



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Faglig rapport fra DMU nr. 605, 2006

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Faglig rapport fra DMU nr. 605, 2006

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005

Poul Johansen
Gert Asmund
Frank Riget
Alf Josefson
Jørgen L. S. Hansen

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 605
Titel:	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005
Forfattere:	Poul Johansen ¹ , Gert Asmund ¹ , Frank Riget ¹ , Alf Josefson ² & Jørgen L. S. Hansen ²
Afdelinger:	¹ Afdeling for Arktisk Miljø, ² Afdeling for Marin Økologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	December 2006
Redaktion afsluttet:	December 2006
Faglig kommentering:	Christian Glahder
Finansiel støtte:	Trelleborg AB
Bedes citeret:	Johansen, P., Riget, F., Asmund, G., Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2006: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. 102 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 605. http://www.dmu.dk/Pub/FR605.pdf .
	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 2005. Undersøgelserne viser, at der fortsat – 15 år efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede koncentrationer af bly og zink i miljøet. Set over flere år er forureningen dog som helhed faldet markant, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er forurenet med bly og zink, er efterhånden blevet mindre og mindre. Det er nu primært i fjordene Affarlikassaa og Qaamarujuk, der kan spores en påvirkning.
Emneord:	Grønland, Maarmorilik, minedrift, bly, zink, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer, sediment, bundfauna
Layout:	Grafisk Værksted, DMU Silkeborg
Korrektur:	Kirsten Rydahl
Forsidefoto:	Gert Asmund
ISBN:	978-87-7772-966-9
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	102
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR605.pdf
Kan købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 7012 0211 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Sammenfatning 5

Summary 8

Eqikkagaq 11

1 Indledning 15

2 Indsamling 16

3 Kemisk analyse og analysekontrol 18

4 Tungmetaller i biologiske prøver og sedimenter 21

5 Bundfauna 62

6 Referencer 74

Bilag 76

Bilag I. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 2005. 76

Bilag II. Vandanalyser ved Maarmorilik og referencestation nær Qeqertat 2005. Koncentrationer er i $\mu\text{g/kg}$. 77

Bilag III. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tangskudspidser 2005. 78

Bilag IV. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling (*Mytilus edulis*) indsamlet i 2005. 80

Bilag V. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i ammassat indsamlet i juli 2006. 82

Bilag VI. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i plettet havkat indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q) Qaamarujuk august 2005. 83

Bilag VII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i almindelig ulk indsamlet i indre (Indre Q) og ydre (Ydre Q.) Qaamarujuk samt i et referenceområde (Ref.) i den indre del af Perlerfiup kangerlua i august 2005. 84

Bilag VIII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i uvak indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q) Qaamarujuk august 2005. 86

Bilag IX. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejer (*Pandalus borealis*) indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q.) Qaamarujuk samt i et referenceområde (Ref.) ved Qeqertat i august 2005, H+S: hoveder og skaldele. 87

Bilag X. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i marine sedimenter indsamlet i 2005. 88

Bilag XI A. Bundfauna 2005. Artsliste med antallet af individer per station (0,3 m²). 90

Bilag XI B. Bundfauna 2005. Artsliste med vådvægt i g per station (0,3 m²). 96

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

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

Mens minedriften fandt sted var der flere kilder til forurening af miljøet. Ved knusning af malmen og ved transport af koncentratene blev der spredt bly- og zinkholdigt støv til omgivelserne. Dumpe af gråbjerg, dvs. udsprængt materiale med et lavt indhold af bly og zink, var også en kilde til støvspredning, men også til forurening af fjordene med bly og zink. Den største forureningskilde var dog restproduktet, såkaldt "tailings", fra oparbejdningsværket. Dette blev udledt til fjorden Affarlikassaa, hvor det lagde sig på havbunden. Her blev også en gråbjergsdump placeret, da minen lukkede.

Miljøtilstanden i området er siden 1972 blevet undersøgt ved at analysere indholdet af bly og zink i prøver af havvand, sediment, planter og dyr indsamlet i området omkring minen. Der er også udført undersøgelser af sammensætningen af faunaen på bunden af fjordene ved Maarmorilik. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 2005, samt en vurdering af den nuværende miljøtilstand i området. Resultaterne sammenlignes med data indsamlet i perioden 1972 til 2002.

Miljøpåvirkningen ved Maarmorilik 2005

Spredningen 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. Forureningsbelastningen er målt ved at transplantere (flytte) lavplanter fra et uforurenede område til flere steder ved Maarmorilik. Ud fra metalmålingerne i transplanteret lav konkluderer vi, at der er et forhøjet blyindhold i planter fra 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 2005 i området tæt ved Maarmorilik, mens der er en tendens til, at koncentrationen af bly er faldet i den ydre del af Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor.

Forureningen af havvandet er faldet markant efter minevirksomhedens ophør. Der afgives nu kun små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa, mens der stadig afgives zink, dog tydeligt mindre end mens minedriften fandt sted. Indholdet af bly i fjordens bundvand var i 2005 ca. 1.000 gange lavere og indholdet af zink ca. 10 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er

faldet væsentligt i Affarlikassaa samt i Qaamarujuk. I 2002 og 2005 kunne der således ikke påvises forhøjede bly- og zinkværdier i de øvre vandlag af Affarlikassaa.

Brunalger (tang), som vokser i tidevandszonen, optager metaller fra det omgivende vand. De kan derfor anvendes til at måle forureningen af havvandet. Set over hele den del af monitoringsperioden, hvor sammenlignelige data eksisterer (1982-2005), er koncentrationen af bly og zink i tang faldet betydeligt, især efter minens lukning. Koncentrationen af bly er faldet mere end zinkkoncentrationen. I den ydre vestlige del af Perlerfiup Kangerlua og i den indre del af denne fjord er koncentrationen af bly nu tæt på baggrundsværdien.

Blåmuslinger i tidevandszonen optager metaller fra havvandet. De er fastsiddende som tangplanterne og kan derfor bruges til at kortlægge forureningens udbredelse. I blåmuslinger indsamlet i 2005 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup Kangerlua. Tidligere var indholdet af bly i muslingerne i dette område så højt, at lokalbefolkningen blev frarådet at spise blåmuslinger herfra. Resultaterne fra undersøgelserne i 2005 viser, at blyforureningen af blåmuslingerne er faldet væsentligt i dette område. Derfor foreslår vi, at det område, hvorfra det frarådes at spise blåmuslinger, indskrænkes til Affarlikassaa, Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun tæt ved Maarmorilik.

Forureningsbelastningen er også målt ved at transplantere uforurenede blåmuslinger til Maarmorilik-området og undersøge deres optagelse af bly og zink efter mindst et års transplantation. Disse undersøgelser viser, at der stadig er forureningskilder tilbage 15 år efter minedriftens ophør, men forureningen falder stadig og er nu betydeligt lavere, end mens minedriften fandt sted. De seneste resultater tyder på, at belastningen er faldet til 1/10. Undersøgelserne tyder også på, at diffuse kilder (formentlig især støvspreddt bly) nu har større betydning for fjordenes belastning end punktkilder ved Maarmorilik.

Koncentrationen af bly er lav i kød fra plettet havkat, uvak og alm. ulk fanget ved Maarmorilik i 2005. Lever fra plettet havkat og ulk samt benprøver fra ulk er undersøgt for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2005 forhøjede koncentrationer af bly ved Maarmorilik. I løbet af monitoringsperioden (1988-2005) har blykoncentrationen varieret meget fra år til år uden nogen entydig tendens. Værdierne fra 2005 er dog blandt de laveste, der er målt. Derimod fandtes uventet høje koncentrationer af bly i ammassat (lodde) fanget ved Maarmorilik i 2006 - i gennemsnit fandtes 0,5 µg/g vådvægt. Derved overstiges den danske grænseovervågningsværdi (beregnet til konsum) for bly i fisk på 0,3 µg/g vådvægt for ammassat, mens det ikke er tilfældet for ulk, uvak og havkat. Det er uafklaret, om "forureningen" er reel eller skyldes kontaminering af prøven under indsamling. Der bør undersøges prøver i 2007 til afklaring heraf.

I Qaamarujuk er der i 2005 forhøjede koncentrationer af bly i rejer i forhold til referenceområdet. Blykoncentrationen er betydelig højere i rejernes hoved- og skaldele end i rejernes kød. I kødet er koncentrationen af bly lavt i forhold til danske konsumgrænseværdier. Set over hele perio-

den 1988-2005 er koncentrationen af bly faldet, dog mest i begyndelsen af perioden.

Indholdet af bly og zink i sedimenterne i Affarlikassaa er faldet efter minens lukning, men det er dog stadig mange gange højere end det naturlige niveau. I Qaamarujuk steg forureningen de første ca. 8 år efter minens lukning, men siden er den faldet. I Qaamarujuk er blykoncentrationen i dag forhøjet 3-7 gange, mens zinkkoncentrationen er forhøjet 1,2 til 2,3 gange. I fjordområdet ca. 4 km vest for Qaamarujuk, er sedimentet kun svagt påvirket af bly, mens der ikke kan påvises en forhøjelse for zink.

Deponering af tailings fra minen i Maarmorilik i perioden 1973-1990 har markant påvirket bundfaunaen i Affarlikassaa og Indre Qaamarujuk. En undersøgelse af tilstanden i 2005 viser, at det "normale" bundfaunasamfund endnu ikke var genetableret 15 år efter at deponering af tailings var ophørt. Bundfaunaen i det primære tailingsområde, Affarlikassaa, var stadig 15 år efter minens lukning i en økologisk tilstand, der kan betegnes som "Ringe" til "Dårlig". I Indre Qaamarujuk var tilstanden "Moderat" til "Ringe". Til sammenligning har tilstanden i Ydre Qaamarujuk været "God" til "Meget god", mens minedriften fandt sted, ligesom den var i hele området, før minedriften startede. Det er sandsynligt, at påvirkningen af bundfaunaen både skyldes fysiske faktorer (dækning med tailings) og kemiske (giftvirkning af tungmetaller i sedimentet).

Samlet vurdering

Undersøgelserne i 2005 viser, at der i Maarmorilik-området fortsat – 15 år efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede koncentrationer af bly og zink i miljøet. Set over flere år er forureningen dog som helhed faldet markant, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er forurenede med bly og zink, er efterhånden blevet mindre og mindre. Det er nu primært i fjordene Affarlikassaa og Qaamarujuk, der kan spores en påvirkning.

Summary

At Maarmorilik in the municipality of Uummannaq lead and zinc ore was mined from 1973 to 1990 by the mining company Greenex A/S. The ore was primarily found in the mountain called "Black Angel". It was mined at an altitude of about 600 metres above sea level and transported in cable cars across the fjord Affarlikassaa to a processing plant in Maarmorilik. Here a lead and a zinc concentrate were produced and loaded on ships, which transported the concentrates to smelters in Europe.

There were a number of sources of pollution while mining took place. Ore crushing and transport of concentrate created dust that was dispersed in the environment. Waste rock dumps with low contents of lead and zinc were also a dust source, but they also polluted the fjords with lead and zinc. The most important pollutant source, however, were the mine tailings that were discharged into and settled in Affarlikassaa. Here a waste rock dump also was placed, when the mine closed.

Environmental studies have been conducted at the mine since 1972 by monitoring lead and zinc in seawater, sediments and biota in the fjords at Maarmorilik. Studies of the benthic fauna also have been carried out. This report presents the results of environmental studies conducted in 2005 and assesses the state of the environment in the area. The results are compared with data collected from 1972 to 2002.

Environmental impact at Maarmorilik 2005

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 2005, although there is a tendency that the lead concentration has decreased in Outer Qaamarujuk and the area to the west of here.

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 1,000 times and the zinc concentration about 10 times lower in 2002 than in 1988-89. Metal concentrations in surface waters of Affarlikassaa and Qaamarujuk have also declined significantly, and in 2002 and 2005 we did not find elevated lead and zinc concentrations here.

Brown algae in the tidal zone take up metals from the surrounding water and may be used to monitor seawater pollution. Over the monitoring period, where comparable data exists (1982-2005), both the lead and zinc concentration has decreased significantly, especially after mine closure and lead levels have decreased more than zinc levels. In the outer, western and the inner part of Perlerfiup Kangerlua the lead concentration now is close to the baseline level.

Also blue mussels from the tidal zone take up metals from seawater, algae and particles. As they are stationary they may be used to monitor metal pollution. In blue mussels sampled in 2005 lead levels above background are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup Kangerlua. In previous years the lead concentration in blue mussels was so high, that local people were advised not to collect and eat blue mussels from these fjords. But as the studies in 2005 showed that the lead contamination of the blue mussels in the fjords had declined significantly, we now recommend diminishing the area with restrictions to Affarlikassaa, Qaamarujuk and the area just west of here. 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. Elevated zinc levels are found in a smaller area close to Maarmorilik.

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 15 years after mine closure, but the impact is steadily declining and is significantly lower than when mining took place. The most recent studies indicate that the impact has declined to 1/10. They also indicate that diffuse sources (probably primarily metals in dust) now are more important than point sources to the pollution of the fjords.

In muscle tissue from spotted wolffish, Greenland cod and shorthorn sculpin caught at Maarmorilik in 2005 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 2005 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, but the concentrations found in 2005 are among the lowest found. However, unexpected high lead concentrations were found in capelin caught at Maarmorilik in 2006. A mean concentration of 0.5 µg/g wet wt was found, thereby exceeding the Danish residue guideline for lead in fish of 0.3 µg/g. It is unclarified, if this "pollution" is real or could be caused by contamination of the fish when the catch was handled. To clarify this, new samples should be collected in 2007.

In prawns from Qaamarujuk the lead concentration is elevated in 2005. The lead concentration is significantly higher in the heads and shells than in meat. In the meat the lead concentration is low compared to Danish residue guidelines. Since 1988 lead levels in prawns have been clearly declining, but most in the beginning of this period.

Lead and zinc concentrations in the sediments of Affarlikassaa have declined after mine closure, but are still much higher than baseline levels.

In Qaamarujuk the concentrations increased the first 8 years after mine closure, but have since decreased again. Today in Qaamarujuk the lead concentration is elevated 3-7 times and the zinc concentration 1.2 to 2.3 times. In the fjord area c. 4 km west of Qaamarujuk lead in the sediment is only slightly elevated, while zinc is not.

Tailings deposition from the mine has markedly impacted the benthic fauna in Affarlikassaa and Inner Qaamarujuk. A study conducted in 2005 shows that "the normal" benthic society was not re-established 15 years after tailings discharge ceased. In the primary area for tailings deposition, Affarlikassaa, the state of the benthic society could be described as "Poor" to "Bad". In Inner Qaamarujuk the state was "Moderate" to "Poor". In Outer Qaamarujuk the state was "Good" to "High", while mining took place, as it was in most of the whole area before mining started. It is likely that the impact on the benthic fauna is a result of both physical factors (burial in tailings) and chemical (toxic effect of heavy metals in the sediment).

Overall conclusion

The environmental studies conducted in 2005 show that pollution sources still exist at Maarmorilik 15 years after mine closure in 1990. We can still see elevated lead and zinc levels in the environment. 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. It is now primarily in Affarlikassaa and Qaamarujuk, an impact can be seen.

Eqikkaaneq

Uummannap kommuniani Maarmorilimmi 1973-imiit 1990-imut zinkisamik aqerlussamillu piiiassoqarpoq. Pingaartumik "Inngili qernertoq"-mi saffiugassaqarpoq 600 meterillu missaani portutigisumi qaartiterinermi qaartitigaq kangerluk Affarlikassaa qulaallugu allunaasanik aqqu-siaq atorlugu Maarmorilimmi suliarineqarfissaanut assartuisoqarluni. Tassani zink aamma aqerloq akuiarneqareerlutik umiarsuarnut usiler-suullugit Europami aatsitassanik aatitsivinnukaassorneqarput. Saffiugassanik piiianeq taakkuninngalu suliareqqiinneq aatsitassasioqatigiif-fimmit Greenex A/S-imit ingerlanneqarpoq.

Aatsitassarsiorneq ingerlanneqartillugu avatangiisinut mingutitsisinnaa-sunik arlalinnik peqarpoq. Piiakkamik aserorterinermi aammalu akuiakkanik angallassinermi pujoralak aqerlumik zinkimillu akulik ava-tangiisinut siaruarterneqarpoq. Pitsarlukut, tassaasut qaartiterinermi piiakkat sinnikui annikitsumik aqerlumik zinkimillu akullit aamma pu-joralammik siaruarterisuupput kangerlummullu aqerlumik zinkimillu mingutitsillutik. Mingutitsinermulli pisuunerpaq tassaavoq aatsitassap suliarineqareerluni sinnikua "tailings"-imik taaneqartartoq suliareqqii-sarfimmeersoq. Taanna kangerlummot Affarlikassaanut kuutsinneqar-poq immallu naqqanut kivilluni. Aatsitassarsiorfillu matummat pitsar-lukuttaaq tassunga inissinneqarput.

Tamaani avatangiisinut sunniutit 1972-imiilli misissorneqartarput aatsi-tassarsiorfiup eqqaata imaanik, kinnganernik, naasunik uumasunillu ka-tersat qanoq aqerlumik zinkimillu akoqartiginerat misissoqqissaarneqar-tarluni. Misissorneqarputtaaq Maarmoriliup eqqaani kangerluit naqqini uumasut suuneri. Nalunaarusiami uani saqqummiunneqarput 2005-imi misissuinerit ingerlanneqarsimasut inernerit kiisalu tamaani avatangiisit maannakkut pissusiinik nalilersuisoqarluni. Misissuinerup inernerit paa-sissutissanut 1972-imiit 2002-mut katersorneqarsimasunut sanilliunne-qarput.

Maarmorilimmi eqqaanilu 2005-imi avatangiisit sunnerneqarsimanerat

Pujoralak aqerlumik zinkimillu akulik piiiaffigisimasamiit qanoq siam-marsimatiginerat paasiniallugu Maarmoriliup eqqaaniittut orsuaasat snekruslavit katersorneqarput aqerlumik zinkimillu qanoq akoqartigine-rat misissoqqissaarneqarluni. Orsuaasat taakku inuussutissartik silaan-narmiit taamaallaat pisarmassuk pujoralak tassunga tuttoq qanoq anner-tutigisoq taakku misissornerisigut uuttorneqarsinnaavoq. Mingutitsine-rup annertussusia uuttortarneqarpoq orsuaasanik mingutitsinneqanngit-sumiittunik Maarmoriliup eqqaani arlalinnut nuussinikkut . Orsuaasat nuunneqarsimasut saviminissamik qanoq akoqartiginerisa uuttornerati-gut paasineqarpoq orsuaasat Affarlikassaanut Qaamarujummullu nun-neqarsimasut akuat aqerloq qaffariarsimasoq – Perlerfiulli Kangerluata iluatungaani silataatungaani taamaannani. Maarmoriliup qanittuani orsuaasat aqerlumik zinkimillu akoqarnerat allanngoriartorsimanersoq piffissami 1997-imiit 2005-imut erseqqissumik takussutissaqanngilaq, misissukkalli tikkuussipput aqerlup annertussusia Qaamarujuup sila-sinnerusortaani tamatumalu kimmot qanittuani annikilleriarsimasoq.

