



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

# Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002

*Faglig rapport fra DMU, nr. 465*



*[Tom side]*



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

---

# Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002

*Faglig rapport fra DMU, nr. 465  
2003*

*Poul Johansen  
Frank Riget  
Gert Asmund*

# Datablad

Titel:	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002
Forfattere: Afdeling:	Poul Johansen, Frank Riget & Gert Asmund Afdeling for Arktisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 465
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt:	November 2003
Faglig kommentering:	Christian Glahder
Finansiell støtte:	Trelleborg AB.
Bedes citeret:	Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 2003: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s. -Faglig rapport fra DMU nr. 465  <a href="http://faglige-rapporter.dmu.dk">http://faglige-rapporter.dmu.dk</a>  Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	I rapporten dokumenteres og vurderes forureningstilstanden ved den nedlagte bly-zinkmine i Maarmorilik, Vestgrønland på baggrund af miljøundersøgelser udført i 2002. Undersøgelserne viser, at der fortsat - også efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet. Set over flere år har forureningsniveauet dog som helhed været tydeligt faldende, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er bly- og zinkforurenede, bliver efterhånden mindre og mindre.
Emneord:	Grønland, Maarmorilik, minedrift, bly, zink, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer
Layout: Tegninger/fotos: Korrektur:	Hanne Kjellerup Hansen Grafisk værksted, Silkeborg Poul Johansen
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-766-5 1600-0048
Sideantal:	62
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR465.pdf">http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR465.pdf</a>
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf.: 3266 0200 <a href="mailto:frontlinien@frontlinien.dk">frontlinien@frontlinien.dk</a> <a href="http://www.frontlinien.dk">www.frontlinien.dk</a>

# Indhold

**Sammenfatning 5**

**Eqikkaaneq 7**

**Summary 9**

**1 Indledning 11**

**2 Indsamling 13**

**3 Analyse og analysekontrol 15**

**4 Resultater 19**

4.1 Lav 19

4.2 Havvand 22

4.3 Tang 28

4.4 Blåmuslinger 34

4.5 Fisk 42

4.6 Rejer 47

**Referencer 51**

**Bilag 53**

Bilag I Tungmetalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i lav 2002 53

Bilag II Vandanalyser ved Maarmorilik og referencestation nær Schades Øer  
2002 54

Bilag III Tungmetalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i tangskudspidser 2002 55

Bilag IV Tungmetalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i blåmusling (*Mytilus edulis*)  
indsamlet i 2002 56

Bilag V Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i plettet havkat indsamlet i 2002 58

Bilag VI Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i ammassat indsamlet i 2002 59

Bilag VII Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i almindelig ulk indsamlet i 2002 60

Bilag VIII Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i rejer indsamlet i 2002 62

**Danmarks Miljøundersøgelser**

**Faglige rapporter fra DMU**

# Sammenfatning

## *Miljøundersøgelse*

Produktionen i bly-zink minevirksomheden i Maarmorilik ophørte i 1990. Miljøtilstanden i området er siden blevet undersøgt ved at analysere for bly og zink i indsamlede prøver af havvand, planter og dyr. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 2002, og vurderer den nuværende miljøtilstand i området. Resultaterne sammenlignes med data fra 1975-2000.

## *Støv*

Spredning af bly og zink med støv fra minevirksomheden er undersøgt ved at indsamle og analysere lavarten snekruslav i området ved Maarmorilik for bly og zink. Denne art kan bruges til at måle støvnedfald, da den udelukkende optager næring fra luften gennem sin overflade.

Ud fra metalmålingerne i transplanteret lav konkluderer vi, at der er et forhøjet blyindhold i transplanteret lav i Affarlikassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup Kangerlua og området udenfor denne fjord, samt at det påvirkede område for zink er mindre end for bly. Der er ikke nogen tydelig tidsmæssig udvikling i lavplanternes bly- og zinkbelastning i perioden 1997 til 2002.

## *Havvand*

Forureningen af havvandet er formindsket markant 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 2002 ca. 1000 gange lavere og zinkindholdet ca. 14 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er faldet væsentligt i Affarlikassaa og i Qaamarujuk. I 2002 kunne der således ikke påvises forhøjede bly- og zinkværdier i de øvre vandlag af Affarlikassaa. Det samme var tilfældet i 1999-2000.

## *Tang*

Brunalger, som vokser i tidevandszonen, optager metaller fra det omgivende vand og kan derfor anvendes til at måle forureningen af havvandet. Fra 2000 til 2002 har blykoncentrationen i tang stort set ikke ændret sig, mens zinkkoncentrationen faldt. Set over hele undersøgelsesperioden (1982-2002) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang dog faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Efter minens lukning i 1990 er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet og mest markant for bly. Der er dog også områder, hvor zinkkoncentrationen er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af Qaamarujuk og på denne fjords nordkyst.

## *Blåmusling*

Blåmuslinger i tidevandszonen optager også metaller fra havvandet samt fra alger og partikler. I blåmuslinger indsamlet i 2002 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup Kangerlua. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun i Qaamarujuk. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmuslinger har været faldende gennem en årrække, men blykoncentrationen falder kun meget langsomt, fordi muslingerne ikke kan udskille en del

af det bly, de én gang har optaget. Undersøgelser viser også, at nye generationer af blåmuslinger (små muslinger) er væsentligt mindre blybelastede end ældre, større muslinger.

Forureningsbelastningen måles også ved at flytte (transplantere) uforurenede blåmuslinger til Maarmorilik-området og undersøge deres bly- og zinkoptagelse efter mindst et års transplantation. Disse undersøgelser viser, at der stadig er forureningskilder tilbage efter minedriftens ophør, men belastningen er stadig faldende og betydeligt lavere end mens minedriften fandt sted.

#### *Fisk og rejer*

Blykoncentrationen er lav i ammassat og i kød fra plettet havkat og alm. ulk fanget ved Maarmorilik i 2002. Lever fra plettet havkat og ulk undersøges for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2002 forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. Niveauet svarer til, hvad der er fundet efter minedriftens ophør og i de sidste år, hvor der var minedrift.

I Qaamarujuk er der i 2002 forhøjede blyværdier i rejer i forhold til referenceområdet. Blykoncentrationen er betydeligt højere i rejernes hoved- og skaldele end i rejernes kød. Set over hele perioden 1988-2002 har blykoncentrationen været faldende, dog mest i begyndelsen af perioden.

#### *Sundhedsrisici*

I de tilfælde, hvor der i 2002 er konstateret forhøjet blyindhold i marine organismer ved Maarmorilik, vurderes det ikke at indebære sundhedsmæssige risici for mennesker. Dette gælder dog ikke for 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*

Undersøgelserne i 2002 viser, at der i Maarmorilik-området fortsat - også efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet. Set over flere år har forureningsniveauet dog som helhed været tydeligt faldende, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er bly- og zinkforurenede, bliver efterhånden mindre og mindre.

# Eqikkaaneq

## *Avatangiisinik misissuineq*

Maarmorilimmi aqerlumik zinkimillu piiavaik 1990-mi unippoq. Piiavaifiup eqqaani pinngortitap qanoq innera paasiniarlugu imaq, naasut uumasullu aqerlumik zinkimillu qanoq ako-qar-tiginerat misissuiffigineqartarpoq. 2002-mi ingerlanneqartut misissuinerit inernerat nalunaarusiami uani saqqummiunneqarpoq sumiiffimmilu pineqartumi avatangiisit naliliiffigineqarlutik. Misissuinerit inernerit saqqummiunneqartut 1975-miit 2000-mut misissuinerit inerneritut naleqqiussuullugit.

## *Pujoralaat*

Pujoralak aqerlumik zinkimillu akulik piiavaifiussimasumiit qanoq siammarsimatiginerat paasiniarlugu Marmoriliup eqqaaniittut orsuaasat sneskruuslavit katersorneqarput aqerlumik zinkimillu qanoq akoqartiginerat misissoqqissaarneqarluni. Orsuaasat taak-ku inuusutissartik silaannarmiit taamaallaat pisarmassuk pujoralak tuttoq qanoq annertutiginersoq taakku misissornerisigut uuttorneqarsinnaavoq.

Orsuaasat nuunneqarsimasut saviminissamik qanoq akoqartiginerisa uuttorneyarigut nalilerparput orsuaasat Affarlikassaanut Qaamarujummullu nuunneqarsimasut akuat aqerloq qaffariarsimasoq - Perlerfiulli Kangerluata iluatungaani silataa-tu-ngaani taamaagani. Aamma aqerlumik mingutitsinermiit zinkimik mingutsitsineq annikinneruvoq. Orsuaasat aqerlumik zinkimillu akoqarnerat qanoq allanngoriartorsimanersoq piffissami 1997-miit 2002-mut erseqqissumik takussutissaqanngilaq.

## *Imaq*

Imaanik mingutsitsineq piiavaifiup matuneratigut malunnartumik annikillisimavoq. Pit-sar-lukut kiisalu aatsitassap suliarineqareerluni sinnikui Affarlikassaata qinngua-niittut aqerlumik annikitsunnguumik tunioraapput – aatsitassarsiorfiullu ammanerata nalaa-nut sanilliullugu annikinnerungaatsiartumik zinkimik aamma tunioraasoqarluni. Kanger-luup naqqata imartaani aqerloq 1988-1989-mut sanilliullugu 1000-teriaammik annikinnerulluni. Affarlikassaata Qaamarujuul-lu imartaata qalliup saviminissamik akoqarnera malunnartumik annikilleriarsimavoq. Affarlikassaa-ni immap qalliup aqerlumik zinkimillu akoqarnerata annertuseriarsimanera 2002-mi uppenarsineqarsinnaasimannngilaq taamaapporlu piffissami 1999-2000-mi.

## *Equutit*

Immap naasui tinittarnerani naasartut, Brunalgerit, tamaani immap akuanik aqerlumik milluaasarpur taamaasilluni immap qanoq mingutsinneqarsimatigineranut uuttuutaa-sin-naallutik. Aqerloq equutiniittoq 2000-miit 2002-mut allanngorpiarsimannngilaq zinkimili annikillisimalluni. Piffissaq misissuiffiusoq (1982-2002) tamaat isigissalugu aqerloq zinkimillu equutiniittoq annikillisimavoq, zinkimillu sanilliullugu aqerloq annikinnerulluni. Piiavaifiup 1990-mi matunerata kingorna sumiiffinni amerlanerni, pingaartumik Affarlikassaani, Maarmorilimmut qanittumi aammalu Inngilip Qernertup ataani equutit akuat aqerloq zinkimillu malunnaatilimmik appariarsimavoq, malunnaateqarnerpaalluni aqerlup annikillisimanera. Piiavaifiulli matunerata kingorna sumiiffinni arla-lin-ni zinkip naammatt-



tuogassaasup annertussusaa suli allannguuteqanngilaq pineqartut tassaanerullutik Qaamarujuup qinnguatumungaa kangerluullu taassuma avannamut sineriaa.

#### *Uillut*

Uillut Blåmuslingit tinnittarnermiittut imaanit qeqqussaniillu savi-minissamik milluaa-sar-put. Uillut Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu Kangerluani 2002-mi kater-sor-neqartut akuat aqerloq annertusisimavoq. Uillut zinkimik akoqarnerulersimasut Qaamarujummi kisimi naammattuogassaapput. Uillut aqerlumik zinkimillu akuat ukiut ingerlaneranni annikilliarersimavoq aqerlumilli akuat arriitsumik appa-riar-tor-luni, tassa aqerloq uilluniileraangami kataqqissinnaasannimmatt. Misissuinerit taku-tip-paattaaq uillut blåmuslingit nutaat mikisut utoqqanngortunut anginernullu sanilliullugit annikinneralaarsuarmik aqerlumik akoqartut.

Qanoq mingutsinneqarsimatiginerat uuttortarneqartarpoq uillut blåmuslingit mingut-sin-neqarsimanngitsut Maarmoriliup eqqaanut nuunnerisigut sivikinnerpaamillu ukiup ataatsip qaangiunnerani aqerlumik zinkimillu qanoq akoqartigilersimanerisa misis-sorneratigut. Misissuinerit taakku takutippaat paaaffiup matureerneratigut suli mingutsitsineqartoq, tamannali annikilliarortoq paaanerullu nalaani mingutsitsinermut sanil-liul-lugu annikinneralaarsuulluni.

#### *Aalisakkat raajallu*

Aqerloq ammassanni, qeeqqani kanassunilu Maarmoriliup eqqaani 2002-mi pisarine-qar-tuni naammattuogassaasoq annikippoq. Qeeqqat kanassullu tingui misissor-neqar-tarput aqerlumik mingutsitsineq piffissap ingerlanerani qanoq issikoqarnerasoq paa-si-niar-lugu. Aalisakkat taakku Marmoriliup eqqaani pisarineqartut aqerlumik ako-qar-ne-rat 2002-mi annertuseriarsimavoq. Annertussusaa paaaffiup matunerata kingorna paaaffiullu ingerlanerani ukiuni kingullerini naammattuogassaasup taamaaqatigaa.

Sumiiffinnut sanillersuunneqartunut sanilliullugu Qaamarujummi raajat akuat aqerloq 2002-mi qaffariarsimavoq nerpianut sanilliullugu niaquani qaleruaanilu aqerloq naam-mattuogassaanerulluni. Piffissaq 1988-2002 ataatsimut isigalugu aqerloq naamattuogassaq annikinneruleriartorpoq pingaartumilli piffissap aallartisimalernerani annikinnerulluni.

#### *Peqqissutsimut sunniutaasinmaasut*

Maarmoriliup eqqaani uumassullit imaanittut ilaasa aqerlumik akoqarnerat annertu-sisi-ma-ga-luortoq (2002) tamanna inuit peqqissusaannut ulorianaateqarsorinanngilaq. Taak-ku-nun-nga ilaanngillat uillut blåmuslinger, tassa Affarlikassaani, Qaamarujummi Perlerfiullu Kangerluaniittut uillut aqerlumik ima suli akoqartigaat kater-sorneqarlutik nerine-qarnissaat kaammattuutigineqarani.

#### *Ataatsimoortumik naliliineq*

2002-mi misissuinerit takutippaat Maarmoriliup eqqaani suli – aamma paaaffiup 1990-mi matuneqarnerata kingorna – mingutsitsiviusunik peqartoq taamaattoqarneratigullu sumiiffiit ilaanni aqerlumik zinkimillu mingutsitsineq annertuseriarsimasooq uuttortar-neqarsinnaalluni. Ukiulli ingerlaneranni mingutsitsineq ataatsimut isigalugu malunnar-tumik appariarsimavoq, pingaartumik 1990-mi paaaviup matunerata kingorna, sumiif-fiillu aqerlumik zinkimillu mingutsinneqartut annikilliaruinnarput.

# Summary

## *Environmental study*

The lead and zinc mine at Maarmorilik stopped production in 1990. Since then the environment around the site has been monitored by analysing for lead and zinc in seawater, plants and animals. This report presents the results of environmental studies conducted in 2002 and assesses the state of the environment in the area. The results are compared with data from 1975-2000.

## *Dust*

The lead and zinc dispersal with dust around Maarmorilik has been monitored by use of the lichen *Cetraria nivalis*. This species is used to monitor dust dispersal, as the only take-up of water, nutrients and pollutants is from the surface of the lichen. The lead and zinc concentration in lichens after one year of transplantation to locations at Maarmorilik has been used as a measure of metal dispersal as dust. From this study we have found elevated lead levels in lichens in the areas around Affarlikassaa and Qaamarujuk, whereas the area affected by zinc is smaller. There is no clear time trend in the lead and zinc levels in lichens from the area in the period 1997 to 2002.

## *Seawater*

The pollution of seawater has changed drastically since mine closure, after which 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 the bottom water of the fiord, the lead concentration was about 1000 times and the zinc concentration about 14 times lower in 2002 than in 1988-89. Metal concentrations in surface waters of Affarlikassaa have also declined significantly and in 2002 we did not find elevated lead and zinc concentrations here. This was also the case in 1999-2000.

## *Seaweed*

Brown algae in the tidal zone take up metals from surrounding water and may be used to monitor seawater pollution. In seaweed the lead concentration has remained unchanged from 2000 to 2002, while the zinc concentration decreased. Over the entire monitoring period (1982-2002) both the lead and zinc concentration has decreased, and lead levels have decreased more than zinc levels. Since 1990 - after mine closure - lead and zinc levels have decreased in most areas, mostly pronounced in Affarlikassaa, close to Maarmorilik and below the Black Angel mountain. However, there are also areas where zinc levels are unchanged after mine closure, particularly in the inner and northern part of Qaamarujuk.

## *Blue mussels*

Also blue mussels from the tidal zone take up metals from seawater algae and particles. In blue mussels sampled in 2002 lead levels above background are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup Kangerlua. Elevated zinc levels are found in a smaller area, only in Qaamarujuk. The lead and zinc concentrations in blue mussels have been declining over a number of years, but lead levels only slowly, because the mussels cannot eliminate all the lead taken up originally. The study shows that new blue mussel generations (small mussels) contain significantly less lead than older, larger mussels.

We also measure the pollution by transplanting blue mussels from a clean site to the Maarmorilik region and analyse their lead and zinc content one year or more years later. These studies show that the tidal zone still is affected by lead and zinc pollution after mine closure, but the impact is steadily declining and is significantly lower than when mining took place.

*Fish and prawns*

In muscle tissue from capelin, spotted wolffish and shorthorn sculpin caught at Maarmorilik in 2002 the lead concentration is low. Liver tissue from spotted wolffish and shorthorn sculpin are analysed to monitor the time trend of the lead pollution. In 2002 we found elevated lead concentrations in the livers of both species. The level is similar to what we have found after mine closure and during the last years of mining.

In prawns from Qaamarujuk the lead concentration is elevated in 2002. The lead concentration is significantly higher in the heads and shells than in meat. Since 1988 lead levels in prawns have been clearly declining, but most in the beginning of this period.

*Human health risks*

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 2002 are assessed not to imply health risks for humans, except in blue mussels. Lead concentrations in blue mussels are still so high that it is recommended not to collect and eat blue mussels from Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup Kangerlua.

*Overall conclusion*

The environmental studies conducted in 2002 show that pollution sources still exist at Maarmorilik 12 years after mine closure in 1990. However, over a number of years lead and zinc levels in seawater and biota have decreased, in particular after the mine closed, and the area affected by pollution with lead and zinc has become smaller and smaller over the years.

# 1 Indledning

## *Sorte Engel*

Ved Maarmorilik i Uummannaq kommune blev der brudt zink- og blymalm fra 1973 til 1990. 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. Operationen blev udført af mineselskabet Greenex A/S.

