18644	26,0	210	M	B	30,58	0,154
						M	19,40	0,087
						L	33,17	0,055
						B	26,72	0,170

fortsættes næste side

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
31.8.96	Sh	18645 - dobbeltbestemmelse	32,0	490	F	M	17,20	<0,031
						M		0,006
						L	35,05	0,074
						B	33,83	0,131
31.8.96	Sh	18646	28,0	430	F	M	20,53	<0,018
						L	34,16	0,024
						B	25,69	0,132
31.8.96	Sh	18647	33,5	530	F	M	18,86	<0,043
						L	35,10	0,038
						B	25,24	0,070
31.8.96	Sh	18648 - dobbeltbestemmelse	27,0	270	M	M	16,59	0,019
						M		0,013
						L	40,00	0,036
						B	28,87	0,097
						B		0,085
31.8.96	Sh	18649 - dobbeltbestemmelse	28,0	270	M	M	15,54	<0,027
						L	32,25	0,048
						B	26,79	0,333
31.8.96	Sh	18650	25,5	230	M	M	20,00	<0,040
						L	36,65	0,038
						B	29,20	0,135
31.8.96	Sh	18651 - dobbeltbestemmelse	38,0	760	F	M	17,15	<0,036
						L	29,57	0,020
						B	28,00	0,182
						B		0,223
						B		0,223
31.8.96	Sh	18652 - dobbeltbestemmelse	32,0	430	F	M	19,73	0,000
						L	37,70	0,069
						L		0,072
						B	27,27	0,098
29.8.96	B	18819 - dobbeltbestemmelse	35,0	530	F	M	18,16	0,126
						L	40,32	0,487
						L		0,518
						B	30,53	5,06
29.8.96	B	18820 - dobbeltbestemmelse	34,0	530	F	B		4,40
						M	18,30	0,024
						M		0,011
						L	30,47	0,555
29.8.96	B	18821 - dobbeltbestemmelse	35,0	440	F	B	33,33	2,99
						B		3,47
						M	16,07	0,026
29.8.96	B	18822	24,5	180	F	L	20,77	1,08
						B	25,76	9,71
						M	17,61	0,199
29.8.96	B	18823	33,5	440	F	L	27,64	1,74
						B	26,00	2,65
						M	17,70	0,064
						L	28,17	0,332
						B	26,77	3,05

fortsættes næste side

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Væv	Tørstof %	Pb µg/g
29.8.96	B	18824	34,0	530	F	M	18,21	0,243
						L	36,99	0,758
29.8.96	B	18825	26,5	200	F	B	27,93	5,96
						M	18,65	0,045
29.8.96	B	18826	34,0	580	F	L	28,91	0,682
						B	23,21	1,84
29.8.96	B	18827	27,5	290	F	M	18,11	0,115
						L	39,04	0,324
- dobbeltbestemmelse						L		0,346
29.8.96	B	18828	25,0	170	M	B	37,27	4,23
						M	19,41	0,153
- dobbeltbestemmelse						L	30,00	0,391
29.8.96	B	18828	25,0	170	M	L		0,455
						B	28,57	5,08
						M	19,16	0,216
						L	36,36	0,523
						B	26,73	2,09

Bilag VIII. Blykoncentration i muskel fra uvak

Lokaliteter er Indre Qaamarujuk (B) og Ydre Qaamarujuk (C).

Inds. dato	Lok	Id-nr.	Længde (cm)	Vægt (kg)	Køn	Tørstof %	Pb µg/g	
28.8.96	C	18611	56,0	2,11	F	16,37	0,015	
		- dobbeltbestemmelse					16,37	0,005
28.8.96	C	18612	60,0	2,90	F	17,96	0,008	
28.8.96	C	18613	52,0	2,11	F	17,95	0,002	
28.8.96	C	18614	57,5	2,72	F	17,47	0,038	
28.8.96	C	18615	53,0	1,90	F	15,74	0,002	
28.8.96	B	18616	55,5	2,28	M	18,09	0,035	
29.8.96	B	18815	59,5	3,21	F	19,19	<0,005	
29.8.96	B	18816	59,0	2,91	F	18,42	0,052	
29.8.96	B	18817	56,0	2,69	M	17,83	0,031	
29.8.96	B	18818	57,0	2,68	M	18,26	0,028	