Imaanik mingutsitsineq paaaviup matuneratigut annikillisimavoq. Pit-sarlukut kiisalu aatsitassap suliarineqareerluni sinnikui ("tailings") Af-farlikassaata qinnguaniittut aqerlumik annikitsun-nguamik tunioraap-put – aatsitassarsiorfiullu ammanerata nalaanut sanilliullugu annikin-ne-rungaatsiartumik zinkimit aamma tunioraasoqarluni. Kangerluup imar-taata naqqani aqerloq 1988-imiit 1989-imut naleqqiullugu 2005-imi 1000-eriaammik annikinneruvoq, zinkilu qulerarteriaatingajammik annikin-nerulluni. Aammalu Affarlikassaani Qaamarujummilu immap qaavata saffiugassaqarnera malunnartumik annikilleriarsimavoq. Affarlikassaani immap qalliup aqerlumik zinkimillu akoqarnerata annertuseriarsimane-ra 2002-mi 2005-imilu uppernarsineqarsinnaasimangilaq.

Immap naasui brunalgit (qeqqussat), tinuttakkami naasartut, immamit avatangiisiminnit saffiugassanik tigooraasarput Taamaattumik immap qanoq mingutsinneqartigisimaneranut uuttuutaasinnaapput Piffissaq misissuiffiusimasoq tamaat isigalugu, paasissutissanik sanilliussuussas-sanik peqarfiusoq (1982-imiit 2005-imut) eqqarsaatigalugu aqerloq zinki-lu qeqqussaniittoq malunnartumik annikilleriarsimavoq, pingaartumik aatsitasarsiorfiup matunerata kingorna tamanna pisimalluni. Aqerlup annertussusia zinkimut naleqqiullugu annikilleriarnersimavoq. Perler-fiup Kangerluata paavata kippasinnerusortaani kangerluullu taassuma qinngorpasinnerusortaani aqerloq akuusoq mingutitsiviusimangitsuni-suulli annertutigingajalluinnalersimavoq.

Uillut tinuttakkamiittut imaq aqputigalugu saffiugassanik tigooraapput. Qeqqussatulli nippussimallutik uninngasuupput taamaattumillu mingut-itsisimanerup qanoq annertutigisumik siaruarsimaneranik nalunaarsui-nermi atorreqarsinnaallutik. Uilluni kangerlunni Affarlikassaani, Qaa-marujummi aamma Perlerfiup Kangerluani 2005-imi katersorneqartuni aqerloq akuusoq annertuneruvoq. Siusinnerusukkut uilluni tamaaniit-tuni aqerloq ima annertutigaaq tamaani najugallit tamaanngaanneersu-nik uilortornissaat nangarsaatigineqarsimalluni. 2005-imi misissuinerit inernerisa takutippaat uilluni tamaaniittuni aqerlumik mingutitsineq malunnartumik annikillisimasoq. Taamaattumik siunnersuutigaarput uillunik nereqqusinnginneq annikillisinneqassasoq taamaallaat Affarli-kasaanut, Qaamarujummut tamatumalu kitinnguanut atuuttunngortil-lugu. Uillut taamaallaat Marmoriliup qanittuaniittut zinkimik akoqar-nerulersimapput.

Qanoq mingutsinneqarsimatiginerat uuttortarneqartarpoq uillut min-gutsinneqarsiman-ngitsut Maarmoriliup eqqaanut nuunnerisigut sivi-kinnerpaamillu nuussinermiit ukiup ataatsip qaangiunnerani aqerlumik zinkimillu qanoq akoqartigilersimanerisa misissorneratigut. Misissuine-rit taakku takutippaat paaaffiup matureernerata kingorna ukiut 15-it qaangiunneranni suli mingutsitsineqartoq, mingutsitsinerli suli annikil-liartorpoq paaanerullu nalaani mingutsitsinermut sanilliullugu annikin-neralaarsuulluni. Inernerit kingulliit paasinarsisippaat mingutitsineq 1/10-limut apparsimasoq. Misissuineritaaq takutippaat mingutsitsissu-tit suminngaanneereri aalajangeruminaatsut (pingaartumik aqerloq pu-joralanngorluni siammarsimagunartoq) mingutsitsinerulersimasut Marmorilimmilu mingutsitsivimmut naleqqiullutik kangerlunni anner-tunerusumik mingutsitsinermut aallaaviulersimallutik.

Qeeqqat, uukkat kanassullu Maarmorilimmi 2005-imi pisaasut nerpiini aqerloq annikitsuinnaavoq. Qeeqqat kanassullu tingui kanassullu saarni

misissorneqarsimapput aqerlumik mingutitsinerup piffissap ingerlane-rani allangoriartornera nalilerniarlugu. 2005-imi taakku tamarmik Maarmorilimmi aqerlumik akoqarnerat nalinginnaasumit qaffasinneru-voq. Piffissami misissuiffiusumi (1988-imiit 2005-imut) aqerloq akuusoq ukiumiit ukiumut allangorarsimavoq ataasiinarmik tikkuusisinnaasu-mik malunnartoqarani. Qaffasissutsilli 2005-iminngaanneersut uuttorne-qarsimasunit annikinnerpaanut ilaapput. Ilimagineqan-ngikkaluar-tumilli ammassanni Maarmorilimmi 2006-imi pisaasuni aqerloq akuusoq qaffasippoq, agguaqatigiissillugu ammassanni nutaani 0,5 µg/g-iulluni. Taamaalilluni danskit aalisakkanik nakkutilliinermi (nerisassanik) am-massanni killissarititaat 0,3 µg/g-iusoq qaangerneqarpoq, kanassunili, ukkani qeeqqanilu taamaannani. Paasineqanngilaq "mingutitsineq" ilu-mut mingutitsinerunersoq imaluunniit misiligutissanik katersuinermi mingutsinneqarsimanersut. Tamanna paasiniarlugu 2007-imi misissui-soqartariaqassaaq.

Sumiiffinnut sanillersuunneqartunut sanilliullugu Qaamarujummi raajat akuat aqerloq 2005-imi qaffasinneruvoq. Aqerloq raajat niaquiniittoq qa-lipaanniitorlu nerpianniittunut sanilliullugu qaffasinnerujussuuvoq. Aqerloq nerpianniittoq danskit nerisassaniittunut killissarititaannut na-leqqiullugu appasippoq. Piffissaq 1988-imiit 2005-imut tamaat isigalugu aqerloq akuusoq annikilleriarsimavoq, pingaartumilli tamanna pisimal-luni piffissaap taassuma aallaqqaataani.

Affarlikassaani kinnganerni aqerloq zinkilu aatsitassarsiorfiup matune-rata kingornagut annikilleriarsimapput, kisiannili mingutitsiviumngit-sumut sanilliullugu sulilaleriarujussuarluni qaffasinnerulluni. Qaama-rujummi mingutitsineq aatsitassarsiorfiup matuneraniit ukiut siulliit ar-fineq pingasut missiliorlugit annertusiartorpoq kingornali appariartor-luni. Qaamarujummi aqerloq akuusoq ullumikkut 3-7-eriaammik qaffa-sinneruvoq, zinkili akuusoq 1,2-miit 2,3-mut qaffasinnerulluni. Kanger-luup ilaani Qaamarujuup kitaani 4 km miss. ungasitsigisumi kinnganerit annikitsuinnarmik aqerlumit sunnigaapput, zinkeqarnerulersimaneranil-li takussutissaqarani.

Marmorilimmi piiavimmit aatsitassap suliarineqareerluni sinnikui (tai-lings-it) piffissami 1973-1990-imut inissitat malunnartumik Affarlikas-saani Qaamarujuullu ilorpasinnerusortaani immap naqqata uumasuinit sunniisimapput. Qanoq inneranik 2005-imi misissuinerup takutippaa, immap naqqani uumasogatigiit pissutsinut "nalinginnaasunut" mingut-sitsisoqanngikkallarnerani pissusaasimasunut uteqqissimanngitsut, naak aatsitassap suliarineqareerluni sinnikuinik (tailings-inik) inissititerineq ukiut 15-it matuma siornagulli unissimagaluartoq. Aatsitassap suliarine-qareerluni sinnikuinik (tailings-inik) inissiisarfimmi pingaarnermi, Af-farlikassaani, immap naqqani uumasut aatsitassarsiorfiup matuneraniit ukiut 15-it qaangiussimagaluartut uumasoqarnikkut inissisimanagera sulil "pitsaavallaanngitsut" "ajortutulluunniit" oqaatigineqarsinnaavoq. Qaamarujuup ilorpasinnerusuani pissutsit "ingasanngillat" "pitsaaval-laratillu". Tamatumunnga sanilliullugu Qaamarujuup paarpasissua aatsitassarsiorneq ingerlagallarmat "pitsaasutut" "pitsaasorujussuuartul-luunniit" oqaatigisariaqarpoq, aatsitassarsiortoqanngikkallarnerani ta-matuma tamarmi pissusiatut illuni. Ilimanarpoq immap naqqata uuma-suinik sunniisimaneq tigussaasunik pissuteqartoq (tailingsinik qalliisi-manikkut) aammalu kemiskimik pissuteqarluni (saffiugassat oqimaatsut toqunartutut kinnganerni sunniisimanerannik).

Ataatsimut naliliineq

2005-imi misissuinerit takutippaat Maarmoriliup eqqaani - aatsitassarsiornerup 1990-imi uninneraniit ukiut 15-it qaangiusimaleraluartut - suli mingutitsisoqartoq, avatangiisini aqerlumik zinkimillu akoqarnerup qafasissup uuttorneqarsinnaaneranik kinguneqartumik. Ukiulli arlallit ingerlaneranni ataatsimut isigalugu malunnartumik mingutitsineq appararsimavoq, pingaartumik aatsitassarsiorfiup 1990-imi matunerata kingorna annikilliartuinnarsimalluni. Massakkut pingaartumik Affarlikassaani Qaamarujummilu sunniisimaneq malugineqarsinnaavoq.

1 Indledning

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 der 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.

Efter opberedning udledtes restprodukterne ("tailings") i 30 m's dybde til Affarlikassaa. Mens 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 restindhold 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. Størstedelen blev anbragt oven på tailings på bunden af Affarlikassaa, mens en mindre del blev placeret på land i et gammelt marmorbrud og derefter overdækket af ren marmor.

Forureningen i området blev løbende undersøgt (overvåget), mens minedriften fandt sted. Overvågningen er fortsat efter minedriftens ophør og omfatter indsamling og analyse af havvand, sediment, tang, muslinger, fisk, rejer og lavplanter for bly og zink. Desuden blev der i 2005 udført en undersøgelse af bundfaunaen i fjordene. Denne rapport omhandler resultaterne fra feltarbejde udført i 2005, og der sammenlignes med tidligere resultater.

2 Indsamling

I august 2005 blev der indsamlet prøver af naturligt forekommende lav ved 26 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 af lav, der var transplanteret til 12 stationer året før (i år 2004) (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.

I august 2005 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1 og 3 i Affarlikassaa samt ved en referencestation syd for Qeqertat (jf. afsnit 4.2, Figur 2.1 og 2.2 samt Bilag II). Indsamlingerne foregik fra havforskningsskibet "Adolf Jensen". Vandet blev pumpet fra den ønskede dybde til skibets dæk gennem en siliconslange, som var det eneste medium, vandprøven har været i forbindelse med. Samtidig filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm polycarbonatfilter. Prøverne blev umiddelbart efter indsamlingen konserveret ved at tilsætte 1 ml superren salpetersyre pr. liter.

I august 2005 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 og nedfrosset i plastposer.

I august 2005 indsamledes blåmuslinger på 22 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup Kangerlua samt ved Qeqertat (jfr. afsnit 4.4, figur 2.1 og 2.2 samt Bilag IV). Ved 7 af disse blev der desuden indsamlet transplanterede blåmuslinger, som året før var hentet fra en uforurennet lokalitet. Vægt og antal muslinger i hver størrelsesgruppe blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

I juli 2006 indsamledes prøver af ammassat (lodde) og i august 2005 af plettet havkat, uvak og almindelig ulk i Qaamarujuk (jf. afsnit 4.5 samt Bilagene V-VII). Indsamlinger til brug som reference blev foretaget i den indre del af Perlerfiup Kangerlua for ulk. Ammassat blev indsamlet som hele fisk, mens der blev taget kød- og leverprøver af havkat og kød-, lever- og benprøver af ulk.

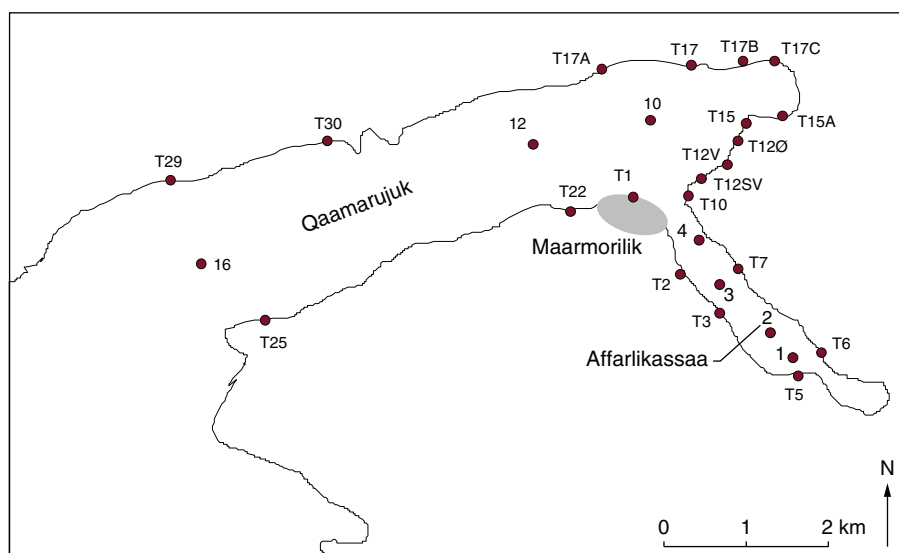
I august 2005 indsamledes prøver af dybhavsreje i to områder af Qaamarujuk, henholdsvis 1-2 km (Indre Qaamarujuk) og 2-5 km (Ydre Qaamarujuk) fra Maarmorilik, og i et referenceområde mellem Qeqertat og Sal-leq (jf. afsnit 4.6, figur 2.1 og 2.2 samt Bilag VIII). Rejerne blev fanget i krabberuser med finmasket net; som agn brugtes blæksprutte og fiskerester. Rejerne blev inddelt i størrelsesklasser, og rejerne i hver klasse blev delt i to prøver, den ene bestående af kødet, den anden af hoved- og skaldelene.

I august 2005 indsamledes prøver af marine sedimenter på 7 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup Kangerlua (jf. afsnit 4.7, Figur 2.1 og 2.2 samt Bilag X). Prøverne blev indsamlet med HAPS bundhenter og blev opskåret i 1 cm skiver, som blev analyseret for bly og zink.

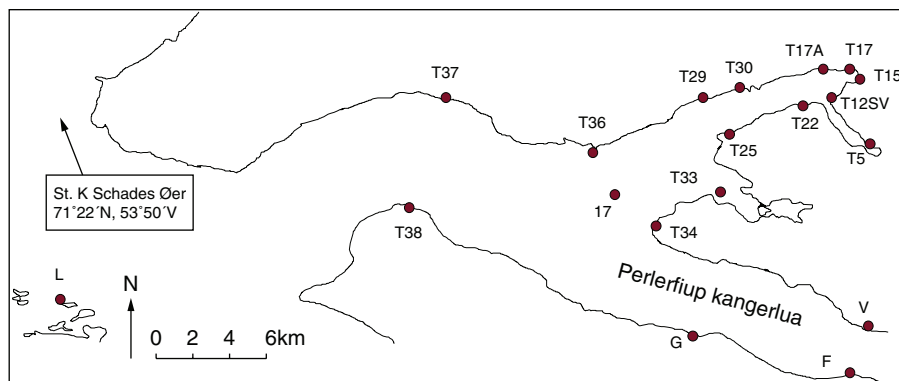
I august 2005 indsamledes kvantitative prøver af bundfaunaen på 16 stationer i Affarlikassaa og Qaamarujuk (jf. afsnit 4.8 samt Bilag X).

Indsamling og præparering af de forskellige prøvetyper blev udført som tidligere år for at sikre, at data kan sammenlignes.

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



Figur 2.2 Stationskort over hele indsamlingsområdet. I nærområdet er kun udvalgte stationer vist (jf. Figur 2.1). Tal angiver stationer med indsamling af vand- og sedimentprøver. Stationer markeret med "T" og et tal, samt stationerne L, G, V, F og K angiver indsamlingslokaliteter for tang, blåmusling og lav.



3 Kemisk analyse og analysekontrol

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 kviksølvdråbe-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.

Ammassat, rejekød, rejehoved + skaller, tang og bløddede af musling blev frysetørret, knust i agatmørtter, og en delprøve af den knuste og homogeniserede prøve blev udtaget til analyse.

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, mens 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 biologiske prøver overførtes til en teflonbeholder, og 4 ml Merck suprapur salpetersyre tilsattes. Derefter blev prøverne nedbrudt under tryk i en mikrobølgeovn af mærket Anton Paar Multiwave 3000. Efter endt destruktion overførtes prøverne til polyethylenflasker med dobbeltionbyttet vand, og målingerne udførtes direkte på disse opløsninger.

Sedimentprøverne blev oplukket i kongevand (salpetersyre og saltsyre) i Berghof teflonbomber.

Zink bestemtes ved flamme atomabsorption på et Perkin Elmer Aanalyt 300 med luft/acetylenflamme og ekstern kalibreringskurve. Samme metode anvendtes for høje blykoncentrationer, mens lave blykoncentrationer bestemtes ved grafitovnsmetoden på et Perkin Elmer Zeeman Aanalyt 800. Standard additionsmetoden anvendtes ved grafitovnsbestemmelserne.