## *Bly- og zinkforurening*

Efter opberedning udledtes restprodukterne ("tailings") i 30 m's dybde til Affalikassaa. Medens minedriften stod på, gav denne udledning anledning til, at der årligt opløstes flere tons bly og zink i fjordvandet, hvilket førte 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 på bunden af Affalikassaa.

## *Overvågning*

Forureningen i området blev overvåget, mens minedriften fandt sted. Overvågningen er fortsat efter minedriftens ophør og omfatter indsamling og analyse af havvand, sedimenter, tang, muslinger, fisk, rejer og lavplanter for bly og zink. Denne rapport omhandler resultaterne fra indsamlingerne i 2002, og der sammenlignes med tidligere resultater.

*[Tom side]*

## 2 Indsamling

### *Lavprøver*

I august 2002 blev der indsamlet prøver af naturligt forekommende lav ved 24 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup Kangerlua og ved Qeqertat (jf. afsnit 4.1, figur 2.1 og 2.2 samt bilag I). Der blev desuden indsamlet prøver fra lav der var transplanteret ud på 12 stationer 2 år tidligere (i år 2000) (Bilag I). For at sikre at lavet ikke havde haft mulighed for at optage metaller fra de underliggende bjergarter, blev der kun indsamlet frisk levende lav, der vokser oven på dødt organisk materiale. Lavprøverne blev opbevaret i papirposer.

### *Havvandsprøver*

I august 2002 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1 og 3 i Affarlikassaa samt ved en referencestation mellem Qeqertat og Salleq (jf. afsnit 4.2, figur 2.1 og 2.2 samt bilag II). Indsamlingerne foregik fra havforskningskibet "Adolf Jensen". Vandet blev pumpet fra den ønskede dybde til skibets dæk gennem en siliconeslange, som var det eneste medium, vandprøven har været i forbindelse med. Samtidig filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm polycarbonat filter. For at konservere prøverne tilsattes dernæst 1 ml superren salpetersyre pr. liter.

### *Tang*

I august 2002 indsamledes prøver af blæretang og langfrugtet klørtang på 27 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup Kangerlua og ved Qeqertat (jf. afsnit 4.3, figur 2.1 og 2.2 samt bilag III).

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

### *Blåmuslinger*

I august 2002 indsamledes blåmuslinger på 17 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup Kangerlua samt ved Qeqertat (jf. afsnit 4.4, figur 2.1 og 2.2 samt bilag IV). Ved 7 af disse blev der desuden indsamlet blåmuslinger, hvortil uforurenede muslinger var blevet transplanteret 2 år tidligere, og ved 2 stationer hvortil der var transplanteret muslinger i hhv. 1996 og 1998 (jf. afsnit 4.4, figur 2.1 og 2.2 samt Bilag IV). Vægt og antal muslinger i hver størrelsesgruppe blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

### *Fisk*

I juli 2002 indsamledes prøver af ammassat (lodde) og i august af plettet havkat og almindelig ulk i Qaamarujuk (jf. afsnit 4.5 samt Bilagene V-VII). Indsamlinger til brug som reference blev foretaget ved Kronprinsens Ejland for ulk samt ved en referencestation mellem Qeqertat og Salleq for havkat. Ammassat blev indsamlet som hele fisk, mens der blev taget kød- og leverprøver af havkat og kød-, lever- og benprøver af ulk.

### *Rejer*

I august 2002 indsamledes prøver af dybhavsreje i to områder af Qaamarujuk, henholdsvis 1-2 km (indre Qaamarujuk) og 2-5 km (ydre Qaamarujuk) fra Maarmorilik, og i et referenceområde mellem Qeqertat og Salleq (jf. afsnit 4.6, figur 2.1 og 2.2 samt bilag VIII). Re-



### 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 siden 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, tang og bløddede af musling.

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 på et plastbræt, medens prøverne var delvist frosne, 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 140°C i 12 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 Aanalyt 300 med luft/acetylen flamme og ekstern kalibreringskurve. Samme metode anvendtes for høje blykoncentrationer, medens lave blykoncentrationer bestemtes ved grafitovnsmetoden på et Perkin Elmer Zeeman Aanalyt 800. Standard additionsmetoden anvendtes ved grafitovnsbestemmelserne.

#### *Detektionsgrænser*

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

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



tioner i biologisk materiale omtalt i denne rapport har været i nærheden af detektionsgrænsen.

Detektionsgrænserne for de anvendte analysemetoder er følgende:

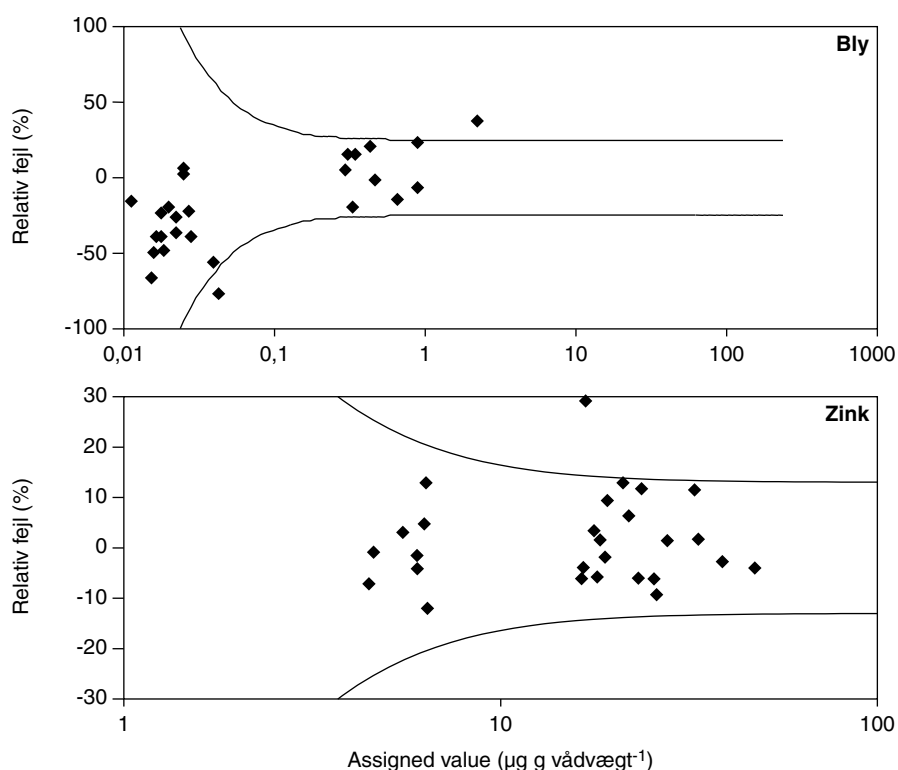
Prøve	Pb	Zn
Havvand	0,01 $\mu\text{g kg}^{-1}$	0,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$
Fisk (muskel)	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>
Fisk (lever og ben)	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>
Rejekød og hoved+skaller	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>
Musling	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>
Tang	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>
Lav	0,02 $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof	0,4 $\mu\text{g g}$ tørstof <sup>1</sup>

### 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.

Analyseusikkerheden vurderes bedst ud fra interlaboratorie præstationsprøvninger. I figur 3.1 ses resultaterne af de seneste års præstationsprøvninger for laboratoriet ved Afdeling for Arktisk Miljø.

Figur 3.1 Resultaterne for DMU-AMs deltagelse i interkalibrering (se teksten). Bemærk logaritmisk skala på x-aksen.



Zink resultaterne for biologisk materiale er næsten alle indenfor  $\pm 12.5\%$  af den værdi, der af præstationsprøvningens organisatorer anses for den sande ("assigned value"). Vurderet ud fra laboratorieinterkalibreringer er analyseusikkerheden for zink i havvand omkring dobbelt så høj, men niveauerne er også betydeligt lavere (jfr. figur 3.1).

For blykoncentrationer højere end  $0,02 \mu\text{g g}^{-1}$  tørstof er usikkerheden, vurderet ud fra laboratorieinterkalibreringer, bedre end  $25\%$  relativt.

For koncentrationer lavere end  $0,02 \mu\text{g g}^{-1}$  tørstof i biologisk materiale opgav QUASIMEME, som organiserede de fleste af AM's prøvninger, kun indikative værdier som følge af vanskeligheder med opnåelse af tilstrækkelig enighed mellem et tilstrækkeligt antal laboratorier. I disse tilfælde fandt AM altid lavere værdier end opgivet af QUASIMEME.

#### *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. For lav er dobbeltbestemmelsen også udført af to ikke homogeniserede prøver, således at variationen også afspejler forskelle i prøvematerialet.

Nedenstående giver en oversigt over den gennemsnitlige relative usikkerhed (spredning i forhold til middelværdi) for forskellige prøvetyper:

	antal	Pb	Zn	Homogeniseret
Lav	6	8,7 %	7,5 %	nej
Tang	6	3,4 %	1,2 %	ja
Blåmusling	7	3,4 %	2,4 %	ja
Reje	5	2,8 %	-	ja
Fisk	13	13,4 %	-	nej

I beregningen er kun medtaget tilfælde, hvor begge bestemmelser er højere end detektionsgrænsen. Det fremgår, at den relative usikkerhed er højest for ikke-homogeniserede prøver, hvilket afspejler at variationen her både omfatter variation i prøvematerialet og i analysen. For fisk og rejer kan den højere variation dog også skyldes, at niveauet af Pb i fisk og rejekød er lavt (den relative usikkerhed er størst ved lave koncentrationer). Den relative usikkerhed ved dobbeltbestemmelser er på samme niveau som ved den forrige undersøgelse (Møller et al. 2002).

*[Tom side]*

## 4 Resultater

### 4.1 Lav

Lavarten snekruslav (*Cetraria nivalis*) kan anvendes som indikator for metalnedfald fra atmosfæren. Den vokser fortrinsvis på dødt organisk materiale og optager udelukkende sin næring gennem nedfald på overfladen. Den er derfor en velegnet indikator til registrering af støvnedfald. For at overvåge metalspredningen fra minevirksomheden til atmosfæren er snekruslav derfor gennem en årrække indsamlet ved en række lokaliteter ved Maarmorilik og i området vest herfor. Lavprøverne er analyseret for bly og zink, og analyseresultaterne for prøver indsamlet i 2002 er vist i Bilag I.

#### *Transplantation*

Ved miljøundersøgelser i området i 1997 (Johansen et al. 1998) fandt vi, at metalkoncentrationerne i naturligt forekommende lav ved en bestemt station var betydeligt lavere end i lav, som var transplanteret til den pågældende station året før. Vi tolkede det således, at det metal der måles i naturligt forekommende lav er akkumuleret i planterne over flere år, mens det der måles i transplanteret lav kun repræsenterer det metal, som er akkumuleret over transplantationsperioden. Vi fandt også, at bly- og zinkkoncentrationerne falder meget langsomt, hvis forurenede lav flyttes til et uforurenede område. Ved at måle i naturligt forekommende lav får man derfor et utilstrækkeligt mål for år-til-år ændringer i metalspredning gennem atmosfæren. Derfor har vi siden 1997 primært undersøgt lav, som vi transplanterer fra et uforurenede område til områder i forskellig afstand fra Maarmorilik. I 2002 er der dog også analyseret naturligt forekommende lav fra området, som vi har sammenlignet med de niveauer, der blev fundet ved en tilsvarende undersøgelse i 1997 og tidligere. Vi har desuden vurderet bly- og zinkspredningen ved at analysere lav, som blev transplanteret til området i 2000 og som er indsamlet i 2002.

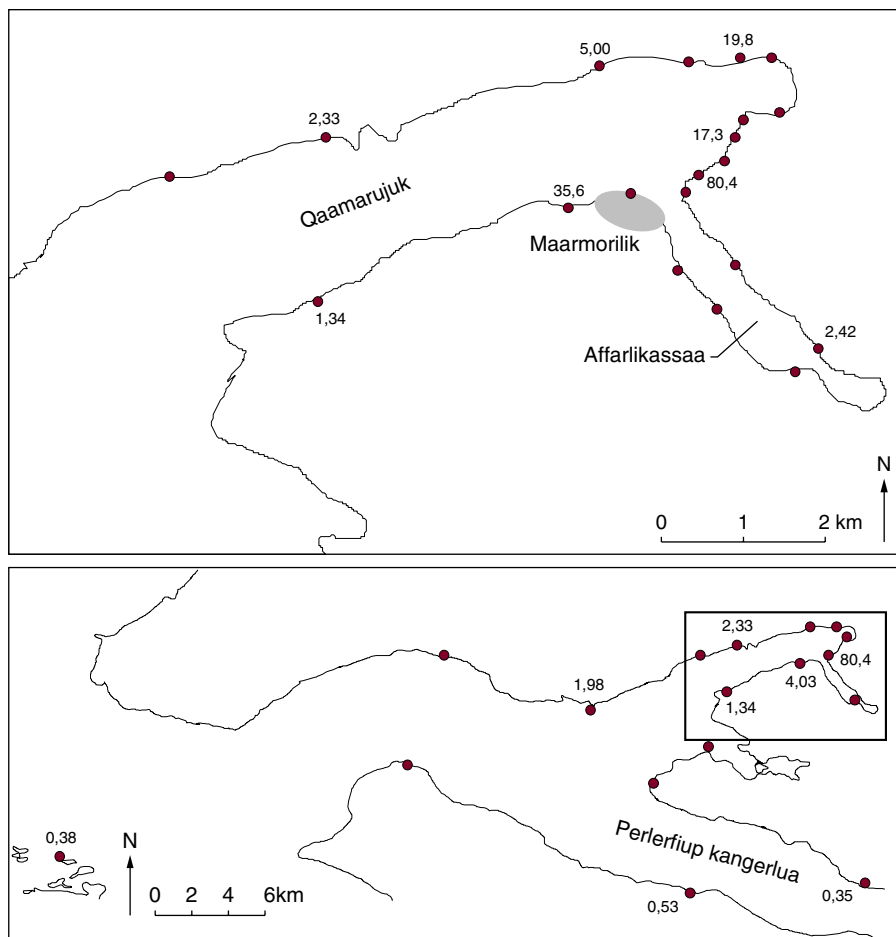
#### *Koncentrationsniveauer i transplanteret lav*

Figur 4.1 viser resultaterne for bly og figur 4.2 for zink i lav som blev transplanteret fra Schades Øer i 2000. Prøverne blev ikke analyseret, før planterne blev transplanteret; vi har anvendt middelværdien for bly- og zinkkoncentrationen, som blev fundet i tilsvarende prøver i 1996 og 1998, og som er angivet i tabelteksterne. Figurerne viser, at der findes forhøjede blykoncentrationer i transplanteret lav i Affarlikassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua og på Qeqertat (st. L). De højeste blyværdier findes som tidligere og som forventet i den inderste del af Qaamarujuk, fordi dette område er nærmest de mest forurenede områder. Her findes de højeste værdier for zink også, men det zinkforurenede område er mindre, idet det ikke omfatter den ydre del af Qaamarujuk.

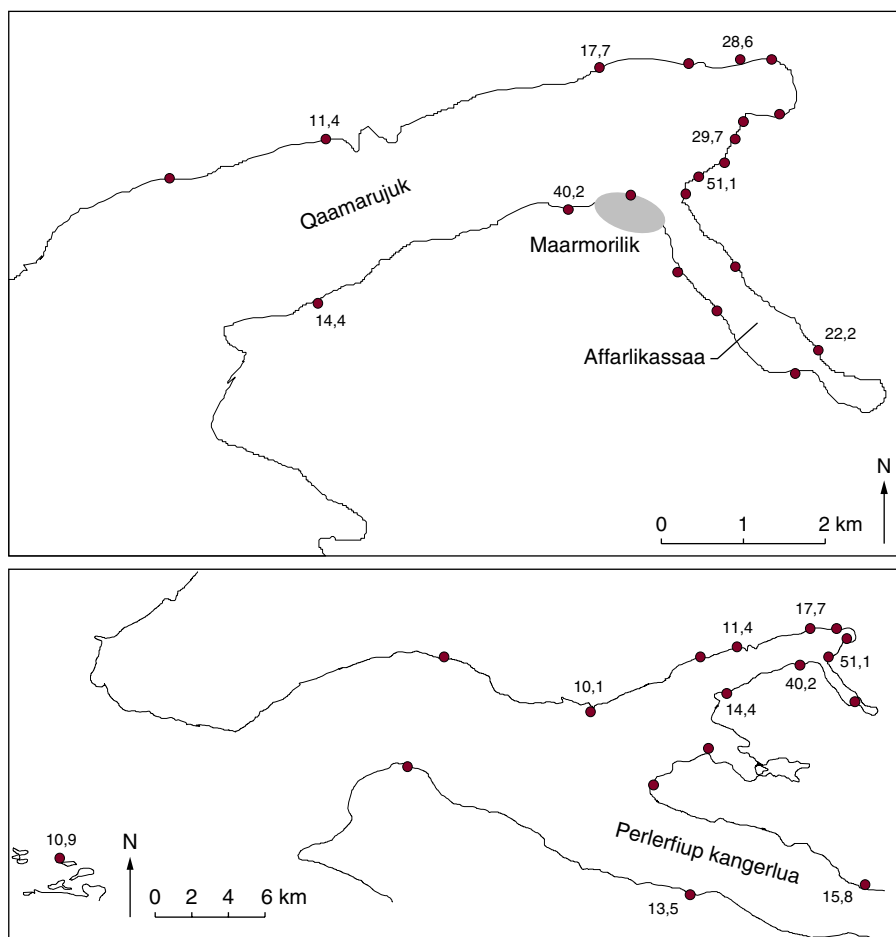
#### *Koncentrationsniveauer i naturligt forekommende lav*

Figur 4.3 viser resultaterne for bly og figur 4.4 for zink i naturligt forekommende lav i 2002. Det fremgår, at der er forhøjede blyværdier i hele det undersøgte område, mens zinkværdierne er forhøjet i Affarlikassaa og Qaamarujuk samt området umiddelbart vest herfor, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua. Værdierne i naturligt forekommende lav er i 2002 betydeligt højere end i transplanteret lav, hvilket bekræfter, at bly og zink i lavplanterne udskilles meget langsomt hvis overhovedet.