Bilag IX. Blykoncentration i rejer

Indsamlet i Indre Qaamarujuk (B), Ydre Qaamarujuk (C), referenceområdet Qeqertat (ved st. L) i august og september 1996. Individerne 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	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb (µg/g)	Fangstmetode
29.8.96	B	20	126,7	18617	H+S	74,1	24,09	1,27	Ruse
				18618	Kød	49,8	20,02	0,085	
- dobbeltbestemmelse									
29.8.96	B	15	111,2	18619	H+S	65,6	23,89	0,942	Ruse
				18620	Kød	43,0	19,81	0,115	
- dobbeltbestemmelse									
29.8.96	B	20	183,8	18621	H+S	111,9	24,74	1,12	Ruse
				18622	Kød	64,0	19,77	0,084	
29.8.96	B	20	195,1	18623	H+S	122,0	23,65	1,14	Ruse
				18630	Kød	67,4	19,61	0,057	
29.8.96	B	20	226,5	18624	H+S	144,3	23,9	1,17	Ruse
				18625	Kød	77,2	19,97	0,096	
29.8.96	B	20	237,6	18626	H+S	142,0	23,86	1,09	Ruse
				18627	Kød	80,9	19,63	0,081	
29.8.96	B	20	279,6	18628	H+S	163,8	24,33	0,705	Ruse
				- dobbeltbestemmelse					
29.8.96	C	17	108,9	18629	Kød	95,9	19,8	0,057	Ruse
				18632	H+S	71,3	21,22	0,513	
29.8.96	C	11	94,8	18631	Kød	37,6	19,81	0,038	Ruse
				18633	H+S	58,7	22,76	0,581	
29.8.96	C	16	169,4	18634	Kød	32,9	19,91	0,065	Ruse
				18635	H+S	111,1	22,44	0,410	
29.8.96	C	12	147,3	18636	Kød	57,8	19,38	0,072	Ruse
				18637	H+S	93,5	21,64	0,595	
29.8.96	C	16	241,4	18638	Kød	49,3	19,35	0,036	Ruse
				18639	H+S	152,1	23,12	1,27	
- dobbeltbestemmelse									
4.9.96	L	7	60,2	18640	Kød	78,6	19,48	0,007	Ruse
				18659	H+S	36,1	23,43	0,316	
4.9.96	L	12	151,3	18660	Kød	19,1	19,27	0,021	Ruse
				- dobbeltbestemmelse					
4.9.96	L	10	139,2	18657	H+S	95,5	25,34	0,192	Ruse
				18658	Kød	45,8	19,91	0,009	
4.9.96	L	10	139,2	18655	H+S	87,6	25,99	0,341	Ruse
				18656	Kød	44,3	20,16	0,018	

fortsættes næste side

Inds.	Lok	N	Tot.vægt (g)	Id-nr.	Del	Delvægt (g)	Tørstof %	Pb (µg/g)	Fangstmetode	
4.9.96	L	14	230,7	18653	H+S	143,7	23,98	0,458	Ruse	
				18654	Kød	76,1	20,37	0,033		
29.8.96	B	11	117,9	18641	H+S	74,6	21,93	13,5	Trawl	
				- dobbeltbestemmelse						14,9
				18642	Kød	35,8	20,03	0,335		

Bilag X. 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:

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

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	140,3	16	212	0,0001	0,99
STATIONÅR	140,1	15	226	0,0001	
ART	0,267	1	6,45	0,015	
Residual	1,69	41			

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	51,3	16	55,9	0,0001	0,96
STATIONÅR	51,2	15	59,5	0,0001	
ART	0,118	1	2,06	0,159	
Residual	2,35	41			

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

Bilag XI. 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	Uvak	Ulk
	Antal	111	208
middel- $\ln(\text{længde})$		3,942	3,312
stdafv- $\ln(\text{længde})$		0,183	0,191
middel- $\ln(\text{vægt})$ (kg)		0,618	-1,415
stdafv- $\ln(\text{vægt})$		0,548	0,639
middel- $\ln(\text{levervægt})$ (g)			2,170
stdafv- $\ln(\text{levervægt})$			1,090

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

$$p_1 = 0,5732\text{norm.ln(lgd)} + 0,5900\text{norm.ln(vgt)} + 0,5687\text{norm.ln(lvgt)}$$

$$p_2 = -0,6627\text{norm.ln(lgd)} - 0,0743\text{norm.ln(vgt)} + 0,7452\text{norm.ln(lvgt)}$$

$$p_3 = 0,4819\text{norm.ln(lgd)} - 0,8040\text{norm.ln(vgt)} + 0,3454\text{norm.ln(lvgt)}$$

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 egnede 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. Som analysevariabel er anvendt de logaritmerede værdier af metalkoncentrationen. For kombinationer af tungmetal, fiskeart og væv er følgende kovariansanalysemodeller anvendt som udgangsmodel:

Hvert tungmetal og uvak:

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

Hvert tungmetal, ulk, hvert væv:

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

hvor,

T= 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.

M= 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 ulks 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 ind-samlingsområde/ år/ væv/ metal kombination er under detektionsgrænsen, er estimerne be-regnet som den geometriske middelværdier af detektionsgrænsen for prøverne under detektions-grænsen 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 værdi-er under detektionsgrænsen med halvdelen af detektionsgrænsen. I 1995 er analyseværdier be-handlet 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	P1	P2	P3
<i>Alm Ulk, Pb</i>					
Muskel :	+	-	-	-	-
Lever:	+	-	+	+	-
Ben:	+	-	-	-	-
<i>Uvak, Pb</i>					
Muskel:	+	-	-	-	

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

Parameter/koefficient

	β_1	β_2
<i>Alm ulk, Pb:</i>		
Muskel:	0	0
Lever:	-0,303	-0,844
Ben:	0	0
<i>Uvak, Pb:</i>		
Muskel:	0	0

Bilag XII. Statistiske metoder ved behandlingen af rejedata

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

$$\ln(\text{metalkonc.}) = T + \text{LOCÅR} + \beta \ln(\text{vægt}) + M$$

hvor

T = generel middelværdi

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

β = hældningskoefficient for sammenhæng mellem metalkoncentration og rejestørrelse

M = 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 rejekød og de resterende hoved- og skaldele.

Resultaterne af kovariansanalyserne er, at for rejekød er der en signifikant størrelseseffekt og β er estimeret til -0,694. For rejernes hoved- og skaldele 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.