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

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

Detektionsgrænserne for de anvendte analysemetoder er følgende:

Prøve	Bly (Pb)	Zink (Zn)
Havvand	0,01 µg/kg	0,1 µg/kg
Fisk (muskel)	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Fisk (lever og ben)	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Rejekød og hoved + skaller	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Musling	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Tang	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Lav	0,02 µg/g tørstof	0,8 µg/g tørstof
Sediment	0,50 µg/g tørstof	2,0 µg/g tørstof

Analysekvaliteten kontrolleres ved hjælp af certificerede referencematerialer, som jævnligt analyseres sammen med prøverne. De anvendte referencematerialer er Dorm-2, Dolt-3, Tort-2, Mess-XX, Pacs-xx og BCSS-xx.

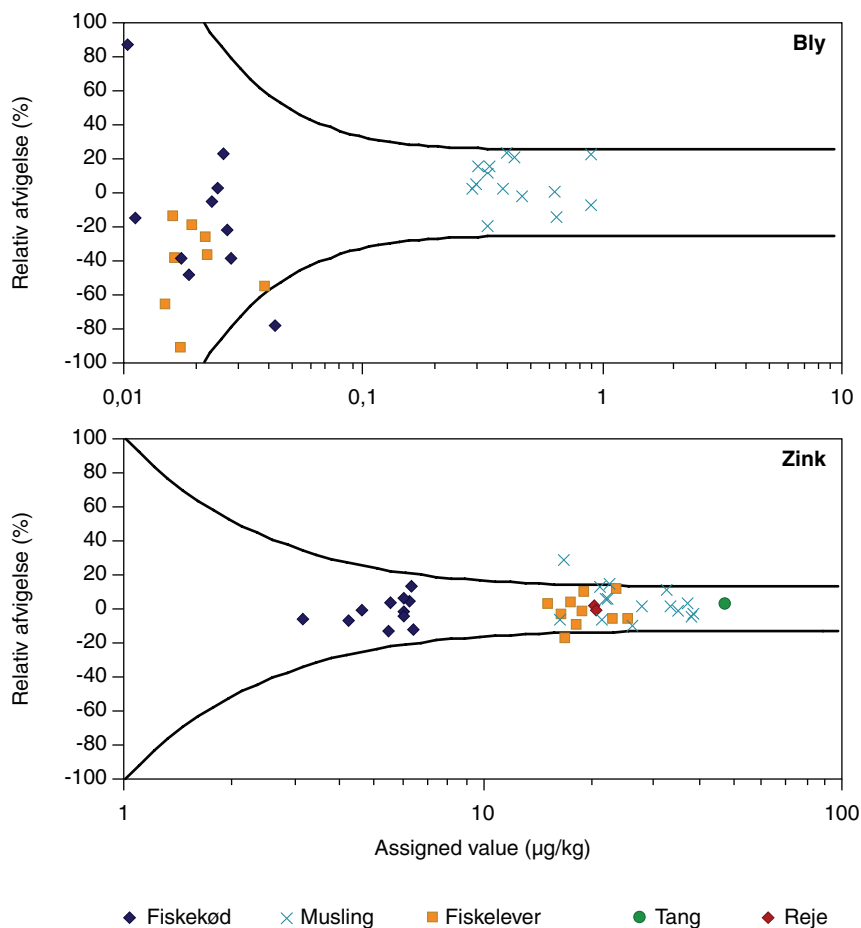
Analyseusikkerheden vurderes bedst ud fra interlaboratorie præstationsprøvninger. I Figur 3.1 ses resultaterne af de seneste års præstationsprøvninger for laboratoriet ved Afdeling for Arktisk Miljø (AM).

Zinkresultaterne for biologisk materiale er næsten alle indenfor $\pm 12,5$ % af den værdi, der af præstationprøvningens 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 µg/g tørstof er usikkerheden, vurderet ud fra laboratorieinterkalibreringer, bedre end 25 % relativt. For koncentrationer lavere end 0,02 µg/g 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.

Som en generel praksis i laboratoriet foretages jævnligt dobbeltbestemmelser af tungmetalkoncentrationen i nogle af prøverne. For tang-, blåmusling- og rejepøver består dobbeltbestemmelsen i bestemmelse af to delprøver af homogenatet, hvorved usikkerheden alene er analyseusikkerhed. For fiskeprøver består dobbeltbestemmelsen af bestemmelse af to udskæringer af samme fiskeprøve, hvorved der foruden en analyseusikkerhed også er en variation som følge af forskelle i det undersøgte væv. For lav er dobbeltbestemmelsen også udført af to ikke homogeniserede prøver, så variationen også afspejler forskelle i prøvematerialet.

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



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

	Antal	Bly (Pb)	Zink (Zn)
Lav	4	15,3 %	17,9 %
Tang	3	3,4 %	1,5 %
Blåmusling	7	2,7 %	2,4 %
Reje	4	11,6 %	-
Fisk	11	17,4 %	-
Sediment	9	5,7 %	7,4 %

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 (lav- og fiskeprøver), 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 bly 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 for tang, fisk og blåmusling, men højere for lav- og rejeprøver (Johansen et al. 2003).

4 Tungmetaller i biologiske prøver og sedimenter

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 2005 er vist i Bilag I.

Ved miljøundersøgelser i området i 1997 (Johansen et al. 1998) fandt vi, at metalkoncentrationerne i naturligt forekommende lav ved en bestemt station var betydeligt højere 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 2005 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 2004 og som er indsamlet i 2005.

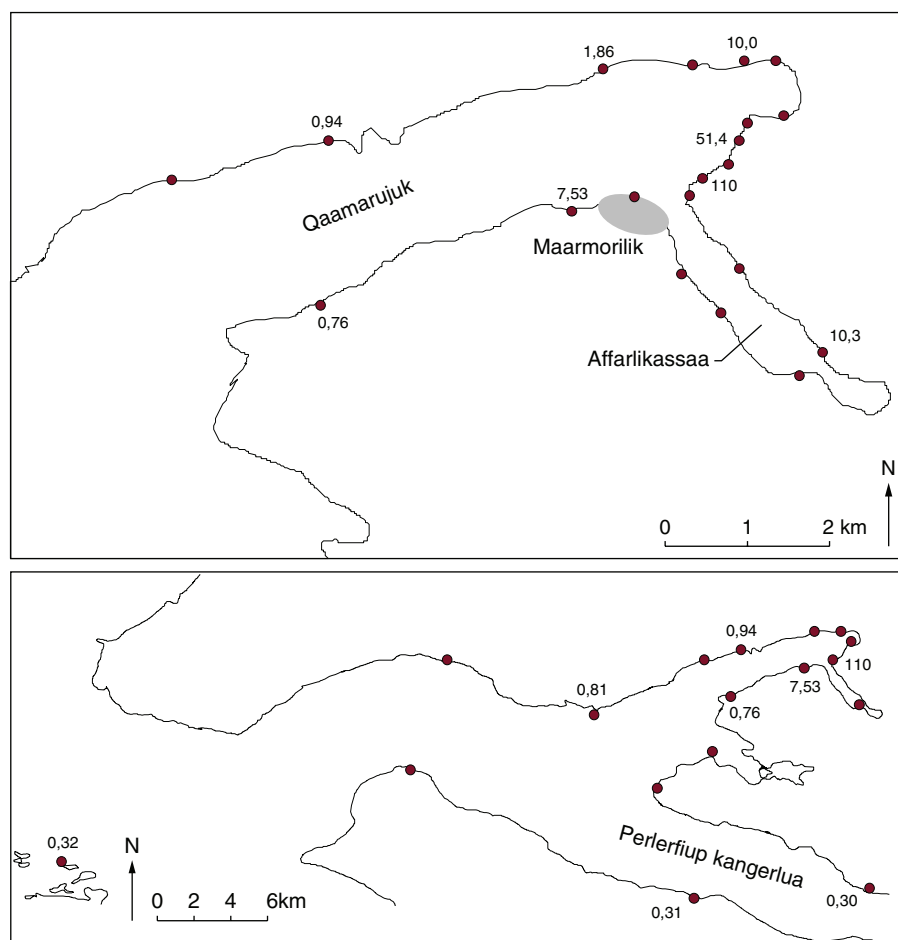
Geografisk fordeling

Figur 4.1.1 viser resultaterne for bly og figur 4.1.2 for zink i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer i 2004. Før transplantationen måltes blykoncentrationen til 0,27 µg/g tørvægt og zinkkoncentrationen til 9,1 µg/g tørvægt. 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.

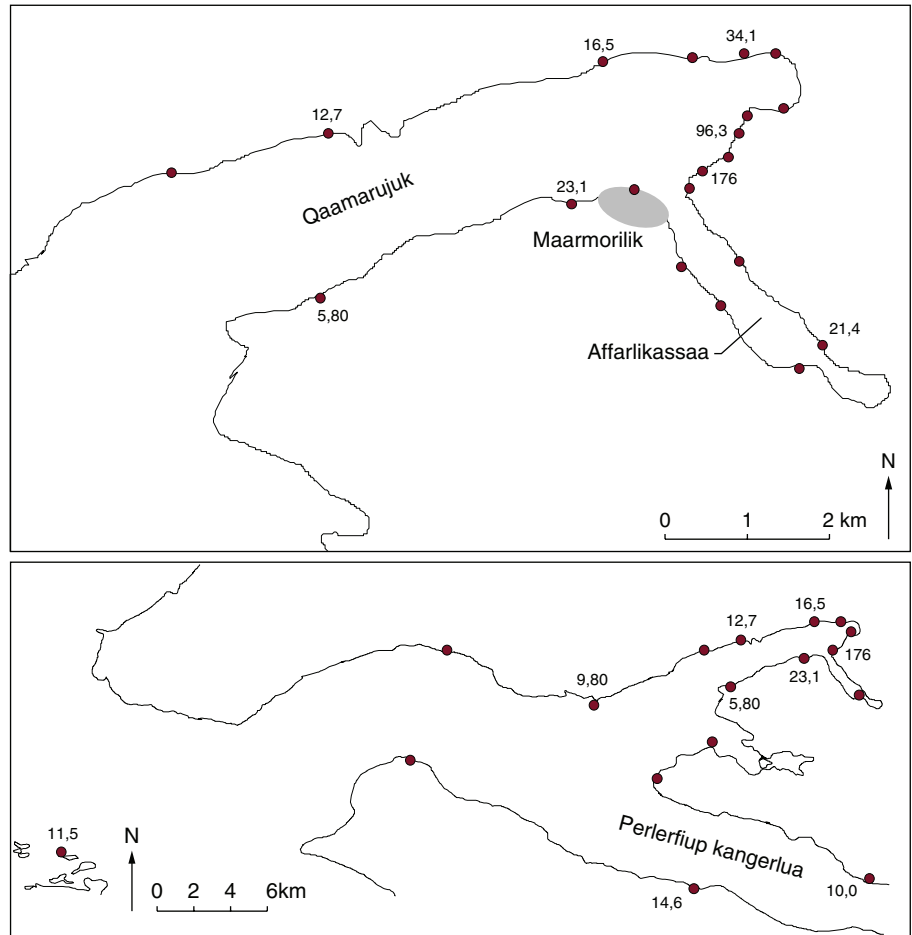
Figur 4.1.3 viser resultaterne for bly og figur 4.1.4 for zink i naturligt forekommende lav i 2005. Det fremgår, at der er forhøjede blyværdier i hele det undersøgte område, mens zinkværdierne er forhøjet i Affarlikassaa og Qaamarujuk. Udenfor dette område er der forhøjede zinkværdier

ved de fleste stationer, men uden noget tydeligt geografisk mønster. Værdierne i naturligt forekommende lav er i 2005 tydeligt højere end i transplanteret lav, hvilket bekræfter, at bly og zink i lavplanterne udskilles meget langsomt, hvis overhovedet.

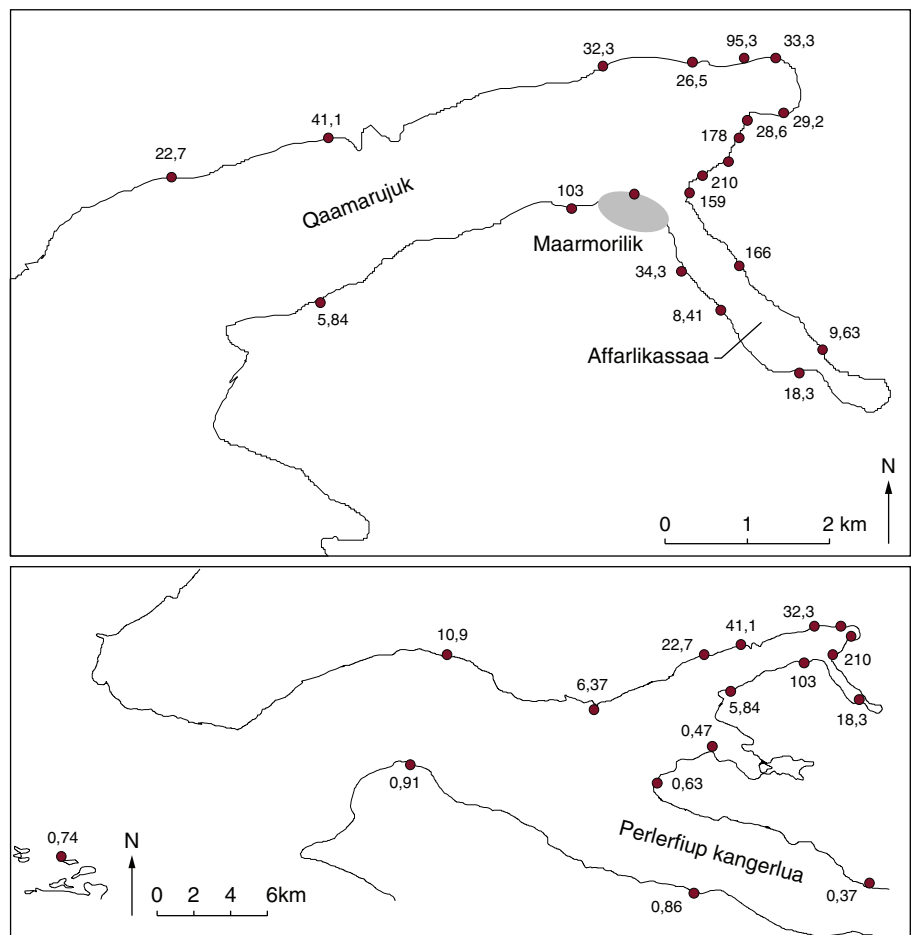
Figur 4.1.1 Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 2005 transplanteret fra Schades Øer 2004 (blykoncentration = $0,27 \mu\text{g/g}$, se tekst og figur 2.2). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



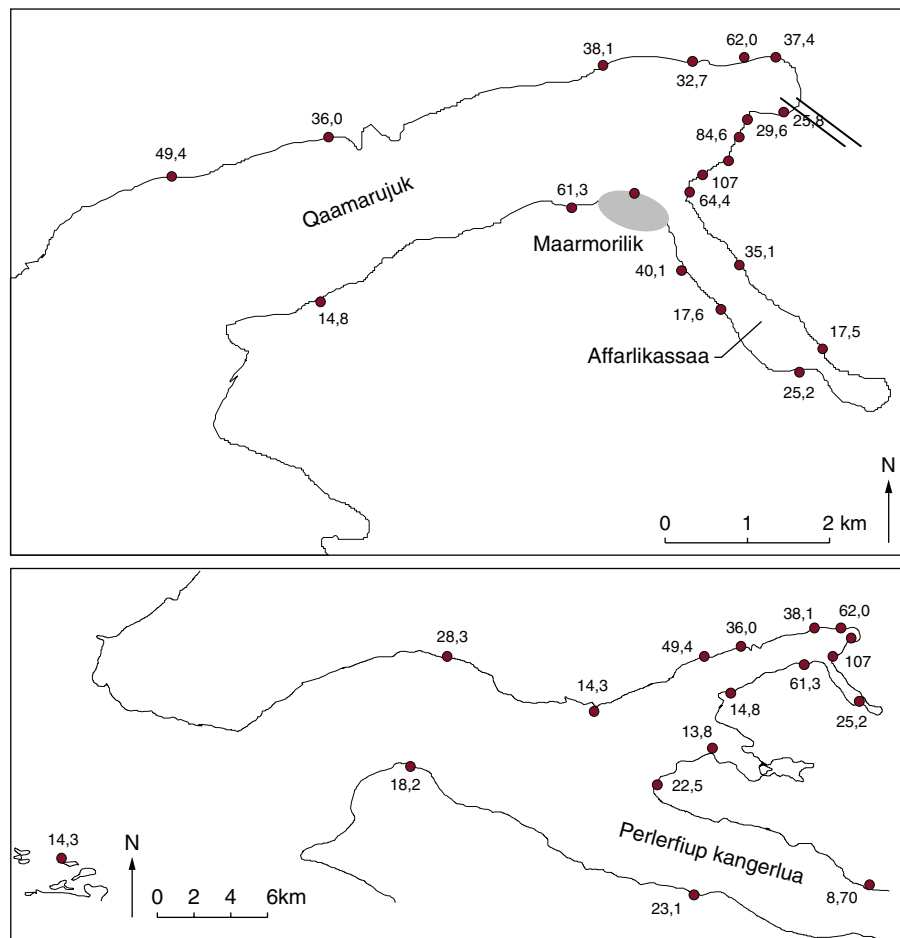
Figur 4.1.2 Zinkkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 2005 transplanteret fra Schades Øer 2004 (zinkkoncentration = 9,10 $\mu\text{g/g}$, se tekst og figur 2.2). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Figur 4.1.3 Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i naturligt forekommende lav i 2005. Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Figur 4.1.4 Zinkkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i naturligt forekommende lav i 2005. Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Tidsudvikling

Tabel 4.1.1 viser bly- og zinkkoncentrationen i lav, som har været transplanteret til fjordene ved Maarmorilik i ét år (i 2002 dog i 2 år) siden 1997. Både bly- og zinkværdierne i transplanteret lav er meget variable fra år til år, hvilket formentlig skyldes forskelle i mængde af og metal-koncentration i de partikler, som spredes gennem atmosfæren og afsættes på eller optages af lavplanterne. Der er dog en tendens til, at blykoncentrationen i 2005 er faldet i den ydre del af Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor, mens der ikke er nogen tendens til ændringer for zink, ligesom der ikke er tydelige ændringer i bly- og zinkværdierne i området tæt ved Maarmorilik.

Tabel 4.1.1 Metalkoncentration ($\mu\text{g/g}$) tørvægt i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer året før; værdier fra 2002 dog efter 2 års transplantation.