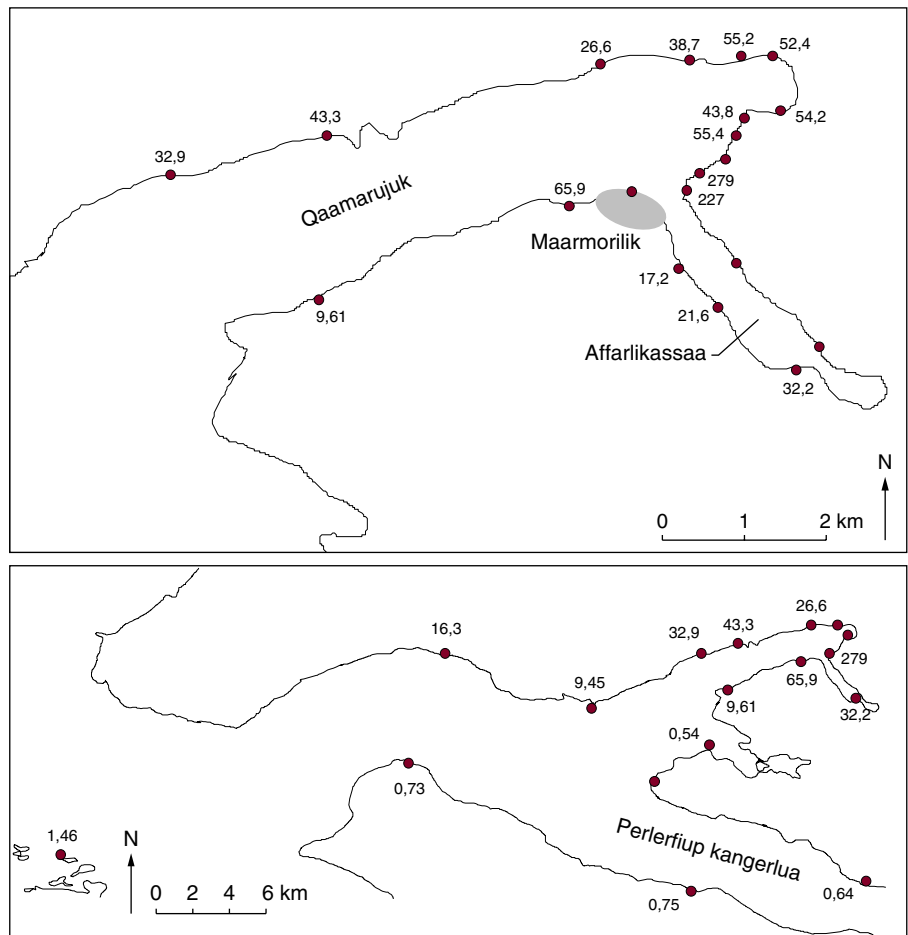
Figur 4.1 Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i lav 2002 transplanteret fra Schades Øer 2000 (blykoncentration =  $0,34 \mu\text{g g}^{-1}$ , se tekst). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



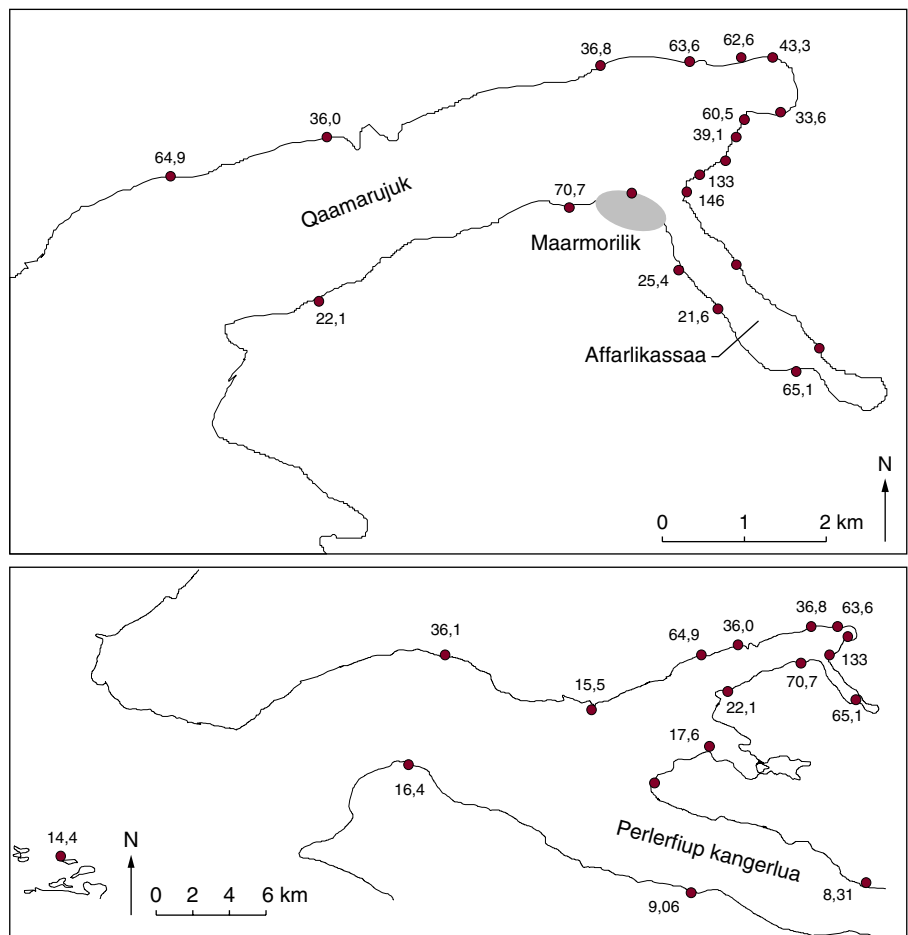
Figur 4.2 Zinkkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i lav 2002 transplanteret fra Schades Øer 2000 (zinkkoncentration =  $12,9 \mu\text{g g}^{-1}$ , se tekst). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Figur 4.3 Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i naturligt forekommende lav i 2002. Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Figur 4.4 Zinkkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i naturligt forekommende lav i 2002. Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Tabel 4.1 viser bly- og zinkkoncentrationen i lav som kun har været transplanteret i ét år, henholdsvis i 1997 og 1999. Det fremgår, at blykoncentrationerne i lav efter et års transplantation i de fleste tilfælde er lavere i 1999 end i 1997, mens zinkkoncentrationerne omvendt i de fleste tilfælde er højere. Tabellen viser også resultaterne fra 2002 for lav som havde været transplanteret i to år. Selvom 2002 tallene ikke er direkte sammenlignelige med værdierne fra 1997 og 1999, tyder de på at der er en stigning i blyværdierne og et fald i zinkværdierne mellem 1999 og 2002. Både bly- og zinkværdierne i transplanteret lav er imidlertid meget variable fra år, hvilket formentlig skyldes forskelle i metalkoncentrationen i de partikler, som spredes gennem atmosfæren og afsættes på eller optages af lavplanterne.

Tabel 4.1 Metalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) tørvægt i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer året før i hhv. 1997 og 1999; værdier fra 2002 dog efter 2 års transplantation.

Lav Station	Pb			Zn		
	1997	1999	2002	1997	1999	2002
L	0,35	0,26	0,38	6,88	10,6	10,9
V	0,63	0,32	0,35	10,1	6,57	15,8
G	0,23	0,32	0,53	14,3	16,9	13,5
T6	3,23	1,09	2,42	16,2	14,5	22,2
T12SV	89,2	27,9	80,4	146	79,5	51,1
T12Ø	18,2	16,4	17,3	35,8	61,4	29,7
T17A	3,91	4,28	5,01	19,1	22,6	17,7
T17B	7,68	11,4	19,8	19,0	72,6	28,6
T22	7,62	4,03	35,6	21,0	21,3	40,2
T25	1,89	1,75	1,34	13,7	18,7	14,4
T30	2,93	2,80	2,33	16,6	18,5	11,4
T36	2,12	1,28	1,98	14,1	18,7	10,1

#### Lav - samlet vurdering

Ud fra metalmålingerne i transplanteret lav konkluderer vi, at der er et forhøjet blyindhold i transplanteret lav i Affarlikassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua og området udenfor denne fjord, samt at det påvirkede område for zink er mindre end for bly. Der er ikke nogen tydelig tidsmæssig udvikling i lavplanternes bly- og zinkbelastning i perioden 1997 til 2002.

## 4.2 Havvand

Siden mineproduktionens start i efteråret 1973 er der hvert halve år foretaget indsamling og analyse af havvandsprøver fra de omkringliggende fjorde, fra 1992 til 1996 dog kun en gang om året, omkring 1. september. I 1997, 1999 og 2001 blev havvandet dog ikke undersøgt.

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 bly og zink sig videre ud i de nærmest liggende fjorde.

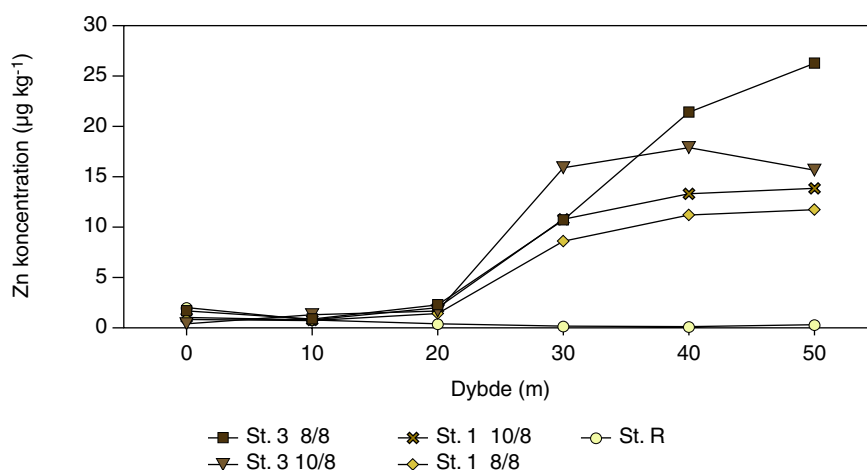
Efter minedriftens ophør i 1990 styres tungmetallforureningen af Affarlikassaa dels af, hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der adsorberes på eller opløses fra sedimenter på fjordens bund, samt eventuelle andre kilder. Det er også af betydning, at tailings og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa efterhånden vil blive dækket af sedimenter, som tilføres fra elven i bunden af fjorden. Ved undersøgelsen i 1995 var havvandsforureningen så lav udenfor Affarlikassaa, at den vanskeligt kunne måles. Det besluttedes derfor i fremtiden at koncentrere målingerne til Affarlikassaa og en referencestation. I dette kapitel beskrives undersøgelsen af havvand indsamlet fra station 1 og st 3 i Affarlikassaa 8. august og 10. august 2002 samt fra en referencestation ved Qeqertat nær station L. Resultaterne for disse analyser findes i bilag II og er afbildet i figur 4.5 og 4.6.

### Metalprofiler

I figur 4.5 er zinkkoncentrationen plottet mod dybden. Tidligere undersøgelser (Møller 1984) har vist, at Affarlikassaa på denne årstid har et springlag i ca. 25 meters dybde, hvilket er fjordens tærskeldybde. Over springlaget var zinkkoncentrationen ved undersøgelsen i 2002 ikke forskellig fra, hvad der fandtes på referencestationen. Under springlaget var zinkkoncentrationen stort set den samme på begge stationer og datoer, ca.  $15 \mu\text{g kg}^{-1}$ .

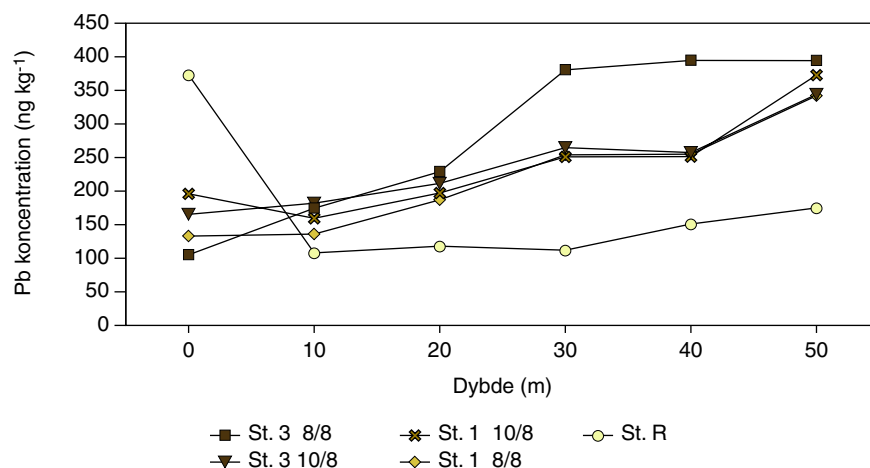
Dette viser, i lighed med hvad der fandtes ved tidligere undersøgelser, at det på bunden af fjorden deponerede affald stadig afgiver zink til det ovenover liggende vand. Dette er ikke nær så tydeligt for bly. Figur 4.6 viser, at der er en væsentlig mindre koncentrationsforskel mellem bund og overflade for bly end for zink. Koncentrationen af bly er højere i bundvandet, men kun ca. det dobbelte af overfladevandet. Da koncentrationerne i 2002 ikke var højere i overfladevandet i Affarlikassaa end ved referencestationen, må det nu konstateres, at der ikke mere kan måles tilførsel af bly til overfladevandet i Affarlikassaa. Dette er anden gang siden minens start at der ikke har været nogen påviselig påvirkning med bly i overfladevandet. Samme resultat fandtes i sommeren 2000. I årene før fandtes en tilførsel af bly til overfladevandet, som ikke kunne forklares alene ved tilførsel fra bunden af Affarlikassaa.

Figur 4.5 Zinkkoncentration ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) i Affarlikassaa og referencestationen (R) 2002 afbildet som funktion af dybden i meter.





Figur 4.6 Blykoncentration ( $\text{ng kg}^{-1}$ ) i Affarlikassaa og referencestationen (R) 2002 afbildet som funktion af dybden i meter.



### Referencestation

En referencestation er meget vigtig, når det drejer sig om vurdering af små blykoncentrationer i havvand. Det er kendt, at der kan være mange problemer forbundet med indsamling, opbevaring og analyse af uforurennet og lavt forurennet havvand. Specielt bly har givet problemer. Det må formodes at disse problemer er de samme for Affarlikassa og for referencestationen. Det er derfor ikke de absolutte koncentrationer der er afgørende for om vandet kan siges at være forurennet, men alene forskellen mellem stationerne og referencestationen. I 2002 var blyindholdet ved referencestationen i overfladen højere end ved de tidligere år, og højere end i alle andre dybder på referencestationen, hvilket der ikke kan gives nogen forklaring på. I den videre vurdering er det besluttet at betragte denne analyse af overfladeprøven fra station R som en fejl. For referencestationens resultat har vi herefter beregnet blykoncentrationen til  $133 \text{ ng kg}^{-1}$  som middelværdi (standardafvigelse  $29 \text{ ng kg}^{-1}$ ).

### Affarlikassaa

Blykoncentrationen på referencestationen er således på samme niveau som i overfladen af Affarlikassa (middel  $149 \text{ ng kg}^{-1}$ , standardafvigelse  $39 \text{ ng kg}^{-1}$ ). Overfladevandet i Affarlikassa kan altså ikke påvises at være blyforurennet. Vandet i alle andre dybder har derimod blykoncentrationer, der er højere end referencestationen, jo dybere jo højere. Dette peger umiddelbart på bunden af Affarlikassa som kilde til en blytilførsel til vandet i Affarlikassaa, men som det vises senere kan det ikke være tilfældet for de øvre vandlag, for så ville zinkindholdet i disse have været højere.

### Tidsudvikling

I perioden 1975-2000 er Affarlikassaa ved alle undersøgelserne om efteråret delt i en øvre og en nedre vandmasse af et springlag i ca. 25 m's dybde. Indtil 1995 konstateredes dette springlag ved temperatur og salinitetsmålinger, men fra 1996 er springlagets eksistens kun sandsynliggjort ud fra metalprofilernes udseende, da der i denne periode ikke er foretaget temperatur- og salinitetsmålinger. Mens minedriften fandt sted, var vandet under springlaget stærkt forurennet med bly og zink, over springlaget var koncentrationerne væsentlig lavere. I tabel 4.2 ses middelkoncentrationerne af zink og bly i bundvand, 30-60 m, og overfladevand, 0-20 m. Koncentrationerne er korrigeret ved subtraktion af middelkoncentrationen, 0-50 m, fundet samme år ved en referencestation i Uummannaq området men langt fra Maarmorilik. Tallene repræsenterer altså forureningsbidraget fra Maarmorilik. Variationskoefficienten,  $v_{\text{Zn}}$  og  $v_{\text{Pb}}$ , er beregnet som middelværdiens standardafvigelse divideret med middelværdien.

Tabel 4.2 Zink- og blyindholdet ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) og variationskoefficienten (vZn, vPb) i bund- og overfladevand i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer

Havvand	Bundvand				Overfladevand			
	År	Zn	vZn	Pb	vPb	Zn	vZn	Pb
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
1984	345	0,05	154	0,074	3,85	0,27	0,88	0,20
1985	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
1998	36	0,06	0,207	0,21	0,89	0,36	0,069	0,16
2000	12,2	0,09	0,225	0,293	0,655	0,687	-0,036	-1,61
2002	14,4	0,10	0,181	0,123	0,893	0,226	0,040	0,411

#### Tidsudvikling bundvand

Resultaterne for bundvandet er afbildet i figur 4.7. 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 (Asmund 1992). Efter 1990 er det karakteristisk, at blyindholdet i bundvandet er faldet drastisk, det er ca. 1000 gange lavere i 1995 til 2002 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 2002 kun ca. 14 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly.

#### Tidsudvikling overfladevand

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 den malm, og dermed tailings, der blev oparbejdet i minens sidste aktive måneder i perioden maj-juli 1990. Tidsudviklingen er vist i figur 4.8.

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

#### *Zink/bly forholdet*

I tabel 4.3 ses forholdet mellem opløst zink og bly, korrigeret for referencestationens koncentrationer, 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 er resultatet af en statistisk sammenligning, Students t-test, 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, dvs. 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 det kunne forklares ved opblanding af bundvand. I 1987 samt 1990 til 1998 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 kompliceret samspil mellem særlig høj blyforurening fra tailings i maj-juli og frigivelsen af zink fra gråbjergsdumping (se Asmund 1992).

#### *Andre blykilder*

Fra 1991 til 1999 tegnede der sig det interessante billede, at overfladevandets blyindhold ikke kunne forklares alene ved opblanding af bundvand, da dettes blyindhold var for lavt. Der var altså andre kilder, der var dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minens lukning. Disse kunne være gråbjergsdumpe, støvspreddt bly eller udsivninger fra Maarmorilik. Undersøgelserne viste ikke hvilken af disse, der er af størst betydning.

I 2000 og 2002 var blyindholdet i havvandet yderligere faldet så meget, at der ikke kunne påvises forskelle mellem overfladevand fra Maarmorilik-området og vandet fra referencestationen. Den lave p-værdi i tabel 4.3 for året 2002 viser at det er usandsynligt, at det bly, der findes i overfladen af Affarlikassaa stammer fra bundvandet i Affarlikassaa, og da koncentrationen ikke er højere end ved referencestationen må man betragte blyniveauet i overfladen af Affarlikassaa som naturligt.