Lav Station	Bly (Pb)				Zink (Zn)			
	1997	1999	2002	2005	1997	1999	2002	2005
L	0,35	0,26	0,38	0,32	6,88	10,6	10,9	11,5
V	0,63	0,32	0,35	0,30	10,1	6,57	15,8	10,0
G	0,23	0,32	0,53	0,31	14,3	16,9	13,5	14,6
T6	3,23	1,09	2,42	10,3	16,2	14,5	22,2	21,4
T12SV	89,2	27,9	80,4	110	146	79,5	51,1	176
T12Ø	18,2	16,4	17,3	51	35,8	61,4	29,7	96,3
T17A	3,91	4,28	5,01	1,86	19,1	22,6	17,7	16,5
T17B	7,68	11,4	19,8	10,0	19,0	72,6	28,6	34,1
T22	7,62	4,03	35,6	7,53	21,0	21,3	40,2	23,1
T25	1,89	1,75	1,34	0,76	13,7	18,7	14,4	5,80
T30	2,93	2,80	2,33	0,94	16,6	18,5	11,4	12,7
T36	2,12	1,28	1,98	0,81	14,1	18,7	10,1	9,80

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 2005 i området tæt ved Maarmorik, mens der er en tendens til, at blykoncentrationen er faldet i den ydre del af Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor.

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, 2001, 2003 og 2004 blev havvandet dog ikke undersøgt.

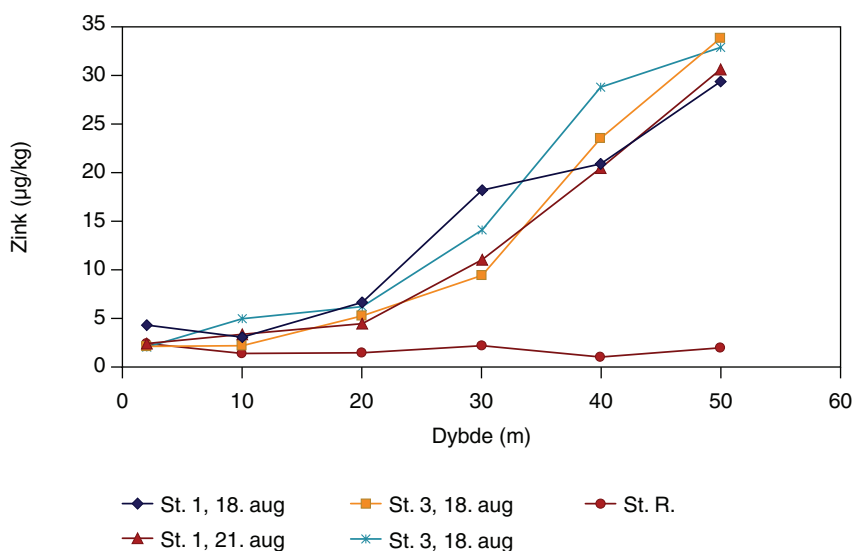
Mens produktionen fandt sted, udledtes tailings i ca. 30 m's dybde i Affarlikassaa. Indholdet af opløselige metalforbindelser i tailings bevirkede en kraftig forurening af bundvandet (dybere end 25 m) i Affarlikassaa. Fra bundvandet spredte forureningen med bly og zink sig videre ud i de nærmest liggende fjorde.

Efter minedriftens ophør i 1990 styres tungmetalforureningen af Affarlikassaa dels af, hvor hurtigt den "gamle forurening" skylles ud, og dels af hvor meget der adsorberes på eller opløses fra sedimenter på fjordens bund, samt eventuelle andre kilder. 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 3 i Affarlikassaa 18. august og 21. august 2005 samt fra en referencestation ved Qeqertat nær station L. Resultaterne for disse analyser findes i bilag II og er afbildet i figur 4.2.1. og 4.2.2.

Metalprofiler

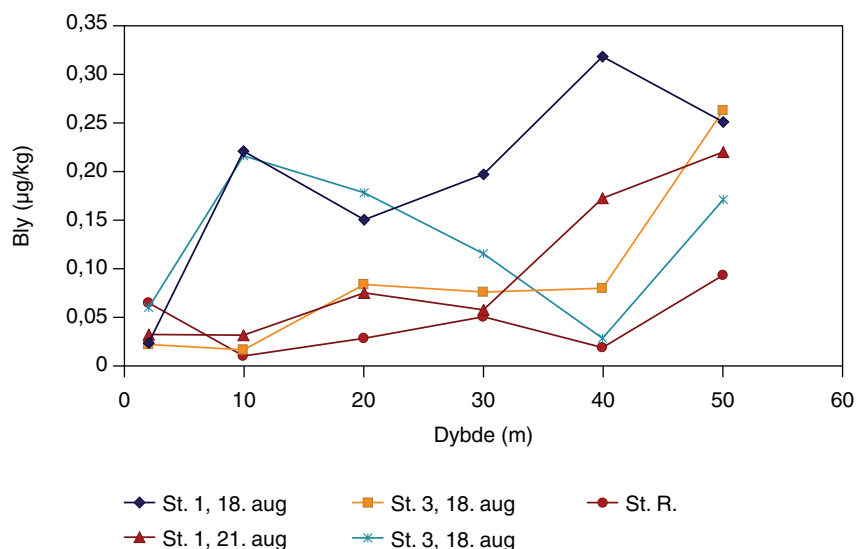
I figur 4.2.1 er zinkkoncentrationen plottet mod dybden. Tidligere undersøgelser (Møller 1984) har vist, at Affarlikassaa på denne årstid har et springlag i ca. 25 meters dybde, hvilket er fjordens tærskeldybde. Over springlaget var zinkkoncentrationen ved undersøgelsen i 2005 svagt forhøjet i forhold til, hvad der fandtes på referencestationen. Under springlaget var zinkkoncentrationen stort set den samme på begge stationer og datoer, i middel 22,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ med en karakteristisk gradient stigende fra springlaget mod bunden.

Figur 4.2.1 Zinkkoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i Affarlikassaa og referencestationen (R) 2005 afbildet som funktion af dybden i meter.



Dette viser, i lighed med hvad der fandtes ved tidligere undersøgelser, at det på bunden af fjorden deponerede affald stadig afgiver zink til det overliggende vand. Dette er ikke nær så tydeligt for bly. Figur 4.2.2 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 under det dobbelte af overfladevandet. Da koncentrationerne i 2005 i modsætning til i 2002 var højere i overfladevandet i Affarlikassaa sammenlignet med referencestationen, må det nu konstateres, at der igen kan måles tilførsel af bly til overfladevandet i Affarlikassaa. To gange tidligere siden minens start, i 2000 og 2002, har der ikke været nogen påviselig påvirkning med bly i overfladevandet. I årene før fandtes en tilførsel af bly til overfladevandet, som ikke kunne forklares alene ved tilførsel fra bunden af Affarlikassaa. Dette er til dels også tilfældet i 2005, se senere.

Figur 4.2.2 Blykoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i Affarlikassaa og referencestationen (R) 2005 afbildet som funktion af dybden i meter.



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 uforurenede og lavt forurenede havvand. Specielt bly har givet problemer. Det må formodes, at disse problemer er de samme for Affarlikassaa og for referencestationen. Det er derfor ikke de absolutte koncentrationer, der er afgørende for, om vandet kan siges at være forurenede, men alene forskellen mellem stationerne og referencestationen. I 2005 var blyindholdet ved referencestationen tydeligt lavere end i Affarlikassaa (figur 4.2.2).

Blykoncentrationen i 0-2 meters dybde i Affarlikassaa er på samme niveau som i overfladen ved referencestationen. Overfladevandet i Affarlikassaa kan altså ikke påvises at være blyforurenede. Vandet i alle andre dybder har derimod blykoncentrationer, der er højere end referencestationen, jo dybere jo højere, men med store relative variationer. Dette peger umiddelbart på, at bunden af Affarlikassaa er kilden til en blytilførsel til vandet i Affarlikassaa. Som det vises senere, er dette måske ikke tilfældet for de øvre vandlag, idet zinkindholdet i disse så ville have været højere.

Tidsudvikling

I perioden 1975-2005 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 forurenede med bly og zink, over springlaget var koncentrationerne væsentlig lavere. I tabel 4.2.1 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_{Zn} og v_{Pb} , er beregnet som middelværdiens standardafvigelse divideret med middelværdien.

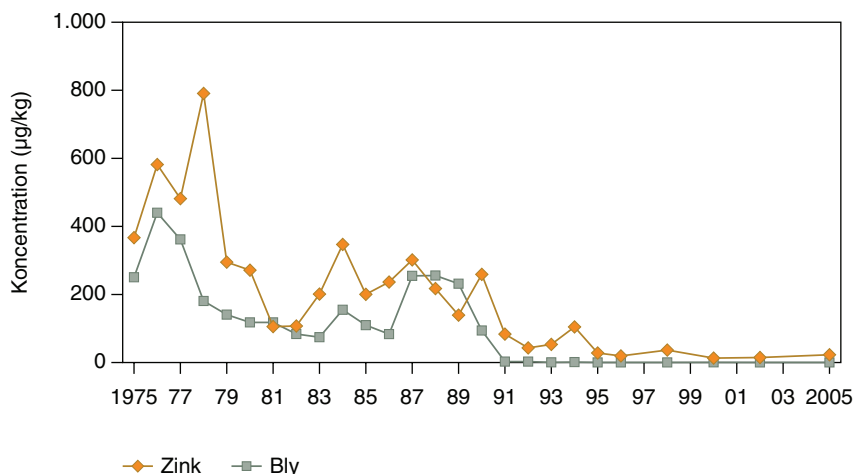
Tabel 4.2.1 Middelkoncentration af zink og bly ($\mu\text{g}/\text{kg}$) og variationskoefficienten ($v\text{Zn}$, $v\text{Pb}$) i bund- og overfladevand i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer.

Havvand År	Bundvand				Overfladevand			
	Zink (Zn)	$v\text{Zn}$	Bly (Pb)	$v\text{Pb}$	Zink (Zn)	$v\text{Zn}$	Bly 8Pb)	$v\text{Pb}$
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
2005	21,05	0,40	0,11	0,91	2,17	0,79	0,06	1,42

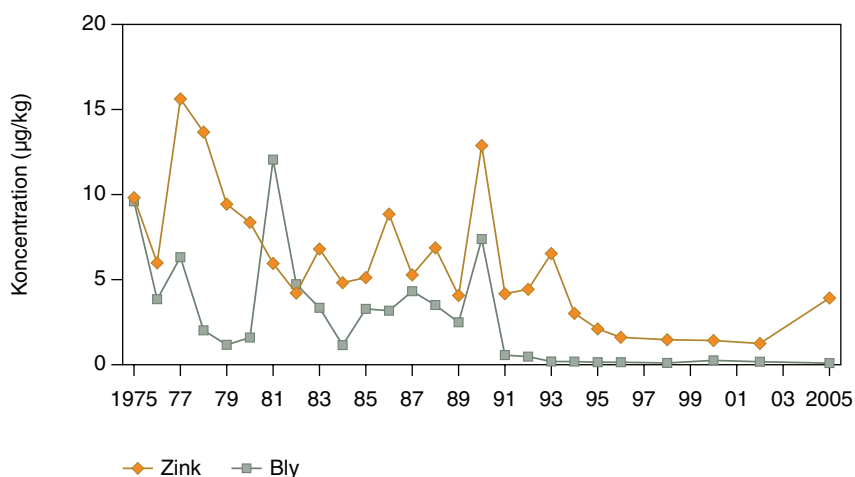
Resultaterne for bundvandet er afbildet i figur 4.2.3. Allerede ved undersøgelsen i 1990 var blyindholdet faldet noget i forhold til de tre foregående år, mens zinkindholdet var steget, formentlig som følge af gråbjergsdumpning, der vides at forårsage en zinkopløsning, der er ca. 12 gange så stor som blyopløsningen (Asmund 1992). Efter 1990 er det karakteristisk, at blyindholdet i bundvandet er faldet drastisk, det er ca. 1.000 gange lavere i 1995 til 2005 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 2005 kun ca. 10 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly. Man kan ikke af data se, at zinkkoncentrationerne i Affarlikassaa i de sidste 10 år er faldende. I 2005 var koncentrationen højere end i 1996, 2000, og 2002. Set over hele perioden 1990 til nu er den dog tydeligt faldende, men det må formodes at bundvandet i Affarlikassaa i årtier stadig vil have en zinkkoncentration, som er betydeligt højere end uforurennet havvand.

Mens 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 4.2.4.

Figur 4.2.3 Middelkoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af bly og zink i bundvandet fra Affarlikassaa om efteråret.



Figur 4.2.4 Middelkoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) af bly og zink i overfladevandet fra Affarlikassaa om efteråret.



Det er tydeligt, at blyindholdet i overfladevandet i Affarlikassaa været meget lavt efter minens lukning, mens zinkindholdet ikke er faldet til så lave værdier som bly. I 2005 var zinkforureningen af overfladevandet højere, end den har været i de seneste år. Dette kan næsten kun skyldes mindre vandudveksling mellem Affarlikassaa og Qaamarujuk.

I tabel 4.2.2 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 4.2.2 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 angivet 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).

Tabel 4.2.2 Zink/blyforhold i Affarlikassaa, og dets 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	-18,20			
2002	79,77	1,16	22,22	1,49	0,007	
2005	194	1,40	37	1,67	0,06	Pb ?

* $\exp \sqrt{(\ln(1+vZn))^2 + (\ln(1+vPb))^2}$ vZn og vPb: se Tabel 4.2.1.

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.

Fra 1991 til 1999 tegnede der sig det interessante billede, at overfladevandets blyindhold ikke kunne forklares alene ved opblanding af bundvand, da dets blyindhold var for lavt. Der var altså andre kilder, der var dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minens lukning. Disse kunne være gråbjergsdumpe, støvspredd bly eller udsivninger fra Maarmorilik. Undersøgelserne viste ikke hvilken af disse, der var 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 4.2.2 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 i 2002 som naturligt. Ved den seneste undersøgelse i 2005 er der målt en, ganske vist lille, forhøjelse af blyindholdet i dybderne 10 til 50 meter. Den statistiske bearbejdning (sidste linie i tabel 4.2.2) udelukker ikke, at forhøjelsen i 10 m og 20 m skyldes opblanding af bundvand.

Set som helhed må det dog konkluderes, at efter minens lukning skyldes blyforureningen af havvandet, som er lav, primært andre kilder end affaldet på bunden af Affarlikassaa. Zinkforureningen af havvandet kan derimod forklares alene ved zinkafgivelse fra bunden af Affarlikassaa.

4.3 Tang

Skudspidser af tangprøver indsamlet i 2005 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*). 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 2005.

Geografisk fordeling

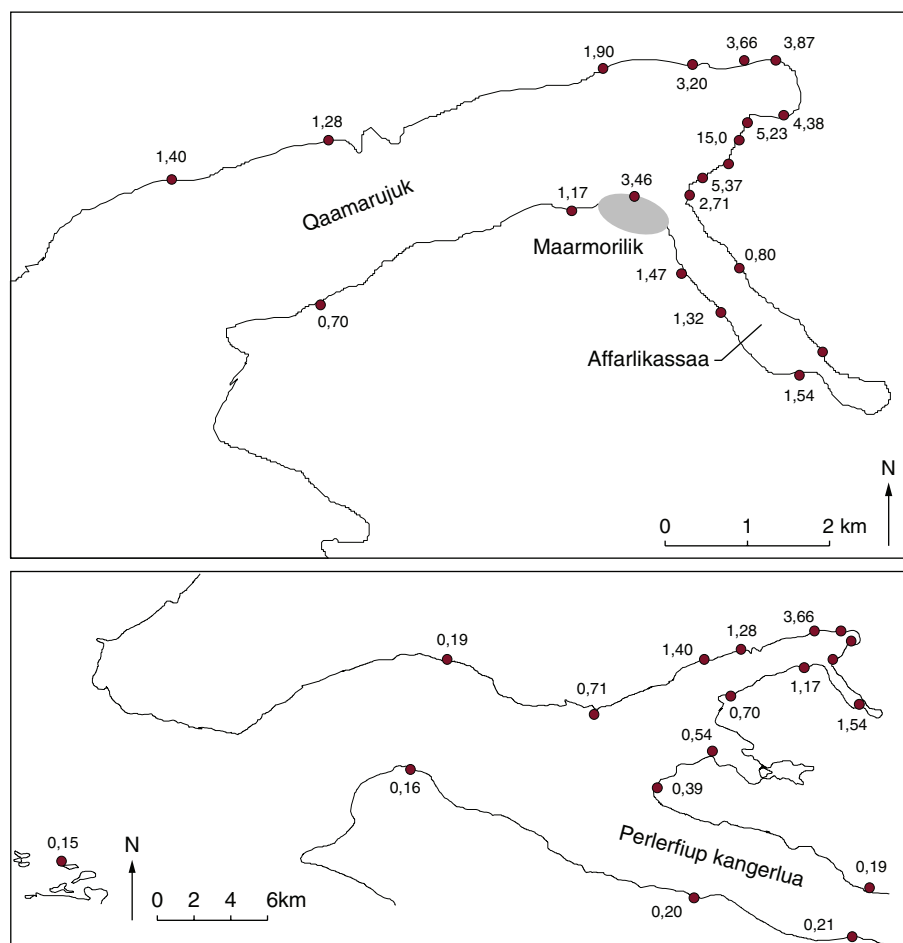
I tabel 4.3.1 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for de stationer, hvor der blev indsamlet prøver i 2005. Estimerterne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. ovenfor). Den geografiske fordeling for bly og zink er ligeledes afbildet i figurerne 4.3.1 til 4.3.2.

Der er forhøjede værdier af bly og zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og umiddelbart vest for dette område i Perlerfiup Kangerlua med højeste værdier på nordsiden af Qaamarujuk og den østlige del af Perlerfiup Kangerlua. I den ydre, vestlige del af Perlerfiup Kangerlua og i den indre del af denne fjord er bly- og zinkniveauet kun lidt forhøjet. 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 4.3.2). De højeste blyværdier findes ligeledes i dette område (figur 4.3.1). Det er bemærkelsesværdigt, at blyniveauet i dag er mere ensartet i den ydre del af Qaamarujuk og i området vest herfor, end mens minedriften fandt sted (se figur 4.3.3). Det kunne tyde på, at punktkilder ved Maarmorilik har fået en mindre betydning, mens diffuse kilder (formentlig især støvspreddt bly) har fået en større.

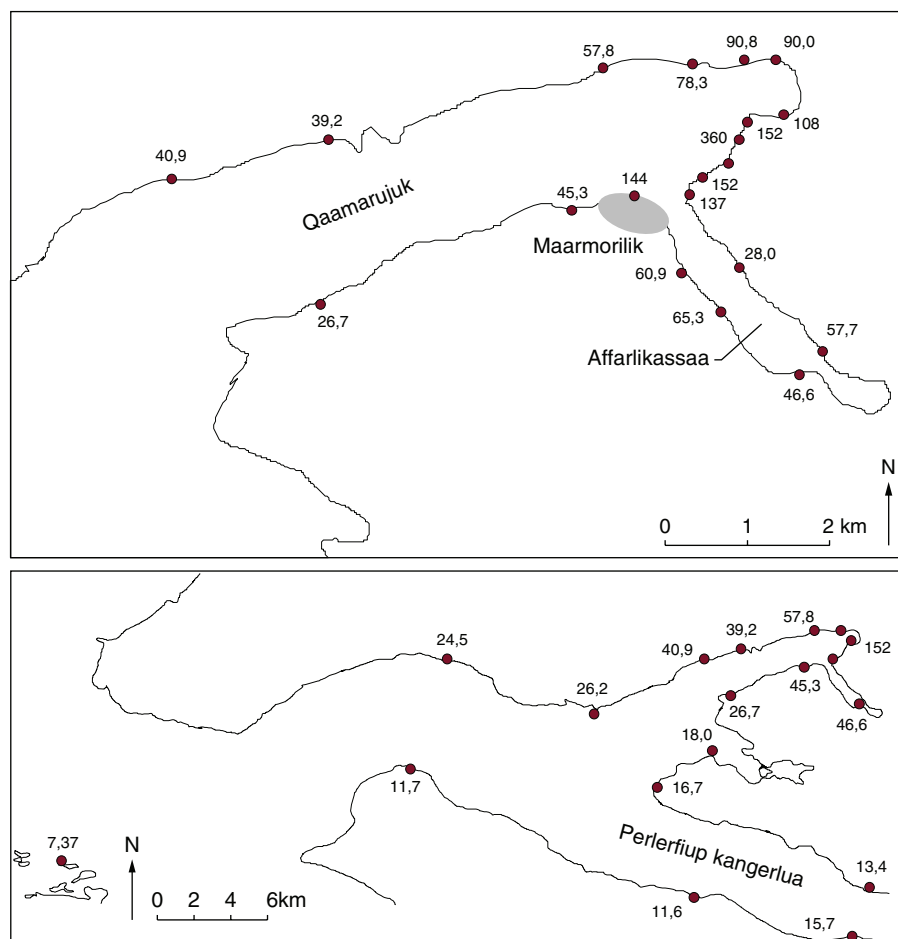
Tabel 4.3.1 Estimerede bly- og zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af blæretang (*Fucus vesiculosus*) 2005. Analyseresultaterne for bly i langfrugtet klørtang (*F. distichus*) er omregnet til blæretang, jf. teksten. Beliggenheden af stationer undersøgt i 2005 ses på figur 2.1 og 2.2.

Tang			Tang		
Station	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Station	Bly (Pb)	Zink (Zn)
F	0,21	15,7	G	0,20	11,6
L	0,15	7,37	V	0,19	13,4
T1	3,46	144	T2	1,47	60,9
T3	1,32	65,3	T5	1,54	46,6
T7	0,80	28,0	T10	2,71	137
T12Ø	15,0	360	T12SV	5,37	152
T15	5,23	152	T15A	4,38	108
T17	3,20	78,3	T17A	1,90	57,8
T17B	3,66	90,8	T17C	3,87	90,0
T22	1,17	45,3	T25	0,70	26,7
T29	1,40	40,9	T30	1,28	39,2
T33	0,54	18,0	T34	0,39	16,7
T36	0,71	26,2	T37	0,19	24,5
T38	0,16	11,7			

Figur 4.3.1 Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tang fra 2005.



Figur 4.3.2 Zinkkoncentration (μg tørstof) i tang fra 2005.



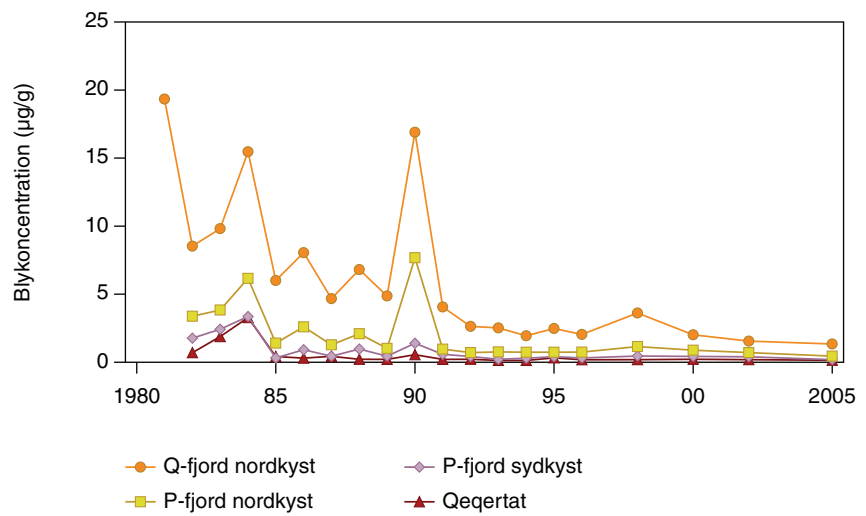
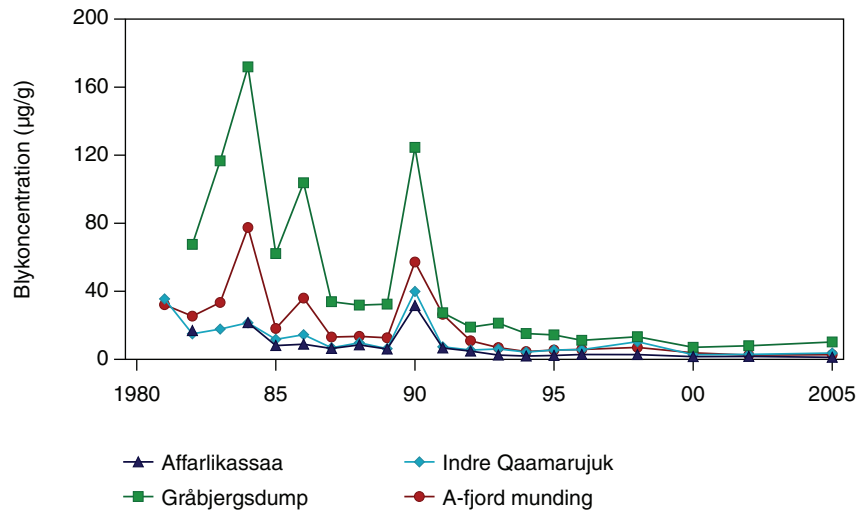
Tidsudvikling

Tang har været indsamlet og analyseret for bly og zink siden 1972. Systematiske undersøgelser, som kan belyse ændringer i forureningsniveauet i tang, er dog først gennemført siden 1982. Der er derfor kun benyttet data fra perioden 1982 til 2005 til vurdering af tidsudviklingen i det følgende afsnit. Det skal dog nævnes, at undersøgelser udført før 1982 viste, at bly- og zinkindholdet i tang steg kraftigt umiddelbart efter minedriften startede og hurtigt nåede et niveau, der svarer til, hvad der fandtes i perioden 1982 til 1990 (Anon. 1988).

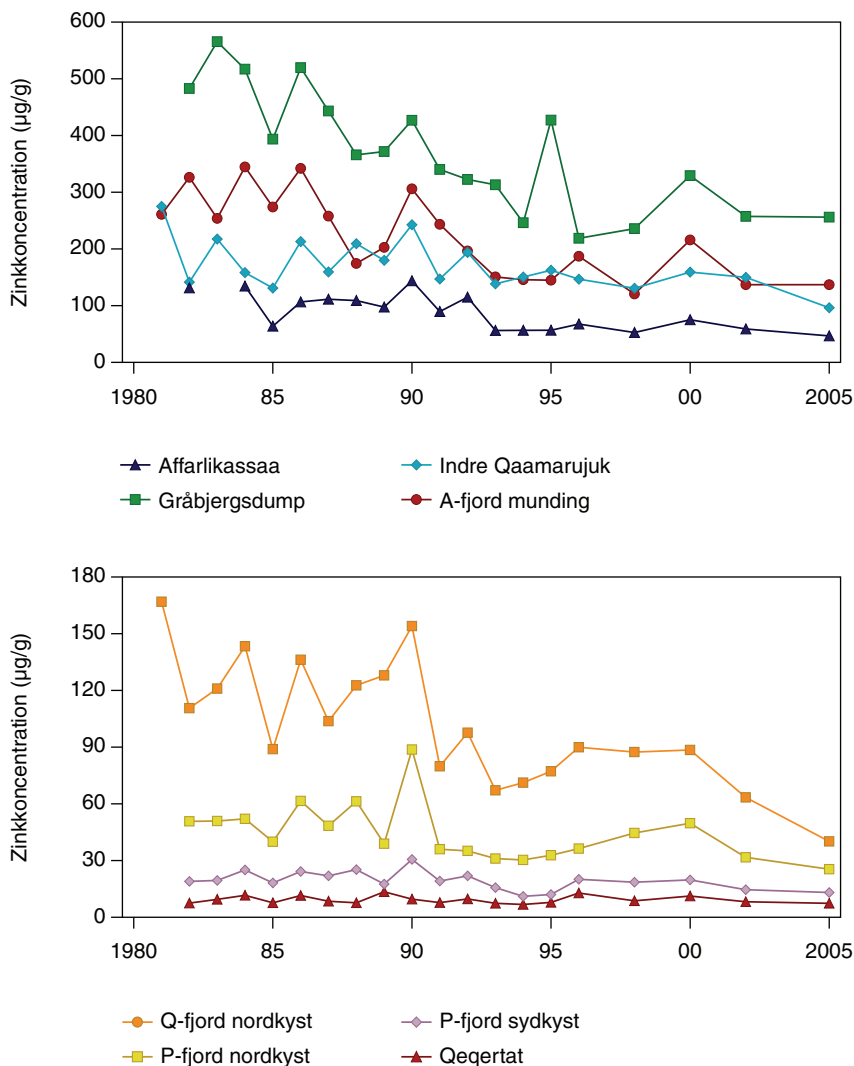
Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationerne i tang er vist på figur 4.3.3 og 4.3.4 for følgende områder:

- Nærmest minen (Gl. Gråbjergsdump): St. T12Ø og T12V
- Syd for minen (A-fjordmunding): St. T10
- Affarikassaa Fjord (Affarikassaa): 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 4.3.3 Tidsudvikling i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i områder tæt på minen (øverst) og længere væk fra minen (nederst).



Figur 4.3.4 Tidsudvikling i zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i områder tæt på minen (øverst) og længere væk fra minen (nederst).



Tidsudviklingen for alle stationer med en tidsrække på 9 eller flere år er desuden underlagt en statistisk analyse (tabel 4.3.2 og 4.3.3). De anvendte statistiske analysemetoder er Spearman-korrelation, lineær regressionsanalyse og ICES's tidstrend analysemetode. 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 årlig ændring på 5 % med et signifikansniveau 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-blyforholdet var væsentligt større end 1 (ca. 10), og det sidst behandlede malm afgav zink og bly i et forhold væsentligt under 1. 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 den sidste malm, der blev udvundet. Ved de statistiske analyser er året 1990 derfor ikke medtaget.

Tabel 4.3.2 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i tang på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES testmetode er angivet signifikansen af Spearman korrelationskoefficienten. Desuden er den årlige ændring i blykoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Station/År	ICES-metode			Power	Spearman-korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2005)
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt				
St. L, 1982-2005	Sign.	Sign.	Sign.	65 %	Sign.	-9 %	-2 %
T1, 1987-2005	Sign.	Sign.	-	75 %	Sign.	-11 %	-11 %
T2, 1985-2005	Sign.	Sign.	Sign.	99 %	Sign.	-11 %	-12 %
T3, 1984-2005	Sign.	Sign.	Sign.	95 %	Sign.	-12 %	-11 %
T5, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	83 %	Sign.	-10 %	-11 %
T7, 1988-2005	Sign.	Sign.	Sign.	55 %	Sign.	-11 %	-8 %
T10, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	75 %	Sign.	-12 %	-12 %
T12Ø, 1983-2005	Sign.	Sign.	-	52 %	Sign.	-12 %	-6 %
T15, 1986-2005	-	Sign.	-	30 %	Sign.	-7 %	-7 %
T15A, 1986-2005	-	Sign.	-	23 %	Sign.	-5 %	-4 %
T17, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	86 %	Sign.	-9 %	-5 %
T17A, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	60 %	Sign.	-9 %	-6 %
T17B, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	62 %	Sign.	-5 %	-6 %
T17C, 1986-2005	-	-	-	29 %	-	-4 %	-4 %
T22, 1986-2005	Sign.	Sign.	Sign.	85 %	Sign.	-12 %	-8 %
T25, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	90 %	Sign.	-11 %	-7 %
T29, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	94 %	Sign.	-10 %	-5 %
T30, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	90 %	Sign.	-10 %	-6 %
T36, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	72 %	Sign.	-8 %	-1 %
T37, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	54 %	Sign.	-11 %	-6 %
T38, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	41 %	Sign.	-9 %	-3 %
St. F, 1988-2005	Sign.	-	Sign.	15 %	-	-5 %	-2 %
St. G, 1988-2005	Sign.	Sign.	-	40 %	-	-5 %	-2 %
St. V, 1988-2005	-	-	-	33 %	-	-4 %	-4 %

ICES-metode: *Systematisk mellemårseffekt*: Sign. angiver signifikans på 5 % niveau, ellers angivet som -. Metoden tester, om en udglattet kurve (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af tidsforløbet set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: Sign. angiver signifikans (på 5 % niveau) faldende tendens. Metoden tester, om en ret linie giver en forbedret beskrivelse set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at der er en ændring gennem årene og såfremt at den ikke-lineære effekt ikke er signifikant, at denne ændring kan beskrives ved en ret linie. *Ikke-lineær effekt*: Sign. angiver signifikans på 5 % niveauet. Metoden tester, om en ikke-lineær beskrivelse (glidende tre-års gennemsnit) 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 signifikansniveau på 5 %. Spearman-korrelation: Sign. angiver signifikant korrelation på 5 % niveauet. En ikke-parametrisk test, som tester i hvor høj grad koncentrationer og år følges ad.

Tabel 4.3.3 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i tang på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES testmetode er angivet signifikansen af Spearman korrelationskoefficient. Desuden er den årlige ændring i zink-koncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Tang – Zink	ICES-metode			Power	Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2005)
	Syste-matisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt				
Station/År							
St. L, 1982-2005	-	-	-	99 %	-	0 %	0 %
T1, 1987-2005	Sign.	Sign.	-	94 %	Sign.	-4 %	-3 %
T2, 1985-2005	Sign.	Sign.	Sign.	96 %	Sign.	-5 %	-3 %
T3, 1984-2005	-	Sign.	-	75 %	Sign.	-4 %	-3 %
T5, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	95 %	Sign.	-5 %	-2 %
T7, 1988-2005	-	Sign.	-	44 %	Sign.	-6 %	-6 %
T10, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	~100 %	Sign.	-4 %	-2 %
T12Ø, 1983-2005	Sign.	Sign.	-	99 %	Sign.	-3 %	0 %
T15, 1986-2005	-	Sign.	-	86 %	Sign.	-3 %	-3 %
T15A, 1986-2005	-	Sign.	-	82 %	-	-3 %	-2 %
T17, 1981-2005	-	Sign.	-	97 %	Sign.	-3 %	-4 %
T17A, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	97 %	Sign.	-4 %	-4 %
T17B, 1986-2005	-	-	-	81 %	-	-2 %	-2 %
T17C, 1986-2005	-	Sign.	-	95 %	Sign.	-2 %	-1 %
T22, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	96 %	Sign.	-5 %	-4 %
T25, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	98 %	Sign.	-4 %	-5 %
T29, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	~100 %	Sign.	-4 %	-3 %
T30, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	~100 %	Sign.	-4 %	-3 %
T36, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	~100 %	Sign.	-3 %	-2 %
T37, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	~100 %	Sign.	-3 %	-1 %
T38, 1982-2005	Sign.	-	Sign.	99 %	-	-1 %	0 %
St. F, 1988-2005	-	-	-	21 %	-	-2 %	-1 %
St. G, 1988-2005	-	-	-	79 %	-	-2 %	-1 %
St. V, 1988-2005	Sign.	Sign.	-	76 %	-	-3 %	-3 %

Se forklaring af ICES-metode under Tabel 4.3.2.

I området som helhed er blykoncentrationen i tang i 2005 på samme niveau som eller lidt lavere end ved den seneste undersøgelse i 2000. I den vestlige del af Perlerfiup Kangerlua og i den indre del af denne fjord er blykoncentrationen dog faldet væsentligt og er nu tæt på baggrunds-niveau. Set over hele monitoringsperioden er der et tydeligt fald i blykoncentrationen for alle delområder (figur 4.3.3). For de fleste stationer er faldet statistisk signifikant (tabel 4.3.2). Faldet er for mange stationer forløbet retlinet gennem perioden (tabel 4.3.2). Med et retlinet forløb menes, at logaritmen til blykoncentrationen følger en ret linie, hvilket vil sige, at blykoncentrationen falder eksponentielt. For enkelte stationer (f.eks. T2, T3, T7 og T22) beskrives faldet i blykoncentrationen bedre af den ikke-lineære beskrivelse end den eksponentielle beskrivelse. Den statistiske power ligger mellem 15 og 99 % med mange af tidsserierne i den højere ende, hvilket betyder at de fleste tidsseriers evne til at afsløre en tendens i tidsudviklingen er tilfredsstillende.

Den årlige ændring i blykoncentrationen over hele perioden for de forskellige stationer er beregnet til mellem -4 % (St. V) og -12 % (flere stationer ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet).

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 4.3.2).

Zinkkoncentrationen i tang er faldet eller er uændret i alle delområder i perioden fra 2002 til 2005 (figur 4.3.4). Set over hele monitoringsperioden ses der et fald i zinkkoncentrationen, som dog kun er signifikant for nogle af stationerne (tabel 4.3.3). Den årlige ændring i zinkkoncentrationen set over hele perioden er beregnet til mellem 0 % (L) og -6 % (T7). Efter minens lukning har zinkkoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer (tabel 4.3.3).

Tang – samlet vurdering

Fra 2002 til 2005 var bly- og zinkkoncentrationen i tang faldende eller uændret i undersøgelsesområdet. Set over hele monitoringsperioden (1982-2005) er bly- og zinkkoncentrationen i tang også 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. I den ydre, vestlige del af Perlerfiup Kangerlua og i den indre del af denne fjord er blyniveauet nu tæt på baggrundsværdien.