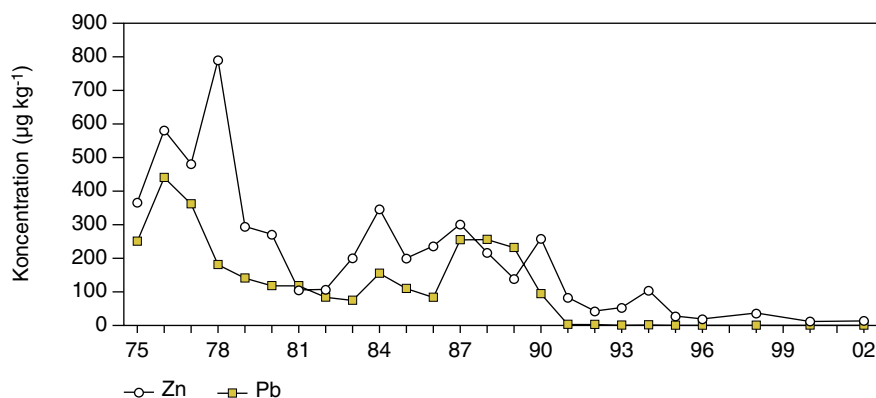
Tabel 4.3 Zink/blyforhold i Affarlikassaa, og dettes relative standardafvigelse, r.S.E.

Havvand År	Bundvand		Overfladevand		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	0,00006	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	
1984	2,24	1,09	4,38	1,35	0,04	Zn
1985	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	30,3	1,08	7,52	1,30	0,00005	Pb
1992	16,8	1,14	9,80	1,24	0,04	Pb
1993	113,2	1,20	25,97	1,51	0,004	Pb
1994	83,4	1,27	15,36	1,25	0,00005	Pb
1995	128,9	1,18	8,74	1,41	0,0000007	Pb
1996	108,7	1,25	1,74	4,22	0,01	Pb
1998	173,8	1,22	12,9	1,40	0,000002	Pb
2000	54,23	1,31	-	-	-	-
2002	79,77	1,16	18,20	22,22	0,007	Zn kommer fra bundvandet, Pb er naturligt

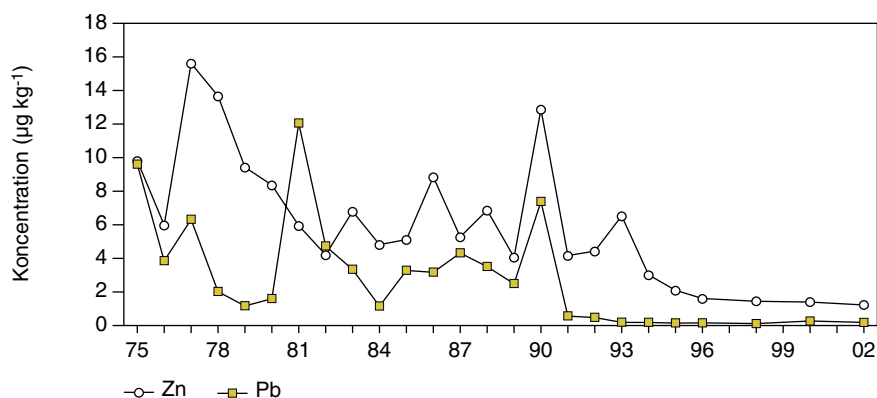
\*  $\exp \sqrt{(\ln(1+vZn))^2 + (\ln(1+vPb))^2}$  vZn og vPb: se tabel 4.5

p er sandsynligheden for at de to forskellige forhold mellem Zn og Pb i overfladevand og bundvand kunne måles hvis det i virkeligheden er det samme, og altså kilden til blyet i overfladevandet er opblanding af bundvand. I 2000 målte mere bly ved referencestationen end i Affarlikassaa, og beregningerne kunne ikke udføres –

Figur 4.7 Bly- og zinkkoncentration i bundvandet fra Affarlikassaa om efteråret.



Figur 4.8 Bly og zink-koncentrationen i overfladevandet fra Affarlikassaa om efteråret.



### 4.3 Tang

Skudspidser af tangprøver indsamlet i 2002 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af Bilag III. Der er indsamlet prøver fra to arter, blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*), men kun på station T3 blev begge arter indsamlet i 2002. Det er tidligere fundet (Johansen et al. 1997), at der ikke er forskel på zinkkoncentrationen mellem de to arter, mens det er tilfældet for bly, idet følgende omregningsfaktor er beregnet:

$$\text{Pb (blæretang)} = 1,146 \times \text{Pb (langfrugtet klørtang)}$$

Omregningsfaktoren 1,146 er også anvendt for data fra 2002.

#### Geografisk fordeling

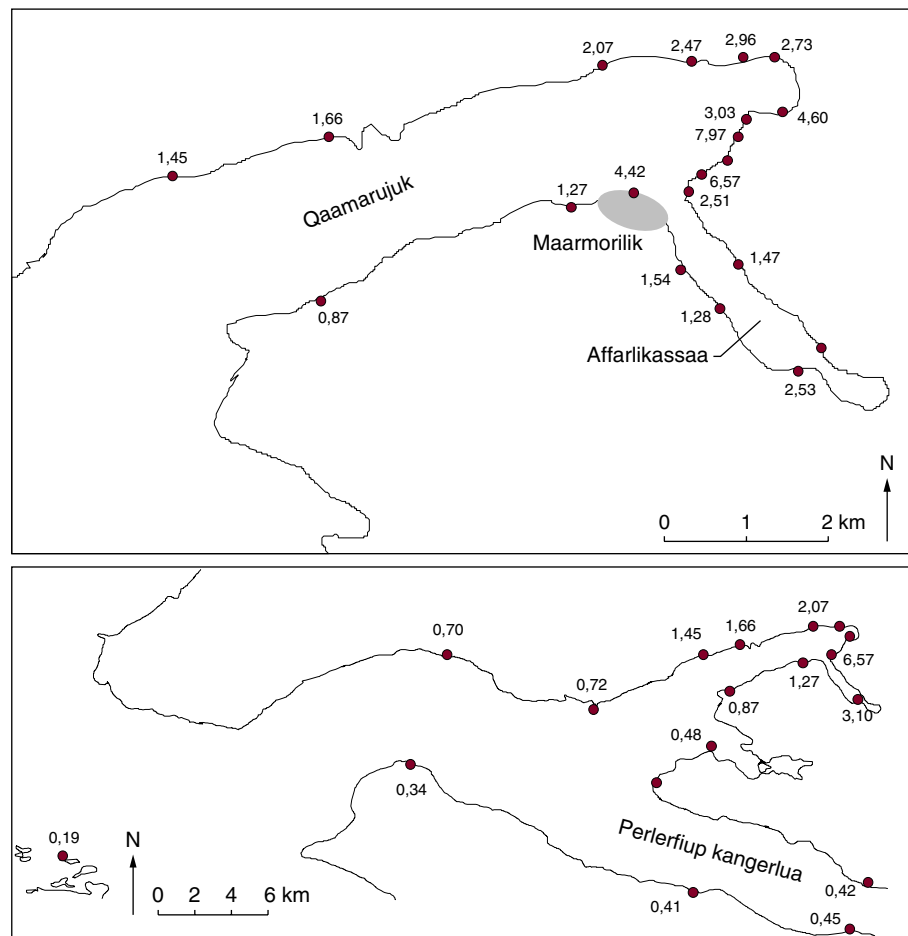
I tabel 4.4 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for hver station i 2002. Estimerne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. ovenfor). Den geografiske fordeling for bly og zink er ligeledes afbildet i figurene 4.9 til 4.10.

Der er forhøjede værdier af bly og zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua med tydeligt faldende værdier, jo længere man bevæger sig mod vest fra Maarmorilik og med højere værdier på nordsiden af Qaamarujuk og ydre Perlerfiup kangerlua. De højeste zinkværdier optræder ved selve Maarmorilik og i det område i den indre del af Qaamarujuk, hvor en gråbjergsdump var placeret, før den blev fjernet i 1990 (figur 4.9). De højeste blyværdier findes ligeledes i dette område (figur 4.10).

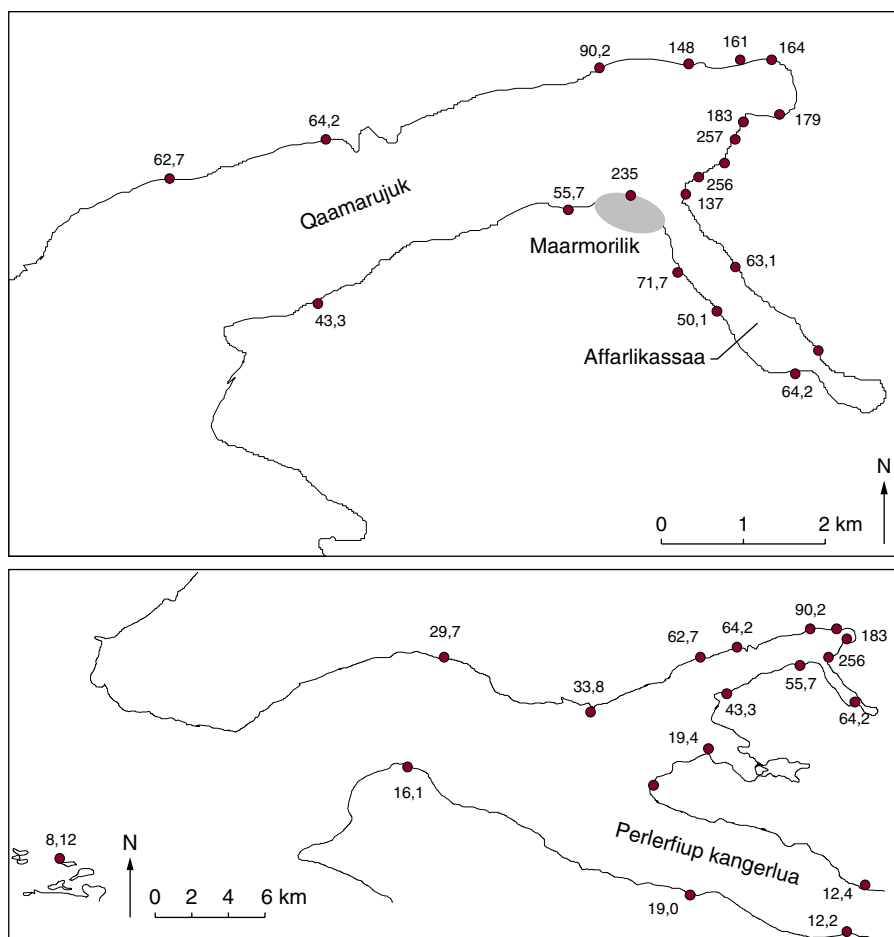
Tabel 4.4 Estimerede bly- og zinkkoncentrationer ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i skudspidser af blæretang (*Fucus vesiculosus*) 2002. Analyseresultaterne for langfrugtet klørtang (*F. distichus*) er omregnet til blæretang, jf. teksten. Beliggenheden af stationer undersøgt i 2002 ses på figur 2.1 og 2.2.

Tang	Pb	Zn	Station	Pb	Zn
F	0,45	12,2	G	0,41	19,0
L	0,19	8,18	V	0,42	12,4
T1	4,42	235	T2	1,54	71,7
T3	1,28	50,1	T5	2,53	64,2
T7	1,47	63,1	T10	2,51	137
T12Ø	7,97	257	T12SV	6,57	256
T15	3,03	183	T15A	4,60	179
T17	2,47	148	T17A	2,07	90,2
T17B	2,96	161	T17C	2,73	164
T22	1,27	55,7	T25	0,87	43,3
T29	1,45	62,7	T30	1,66	64,2
T33	0,48	19,4	T36	0,72	33,8
T37	0,70	29,7	T38	0,34	16,1

Figur 4.9 Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i tang fra 2002.



Figur 4.10 Zinkkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i tang fra 2002.



### Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationerne i tang er vist på figur 4.11 og 4.12 for følgende områder:

Nærmest minen (Gråbjergsdump): St. T12Ø og T12V

Syd for minen (A-fjord munding): St. T10

Affarlikassaa Fjord (Affarlikassaa): St. T3, T5, T6 og T7

Indre Qaamarujuk Fjord (Indre Qaamarujuk): St. T17A, T17, T17B, T17C, T15A, T15

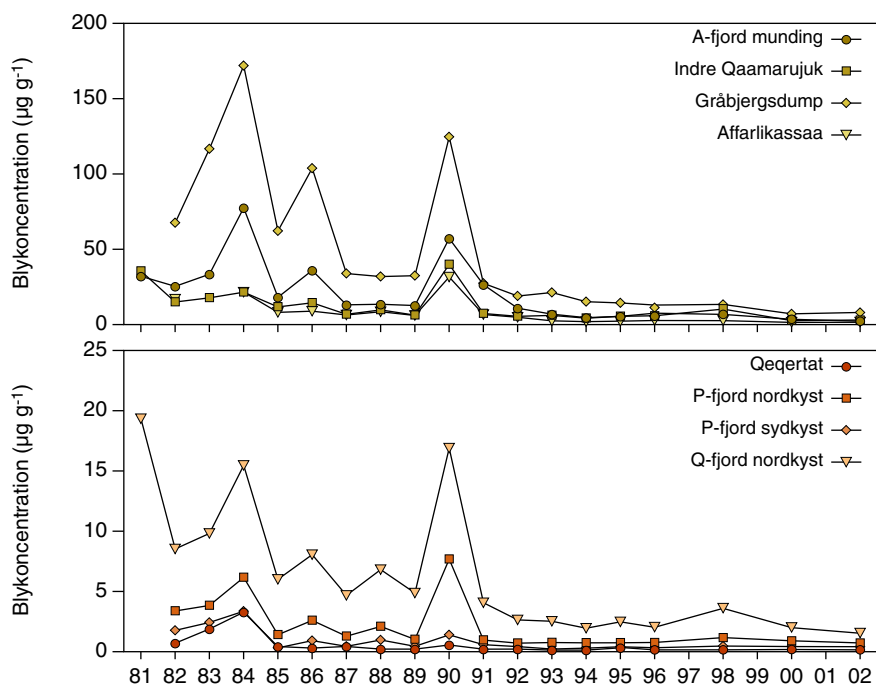
Nordkyst af Qaamarujuk Fjord (Q-fjord nordkyst): St. T29 og T30

Perlerfiup kangerlua (P-fjord sydkyst): St. V, F, G og T38

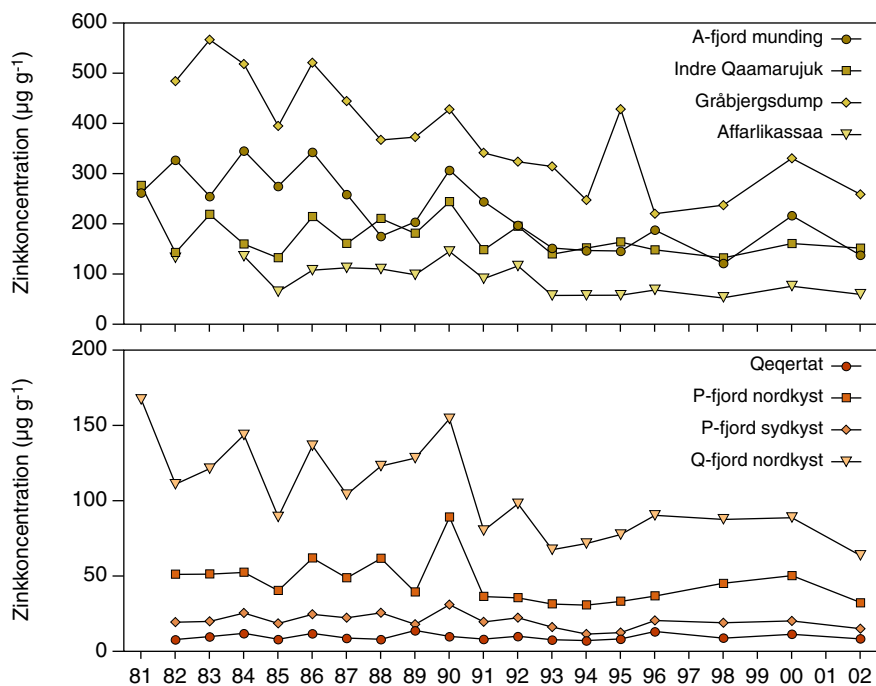
Vest for og ved Qeqertanguit (P-fjord nordkyst): St. T36 og T37

Qeqertat: St. L

Figur 4.11 Tidsudvikling i blykoncentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).



Figur 4.12 Tidsudvikling i zinkkoncentrationen ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).



Tidsudviklingen for alle stationer med en tidsrække på 9 eller flere år er desuden analyseret (tabel 4.5 og 4.6). De anvendte statistiske analysemetoder er Spearman korrelation, lineær regressions analyse og ICES's metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). Desuden er angivet tidsseriens statistiske "power" baseret på ICES-metoden. Poweren udtrykker tidsseriens evne som procent til at detektere en gennemsnitlig årlig ændring på 5 % med et signifikans niveau på 5 %. 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 gråbjergsdumpen 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 derfor ikke medtaget.

#### *Bly*

I området som helhed er blykoncentrationen i 2002 på samme niveau som i 2000. Set over hele monitoringsperioden er der et tydeligt fald i blykoncentrationen for alle delområder (figur 4.11). For de fleste stationer er faldet statistisk signifikant (tabel 4.5). Faldet er for mange stationer forløbet retlinet gennem perioden (tabel 4.5). Med et retlinet forløb menes, at logaritmen til blykoncentrationen følger en ret linie, hvilket vil sige, at blykoncentrationen falder eksponentielt. Den statistiske power ligger mellem 18-98 % med mange af tidsserierne i den højere ende, hvilket betyder at de fleste tidsseriers evne til at afsløre en trend er tilfredsstillende.

Det årlige ændring i blykoncentrationen over hele perioden for de forskellige stationer er beregnet til mellem -2 % (St. V) og -15 % (St. T12Ø).

Efter minens lukning har blykoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.5).

#### *Zink*

Zinkkoncentrationen i tang er faldet i alle delområder fra 2000 til 2002, dette er sket efter en generel stigning fra 1998 til 2000 (figur 4.12). Set over hele monitoringsperioden er der dog et mindre fald i zinkkoncentrationen, som dog kun er signifikant for nogle af stationerne (tabel 4.6). Den årlige ændring i zinkkoncentrationen set over hele perioden er beregnet til mellem 0 % (T17B, L) og -5 % (T2, T5, T22).

Efter minens lukning har zinkkoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.6).