4.4 Blåmuslinger

Muslingeprøver fra 2005 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af Bilag IV. Der blev indsamlet prøver af transplanterede individer 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.

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 stiger med muslingernes størrelse. Værdierne fremgår af tabel 4.4.1. I tilfælde, hvor ingen af prøverne falder indenfor det ønskede størrelsesinterval, er angivet blykoncentrationen i prøver, hvor gennemsnitsvægten er under 1 g tørvægt og i enkelte tilfælde hvor gennemsnitsvægten er større end 2 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 4.4.1).

Tabel 4.4.1 Bly- og zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmusling (*Mytilus edulis*) indsamlet i 2005 (for station L også i 2004). Blykoncentrationen er givet for muslinger i prøver, hvor gennemsnitsvægten af bløddelene er $< 1\text{ g}$, mellem $1\text{-}2\text{ g}$ og $> 2\text{ g}$ tørvægt.

Blåmusling Station	Bly (Pb)			Zink (Zn)
	$< 1\text{ g}$	$1\text{-}2\text{ g}$	$> 2\text{ g}$	
L (2004)	1,78	-	6,25	115
L (2005)	0,95	1,03	-	97,9
F	-	-	2,30	89,3
G	-	3,24	2,30	111
T1	66,5	-	-	182
T5	12,8	15,5	-	106
T10	44,3	113	-	184
T12Ø	177	217	-	313
T12SV	103	139	-	293
T15	52,4	87,0	-	178
T15A	59,4	52,2	-	191
T17A	24,7	-	-	118
T17B	35,8	35,0	-	126
T17C	42,7	42,5	-	228
T22	21,3	26,5	-	139
T25	9,45	-	-	131
T29	11,9	-	-	106
T30	15,3	-	-	123
T33	4,32	5,54	-	114
T34	-	3,74	-	115
T36	11,9	-	-	155
T37	3,82	-	-	126
T38	-	2,86	-	117

Geografisk fordeling

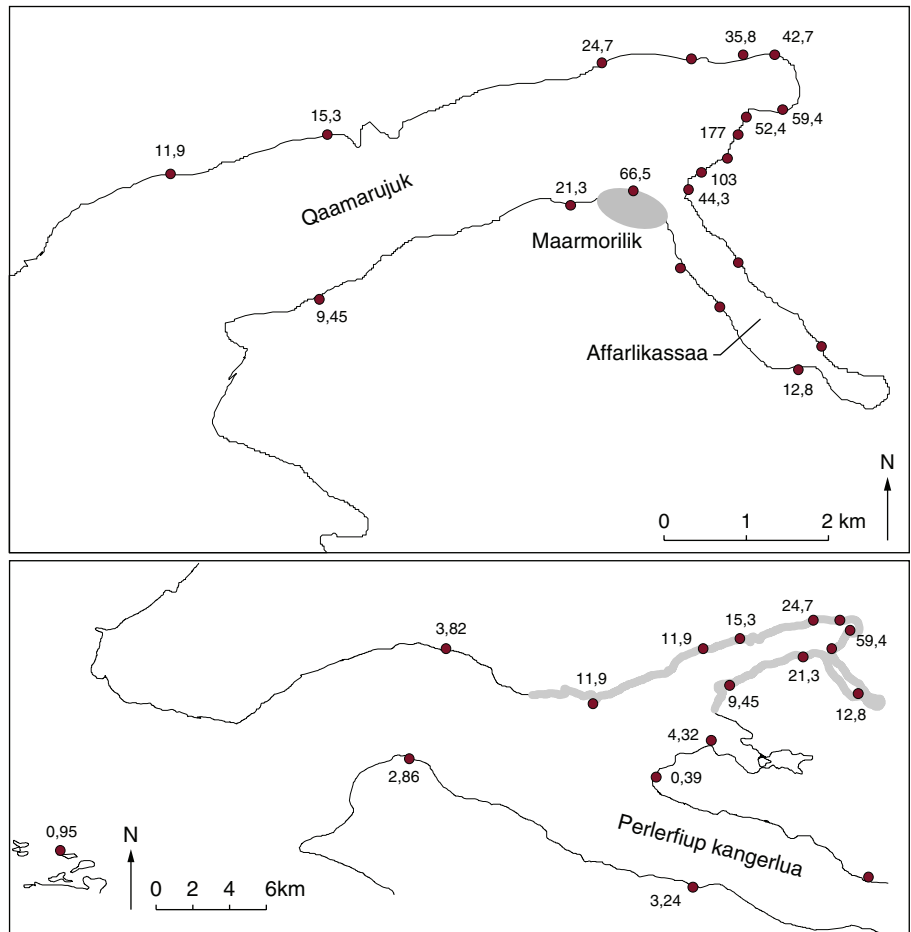
Figur 4.4.1 viser de målte blyværdier for naturlige blåmuslinger og figur 4.4.2 viser zinkværdierne i 2005. De højeste blykoncentrationer optræder i den inderste del af Qaamarujuk tæt ved det område, hvor en gråbjergsdump tidligere var placeret. Blyniveauet er desuden forhøjet i den øvrige del af Qaamarujuk, i Affarlikassaa 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 2005 er indenfor følgende intervaller:

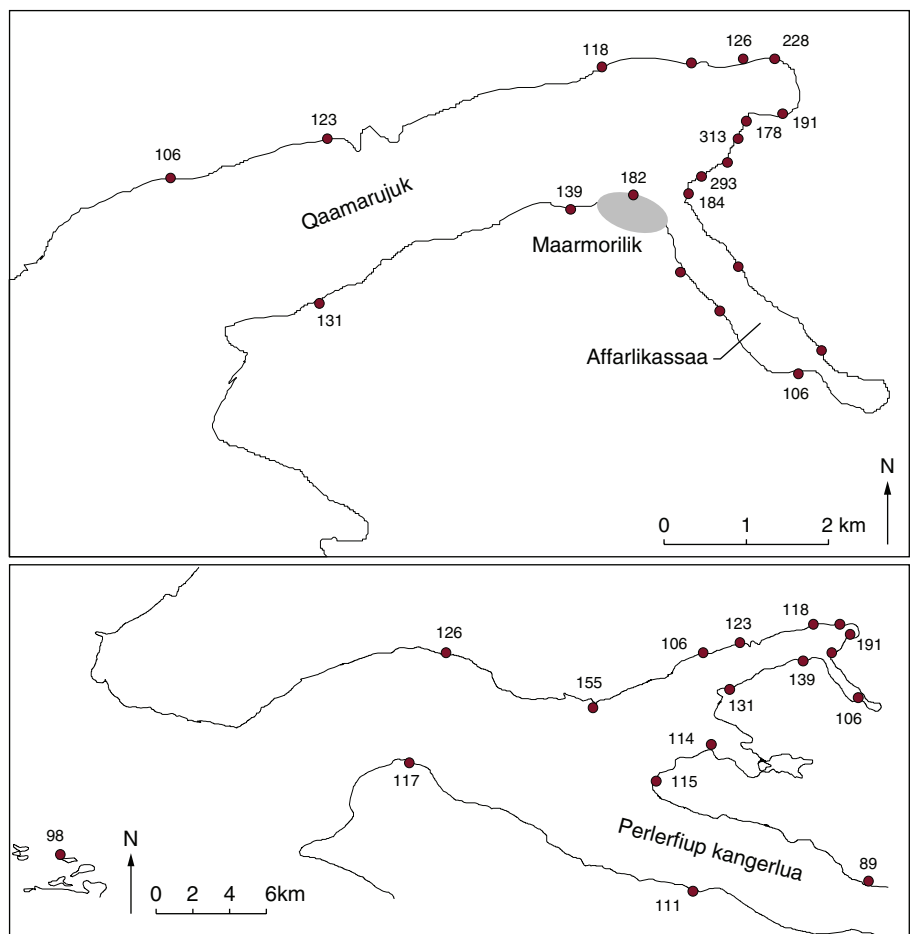
- Upåvirket: $< 2\text{ mg/kg}$ tørvægt, som er ca. 2 gange baggrunds niveauet
- Påvirket: $2\text{-}14\text{ mg/kg}$ tørvægt
- Forurennet: $>14\text{ mg/kg}$ tørvægt, som er den maksimale grænseværdi for bly i muslinger, der anvendes til menneskeføde.

Den anvendte statistiske test er en såkaldt "grøn" test (Nicholson & Fryer 2003). Analysen tester, hvorvidt den øvre 95 % sikkerhedsgrænse for den estimerede koncentration i 2005 fra tidsserieanalyserne (se senere) er over eller under de ovennævnte grænser. Resultatet i 2005 er at St. L, G samt T34, T37 og T38 må betegnes som påvirket. Alle øvrige stationer falder under kategorien forurennet. Dette er en væsentlig forbedring i forhold til 2002, hvor kun St. L og T38 var i kategorien påvirket, mens alle andre måtte betegnes som forurennet.

Figur 4.4.1 Bly ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmuslinger (<1 g tørvægt.) fra 2005 (data for station G og T38 dog for størrelsesgruppen 1-2 g tørvægt). Den del af kystzonen, der her er fremhævet (grå), repræsenterer området, hvorfra det frarådes at indsamle og spise blåmuslinger.



Figur 4.4.2 Zink ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmuslinger fra 2005.



I den største del af det undersøgte område er zinkværdierne ikke forhøjet. Kun tæt ved Maarmorilik og i den indre del af Qaamarujuk findes der forhøjede værdier, op til ca. 300 µg/g tørstof eller omkring 3 gange baggrunds niveauet.

Muslingernes egnethed til fortæring

Blåmuslingernes blyindhold har gennem en årrække været så højt i fjordene ved Maarmorilik, at myndighederne har 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 mg/kg vådvægt (svarende til ca. 14 mg/kg tørvægt) som en maksimal grænse for bly i muslinger angivet af Fødevaredirektoratet. Som det fremgår af tabel 4.4.1, er blykoncentrationen for større blåmuslinger (1-2 g og >2 g tørvægt) kun over den anførte grænseværdi på stationer i Affarlikassaa og den indre del af Qaamarujuk. På en del stationer var det ikke muligt at finde og indsamle større muslinger. For disse findes der derfor kun data for de mindste størrelsesgrupper (se tabel 4.4.1). I den ydre del af Qaamarujuk (stationerne T30, T29 og T25) og i området umiddelbart vest herfor (station T36) er blykoncentrationen i små muslinger mellem 9 og 15 mg/kg tørvægt (se tabel 4.4.1). I større muslinger fra dette område må forventes højere blykoncentration, som kan være over 14 mg/kg tørvægt. På den baggrund frarådes det at indsamle og spise blåmuslinger fra Affarlikassaa, Qaamarujuk og på den nordlige kyst umiddelbart vest for Qaamarujuk. Området er vist på figur 4.4.1.

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationen er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder: Spearman-korrelationen, lineær regressionsanalyse og ICES-metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). Den statistiske behandling af tidsserien af tungmetalkoncentrationer fremgår af tabellerne 4.4.2 og 4.4.3 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, og i enkelte tilfælde hvor gennemsnitsvægten er større end 2 g tørvægt.

Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden. Den tidsmæssige ændring er signifikant på alle stationer. 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 -5 % (T29) og -19 % (T5) for hele overvågningsperioden, mens ændringen er større i perioden efter minens lukning, varierende fra -9% (L) til 32 % (T5). Den statistiske power ligger mellem 14 og tæt på 100 % med mange af tidsserierne i den højere ende, hvilket betyder at de fleste tidsseriers evne til at afsløre en tendens i tidsudviklingen er tilfredsstillende.

Et forhold, som efter minens lukning har fået større og større betydning for blybelastningen af blåmuslinger, er opvækst af nye muslingegenerationer. De har været eksponeret for en langt mindre blybelastning end de ældre generationer, som var udsat for en betydeligt større påvirkning i en periode før minens lukning, og som kun meget langsomt eller slet ikke kunne udskille bly, som de én gang havde optaget. I undersøgelserne udført indtil 2002 fremgik dette tydeligt ved, at blykoncentrationen i de store muslinger (> 2 g tørvægt) var betydeligt højere end i mindre blåmuslinger indsamlet på samme station. I undersøgelsen fra 2005 findes dette mønster ikke længere. Årsagen er sandsynligvis, at det nu, 15 år efter minens lukning, er svært at finde muslinger, som var levende, mens minedriften fandt sted.

Zinkværdierne viser for alle stationer en signifikant faldende tendens på nær T12SV. Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til at ligge mellem -1 % og -7 % for hele overvågningsperioden.

Tabel 4.4.2 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for bly i blåmuslinger på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-testmetode er angivet signifikansen af Spearman-korrelationskoefficient. Desuden er den årlige ændring i blykoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Station	ICES-metode					Årlig ændring (1991-2005)	Power
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke-lineær effekt	Spearman-korrelation	Årlig ændring (hele perioden)		
St. L, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-11 %	-9 %	91 %
T5, 1982-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-19 %	-32 %	50 %
T12Ø, 1982-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-12 %	-17 %	96 %
T12SV, 1988-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-17 %	-19 %	32 %
T15, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-13 %	-16 %	62 %
T17A, 1976-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-8 %	-20 %	~100 %
T17B, 1986-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-13 %	-18 %	52 %
T22, 1986-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-17%	-24 %	59 %
T25, 1982-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-13 %	-26 %	96 %
T29, 1976-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-5 %	-15 %	85 %
T30, 1976-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-7 %	-20 %	96 %
T33, 1979-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-11 %	-27 %	14 %
T36, 1978-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-9 %	-21 %	97 %
T37, 1981-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-13 %	-22 %	71 %
T38, 1981-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-16 %	-17 %	66 %

Se forklaring af ICES-metode under Tabel 4.3.2.

Tabel 4.4.3 Resultater for den statistiske analyse af tidsudviklingen for zink i blåmuslinger på stationer med analyser, der dækker mindst 9 år. Foruden ICES-testmetode er angivet signifikansen af Spearman-korrelationskoefficient. Desuden er den årlige ændring i zinkkoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Station	ICES-metode			Spearman-korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2005)	Power
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke-lineær effekt				
St. L, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	-	-1 %	-2 %	~100 %
T5, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-7 %	-12 %	93 %
T12Ø, 1982-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-4 %	-1 %	85 %
T12SV, 1988-2005	-	-	-	-	+1 %	-2 %	15 %
T15, 1986-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-5 %	-4 %	93 %
T17A, 1976-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-3 %	-7 %	~100 %
T17B, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-5 %	-6 %	91 %
T22, 1986-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-7 %	-9 %	97 %
T25, 1982-2005	Sign.	Sign.	Sign.	-	-4 %	-8 %	~100 %
T29, 1976-2005	Sign.	Sign.	Sign.	Sign.	-3 %	-7 %	~100 %
T30, 1976-2005	Sign.	Sign.	Sign.	-	-2 %	-6 %	~100 %
T36, 1978-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-3 %	-6 %	~100 %
T37, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-3 %	-5 %	~100 %
T38, 1981-2005	Sign.	Sign.	-	Sign.	-4 %	-3 %	~100 %

Se forklaring af ICES-metode under Tabel 4.3.2.

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 2004 og indsamlet igen i 2005. I nogle tilfælde påvirkes muslingerne af at blive transplanteret, idet deres bløddelsvægt falder, og derfor stiger blykoncentrationen. Det er der kompenseres 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-vægtrelationen udregnet på årsbasis for hver enkelt population (Riget et al. 1997). I tilfælde, hvor længde-vægtrelationen ikke kan beregnes (kun een observation), er der anvendt en for stationen gennemsnitlig længde-vægtrelation. De beregnede metalindhold er vist i tabel 4.4.4 for bly og tabel 4.4.5 for zink.

Tabel 4.4.4 Gennemsnitligt blyindhold i naturlige og transplanterede blåmuslingepopulationer ved Maarmorilik. Metalindholdet er normaliseret til en 6 cm musling.

Bly	Transplanterede																
	Naturlige						Transplanterede										
	1994	1995	1996	1997	1998	2002	2004	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2002	2004	2005	
L	5,27	1,69	1,11	-	1,11	1,15	1,83	-	-	-	-	-	-	-	1,58	-	
Schade	-	0,55	1,03	0,66	0,86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T5	-	-	-	-	-	-	-	19,7	43,1	-	20,5	-	11,7	15,5	-	-	8,41
T12Ø	-	-	-	-	-	-	-	103	-	-	134	-	95,3	-	-	-	-
T12SV	-	-	-	-	-	-	-	116	365	273	164	178	89,4	-	-	-	81,7
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	-	9,46
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	-	7,18
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	-
V	-	-	-	-	-	-	-	3,74	3,97	4,25	2,03	2,53	1,74	-	2,79	-	3,25

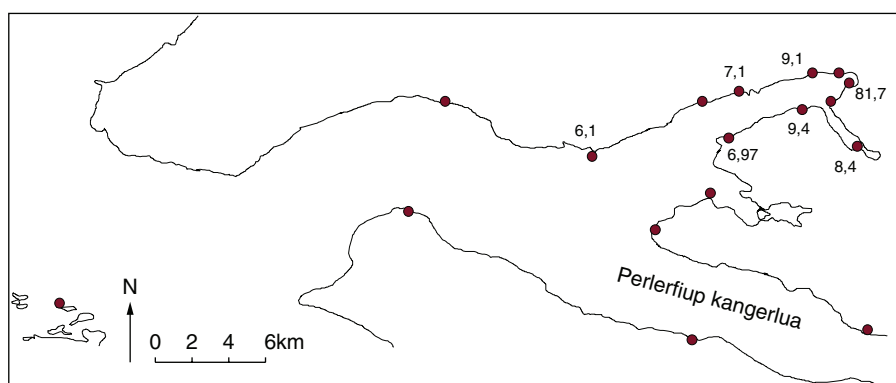
Tabel 4.4.5. Gennemsnitligt zinkindhold i naturlige og transplanterede blåmuslingepopulationer ved Maarmorilik. Metalindholdet er normaliseret til en 6 cm musling.

Zink:	Transplanterede																
	Naturlige						Transplanterede										
	1994	1995	1996	1997	1998	2002	2004	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2002	2004	2005	
L	178	150	148	-	157	138	120	-	-	-	-	-	-	-	188	-	
Schade	-	-	135	108	121	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T5	-	-	-	-	-	-	-	165	142	-	178	-	157	170	-	-	171
T12Ø	-	-	-	-	-	-	-	293	-	-	426	-	313	-	-	-	-
T12SV	-	-	-	-	-	-	-	294	445	349	347	353	289	-	-	-	282
T17A	-	-	-	-	-	-	-	170	172	191	146	168	172	-	151	-	122
T17B	-	-	-	-	-	-	-	140	199	-	138	171	174	-	137	-	240
T22	-	-	-	-	-	-	-	206	188	-	140	185	169	-	191	-	138
T25	-	-	-	-	-	-	-	179	153	141	168	163	136	-	112	-	120
T30	-	-	-	-	-	-	-	122	126	-	147	92	101	-	143	-	114
T36	-	-	-	-	-	-	-	183	-	-	183	136	143	-	148	-	135
G	-	-	-	-	-	-	-	170	221	131	112	126	141	158	-	129	-
V	-	-	-	-	-	-	-	153	137	120	112	119	123	-	177	-	151

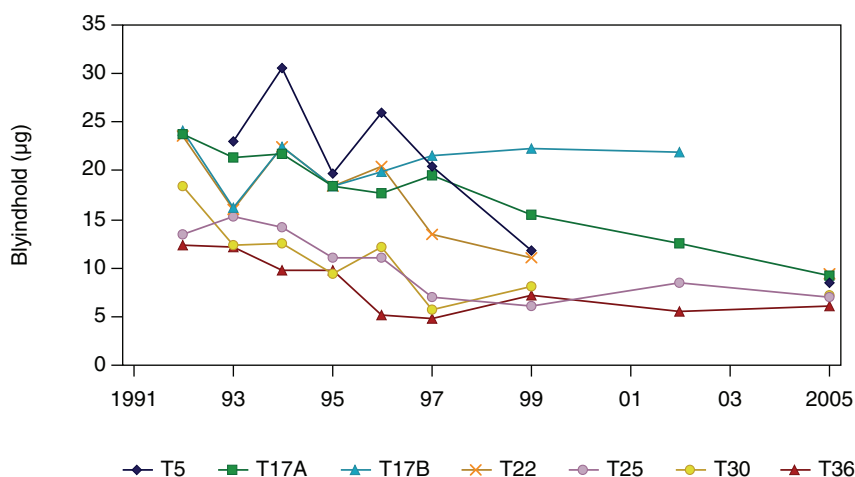
Resultaterne af transplantationerne demonstrerer, at der i 2005 fortsat findes forureningskilder i Maarmorilik-området, idet transplanterede muslinger efter et års ophold i området får et forhøjet blyindhold. Derimod får de ikke et forhøjet zinkindhold, bortset fra st. T12SV i den indre del af Qaamarujuk. Dette skyldes formentligt, at muslingerne kan regulere deres zinkindhold (udskille zink) op til en vis belastning.

Blyindholdet i transplanterede muslinger i 2005 er vist i figur 4.4.3, og det ses, at det er forhøjet i hele det undersøgte område (Affarlikassaa, Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor). Forøgelsen i muslingernes blybelastning i dette område (bortset fra St. T12SV) er 3-6 gange. Det er interessant, at blyniveauet er mere ensartet i dette område, end mens minedriften fandt sted. Det kunne tyde på, at punktkilder ved Maarmorilik har fået en mindre betydning, mens diffuse kilder (formentlig især støvspreddt bly) har fået en større.

Figur 4.4.3 Blyindhold (μg) i en 6 cm musling i 2005 transplanteret et år før.



Figur 4.4.4 Tidsudvikling i blyindholdet efter et års (to år i 2002) transplantation (μg i en 6 cm musling). For station T17A var stigningen 109 μg fra 1984 til 1985.



Tidsudviklingen i blyindholdet i blåmuslinger efter et års transplantation er vist i figur 4.4.4. For muslinger indsamlet i 2002 gælder dog, at disse har været transplanteret i 2 år. Dette er formentlig årsagen til, at data for st. T25 og G viser en svag stigning fra 1999 til 2002. Set over hele perioden 1992 til 2005 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 µg 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 µg på et år og 9 µg fra 2004 til 2005. Det tyder på, at påvirkningen af muslingerne efter minedriftens ophør nu er faldet til ca. 1/10 af, hvad den var midt i 1980'erne, mens minedriften fandt sted. Det er yderligere en halvering i forhold til niveauet i midten af 1990'erne.

Blåmusling – samlet vurdering

Blåmuslinger i tidevandszonen optager metaller fra havvandet. I blåmuslinger indsamlet i 2005 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup Kangerlua. Tidligere var blyindholdet i muslingerne i dette område så højt, at det blev frarådet at spise blåmuslinger herfra. På baggrund af resultaterne fra undersøgelserne i 2005 foreslås dette område indskrænket til Affarlikassaa, Qaamarujuk og området umiddelbart vest herfor, efter at blyforureningen af blåmuslingerne er faldet væsentligt. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun tæt ved Maarmorilik.

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 at belastningen er stadig faldende og betydeligt lavere, end mens minedriften fandt sted. De seneste resultater tyder på, at belastningen er faldet til 1/10. Undersøgelserne tyder også på, at diffuse kilder (formentlig især støvspreddt bly) nu er af større betydning for fjordenes belastning end punktkilder ved Maarmorilik.

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 2005 blev der indsamlet og analyseret prøver af ammassat, plettet havkat, uvak og almindelig 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.

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 års-estimerer danner grundlag for vurderingen af metalbelastningen. I nedenstående afsnit vil kun hovedresultaterne af den statistiske behandling blive medtaget.

Ved vurderinger af blyniveauet i prøver fra fisk har der været mistanke om, at nogle 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 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.

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 korreleret (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 4.5.1.

Tabel 4.5.1 Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i hele ammassat fra Maarmorilik og referenceområder i Uummannaq Fjord. Alle estimerer er i µg/g tørstof og normaliseret til en fisk med længden 17 cm og vægten 33 g.

Ammassat Område	År	N	Est. Pb	Med. Pb
Uummannaq	1988	20	0,07	0,07
Perlerfiup Kangerlua	1990	20	0,38	0,39
Maarmorilik				
Juli	1988	20	0,86	1,15
Juni	1989	20	9,32	8,30
August	1989	10	0,89	1,30
Juni	1990	20	0,50	0,56
Juli	1991	9	0,63	1,27
Juli	1993	20	0,82	0,85
Juli	1994	20	0,15	0,14
Juli	1995	20	0,07	0,08
Juli	1997	20	0,04	0,07
Juli	2002	20	0,12	0,09
Juli	2006	17	3,03	2,14

Fra 1993 til 1994 faldt blykoncentrationen i ammassat markant, og frem til 2002 har den været lav, på samme niveau som ved Uummannaq. Imidlertid er den steget væsentligt i 2006, nemlig til den næsthøjeste værdi, der er målt. Dette er uventet, idet blykoncentrationen i havvandet efter minens lukning er meget lav. Det er muligt, at fiskene er blevet forurenede af blyholdigt sediment i kystzonen under gydningen, hvor de sø-

ger ind til kysten. Det er også muligt, at de uforvarende blev forurenede under prøveindsamlingen. Fiskene blev fanget af personale fra Angus & Ross, som i 2006 udførte efterforskningsboringer ved Maarmorilik. Den person, der fangede fiskene, havde umiddelbart forinden arbejdet med borekerner indeholdende bly- og zinkmalm og kan derved have overført blyholdigt støv til fiskene. I 2006 var blykoncentrationen i ammassat ved Maarmorilik 0,5 µg/g vådvægt og overstiger derved den danske grænseovervågningsværdi for bly i fisk på 0,3 µg/g vådvægt (Anon 2002). Det er således uafklaret, om "forureningen" er reel eller skyldes kontaminering af prøven under indsamling. Der bør undersøges prøver i 2007 til afklaring heraf.

Plettet havkat

Der blev analyseret muskel- og leverprøver fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik i august 2005. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af Bilag VI.

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 4.5.2. 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 4.5.2).

I muskel er blykoncentrationerne meget lave og i mange tilfælde tæt ved eller under detektionsgrænsen.

I lever er blyniveauet generelt højere end i muskel. Ved 2005 undersøgelsen er værdierne på samme niveau som i 2000 og er, sammen med værdierne siden 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 mg/kg bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I fiskekød svarer den til 1,5 mg/kg bly på tørvægtsbasis. Den samme grænseværdi gælder for fiskelever, og den svarer til ca. 1 mg/kg bly på tørvægtsbasis. Blyniveauet i havkatlever er højere end i muskel, men heller ikke her er den angivne grænseværdi overskredet.

Tabel 4.5.2 Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i plettet havkat fra Maarmorilik og referenceområder i Uummannaq Fjord. Alle estimater er i µg/g 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 <.

Havkat – muskel				
Område/måned	År	N	est. Pb	med. Pb
Referenceområder				
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
Qeqertat	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
August	2005	10	0,060*	0,058
Havkat – lever				
Område/måned	År	N	est. Pb	med. Pb
Referenceområder				
Amiitsuatsiaq	1993	10	<0,06*	<0,05
	1994	2	0,06	0,09
Schades Øer	1995	3	0,04	0,05
Sermilik	1995	2	0,09	0,08
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05
Qeqertat	2002	5	0,05	0,09
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
August	2005	10	0,16	0,22

Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VII.

Blykoncentrationen i muskel fra almindelig ulk viser ikke afhængighed af fiskestørrelsen og køn. For blykoncentrationen i ulkelever er der afhængighed af fiskestørrelse og kondition udtrykt ved de to principale komponenter. For blykoncentrationen i ulkeben er der afhængighed af fiskens køn og kondition. De estimerede værdier for lever og ben fra forskellige områder og år er derfor normaliseret til samme fiskestørrelse og fremgår af tabel 4.5.3.

Blykoncentrationen i muskel ligger i 2005 i den ydre del af Qaamarujuk på samme niveau som i referenceområdet. I den indre del af Qaamarujuk er blykoncentrationen forhøjet i forhold til referenceområdet, men i alle tilfælde er blyniveauet i ulkekød meget lavt.

I lever og ben er blykoncentrationen i Ydre Qaamarujuk lavere end værdien i Indre Qaamarujuk, og i begge områder er niveauet højere end i referenceområdet, se Figur 4.5.1. I løbet af monitoringsperioden (1988-2005) har koncentrationen varieret meget fra år til år uden nogen entydig tendens. Værdien fra 2005 er dog den laveste, der er målt.

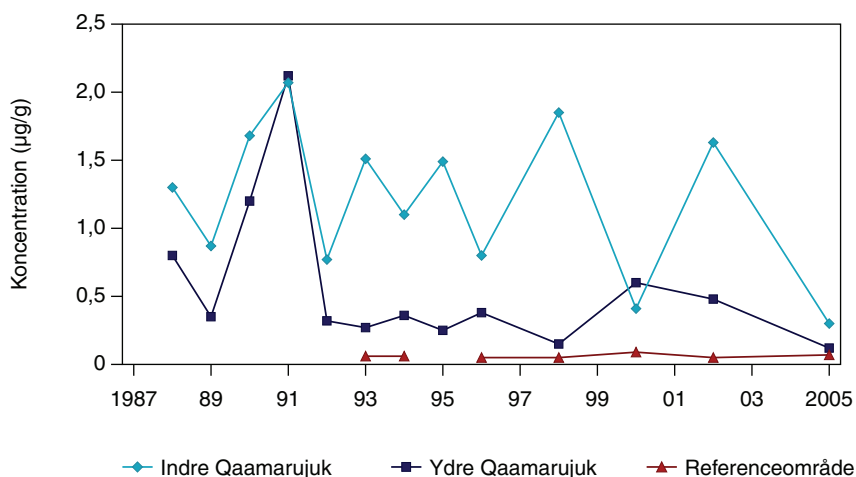
Blyniveauet i ulkemuskel er under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark, i de fleste tilfælde betydeligt under grænseværdien. Denne værdi er 0,3 mg/kg bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I fiskekød svarer den til 1,5 mg/kg bly på tørvægtsbasis. Den samme grænseværdi gælder for fiskelever, og den svarer til ca. 1 mg/kg bly på tørvægtsbasis. Blyniveauet i ulkelever er højere end i muskel, og det har overskredet den angivne grænseværdi i den indre del af Qaamarujuk ved de fleste undersøgelser siden 1988, dog ikke i 2005. I den ydre del af Qaamarujuk er grænseværdien kun overskredet en gang siden 1988, nemlig i 1991.

Tabel 4.5.3 Estimerede blykoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i almindelig ulk fra Maarmorilik og referenceområder i Uummannaq Fjord eller Disko Bugt. Alle estimater er i µg/g tørstof. 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 <).

Ulk - muskel							
Område	År	N	Est. Pb	Med. Pb	N	Est. Pb	Med. Pb
Referenceområder							
Amiitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	<0,05	-	-	-
	1994	10	<0,03*	<0,02	-	-	-
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05	-	-	-
Kronprinsens Ejland, Disko Bugt	1998	10	<0,05*	<0,05	-	-	-
	2000	10	0,06*	0,05	-	-	-
	2002	10	0,03*	0,03	-	-	-
Indre Perlerfiup Kangerlua	2005	10	<0,02*	0,02*	-	-	-
Maarmorilik							
			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
	2005	10	0,07*	0,05	9	<0,02*	<0,02*
Ulk – lever							
Område	År	N	Est. Pb	Med. Pb	N	Est. Pb	Med. Pb
Referenceområder							
Amiitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05	-	-	-
	1994	10	<0,06*	0,04	-	-	-
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05	-	-	-
	1998	10	<0,05*	<0,05	-	-	-
Kronprinsens Ejland, Disko Bugt	2000	10	0,09	0,05	-	-	-
	2002	20	0,05	0,04	-	-	-
Indre Perlerfiup Kangerlua	2005	10	0,07	0,04	-	-	-
Maarmorilik							
			Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk		
	1988	10	1,30	1,35	10	0,80	0,79
	1989	10	0,87	0,77	10	0,35	0,28
	1990	10	1,68	1,98	10	1,20	1,69
	1991	10	2,07	1,55	9	2,12	3,16
	1992	10	0,77	0,42	10	0,32	0,33
	1993	10	1,51	2,44	10	0,27	0,20
	1994	10	1,10	1,37	10	0,36	0,45
	1995	10	1,49	1,52	10	0,25	0,23
	1996	10	0,80	0,54	10	0,38	0,28
	1998	10	1,85	2,29	10	0,15	0,17
	2000	12	0,41	0,31	8	0,60	0,34
	2002	10	1,63	1,84	10	0,48	0,47
	2005	10	0,30	0,25	10	0,12	0,08

Ulk – ben Område	År	N	Est. Pb	Med. Pb	N	Est. Pb	Med. Pb
Referenceområder							
Amiitsuatsiaq	1993	3	0,06	0,09	-	-	-
	1994	10	0,09	0,08	-	-	-
Schades Øer	1996	10	0,13	<0,13	-	-	-
Kronprinsens Ejland, Disko Bugt	2002	10	0,05	0,07	-	-	-
Indre Perlerfiup Kangerlua	2005	10	0,30	0,44	-	-	-
Maarmorilik							
			Indre Qaamarujuk		Ydre Qaamarujuk		
	1988	10	8,21	12,1	10	6,23	3,42
	1989	10	4,81	6,09	10	1,74	2,54
	1990	5	3,77	7,43	10	3,15	2,97
	1991	10	6,12	7,53	10	5,17	6,39
	1992	10	4,06	4,11	10	1,41	2,40
	1993	10	5,60	16,4	10	1,27	2,08
	1994	10	3,71	4,77	10	1,76	1,66
	1995	10	8,00	9,74	10	1,09	1,50
	1996	10	2,99	3,94	10	1,22	1,28
	2002	10	4,74	9,35	10	0,88	1,20
	2005	10	1,86	1,53	8	0,83	0,72

Figur 4.5.1 Tidsudvikling i blykoncentrationen i lever fra ulke fanget i Indre og Ydre del af Qaamarujuk Fjord samt referenceområder.



Uvak

Der blev analyseret muskelprøver fra uvak fanget ved Maarmorilik i august 2005. Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af Bilag VI.

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 4.5.4.

I muskel er blykoncentrationerne meget lave og i mange tilfælde tæt ved eller under detektionsgrænsen. Det gælder også resultaterne fra 2005. Niveauet er betydeligt under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark.

Tabel 4.5.4 Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i uvaqmuskel fra Maarmorilik og referenceområder i Uummannaq Fjord. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Værdien markeret med < angiver, at flere end 20 % af analyseresultaterne er under detektionsgrænsen. Prøver er indsamlet i september, bortset fra i 1991, hvor der er også er data for 6 fisk indsamlet marts-maj og i 2005, hvor fiskene er indsamlet i august.

Uvaq – muskel				
Område	År	N	est. Pb	med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	5	<0,05	<0,05
	1994	10	<0,02	<0,02
Spragle Bugt	1995	4	<0,02	<0,02
Maarmorilik	1988	10	<0,09	0,07
	1989	10	<0,08	<0,05
	1990	10	<0,09	0,06
	1991	6	0,20	0,22
	1991	10	<0,08	0,05
	1992	10	<0,07	<0,05
	1993	5	0,08	0,09
	1994	10	0,03	0,03
	1995	11	0,04	0,03
	1996	10	<0,02	<0,05
	2000	10	0,09	0,09
	2005	10	0,06	0,06

Fisk - samlet vurdering

Blykoncentrationen er lav i muskel fra plettet havkat, uvak og almindelig ulk fanget ved Maarmorilik i 2005. Lever fra plettet havkat og ulk samt benprøver fra ulk er undersøgt for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2005 forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. I løbet af monitoringsperioden (1988-2005) har blykoncentrationen varieret meget fra år til år uden nogen entydig tendens. Værdierne fra 2005 er dog blandt de laveste, der er målt. Derimod fandtes uventet høje blykoncentrationer i ammassat fanget ved Maarmorilik i 2006 - i gennemsnit fandtes $0,5 \mu\text{g/g}$ vådvægt. Derved overstiges den danske grænseovervågningsværdi for bly i fisk på $0,3 \mu\text{g/g}$ vådvægt for ammassat, mens det ikke er tilfældet for ulk, uvak og havkat. Det er uafklaret, om "forureningen" af ammassat er reel eller skyldes kontaminering af prøven under indsamling. Der bør undersøges prøver i 2007 til afklaring heraf.

4.6 Rejer

Der er indsamlet og analyseret prøver af dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) ved Maarmorilik og i et referenceområde i Uummannaq Fjorden eller Disko Bugt som 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 2005 fremgår af Bilag VIII.

Den statistiske behandling viser, at blykoncentrationen i rejekød er afhængig af rejestørrelsen, hvorimod blykoncentrationen i rejernes hoved- og skaldele ikke er afhængig af rejestørrelsen. De estimerede værdier i rejekød er derfor normaliseret til samme rejestørrelse (5 g vådvægt). Estimaterne fremgår af tabel 4.6.1 og er afbildet i figur 4.6.1.