#### *Tang - samlet vurdering*

Fra 2000 til 2002 var blykoncentrationen i tang stort set uændret, mens zinkkoncentrationen faldt. Set over hele monitoringsperioden (1982-2002) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Siden 1990 - efter minens lukning - er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet og mest markant for bly. Der er dog også områder, hvor zinkkoncentrationen er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af og på nordkysten af Qaamarujuk.

Tabel 4.5 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i tang på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficienten. Desuden er den årlige ændring i blykoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Tang – Pb	ICES-metode				Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2002)
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	Power			
St. L, 1982-2002	sign	sign	sign	55 %	sign	-11 %	-2 %
T1, 1987-2002	sign	sign	-	54 %	sign	-11 %	-12 %
T2, 1985-2002	sign	sign	sign	98 %	sign	-11 %	-13 %
T3, 1984-2002	sign	sign	sign	88 %	sign	-14 %	-13 %
T5, 1982-2002	sign	sign	-	74 %	sign	-10 %	-11 %
T7, 1988-2002	sign	sign	sign	51 %	sign	-11 %	-7 %
T10, 1981-2002	sign	sign	-	65 %	sign	-13 %	-15 %
T12Ø, 1983-2002	sign	sign	-	44 %	sign	-15 %	-11 %
T15, 1986-2002	-	-	-	25 %	sign	-8 %	-11 %
T15A, 1986-2002	-	-	-	18 %	-	-6 %	-4 %
T17, 1981-2002	sign	sign	-	78 %	sign	-9 %	-5 %
T17A, 1986-2002	sign	sign	-	47 %	sign	-9 %	-7 %
T17B, 1986-2002	-	sign	-	49 %	sign	-6 %	-6 %
T17C, 1986-2002	-	-	-	22 %	-	-5 %	-5 %
T22, 1986-2002	sign	sign	sign	72 %	sign	-13 %	-9 %
T25, 1982-2002	sign	sign	-	82 %	sign	-11 %	-7 %
T29, 1981-2002	sign	sign	-	87 %	sign	-11 %	-5 %
T30, 1981-2002	sign	sign	-	82 %	sign	-10 %	-4 %
T36, 1982-2002	sign	sign	-	51 %	sign	-9 %	+4 %
T37, 1982-2002	sign	sign	-	56 %	sign	-10 %	-2 %
T38, 1982-2002	sign	sign	-	34 %	sign	-9 %	+1 %
st. G, 1988-2002	sign	-	sign	39 %	-	-3 %	+1 %
st. V, 1988-2002	-	-	-	28 %	-	-2 %	0

ICES-metode : *Systematisk mellem-års effekt*: sign angiver signifikans på 5 % niveau ellers angivet som -. Metoden 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. Metoden 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 den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, kan denne ændring beskrives ved en ret linie. *Ikke-lineær effekt*: sign angiver signifikans på 5 % niveauet. Metoden tester om en ikke-lineær beskrivelse giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en lineær beskrivelse. Signifikans sammen med signifikant lineær effekt fortolkes således, at ændringen gennem årene ikke kan beskrives som en ret linie. Power angiver sandsynligheden for at en årlig ændring på 5 % af koncentrationen bliver konstateret med et signifikans niveau på 5 %. Spearman korrelation: sign angiver signifikant korrelation på 5 % niveauet. Dette er en ikke-parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Tabel 4.6 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i tang på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficienten. Desuden er den årlige ændring i zinkkoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Tang – Zn Station/År	ICES-metode				Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2002)
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	Power			
St. L, 1982-2002	-	-	-	99 %	-	0 %	+2 %
T1, 1987-2002	-	sign	-	95 %	sign	-3 %	-1 %
T2, 1985-2002	sign	sign	sign	87 %	sign	-5 %	-2 %
T3, 1984-2002	-	sign	-	63 %	sign	-4 %	-5 %
T5, 1982-2002	sign	sign	-	90 %	sign	-5 %	-2 %
T7, 1988-2002	-	-	-	40 %	-	-3 %	-2 %
T10, 1981-2002	sign	sign	-	~100 %	sign	-4 %	-2 %
T12Ø, 1983-2002	sign	sign	-	98 %	sign	-4 %	-2 %
T15, 1986-2002	-	sign	-	75 %	sign	-4 %	-3 %
T15A, 1986-2002	-	-	-	76 %	-	-2 %	0
T17, 1981-2002	-	-	-	96 %	-	-2 %	-1 %
T17A, 1986-2002	-	sign	-	92 %	sign	-3 %	-2 %
T17B, 1986-2002	-	-	-	80 %	-	0	0
T17C, 1986-2002	-	-	-	98 %	-	-1 %	+1 %
T22, 1986-2002	sign	sign	-	90 %	sign	-5 %	-3 %
T25, 1982-2002	sign	sign	-	94 %	sign	-4 %	-3 %
T29, 1981-2002	sign	sign	-	~100 %	sign	-3 %	-1 %
T30, 1981-2002	sign	sign	-	~100 %	sign	-3 %	-1 %
T36, 1982-2002	-	-	-	98 %	sign	-2 %	+4 %
T37, 1982-2002	sign	sign	-	99 %	sign	-4 %	-1 %
T38, 1982-2002	-	-	-	93 %	-	-1 %	+3 %
st. G, 1988-2002	sign	-	sign	80 %	-	-1 %	+1 %
st. V, 1988-2002	-	-	-	57 %	-	-3 %	-3 %

Se forklaring af ICES-metode under tabel 4.5.

## 4.4 Blåmuslinger

Muslingeprøver fra 2002 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af Bilag IV. Der blev indsamlet prøver, som var transplanteret, og af "naturlige" populationer, dvs. muslinger som er opvokset på den pågældende station. Prøver af de naturlige blåmuslingepopulationer indsamles primært for at vurdere, i hvor stort et område muslingerne er forurenede. Tidligere undersøgelser ved Maarmorilik har vist, at blåmuslinger med et forhøjet blyindhold ikke straks udskiller optaget bly, når blyforureningen af det omgivende vand ophører eller falder. Det er således fundet, at forurenede blåmuslinger efter 2-3 år indeholder ca. halvdelen af det oprindeligt optagne bly, når de flyttes fra et forurenede til et uforurenede område (Riget et al. 1997). Herefter udskiller de stort set ikke bly. Det indebærer, at blyindholdet i blåmuslinger ved Maarmorilik kun kan forventes at falde meget langsomt i takt med, at muslingerne vokser. Dog vil nye

generationer af muslinger, som har været udsat for en betydelig mindre eksponering end de ældre generationer, forventes at være mindre belastede af bly.

#### "Naturlige" muslinger

Ved sammenligning med tidligere resultater er det valgt at anvende blykoncentrationen for muslinger i størrelsesgruppen 1-2 g tørvægt af bløddele (svarende til ca. 6-8 cm skallængde), idet blykoncentrationen er afhængig af (stiger med) muslingernes størrelse. Værdierne fremgår af tabel 4.7 I tilfælde, hvor ingen af prøverne falder indenfor det ønskede størrelsesinterval, er angivet blykoncentrationen i prøver, hvor gennemsnitsvægten er under 1 g tørvægt. Derimod har zinkkoncentrationen generelt vist sig at være uafhængig af muslingestørrelsen. I de tilfælde, hvor der er indsamlet mere end én muslingeprøve på en station, er den geometriske middelværdi af zinkværdierne i disse beregnet og angivet (tabel 4.7).

Tabel 4.7 Bly- og zinkkoncentrationer ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i blåmusling (*Mytilus edulis*) indsamlet i 2002. Blykoncentrationen er givet for muslinger i prøver hvor gennemsnitsvægten af bløddelene er mellem 1 - 2 g tørvægt. < angiver at gennemsnitsvægten af muslinger i prøven er mindre end 1 g tørvægt.

Blåmusling Station	Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )			Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
	< 1g	1-2 g	> 2 g	
L	0,73	0,83	1,99	149
G	3,44	3,40		151
T3	37,2	40,0		214
T5	26,1			147
T12Ø	114	172		407
T12SV	102		694	310
T15	66,3			287
T17A	40,3		266	204
T17B	45,4		348	253
T22	30,9	24,6		164
T25	20,4	19,5		180
T29	29,0	277		193
T30	30,0	55,1		201
T33	7,10			146
T36	12,8	19,7	98,1	170
T37	4,55			153
T38	3,29	3,06		174

#### Nye generationer

Et forhold, som får større og større betydning for blybelastningen af blåmuslinger, er opvækst af nye muslinge-generationer. De har været eksponeret for en langt mindre blybelastning end de ældre generationer. Ældre muslinger har været udsat for en betydeligt større påvirkning i en periode før minens lukning, og vil kun langsomt eller slet ikke udskille bly, som de én gang har optaget. Dette fremgår tydeligt i tabel 4.7, hvor blykoncentrationen i de store muslinger (> 2 g tørvægt) er betydeligt højere end i mindre blåmuslinger indsamlet på samme station.

## Geografisk fordeling

Figur 4.13 viser de målte blyværdier for naturlige blåmuslinger mindre end 1 g tørvægt og figur 4.14 viser zinkværdierne i 2002. De højeste blykoncentrationer optræder i den inderste del af Qaamarujuk tæt ved det område, hvor en gråbjergsdump var placeret, før den blev fjernet i 1990. Blyniveauet er desuden forhøjet i den øvrige del af Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua. Blykoncentrationerne i disse små muslinger viser tydelig faldende værdier væk fra mineområdet.

Der er foretaget en statistisk test om blykoncentrationen på stationerne i 2002 er indenfor følgende intervaller:

Upåvirket :  $< 2 \text{ mg kg}^{-1}$  tørvægt, ca. 2 gange baggrunds niveauet

Påvirket:  $2-7 \text{ mg kg}^{-1}$  tørvægt, 7 svarer til den danske overvågnings værdi for bly i muslinger.

Forurenede:  $>14 \text{ mg kg}^{-1}$  tørvægt, den maksimale grænseværdi for bly i muslinger.

Den anvendte statistiske test er en såkaldt "grøn" test (Nicholson og Fryer 2003). Analysen tester hvorvidt den øvre 95 % sikkerhedsgrænse for den estimerede koncentration i 2002 fra tidsserie analyserne (se senere) er over eller under de oven nævnte grænser. Resultatet i 2002 er, at alle stationer på nær St. L og T38 må betegnes som forurenede. St. L og T38 må betegnes som påvirket.

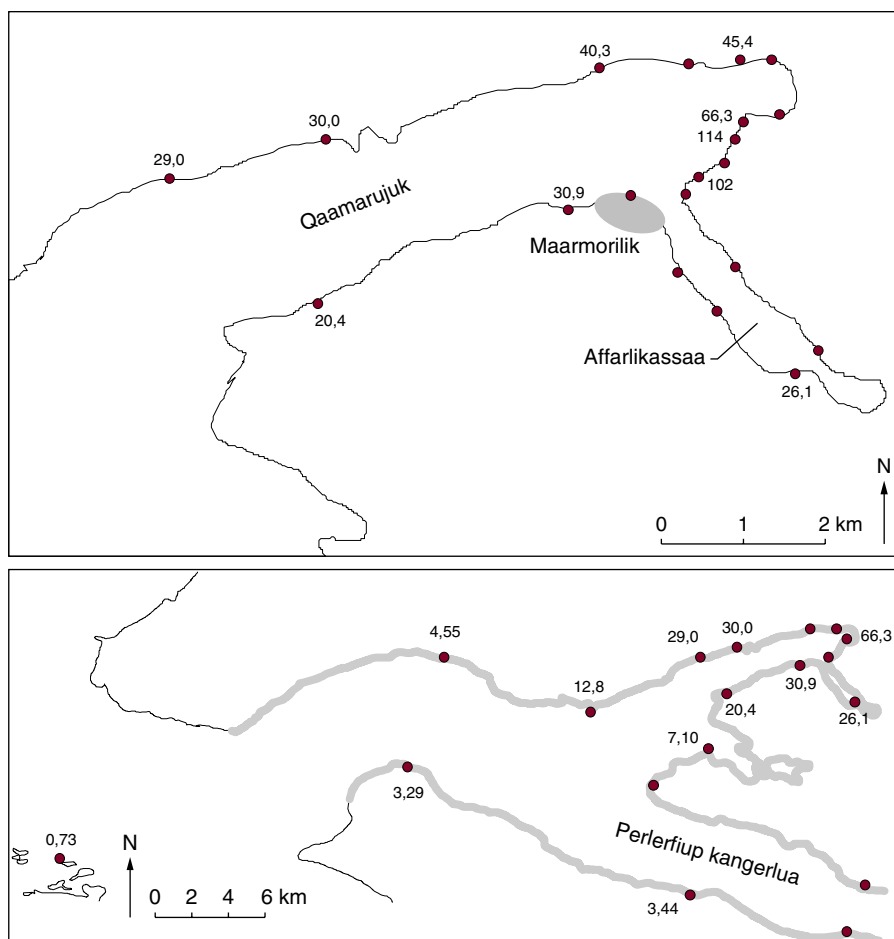
Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mineområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen op til  $400 \mu\text{g g}^{-1}$  tørstof, men den er ikke forhøjet i den yderste del af Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua.

## Egnethed til fortæring

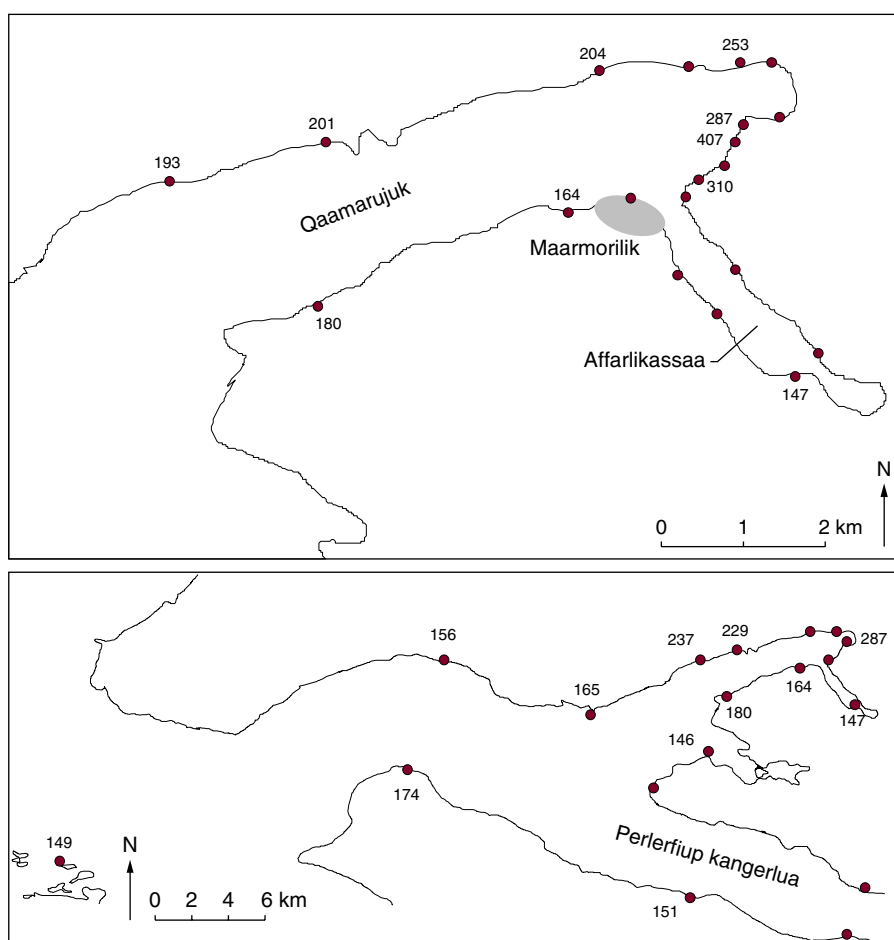
Blåmuslingernes blyindhold har gennem en årrække været så højt i fjordene ved Maarmorilik, at det er frarådet at indsamle og spise blåmuslinger fra området. Den fortsatte overvågning af muslingerne tjener bl.a. det formål fortsat at kunne rådgive herom.

Ved vurderingen af mulige sundhedsskadelige virkninger af det forhøjede blyindhold i blåmuslinger er anvendt en værdi på  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  vådvægt (svarende til ca.  $14 \text{ mg kg}^{-1}$  tørvægt) som en maksimal grænse for bly i muslinger angivet af Fødevaredirektoratet. Som det fremgår af tabel 4.7 er blykoncentrationen for større blåmuslinger (1-2 g og  $>2 \text{ g}$  tørvægt) over den anførte grænseværdi på alle stationer på nær på sydsiden af Perlerfiup kangerlua (station G) og den yderste station (T38) i Qaamarujuk. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua (figur 4.13). Det skal dog bemærkes, at hvis man omhyggeligt undgår at indsamle store, gamle muslinger, så vil muslinger indsamlet i Perlerfiup Kangerlua ikke overskride grænseværdien, og således ikke være uegnede til konsum.

Figur 4.13 Pb ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i blåmuslinger (<1 g tørvægt.) fra 2002. Den del af kystzonen der her er fremhævet (grå), repræsenterer området hvorfra det frarådes at indsamle og spise blåmuslinger.



Figur 4.14 Zn ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i blåmuslinger fra 2002.



Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationen er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder: Spearman korrelationen, lineær regressions analyse og ICES metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). Den statistiske behandling af tidsserien af tungmetal koncentrationer fremgår af tabellerne 4.14 og 4.15 for henholdsvis bly og zink. I analysen er der fortrinsvis anvendt blykoncentrationen i muslinger hvor gennemsnitsvægten af bløddelene er mellem 1-2 g tørvægt. I tilfælde af manglende data er anvendt blykoncentrationen i muslinger, hvor gennemsnitsvægten er mindre end 1 g.

Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden. Den tidsmæssige ændring er signifikant på alle stationer på nær T29. På en række stationer kan faldet beskrives på en logaritmisk skala ved en ret linie, mens faldet på andre stationer ikke følger en ret linie. Den årlige ændring i blykoncentrationen er beregnet ved lineær regression til at ligge mellem -2 % (T29) og -18 % (T12SV).

Zinkværdierne viser for alle stationer en faldende tendens, som dog ikke er signifikant for alle. Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til at ligge mellem -1 % og -7 %.

*Tablet 4.8* Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i blåmuslinger på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koeficienten. Desuden er den årlige ændring i blykoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Blåmusling – Pb	ICES-metode				Spear-man korrelation	Årlig ændring
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	Power		
St. L, 1982-2002	sign	sign	-	85 %	sign	-12 %
T5, 1982-2002	sign	sign	sign	42 %	sign	-17 %
T12Ø, 1982-2002	sign	sign	sign	89 %	sign	-13 %
T12SV, 1988-2002	sign	sign	sign	24 %	sign	-18 %
T15, 1986-2002	sign	sign	-	50 %	sign	-13 %
T17A, 1976-2002	sign	sign	sign	99 %	sign	-6 %
T17B, 1986-2002	sign	sign	-	29 %	sign	-10 %
T22, 1986-2002	sign	sign	sign	45 %	sign	-16 %
T25, 1982-2002	sign	sign	sign	92 %	sign	-11 %
T29, 1976-2002	-	sign	-	~100 %	sign	-2 %
T30, 1976-2002	sign	sign	sign	97 %	sign	-5 %
T36, 1978-2002	sign	sign	-	83 %	sign	-8 %
T37, 1981-2002	sign	sign	-	46 %	sign	-11 %
T38, 1981-2002	sign	sign	sign	57 %	sign	-16 %

Se forklaring af ICES-metode under tabel 4.5

*Tabel 4.9* Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i blåmuslinger på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koeficienten. Desuden er den årlige ændring i zinkkoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Blåmusling - Zn	ICES-metode				Spear-man korrelation	Årlig ændring
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt	Power		
St. L, 1982-2002	-	-	-	~100 %	-	-1 %
T5, 1982-2002	sign	sign	-	87 %	sign	-7 %
T12Ø, 1982-2002	sign	sign	-	73 %	sign	-4 %
T12SV, 1988-2002	-	-	-	32 %	-	-3 %
T15, 1986-2002	sign	sign	sign	84 %	sign	-4 %
T17A, 1976-2002	sign	sign	-	~100 %	sign	-2 %
T17B, 1986-2002	sign	sign	-	91 %	sign	-4 %
T22, 1986-2002	sign	sign	-	89 %	sign	-7 %
T25, 1982-2002	sign	sign	sign	~100 %	-	-3 %
T29, 1976-2002	sign	sign	sign	~100 %	-	-2 %
T30, 1976-2002	sign	sign	sign	~100 %	-	-2 %
T36, 1978-2002	-	-	-	76 %	sign	-3 %
T37, 1981-2002	-	sign	-	~100 %	sign	-3 %
T38, 1981-2002	sign	sign	-	~100 %	sign	-3 %

Se forklaring af ICES-metode under tabel 4.5

### *Transplantation*

Som beskrevet i indledningen til dette afsnit udskiller forurenede blåmuslinger ikke straks optaget bly, når blyforureningen af det omgivende vand ophører eller falder. For at bruge muslinger til at måle den aktuelle forureningssituation ved Maarmorilik, har vi derfor transplanteret uforurenede blåmuslinger til at antal stationer ved Maarmorilik og i forskellig afstand herfra. Efter 1 år indsamles de transplanterede muslinger og deres blyindhold anvendes som et mål for blybelastningen i det pågældende område i løbet af det forløbne år. Dette er gjort regelmæssigt siden 1991. Senest er blåmuslinger transplanteret i 2000 og indsamlet igen i 2002. I nogle tilfælde påvirkes muslingerne af at blive transplanteret, idet deres bløddelsvægt falder, og derfor stiger blykoncentrationen. Det er der kompenseret for ved i stedet for blykoncentrationen at beregne blyindholdet i en bestemt muslingestørrelse, idet 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 (Riget et al. 1997). I tilfælde, hvor længde-vægt relationen ikke kan beregnes (kun een observation) er der anvendt en for stationen gennemsnitlig længde-vægt relation. De beregnede metalindhold er vist i tabel 4.10 for bly og tabel 4.11 for zink.



Tabel 4.10 Gennemsnitligt blyindhold ( $\mu\text{g}/\text{musling}$ ) i naturlige og transplanterede blåmuslinge-populationer ved Maarmorilik. Metalindholdet er normaliseret til en 6 cm musling.

Bly:	Naturlige						Transplanterede										
	1994	1995	1996	1997	1998	2002	1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1996	1998	1998	2000
Transpl.-år							1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1996	1998	1998	2000
Indsaml.-år	1994	1995	1996	1997	1998	2002	1995	1996	1997	1996	1997	1997	1998	2002	1999	2002	2002
L	5,27	1,69	1,11		1,11	1,15											1,58
Schade		0,55	1,03	0,66	0,86												
T5							19,7	43,1		25,9		20,5			11,7	15,5	
T12Ø							103					134			95,3		
T12SV							116	365	273	164	178	89,4			118		
T17A							18,4	42,2	42,0	17,6	34,1	19,5			15,4		12,6
T17B							19,0	48,3		19,9	34,7	21,6	42,2		22,2		21,9
T22							18,5	37,8		20,5	29,5	13,5		32,0	11,0		
T25							11,0	18,1	23,5	11,1	11,5	6,99			6,10		8,51
T30							9,35	21,2		12,1	10,0	5,78			8,05		
T36							9,75			5,25	7,18	4,77			7,20		5,60
G							4,02	5,13	6,35	1,53	2,86	2,24	5,18		2,77		3,25
V							3,74	3,97	4,25	2,03	2,53	1,74			2,79		

Tabel 4.11 Gennemsnitligt zinkindhold ( $\mu\text{g}/\text{musling}$ ) i naturlige og transplanterede blåmuslinge-populationer ved Maarmorilik. Metalindholdet er normaliseret til en 6 cm musling.

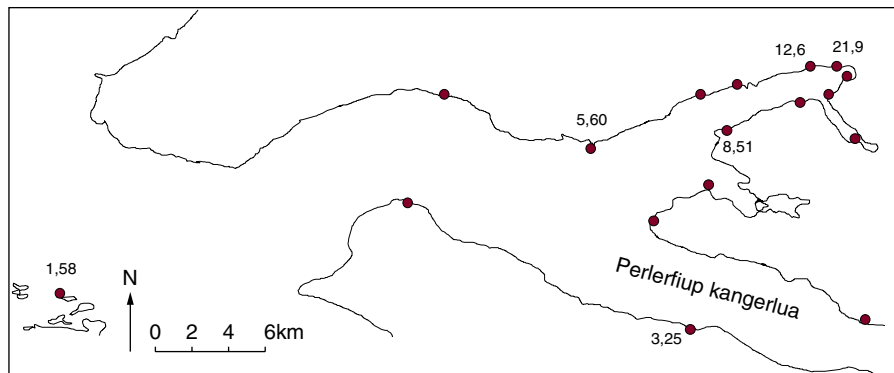
Zink:	Naturlige						Transplanterede										
	1994	1995	1996	1997	1998	2002	1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1996	1998	1998	2000
Transpl.-år							1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1996	1998	1998	2000
Indsaml.-år	1994	1995	1996	1997	1998	2002	1995	1996	1997	1996	1997	1997	1998	2002	1999	2002	2002
L	178	150	148		157	138											188
Schade			135	108	121												
T5							165	142		166		178			157	170	
T12Ø							293					426			313		
T12SV							294	445	349	347	353	289			270		
T17A							170	172	191	146	168	172			151		163
T17B							140	199		138	171	174	235		137		240
T22							206	188		140	185	169		191	144		
T25							179	153	141	168	163	136			112		153
T30							122	126		147	92	101			143		
T36							183			183	136	143			148		151
G							170	221	131	112	126	141	158		129		151
V							153	137	120	112	119	123			177		

### Geografisk fordeling

Resultaterne af transplantationerne viser, at der i 2002 fortsat findes forureningskilder i Maarmorilik området, idet transplanterede muslinger efter to års ophold i området får et forhøjet blyindhold. Derimod får de ikke et forhøjet zinkindhold, bortset fra det st. T17B på nordsiden af den indre del af Qaamarujuk. Dette skyldes formentligt, at muslingerne kan regulere deres zinkindhold (udskille zink) op til en vis belastning.

Blyindholdet i transplanterede muslinger i 2002 er vist i figur 4.15, og det ses, at det er forhøjet i hele det undersøgte område. Den største forøgelse i muslingernes blybelastning findes i den indre del af Qaamarujuk. Her er forøgelsen omkring 25 gange.

Figur 4.15 Blyindhold ( $\mu\text{g}$ ) i en 6 cm musling i 2002 transplanteret to år før.



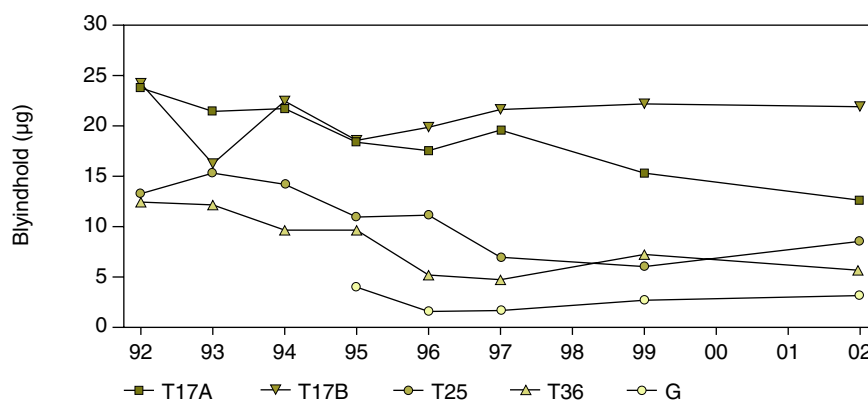
### Tidsudvikling

Tidsudviklingen i blyindholdet i blåmuslinger efter et års transplantation er vist i figur 4.16. For muslingerne indsamlet i 2002 gælder dog at disse har været transplanteret i 2 år. Dette er formentlig årsagen til at kurverne for st. T25 og G viser en svag stigning fra 1999 til 2002. Set over hele perioden 1992 til 2002 viser blyindholdet efter et års transplantation en faldende tendens i hele området.

Disse transplantationsforsøg kan sammenlignes med et tilsvarende forsøg, som blev udført i 1984-85, mens minedriften var i gang. Ved disse forsøg steg blyindholdet til  $109 \mu\text{g}$  efter et år i blåmuslinger, som var transplanteret til station T17A (Riget et al. 1997), mens det i transplantationsforsøgene i perioden 1992-99 kun steg til  $15-24 \mu\text{g}$  på et år og  $12 \mu\text{g}$  fra 2000 til 2002. Det tyder på, at påvirkningen af muslingerne efter minedriftens ophør kun er ca.  $1/5$  af hvad den var midt i 1980-erne, mens minedriften fandt sted.

Muslinger, som har været transplanteret over flere år, fortsætter med at akkumulere bly, som det fremgår af tabel 4.10.

Figur 4.16 Tidsudvikling af blyindholdet efter et års (to år i 2002) transplantation ( $\mu\text{g}$ ) i en 6 cm musling). For station T17A var stigningen  $109 \mu\text{g}$  fra 1984 til 1985.



### Blåmusling – samlet vurdering

Blåmuslinger i tidevandszonen optager metaller fra havvandet. I blåmuslinger indsamlet i 2002 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun i Qaamarujuk. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmuslinger har været faldende gennem en årrække, men blykoncentrationen falder kun meget langsomt, fordi muslingerne ikke kan udskille en del af det bly, de én gang har optaget. Undersøgelser viser også, at nye generationer af blåmuslinger (små muslinger) er væsentligt mindre blybelastede end ældre, større muslinger.

Forureningsbelastningen måles også ved at flytte (transplantere) uforurenede blåmuslinger til Maarmorilik-området og undersøge deres bly- og zinkoptagelse efter mindst et års transplantation. Disse undersøgelser viser, at der stadig er forureningskilder tilbage efter minedriftens ophør, men belastningen er stadig faldende og betydeligt lavere end mens minedriften fandt sted.

## 4.5 Fisk

Der er tidligere indsamlet prøver af fiskearter, som er almindeligt forekommende i området: ammassat (lodde), plettet havkat, almindelig ulk, hellefisk og uvak. I 2002 blev der indsamlet og analyseret prøver af ammassat, plettet havkat og alm. ulk.

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

### *Statistisk behandling*

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

### *Feljagtig blyanalyse*

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. 1997). 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 blive refereret til tidligere blyniveauer, men kun til højere koncentrationer, som ikke er behæftet med den samme usikkerhed som de lave (fejlagtige) ældre værdier.

#### 4.5.1 Ammassat

Fiskene blev analyseret som hele fisk. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VI.

Blykoncentrationerne i hele ammassat viser afhængighed af fiskens kondition. Fiskenes køn er ikke indgået i den statistiske analyse, da køn og størrelse hos ammassat er stærkt korelateret (hannerne er større end hunnerne). De estimerede blykoncentrationer er normaliseret til en fisk med længden 17 cm og vægten 33 g og fremgår sammen med medianværdierne af tabel 4.12

*Tabel 4.12* Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i hele ammassat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i  $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof. Estimaterne er normaliseret til en fisk med længden 17 cm og vægten 33 g.

<b>Ammassat Område</b>	<b>År</b>	<b>n</b>	<b>est. Pb</b>	<b>med. Pb</b>
Uummannaq	1988	20	0,07	0,07
Perlerfiup kangerlua	1990	20	0,37	0,39
Maarmorilik				
Juli	1988	20	0,86	1,15
Juli	1989	20	9,27	8,30
August	1989	10	0,87	1,30
Juni	1990	20	0,50	0,56
Juli	1990	9	0,61	1,27
Juli	1993	20	0,81	0,85
Juli	1994	20	0,15	0,14
Juli	1995	20	0,07	0,08
Juli	1997	20	0,04	0,07
<b>Juli</b>	2002	20	0,12	0,09

Fra 1993 til 1994 faldt blykoncentrationen i ammassat markant, og siden har den været lav, fra 1995 på samme niveau som ved Uummannaq. De lave blyværdier, som er målt siden 1994, skyldes formentlig, at der er tale om fisk, der er vokset op efter 1990, hvor minen lukkede.

#### 4.5.2 Plettet havkat

Der blev analyseret muskel- og leverprøver fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik i september 2002. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af Bilag V.

Blykoncentrationen i muskel viser ingen afhængighed af fiskestørrelse eller køn. De estimerede blykoncentrationer i muskel er derfor geometriske middelværdier og fremgår sammen med medianværdierne af tabel 4.13. I lever er der ingen afhængighed af fiskens køn, men derimod af fiskens størrelse. Således er blykoncentrationen i lever lavere i en stor end i en lille havkat – alt andet lige. De estimerede værdier for lever fra forskellige områder og år er derfor normaliseret til samme fiskestørrelse (tabel 4.13).

I muskel er blykoncentrationerne meget lave og i de fleste tilfælde under detektionsgrænsen. I 2002 er blykoncentrationen ikke forhøjet i forhold til reference området.

Tabel 4.13 Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i plettet havkat fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i  $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof. Estimaterne er normaliseret til en fisk med længden 75 cm og vægten 3,85 kg. \* angiver at værdien ikke er normaliseret, fordi oplysninger om mål eller vægt mangler, eller fordi mere end 20 % af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Disse sidste er yderligere markeret med <.

<b>Havkat – muskel</b>				
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	5	<0,05*	<0,05
	1994	2	<0,03*	0,03
Schades Øer	1995	3	0,023*	0,022
Sermilik	1995	2	<0,02*	<0,02
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05
Ved Salleq	2002	5	0,040*	0,038
Maarmorilik	September 1988	9	<0,06*	<0,05
	September 1989	10	<0,07*	<0,05
	September 1990	10	<0,07*	0,06
	Marts-maj 1991	4	<0,06*	
	September 1991	11	<0,09*	<0,05
	September 1992	13	<0,08*	<0,05
	September 1993	5	<0,06	<0,05
	September 1994	10	0,06*	0,06
	September 1995	8	<0,035*	0,034
	September 1998	11	<0,05*	<0,05
	September 2000	5	0,077*	0,074
September 2002	10	0,031	0,028	
<b>Havkat – lever</b>				
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	10	<0,06*	<0,05
	1994	2	0,06	0,09
Schades Øer	1995	3	0,044	0,049
Sermilik	1995	2	0,085	0,078
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05
Ved Salleq	2002	5	0,045	0,087
Maarmorilik	September 1988	16	0,22	0,14
	September 1989	20	0,33	0,41
	September 1990	20	0,40	0,38
	September 1991	20	0,58	1,42
	September 1992	13	0,19	0,17
	September 1993	10	<0,20*	0,26
	September 1994	10	0,79	0,60
	September 1995	8	0,31	0,29
	September 1998	14	<0,12*	0,07
	September 2000	5	0,29	0,47
	September 2002	10	0,16	0,16

I lever er blyniveauet generelt højere end i muskel. Ved 2002 undersøgelsen er værdierne lavere end i 2000 og er sammen med værdien fra 1998 de laveste i tidsserien. Blyniveauet i lever er dog forhøjet i forhold til niveauet i referenceområderne. Tidligere er der fundet væsentlig højere blykoncentrationer i havkatlever ved Maarmorilik,

idet niveauet var ca. 10 gange højere i slutningen af 1970-erne og begyndelsen af 1980-erne.

Blyniveauet i havkatmuskel er betydeligt under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark. Denne værdi er  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I fiskekød svarer den til  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på tørvægtsbasis. Den samme grænseværdi gælder for fiskelever og den svarer til ca.  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på tørvægtsbasis. Blyniveauet i havkatlever er højere end i muskel, men heller ikke her er den angivne grænseværdi overskredet.

### 4.5.3 Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VII.

Blykoncentrationen i muskel fra alm. ulk viser ikke afhængighed af fiskestørrelsen og af køn. For blykoncentrationen i ulkelever er der afhængighed af fiskestørrelse, vægt og fiskens køn. De estimerede værdier for ulke fanget i henholdsvis indre og ydre del af Qaamarujuk samt referenceområder fremgår af tabel 4.14.

Blykoncentrationen i kød ligger i 2002 i den ydre del af Qaamarujuk på samme niveau som i referenceområdet. I den indre del af Qaamarujuk er blykoncentrationen forhøjet i forhold til i referenceområdet. Blykoncentrationen har ved de senere undersøgelser været bemærkelsesværdigt høje sammenlignet med niveauerne i begyndelsen af 1990'erne.

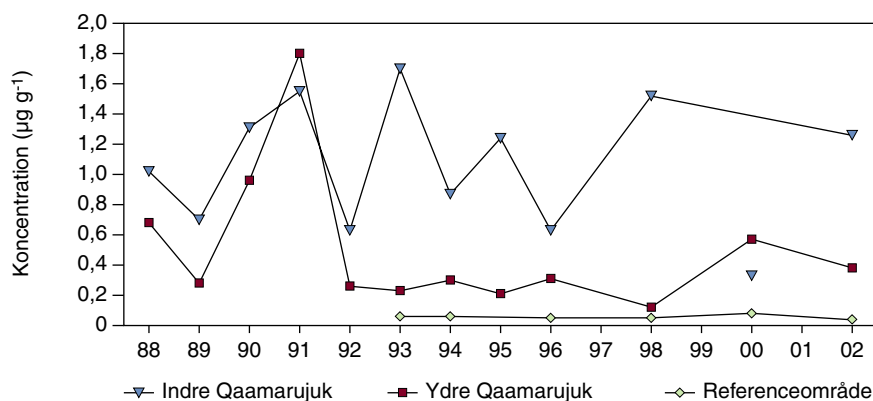
I lever er blykoncentrationen i ydre Qaamarujuk lavere end værdien i indre Qaamarujuk, og i begge områder er niveauet højere end i referenceområdet, se figur 4.17 I løbet af monitoringsperioden (1988-2002) har koncentrationen varieret meget fra år til år uden nogen entydig tendens.

Blyniveauet i ulkemuskel er under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark, i de fleste tilfælde betydeligt under grænseværdien. Denne værdi er  $0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I fiskekød svarer den til  $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på tørvægtsbasis. Den samme grænseværdi gælder for fiskelever og den svarer til ca.  $1 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på tørvægtsbasis. Blyniveauet i ulkelver er højere end i muskel, og det har overskredet den angivne grænseværdi i den indre del af Qaamarujuk ved de fleste undersøgelser siden 1988. I den ydre del af Qaamarujuk er grænseværdien kun overskredet en gang siden 1988, nemlig i 1991.

Table 4.14 Estimated lead concentrations (est. Pb) and median values (med. Pb) in alm. ulk from Maarmorilik and reference areas. All estimates are in  $\mu\text{g g}^{-1}$  dry weight. Der er normaliseret til en fisk med længden 27,5 cm og vægten 0,24 kg. \*Ikke normaliseret, da oplysninger om mål eller vægt mangler, fordi størrelsesparametrene ikke er af signifikant betydning, eller fordi flere end 20 % af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen (markeret med <).

<b>Ulk – muskel</b> Område	År	n	Est. Pb	Med. Pb	n	Est. Pb	Med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,03*	<0,02			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
	1998	10	<0,05*	<0,05			
Kronprins.Ejl.	2000	10	0,06	0,05			
	2002	10	0,03	0,03			
<b>Maarmorilik</b>		Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk			
	1988	5	0,12	0,10	4	<0,09*	0,06
	1989	5	0,14	0,11	5	<0,07*	<0,05
	1990	5	0,49	0,54	5	0,13	0,16
	1991	5	<0,07*	<0,05	9	0,50	1,15
	1992	5	<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
	1998	10	0,32	0,19	10	<0,06*	0,05
	2000	12	0,13	0,13	8	0,13	0,12
	2002	10	0,18	0,21	10	0,06	0,05
<b>Ulk – lever</b> Område	År	n	Est. Pb	Med. Pb	n	Est. Pb	Med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,06*	0,04			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
Schades Øer	1998	10	<0,05*	<0,05			
Kronprins.Ejl.	2000	10	0,10	0,05			
	2002	10	0,08	0,05			
<b>Ulk – lever</b> Område	År	n	Est. Pb	Med. Pb	n	Est. Pb	Med. Pb
<b>Maarmorilik</b>		Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk			
	1988	10	1,02	1,35	10	0,68	0,79
	1989	10	0,70	0,77	10	0,28	0,28
	1990	10	1,31	1,98	10	0,96	1,69
	1991	10	1,55	1,55	9	1,80	3,16
	1992	10	0,63	0,42	10	0,26	0,33
	1993	10	1,70	2,44	10	0,23	0,20
	1994	10	0,87	1,37	10	0,30	0,45
	1995	10	1,24	1,52	10	0,21	0,23
	1996	10	0,63	0,54	10	0,31	0,28
	1998	10	1,52	2,29	10	0,12	0,17
	2000	12	0,33	0,31	8	0,57	0,34
	2002	10	1,26	1,84	10	0,38	0,47

Figur 4.17 Tidsudvikling i blykoncentrationen i lever fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujuk-fjorden samt referenceområder. Værdierne er normaliseret til en ulk med længden 27,5 cm og vægten 0,24 kg.



#### Fisk – samlet vurdering

I hele ammassat og i kød fra plettet havkat og alm. ulk fanget ved Maarmorilik i 2002 er blykoncentrationen lav. Lever fra plettet havkat og ulk undersøges for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2002 forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. Niveauet svarer til, hvad der er fundet efter minedriftens ophør og i de sidste år, hvor der var minedrift.

## 4.6 Rejer

Der indsamles og analyseres prøver af dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) ved Maarmorilik og i et referenceområde i Ummannaq fjorden som et led i vurderingen af forureningstilstanden ved Maarmorilik. Prøverne opdeles i kød og i de resterende hoved- og skaldele og analyseres for bly. Analyseresultaterne fra de enkelte prøver i 2002 fremgår af Bilag VIII.

Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød er afhængig af rejestørrelsen, hvorimod blykoncentrationen i rejernes hoved/skaldele ikke er afhængig af rejestørrelsen. De estimerede værdier i rejekød er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Estimerne fremgår af tabel 4.15 og afbildet i figur 4.18.



Table 4.15 Estimerede blykoncentrationer ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i rejer fra referenceområder og Maarmorilik. Koncentration i rejekød er normaliseret til en individvådvægt på 5 g. Koncentration i hoved- og skaldele er geometriske middelværdier.

Rejer Område	År	Hoved + skal ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Kød ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )
Amitsuatsiaq	1993	0,437	0,100
	1994	0,331	0,057
Salleq	1994	0,354	0,054
Schades Øer	1995	0,465	0,074
Qeqertat	1996	0,312	0,031
Sermillip kangerlua	1998	0,113	0,061
Kronprinsens Ejland	2000	0,308	0,190
	2002	0,300	0,057
Indre Qaamarujuk	1988	6,56	0,515
	1989	4,77	0,298
	1990	3,95	0,358
	1991	3,98	0,590
	1992	4,31	0,316
	1993	4,72	0,514
	1994	4,06	0,253
	1995	2,19	0,505
	1996	1,05	0,117
	1998	1,84	0,314
	2000	1,75	0,765
	2002	2,00	0,308
Ydre Qaamarujuk	1988	7,03	0,339
	1989	3,98	0,305
	1990	3,11	0,324
	1991	3,49	0,370
	1992	1,56	0,266
	1993	1,49	0,281
	1994	2,91	0,216
	1995	3,08	0,209
	1996	0,622	0,056
	1998	1,51	0,280
	2000	0,87	0,215
	2002	1,23	0,196

Som ved de fleste tidligere undersøgelser, er blykoncentrationen i rejer højere i indre end i ydre Qaamarujuk. I rejernes kød i den indre del af Qaamarujuk er blyværdierne i 2002 faldet i forhold til i 2000, som dog var bemærkelsesværdigt højt. Niveaulet for ydre Qaamarujuk er i 2002 som i 2000. I rejernes hoved- og skaldele er blyniveaulet i 2002 på samme niveau som i de senere undersøgelser. Blykoncentrationen i indre og ydre Qaamarujuk er forhøjet i både kød og hovedskaldele i forhold til referenceområdet.

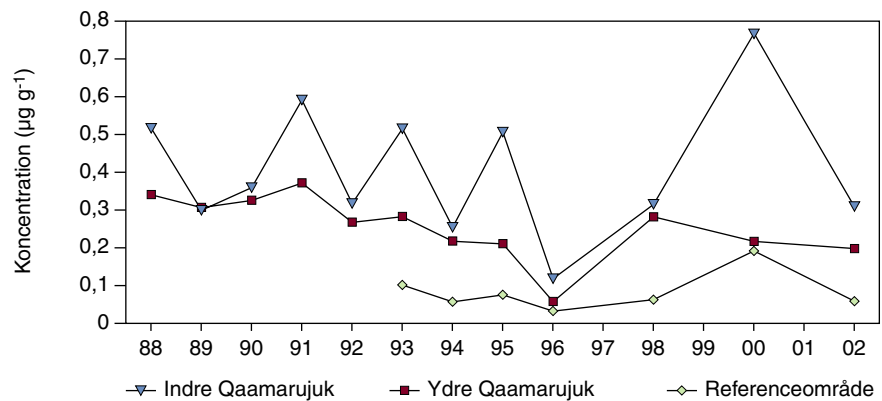
Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav, omkring en faktor 10 lavere end i hoved- og skaldelene (sammenlign figur 4.18 og 4.19). Blykoncentrationen i rejernes hoved- og skaldele har været tydeligt faldende i perioden 1988 til midten af 1990'erne, hvorefter niveauet har været konstant (figur 4.19). I rejekød er der også en faldende tendens dog tydeligt mindre markant end for hoved- og skaldele (figur 4.18).

Blyniveauet i rejekød er betydeligt under dek. Denne værdi er  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I rejekød svarer den til ca.  $5 \text{ mg kg}^{-1}$  bly på tørvægtsbasis.

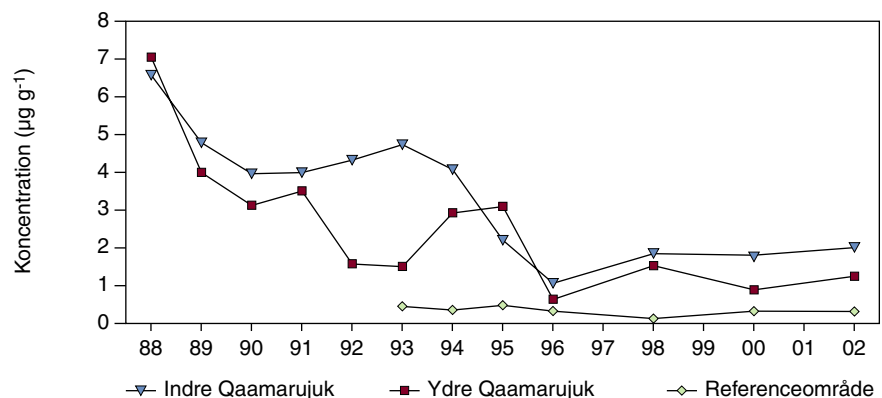
#### Rejer – samlet vurdering

I Qaamarujuk er der i 2002 forhøjede blyværdier i rejer i forhold til referenceområdet. Blykoncentrationen er betydeligt højere i rejernes hoved- og skaldele end i rejernes kød. I kødet er blyniveauet lavt i forhold til danske grænseværdier. Set over hele perioden 1988-2002 har blykoncentrationen været faldende dog mest i begyndelsen af perioden.

Figur 4.18 Tidsudviklingen i blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i rejekød af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



Figur 4.19 Tidsudviklingen i blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  tørstof) i hoved- og skaldele af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



*[Tom side]*

## Referencer

Anon., 2002. Bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer. Fødevaredirektoratet 25. marts 2002.

Asmund, G. 1992. Lead and zinc pollution for marine dumping of waste rock from lead/zinc mining. Pp. 105-112 in: Bandopadhyay & Neilson (eds) Mining in the Arctic. Balkema, Rotterdam.

Dietz, R., Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1997. Data on Heavy Metals in the Greenland Marine Environment before 1994. Pp. 247-350 in Aarkrog, A. et al. AMAP Greenland 1994-1996. Environmental Project No. 356. Danish Environmental Protection Agency.

Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1997. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996. Faglig rapport fra DMU, nr. 193. Danmarks Miljøundersøgelser, 97 pp.

Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1998. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1997. Faglig rapport fra DMU, nr. 226. Danmarks Miljøundersøgelser, 36 pp.

Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 1999. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Faglig rapport fra DMU, nr. 277. Danmarks Miljøundersøgelser, 74 pp.

Møller, J.S. 1984. Hydrodynamics of an Arctic Fjord. Institute of Hydrodynamics and Hydraulic Engineering. Technical University of Denmark. Series Paper 34, 197 pp.

Møller, P., Asmund, G., Johansen, P. & Riget, F. 2000. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000. Faglig rapport fra DMU, nr. 396. Danmarks Miljøundersøgelser, 61 pp.

Nicholson, M.D., Fryer, R.J. & Larsen, J.R. 1995. A Robust Method for Analysing Contaminant Trend Monitoring Data. Techniques in Marine Environmental Science. ICES.

Nicholson, M.D. & Fryer, R. 2003. A Precautionary Approach to Testing for Compliance with Environmental Objectives. Annex 3 in Report of the working group on statistical aspects of environmental monitoring, ICES.CM 2003.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1997. Uptake and Release of Lead and Zinc by Blue Mussels. Experience from Transplantation Experiments in Greenland. *Mar.Poll.Bull.* 34(10): 805-815.

*[Tom side]*

# Bilag

## Bilag I Tungmetalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof) i lav 2002

ID-No	Inds.-dato	Station	Bemærkninger	Pb	Zn
25219	20020808	T10		227	146
25220	20020808	T12SW		279	133
25221	20020808	T12Ø		55,4	39,1
25222	20020808	T15		43,8	60,5
25223	20020808	T15A		54,2	33,6
25259	20020808	T3		14,2	21,6
25260	20020809	T17A		26,6	36,8
25261	20020808	T5		32,2	65,1
25262	20020808	T2		17,2	25,5
25263	20020809	T17C		52,4	43,3
25264	20020809	T17		38,7	63,6
25265	20020809	T17B		55,2	62,5
25266	20020809	T22		65,9	70,7
25321	20020809	T25		9,61	22,1
25322	20020809	T29		32,9	64,9
25323	20020809	T30		43,3	15,6
25324	20020809	T6-trans	fra Schades Øer 2000	2,42	22,2
25325	20020809	T12SW-trans	fra Schades Øer 2000	80,4	51,1
25326	20020809	T12Ø-TRANS	fra Schades Øer 2000	17,3	29,7
25327	20020809	T17A-trans	fra Schades Øer 2000	5,0	17,7
25328	20020809	T7B-trans	fra Schades Øer 2000	19,8	28,6
25329	20020809	T22-trans	fra Schades Øer 2000	35,6	40,2
25330	20020809	T25-trans	fra Schades Øer 2000	1,34	14,4
25331	20020809	T30-trans		2,33	11,4
25368	20020810	T33		0,541	18,5
25369	20020810	T36		9,49	30,3
25370	20020810	T36-trans	fra Schades Øer 2000	1,98	10,1
25375	20020810	T37		16,3	16,0
25376	20020810	T38		0,733	135
25378	20020811	F		1,40	17,0
25379	20020811	G		0,745	9,06
25381	20020811	G		0,526	13,5
25382	20020911	V		0,639	8,31
25403	20020811	V		0,353	15,8
25405	20020811	L		1,46	14,4
25406	20020811	L-trans	fra Schades Øer 2000	0,376	10,9

## Bilag II Vandanalyser ved Maarmorilik og referencestation nær Schades Øer 2002

Station og dato	Dybde m	Zn $\mu\text{g kg}^{-1}$	Pb $\text{ng kg}^{-1}$
st 1 10/8	0	1,03	196
	10	0,79	160
	20	2,00	197
	30	10,8	251
	40	13,3	251
	50	13,9	373
st 1 8/8	0	0,83	133
	10	0,72	136
	20	1,42	187
	30	8,6	254
	40	11,2	255
	50	11,7	342
st 3 8/8	0	1,68	105
	10	0,87	175
	20	2,28	229
	30	10,7	381
	40	21,4	395
	50	26,3	394
st 3 2/9	0	0,40	165
	10	1,30	182
	20	1,00	212
	30	15,9	265
	40	17,9	257
	50	15,7	344
Ref. st.	0	2,01	373
	10	0,78	108
	20	0,40	118
	30	0,17	112
	40	0,12	151
	50	0,31	175

Bemærk:

Ved at gange zink analyserne med 1000 fås de i samme enhed som blyanalyserne ( $\text{ng kg}^{-1}$ )

### Bilag III Tungmetalkoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ tørstof) i tangskudspidser 2002

ID-No	Art	Inds.-dato	Station	Pb	Zn
25201	Fucus vesiculosus	20020808	T10	2,76	146
25202	Fucus vesiculosus	20020808	T10	2,29	129
25203	Fucus vesiculosus	20020808	T12Ø	9,54	277
25204	Fucus vesiculosus	20020808	T12Ø	6,65	239
25205	Fucus vesiculosus	20020808	T12SW	7,20	305
25206	Fucus vesiculosus	20020808	T12SW	5,99	216
25207	Fucus vesiculosus	20020808	T15	2,95	181
25208	Fucus vesiculosus	20020808	T15	3,11	184
25209	Fucus vesiculosus	20020808	T15A	4,17	182
25210	Fucus vesiculosus	20020808	T15A	5,07	176
25229	Fucus vesiculosus	20020808	T1	6,61	360
25230	Fucus vesiculosus	20020808	T1	2,95	153
25231	Fucus vesiculosus	20020808	T2	1,40	66,3
25232	Fucus vesiculosus	20020808	T2	1,70	77,6
25233	Fucus vesiculosus	20020808	T3	1,14	59,7
25234	Fucus disticus	20020808	T3	1,26	42,1
25235	Fucus disticus	20020808	T5	2,26	60,7
25236	Fucus disticus	20020808	T5	2,16	68
25237	Fucus vesiculosus	20020808	T7	1,44	65,0
25238	Fucus vesiculosus	20020808	T7	1,50	61,2
25240	Fucus vesiculosus	20020809	T17	2,26	151
25241	Fucus vesiculosus	20020809	T17	2,69	145
25242	Fucus vesiculosus	20020809	T17A	2,15	86,4
25243	Fucus vesiculosus	20020809	T17A	1,99	94,1
25244	Fucus vesiculosus	20020809	T17B	2,55	143
25245	Fucus vesiculosus	20020809	T17B	3,42	180
25246	Fucus vesiculosus	20020809	T17C	3,25	178
25247	Fucus vesiculosus	20020809	T17C	2,29	152
25248	Fucus vesiculosus	20020809	T22	1,40	53,2
25249	Fucus vesiculosus	20020809	T22	1,14	58,4
25308	Fucus vesiculosus	20020809	T25	0,828	41,7
25309	Fucus vesiculosus	20020809	T25	0,913	45
25310	Fucus vesiculosus	20020809	T29	1,43	61,3
25311	Fucus vesiculosus	20020809	T29	1,47	64,1
25312	Fucus vesiculosus	20020809	T30	1,63	62,0
25313	Fucus vesiculosus	20020809	T30	1,69	66,4
25347	Fucus vesiculosus	20020810	T33	0,581	19,3
25348	Fucus vesiculosus	20020810	T33	0,395	19,5
25349	Fucus vesiculosus	20020810	T36	0,612	36,7
25350	Fucus vesiculosus	20020810	T36	0,839	31,0
25351	Fucus disticus	20020810	T37	0,697	30,7
25352	Fucus disticus	20020810	T37	0,532	28,8
25353	Fucus vesiculosus	20020810	T38	0,363	16,5
25354	Fucus vesiculosus	20020810	T38	0,314	15,6
25355	Fucus disticus	20020811	F	0,417	12,7
25356	Fucus disticus	20020811	F	0,377	11,7
25357	Fucus disticus	20020811	V	0,379	12,4
25358	Fucus disticus	20020811	V	0,362	12,4
25359	Fucus vesiculosus	20020811	G	0,393	17,0
25360	Fucus vesiculosus	20020811	G	0,425	21,3
25417	Fucus vesiculosus	20020811	L	0,183	8,17
25418	Fucus vesiculosus	20020811	L	0,195	8,19



**Bilag IV Tungmetalkoncentration (ug g<sup>-1</sup> vådvægt) i blåmusling (*Mytilus edulis*) indsamlet i 2002**

ID-No	Inds.-dato	Station	Bemærkninger	N	Skallængde (middel, mm)	Tørstof (%)	Pb	Zn
25211	20020808	T12SW		20	45,1	15,0	14,0	51,9
25212	20020808	T12SW		20	54,9	15,3	17,0	54,2
25213	20020808	T12SW		4	93,5	11,1	77,0	26,9
25214	20020808	T12Ø		20	45,1	15,0	14,0	60,4
25215	20020808	T12Ø		20	55	14,6	20,2	66,1
25216	20020808	T12Ø		10	64,1	15,1	25,9	55,5
25217	20020808	T15		20	45	14,0	8,82	38,3
25218	20020808	T15		20	55	15,0	10,5	45,2
25224	20020808	T3		20	47,2	16	6,07	33,6
25225	20020808	T3		20	55	16,1	5,88	32,8
25226	20020808	T3		20	63,1	16,1	6,42	36,8
25227	20020808	T5		20	45	16,8	4,00	22,2
25228	20020808	T5		20	55	16,4	4,70	26,7
25239	20020808	T5-Trans	Fra Schades øer 2000	36	58,1	11,4	2,93	32,3
25250	20020809	T17A		20	45,5	15,5	6,31	30,7
25251	20020809	T17A		20	53,5	16,0	6,38	30
25252	20020809	T17A		14	87	12,0	31,8	27,4
25253	20020809	T17B		17	45,8	15,9	6,80	32,0
25254	20020809	T17B		20	55	15,6	7,52	31,7
25255	20020809	T17B		9	91,6	14,9	51,8	59,2
25256	20020809	T22		20	46,7	14,4	3,75	21,1
25257	20020809	T22		20	55	15,7	5,74	31,0
25258	20020809	T22		10	75,1	17,4	4,28	26,6
25314	20020808	T5		20	54,8	15,5	3,15	31,1
25315	20020808	T25		16	66,4	19,7	3,84	31,7
25316	20020809	T29		20	45,1	15,0	4,59	27,3
25317	20020809	T29		20	53,5	14,6	4,02	23,9
25318	20020809	T9		10	88,5	12,6	34,9	30,4
25319	20020808	T30		20	55	13,4	4,02	30,1
25320	20020808	T30		21	65,3	14,4	7,93	25,8
25332	20020809	T22-Trans	Fra Schades øer 2000	5	48,8	11,1	7,31	43,6
25333	20020809	T25-Trans	Fra Schades øer 2000	20	59,8	10,6	1,31	23,4
25334	20020809	T17B-Trans	Fra Schades øer 2000	15	55	12,7	4,83	56,2
25335	20020809	T17B-Trans	Fra Schades øer 2000	13	64,4	10,1	3,90	40,3
25336	20020809	T17A-Trans	Fra Schades øer 2000	20	55,9	7,48	2,34	32,1
25337	20020809	T17A-Trans	Fra Schades øer 2000	16	67,1	9,32	2,23	27,3
25361	20020810	T33		20	55	15,7	1,01	21,8
25362	20020810	T33		20	64,3	14,3	1,12	22
25363	20020810	T38		20	45,1	20,0	0,736	40,6
25364	20020810	T38		20	55,1	14,9	0,439	23,5
25365	20020810	T38		20	63,4	18,5	0,566	30,5
25366	20020810	T37		20	45	13,9	0,604	20,9
25367	20020810	T37		20	54,9	14,3	0,683	22,4
25371	20020810	T36		20	44,5	14,0	1,57	22,0
25372	20020810	T36		20	55	14,1	2,07	21,3
25373	20020810	T36		20	63,9	16,0	3,15	32,1
25374	20020810	T36		11	89,3	10,8	10,6	19,1
25380	20020810	T36-Trans	Fra Schades øer 2000	19	60,9	10,8	1,07	28,9
25401	20020811	G		20	54,9	17,8	0,612	24,6
25402	20020811	G		20	63,8	18,7	0,634	31,0
25404	20020811	G-Trans	Fra Schades øer 2000	15	52,9	13,4	0,578	26,8

ID-No	Inds.-dato	Station	Bemærkninger	N	Skallængde (middel, mm)	Tørstof (%)	Pb	Zn
25419	20020811	L		20	55	17,3	0,126	22,8
25420	20020811	L		20	64,4	15,2	0,125	19,8
25421	20020811	L		20	78,8	15,9	0,316	30,2
25422	20020811	L-trans	fra Schades Øer 2000	14	58,5	15,9	0,264	31,4

## Bilag V Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ vådvægt) i plettet havkat indsamlet i 2002

ID-No	Art	Inds.-dato	Lokalitet	Køn	Lgd. (cm)	Vægt (g)	Væv	Tørstof (%)	Pb
25267	Havkat	20020809	YQ	Hun	98	8280	Lever	44,9	0,024
25267	Havkat	20020809	YQ	Hun	98	8280	Kød	18,3	0,014
25268	Havkat	20020809	YQ	Han	51	940	Lever	31,4	0,118
25268	Havkat	20020809	YQ	Han	51	940	Kød	19,0	0,005
25269	Havkat	20020809	YQ	Han	74	3520	Lever	40,4	0,066
25269	Havkat	20020809	YQ	Han	74	3520	Kød	19,5	0,005
25270	Havkat	20020809	YQ	Hun	94	7660	Lever	25,3	0,027
25270	Havkat	20020809	YQ	Hun	94	7660	Kød	15,7	0,003
25271	Havkat	20020809	YQ	Hun	100	8740	Lever	52,0	0,025
25271	Havkat	20020809	YQ	Hun	100	8740	Kød	19,4	0,004
25272	Havkat	20020809	YQ	Hun	62	1550	Lever	30,9	0,029
25272	Havkat	20020809	YQ	Hun	62	1550	Kød	16,3	0,007
25273	Havkat	20020809	IQ	Hun	77	4260	Lever	41,9	0,08
25273	Havkat	20020809	IQ	Hun	77	4260	Kød	18,9	0,021
25274	Havkat	20020809	IQ	Hun	79	4140	Lever	35,2	0,114
25274	Havkat	20020809	IQ	Hun	79	4140	Kød	18,4	0,009
25275	Havkat	20020809	IQ	Hun	77	4520	Lever	35,2	0,04
25275	Havkat	20020809	IQ	Hun	77	4520	Kød	15,7	0,001
25276	Havkat	20020809	IQ	Han	46	880	Lever	27,5	0,045
25276	Havkat	20020809	IQ	Han	46	880	Kød	17,3	0,005
25383	Havkat	20020811	L	Han	68	2960	Lever	37,1	0,024
25383	Havkat	20020811	L	Han	68	2960	Kød	18,5	0,009
25385	Havkat	20020811	L	Hun	57	1720	Lever	23,9	0,027
25385	Havkat	20020811	L	Hun	57	1720	Kød	15,1	0,005
25386	Havkat	20020811	L	Han	51	1160	Lever	31,4	0,027
25386	Havkat	20020811	L	Han	51	1160	Kød	18,7	0,007
25387	Havkat	20020811	L	Han	45	780	Lever	23,8	0,028
25387	Havkat	20020811	L	Han	45	780	Kød	16,4	0,006
25388	Havkat	20020811	L	Han	39	560	Lever	25,6	0,021
25388	Havkat	20020811	L	Han	39	560	Kød	18,6	0,01

**Bilag VI Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$  vådvægt) i  
ammassat indsamlet i 2002**

ID-No	Art	Inds.-dato	Køn	Lgd (cm)	Vægt (g)	Tørstof (%)	Pb
25142	Ammassat	20020708	han	17,6	36,8	18,0	0,033
25143	Ammassat	20020708	han	15,4	32,6	18,0	0,016
25144	Ammassat	20020708	han	16,4	38,5	18,0	0,015
25145	Ammassat	20020708	han	16,5	36,1	18,0	0,015
25146	Ammassat	20020708	han	16,4	32,0	17,1	0,013
25147	Ammassat	20020708	han	17	40,4	17,7	0,011
25148	Ammassat	20020708	han	17,4	35,2	18,9	0,017
25149	Ammassat	20020708	han	16,4	35,3	17,0	0,015
25150	Ammassat	20020708	han	15,2	27,5	19,3	0,011
25151	Ammassat	20020708	han	15	25,5	20,6	0,012
25152	Ammassat	20020708	han	16,8	39,0	17,2	0,013
25153	Ammassat	20020708	han	14,8	25,9	19,9	0,01
25154	Ammassat	20020708	han	16,3	35,7	17,3	0,012
25155	Ammassat	20020708	han	15,5	30,7	18,5	0,025
25156	Ammassat	20020708	han	16,8	36,0	18,2	0,018
25157	Ammassat	20020708	han	16,6	37,6	17,8	0,031
25158	Ammassat	20020708	han	16	32,7	15,9	0,027
25159	Ammassat	20020708	han	15,2	28,6	17,5	0,026
25160	Ammassat	20020708	han	15,2	27,1	18,3	0,011
25161	Ammassat	20020708	han	16,7	35,6	16,4	0,021

## Bilag VII Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ vådvægt) i almindelig ulk indsamlet i 2002

ID-No	Inds.-dato	Område	Lokalitet	Køn	Lgd (cm)	Vægt (g)	Væv	Tørstof (%)	Pb
25277	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	32	480	ben	37,5	0,919
25277	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	32	480	lever	26,0	0,100
25277	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	32	480	kød	18,6	0,011
25288	20020809	Qaamarujuk	YQ	Han	27,5	240	ben	31,8	0,032
25288	20020809	Qaamarujuk	YQ	Han	27,5	240	lever	29,7	0,015
25288	20020809	Qaamarujuk	YQ	Han	27,5	240	kød	19,9	0,003
25289	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	38	660	ben	32,4	0,287
25289	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	38	660	lever	22,0	0,092
25289	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	38	660	kød	20	0,005
25290	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	30	300	ben	27,7	1,85
25290	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	30	300	lever	22,0	0,155
25290	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	30	300	kød	17,5	0,041
25291	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33	480	ben	31,2	0,217
25291	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33	480	lever	24,5	0,024
25291	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33	480	kød	21,5	0,005
25292	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33,5	380	ben	31,0	0,906
25292	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33,5	380	lever	29,1	0,284
25292	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	33,5	380	kød	19,1	0,015
25293	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	29,5	360	ben	32,7	0,092
25293	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	29,5	360	lever	24,1	0,085
25293	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	29,5	360	kød	20,6	0,020
25294	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	360	ben	30,5	3,52
25294	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	360	lever	23,9	0,447
25294	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	360	kød	18,9	0,117
25295	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	36	480	ben	29,5	0,446
25295	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	36	480	lever	17,6	0,144
25295	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	36	480	kød	17,7	0,006
25296	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	380	ben	30,8	0,181
25296	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	380	lever	25,8	0,058
25296	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	32	380	kød	18,5	0,006
25297	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	27	180	ben	29,3	0,727
25297	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	27	180	lever	26,4	0,139
25297	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hun	27	180	kød	20,1	0,014
25299	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	36,5	560	lever	19,2	0,872
25299	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	36,5	560	kød	18,7	0,164
25300	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	31,5	320	ben	31,1	1,09
25300	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	31,5	320	lever	21,6	0,205
25300	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	31,5	320	kød	17,4	0,01
25301	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	29	260	ben	31,9	3,67
25301	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	29	260	lever	31,1	1,20
25301	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	29	260	kød	19	0,163
25302	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	30	260	ben	28,7	2,07
25302	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	30	260	lever	26,2	0,677
25302	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	30	260	kød	17,5	0,055
25303	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	500	ben	33,8	0,605
25303	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	500	lever	41,1	0,064
25303	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	500	kød	20,4	0,007
25304	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	340	ben	28,1	4,42
25304	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	340	lever	20,5	1,052
25304	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	35	340	kød	19,3	0,034
25305	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	27,5	200	ben	33,1	1,29
25305	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	27,5	200	lever	30,2	0,154
25305	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	27,5	200	kød	20	0,013
25306	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	28	280	ben	26,9	4,86
25306	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	28	280	lever	32,7	1,04
25306	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	28	280	kød	19,2	0,087
25307	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	38	820	ben	33,3	5,33
25307	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	38	820	lever	25,9	0,285
25307	20020809	Qaamarujuk	IQ	Hun	38	820	kød	18,9	0,047
26701	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	ben	27,6	0,023
26701	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	lever	32,1	0,022
26701	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	kød	20,1	0,01
26702	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	ben	31,4	0,027
26702	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	lever	40,3	0,016

ID-No	Inds.-dato	Område	Lokalitet	Køn	Lgd (cm)	Vægt (g)	Væv	Tørstof (%)	Pb
26702	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	31	440	kød	20,2	0,013
26703	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	38	780	ben	31,3	0,031
26703	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	38	780	lever	31,1	0,016
26703	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	38	780	kød	18,8	0,005
26704	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	25	220	ben	31,5	0,019
26704	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	25	220	lever	41,5	0,01
26704	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	25	220	kød	19,7	0,008
26705	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	29	320	ben	32,0	0,05
26705	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	29	320	lever	40,5	0,014
26705	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	29	320	kød	18,5	0,008
26706	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	29	340	ben	29,5	0,024
26706	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	29	340	lever	30,4	0,014
26706	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	29	340	kød	22,4	0,006
26707	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	23	200	ben	34,4	0,013
26707	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	23	200	lever	45,4	0,017
26707	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	23	200	kød	20,7	0,007
26708	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	ben	36,5	0,005
26708	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	lever	31,5	0,019
26708	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	kød	20,3	0,004
26709	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	ben	32,2	0,007
26709	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	lever	33,2	0,015
26709	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	kød	20,5	0,004
26710	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	24	200	ben	35,3	0,009
26710	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	24	200	lever	34,6	0,009
26710	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	24	200	kød	21,7	0,007
26711	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	340	lever	33,1	0,017
26712	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	27	240	lever	39,8	0,007
26713	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	29	340	lever	40,2	0,011
26714	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	27	220	lever	45,8	0,008
26715	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	lever	27,2	0,019
26716	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	23	180	lever	42,9	0,011
26717	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Hun	28	280	lever	31,4	0,022
26718	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	25	200	lever	33,8	0,019
26719	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	28	260	lever	44,5	0,009
26720	20020829	Kronprinsens Ejland	M1	Han	24	200	lever	40,2	0,006

## Bilag VIII Blykoncentration ( $\mu\text{g g}^{-1}$ vådvægt) i rejer indsamlet i 2002

ID-No	Inds.-dato	Område	Lokalitet	Bemærkninger	N	Skal længde min (mm)	Skal længde max (mm)	Tørstof (%)	Pb
25278	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hoved og skaller	27	19	20,7	22,4	0,385
25279	20020809	Qaamarujuk	YQ	kød	27	19	20,7	21,1	0,042
25280	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hoved og skaller	20	21	22,9	24,6	0,412
25281	20020809	Qaamarujuk	YQ	kød	20	21	22,9	21,4	0,06
25282	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hoved og skaller	20	23	24,9	24,5	0,45
25283	20020809	Qaamarujuk	YQ	kød	20	23	24,9	20,7	0,052
25284	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hoved og skaller	27	25	26,9	22,2	0,424
25285	20020809	Qaamarujuk	YQ	kød	27	25	26,9	20,2	0,046
25286	20020809	Qaamarujuk	YQ	Hoved og skaller	19	27	30,9	22,5	0,714
25287	20020809	Qaamarujuk	YQ	kød	19	27	30,9	20,2	0,049
25338	20020810	Qaamarujuk	IQ	Hoved og skaller	24	19	22,9	21,5	0,164
25339	20020810	Qaamarujuk	IQ	kød	24	19	22,9	20,2	0,032
25340	20020810	Qaamarujuk	IQ	Hoved og skaller	36	23	24,9	21,9	0,307
25341	20020810	Qaamarujuk	IQ	kød	36	23	22,9	19,6	0,025
25342	20020810	Qaamarujuk	IQ	Hoved og skaller	36	25	26,9	22,2	0,261
25343	20020810	Qaamarujuk	IQ	kød	36	25	26,9	18,9	0,021
25344	20020810	Qaamarujuk	IQ	Hoved og skaller	25	27	28,9	22,1	0,409
25345	20020810	Qaamarujuk	IQ	kød	25	27	26,9	18,6	0,029
25390	20020811	Qeqertat	Ref	Hoved og skaller	18	22	25,9	25,8	0,083
25391	20020811	Qeqertat	Ref	kød	18	22	25,9	20,9	0,014
25392	20020811	Qeqertat	Ref	Hoved og skaller	20	26	27,9	29,5	0,071
25393	20020811	Qeqertat	Ref	kød	20	26	27,9	21,6	0,01
25394	20020811	Qeqertat	Ref	Hoved og skaller	20	28	29,9	26,2	0,075
25395	20020811	Qeqertat	Ref	kød	20	28	29,9	20,8	0,016
25396	20020811	Qeqertat	Ref	Hoved og skaller	20	30	32	24,3	0,089
25397	20020811	Qeqertat	Ref	kød	20	30	32	20,3	0,01

# Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

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

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afd. for Arktisk Miljø  
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

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

*Overvågningssektionen  
Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Ferskvandsøkologi  
Afd. for Marin Økologi  
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.



## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 2002

- Nr. 426: Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. Af Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. 195 s. (elektronisk)
- Nr. 427: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2001. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)

### 2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Af Møller, F. 65 s. (elektronisk)
- Nr. 433: Luftforurening med partikler i København. En oversigt. Af Palmgren, F., Wåhlin, P. & Loft, S. 77 s. (elektronisk)
- Nr. 434: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Af Fjordback, C. et al. 270 s., 150,00 kr.
- Nr. 435: Preliminary Assessment based on AQ Modelling. Ploiesti Agglomeration in Romania. Assistance to Romania on Transposition and Implementation of the EU Ambient Air Quality Directives. By Jensen, S.S. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterne i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringsstoffer fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)

Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-766-5  
ISSN 1600-0048