Tabel 4.6.1 Estimerede blykoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejer fra Maarmorilik (Indre og Ydre Qaamarujuk) og fra referenceområder i Uummannaq Fjord og Disko Bugt. Koncentration i rejekød er normaliseret til individvådvægt 5 g. Koncentration i hoved- og skaldele er geometriske middelværdier.

Rejer Område	År	Hoved + skal	Kød
Amitsuatsiaq	1993	0,44	0,10
	1994	0,33	0,06
Salleg	1994	0,35	0,05
Schades Øer	1995	0,47	0,07
Qeqertat	1996	0,31	0,03
	2005	0,54	0,13
Sermillip Kangerlua	1998	0,11	0,06
Kronprinsens Ejland	2000	0,31	0,19
	2002	0,30	0,06
Indre Qaamarujuk	1988	6,56	0,52
	1989	4,77	0,30
	1990	3,95	0,36
	1991	3,98	0,59
	1992	4,31	0,32
	1993	4,72	0,51
	1994	4,06	0,25
	1995	2,19	0,51
	1996	1,05	0,12
	1998	1,84	0,31
	2000	1,75	0,77
	2002	2,00	0,31
	2005	2,08	0,35
Ydre Qaamarujuk	1988	7,03	0,34
	1989	3,98	0,31
	1990	3,11	0,32
	1991	3,49	0,37
	1992	1,56	0,27
	1993	1,49	0,28
	1994	2,91	0,22
	1995	3,08	0,21
	1996	0,62	0,06
	1998	1,51	0,28
	2000	0,87	0,22
	2002	1,23	0,20
	2005	1,05	0,18

Som ved de fleste tidligere undersøgelser er blykoncentrationen i rejer højere i Indre end i Ydre Qaamarujuk. Blyniveauet i både Indre og Ydre Qaamarujuk er i 2005 som i 2002. Blykoncentrationen i Indre og Ydre Qaamarujuk er forhøjet i både kød og hoved- skaldele i forhold til referenceområdet.

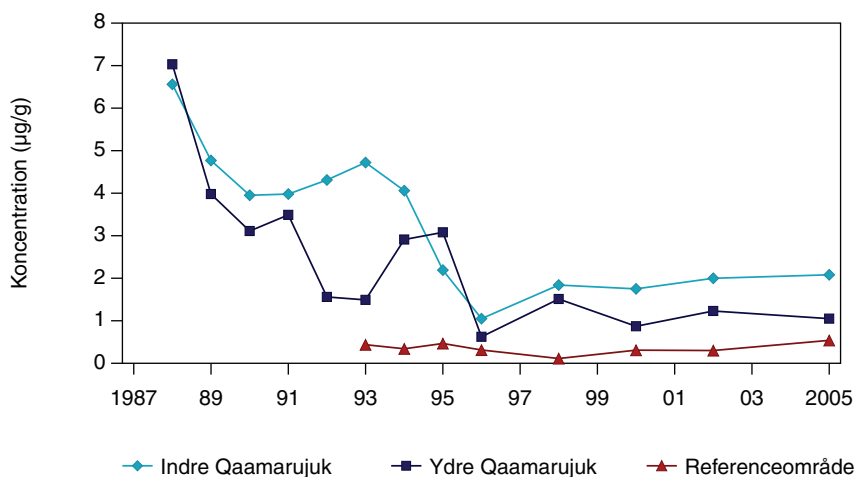
Blyet findes først og fremmest i rejernes hoved- og skaldele, mens blykoncentrationen i rejekød er lav, omkring en faktor 10 lavere end i hoved- og skaldelene (sammenlign figur 4.6.1 og 4.6.2). Blykoncentrationen i rejernes hoved- og skaldele har været tydeligt faldende i perioden 1988 til midten af 1990'erne, hvorefter niveauet har været konstant (figur

4.6.2). I rejekød er der også en faldende tendens dog tydeligt mindre markant end for hoved- og skaldele (figur 4.6.1).

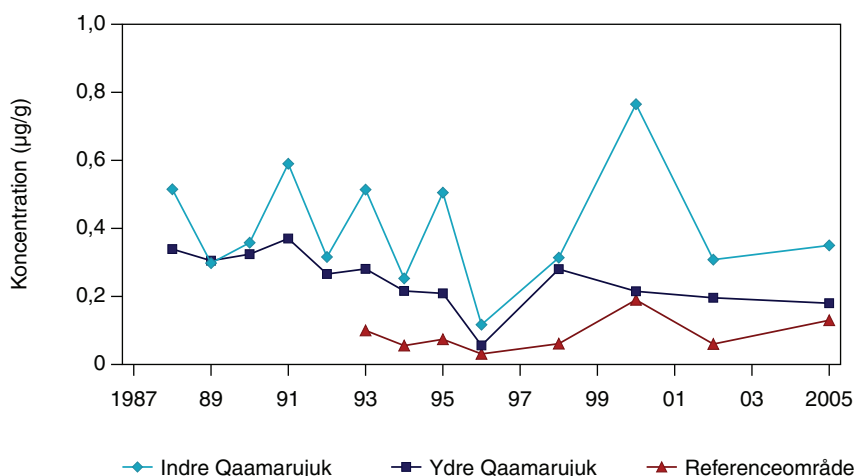
Blyniveauet i rejekød er betydeligt under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark. Denne værdi er 1,0 mg/kg bly på vådvægtsbasis (Anon 2002). I rejekød svarer den til ca. 5 mg/kg bly på tørvægtsbasis.

I Qaamarujuk er der i 2005 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 1988-2005 har blykoncentrationen været faldende, dog mest i begyndelsen af perioden.

Figur 4.6.1 Tidsudviklingen i blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejekød fra rejer fanget i Indre og Ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



Figur 4.6.2 Tidsudviklingen i blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i hoved- og skaldele fra rejer fanget i Indre og Ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



4.7 Sediment

Aflejringerne på bunden af fjordene Affarlikassaa og Qaamarujuk samt området lige vest herfor har været indsamlet og analyseret jævnlige siden 1972. Ved mange undersøgelser er kun de øverste 2 cm indsamlet og analyseret, men ved enkelte mere grundige undersøgelser er der udtaget sedimentsøjler, som er blevet skåret op i skiver, hvorved sediment i forskellige dybder i havbunden er blevet analyseret. Sedimentundersøgelserne viser bl.a. hvor det affald ender, der udledes eller utilsigtet spredes fra Maarmorilik. Hovedkilderne til tungmetalforurening af sedimenterne har været:

Tailings

Dette restprodukt fra opberedningsprocessen indeholdt tungmetaller og udledtes i Affarlikassaa nær station 4. Den overvejende del af tailings sedimenterede i umiddelbar nærhed af station 4 og mindskede havdybden i Affarlikassaa fra 70 til 50 m. Visse steder i Affarlikassaa ligger der altså et 20 meter tykt lag af tailings. I alt udledtes ca. 7 millioner tons. I lidt større afstand fra udledningpunktet, f.eks. station 3 og 2, ligger der et tyndt lag af den mest finkornede del af tailings, som kunne svæve længere væk fra udledningpunktet. Denne fraktion havde en større koncentration af tungmetaller end tailings. Kun en forsvindende lille del af tailings nåede ud over tærsklen fra Affarlikassaa til Qaamarujuk.

Gammel Gråbjergsdump

Denne dump blev etableret allerede i 1972. Den lå mellem stationerne T12W og T12Ø. Den bestod af de sten, der blev bortsprængt under konstruktion af diverse installationer i minen under konstruktionsfasen. Denne dump var på 700.000 tons med et indhold af zink på 2,7 % og et indhold af bly på 0,8 %. I 1990 blev dumpen gravet væk, og det meste af den, ca. 500.000 tons, blev anbragt på bunden af Affarlikassaa omtrent hvor station 3 er.

Andre gråbjergsdumpe

Ud over "Gammel Gråbjergsdump" fandtes flere andre gråbjergsdumpe, for det meste placeret i Wegenerdalen, så afstrømningen fra dem ender i Wegenerelven med udløb i bunden af Qaamarujuk. Disse dumpe var, og er stadig, en kilde til bly og zink, som primært i opslemmet form tilføres Qaamarujuk, og derefter sedimenterer. Disse dumpe vil levere tungmetaller til sedimenterne i Qaamarujuk og til området lige udenfor Qaamarujuk.

Støv

Knusning i minen, formaling og oparbejdning i Maarmorilik samt skibslastning medførte spredning af bly- og zinkholdigt støv til områderne rundt om Maarmorilik. Noget af dette støv endte direkte i havet og sedimenterede, andet endte på land, og bliver gradvist udvasket til fjordene.

Naturlige tilførsler

Elven med udløb i bunden af Affarlikassaa, Wegenerelven med udløb i bunden af Qaamarujuk og gletscheren nord for station 12 bidrager alle med opslemmet, naturligt materiale, som sedimenterer i Affarlikassaa og Qaamarujuk. Dette materiale indeholder lave koncentrationer af tungmetal: Zn 135–200 mg/kg, Pb 17–40 mg/kg.

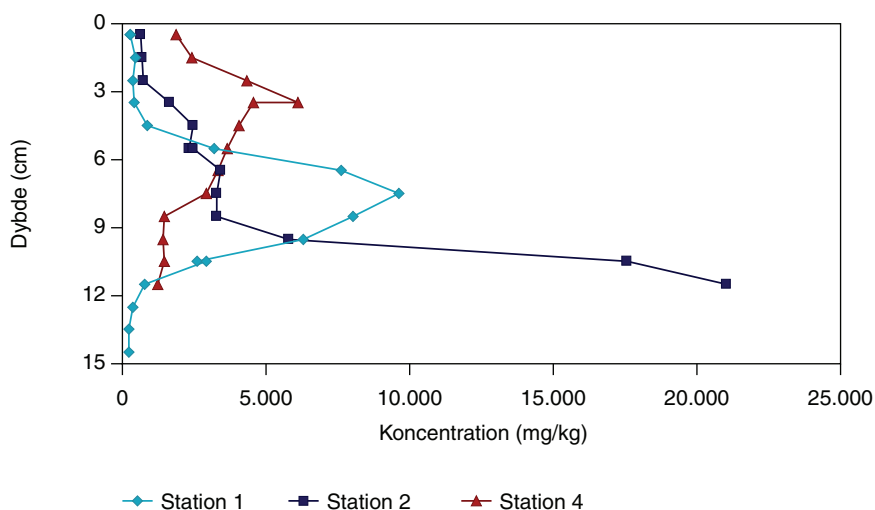
Sedimenternes sammensætning i dag skal forklares ved en blanding af disse kilder, og variationen af tungmetal ned gennem sedimenterne skal forklares ved den tidlige variation af ovennævnte kilders styrke.

I dette kapitel beskrives undersøgelsen af sedimenter indsamlet i Affarlikassaa og Qaamarujuk i august 2005. Resultaterne for disse analyser findes i bilag X.

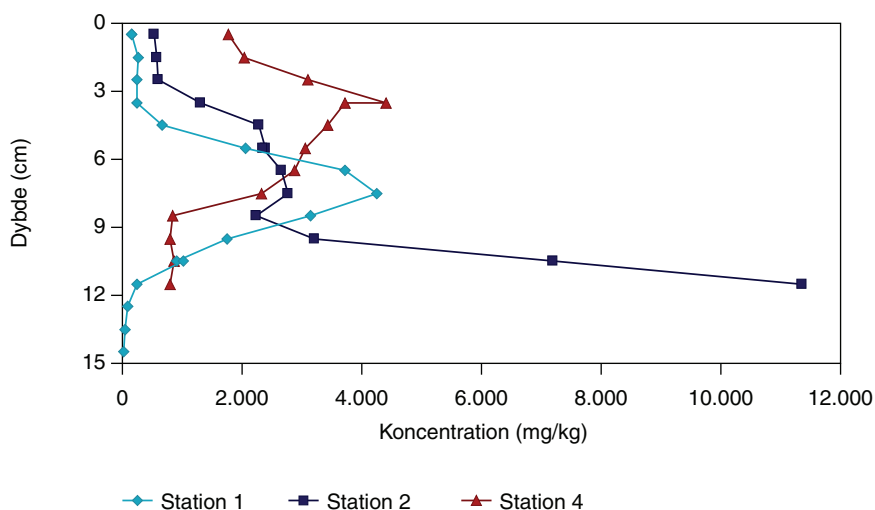
Affarlikassaa

Resultaterne for Affarlikassaa er vist i figur 4.7.1 og figur 4.7.2.

Figur 4.7.1 Zinkkoncentration (mg/kg) i sedimenter fra Affarlikassaa afbildet mod dybden, cm, i sedimentet.



Figur 4.7.2 Blykoncentration (mg/kg) i sediment fra Affarlikassaa afbildet mod dybden, cm, i sedimentet.



Bly- og zinkkoncentrationen ved station 1 i bunden af Affarikassaa har et maksimum i en dybde af 7,5 cm. I 14,5 cm's dybde er koncentrationerne tæt på den naturlige, se tabel 1. Den begynder derefter at stige i en dybde af 12 cm, og når et maksimum i dybden 7,5 cm hvorefter koncentrationen falder mod overfladen af sedimentet. Man kan se, at sedimentets kemi nærmer sig det naturlige, men specielt for bly er der et godt stykke igen, før man når ned på det naturlige niveau.

Tabel 4.7.1 Bly- og zinkkoncentration (mg/kg) i sedimenter fra Affarikassaa. Data fra 1972 er citeret fra Anon. (1973).

	Bly	Zink
Baggrundskoncentration 1972	17-27	173-230
Dybeste skive fra St1 målt i 2005	27,2	218
Maksimum i 7,5 cm's dybde målt i 2005	4.250	9.623
Overfladesediment målt i 2005	161	296

Af kurven ses, at sedimentet i 12 cm's dybde må være dannet i 1974, kort tid efter minedriftens start. Sedimentationshastigheden i denne sedimentsøjle er altså 0,387 cm/år. På de 15 år der er gået mellem minens lukning og sedimentets indsamling, må der altså være sedimenteret 5,8 cm uforurenet, naturligt sediment stammende fra elven i bunden af Affarikassaa. Det ses at stemme fint med kurverne i figur 4.7.1 og figur 4.7.2. Den vurderede sedimentationshastighed ved station 1 er lidt mindre end den, der bestemtes i 1999 til 0,52 cm/år (Elberling et al. 2001).

For station 2 forholder det sig helt anderledes. I 10-12 cm's dybde når man ned til det stærkt forurenede lag, der består af finfraktionen af tailings og måske også finfraktionen af gråbjerg.

Dette lag må være aflejret i 1990, hvor minen lukkede og "Gl. Gråbjergsdump" blev deponeret nær station 4. Dette giver en sedimentationshastighed på $11 \text{ cm}/15 \text{ år} = 0,73 \text{ cm}/\text{år}$. Til sammenligning bestemtes sedimentationshastigheden ved station 3 til $1,14 \text{ cm}/\text{år}$ og for station 1 til $0,52 \text{ cm}/\text{år}$ af Elberling et al. (2001). Den her bestemte sedimentationshastighed ved station 2 ligger altså midt imellem hvad der tidligere blev bestemt ved station 1 og 3. Fra 12 cm og opefter falder koncentrationen af tungmetal som følge af opblanding af naturligt sediment og det stærkt forurenede sediment i 12 cm og dybere.

Kurverne for station 4 er vanskelige fuldt ud at forklare. Det er dog tydeligt, at koncentrationen af bly og zink er faldende op mod sedimentoverfladen i de øverste 4 cm. Det er sandsynligt, at disse 4 cm er aflejret de sidste 15 år givende en sedimentationshastighed på $0,27 \text{ cm}/\text{år}$. Fra 4 cm til 8 cm er koncentrationen af bly og zink hhv. ca. 3.000 og 4.000 mg/kg. Det er koncentrationer, der ligger mellem tailings og gråbjerg. Det er tænkeligt, at dette lag er en blanding af tailings finfraktion og gråbjergs finfraktion. Under 8 cm falder koncentrationen af bly og zink til hhv. 800 og 1.400 mg/kg, hvilket er lavere end gråbjerg og tailings. Dette lag må altså være en blanding af omtrent lige dele tailings og naturligt sediment, eller måske grovfraktionen af tailings.

Tabel 4.7.2 Bly- og zinkkoncentration (mg/kg) ved station 4 sammenlignet med tailings og gråbjerg.

	Bly (Pb)	Zink (Zn)
Tailings 1989	1.800	2.400
Station 4, 8-2 cm	800	1.400
Gråbjerg	8.000	27.000

Hvis laget i 8-12 cm's dybde er en blanding af lige dele tailings og naturlig sediment, må det betyde, at også sedimentationen af tailings er 0,27 cm/år. Men det er vanskeligt at forestille sig, at der kun sedimenteret 0,27 cm tailings pr. år ved station 4, når man ved, at der ganske tæt på station 4 deponeredes over en meter tailings pr. år.

Sammenfattende kan det siges, at bly- og zinkindholdet i sedimenterne i Affarlikassaa er faldende, men det er dog stadig mange gange højere end det naturlige niveau, se tabel 4.7.3.

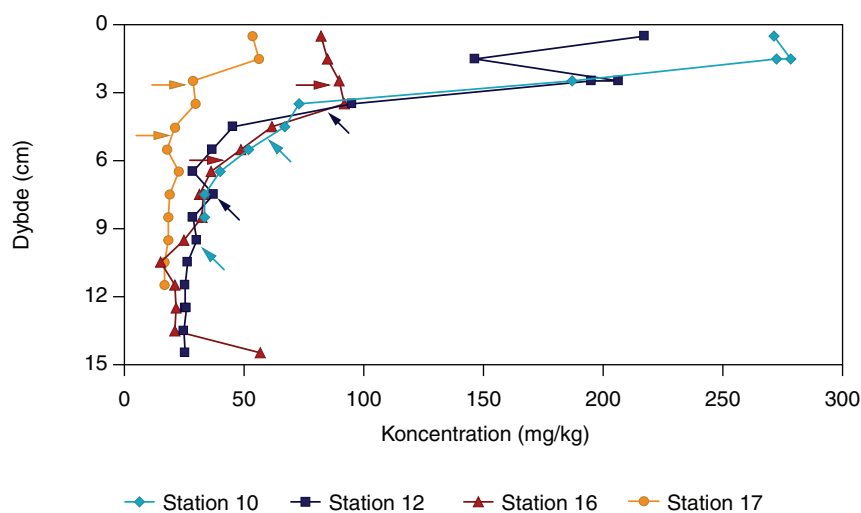
Tabel 4.7.3 Bly og zink i overfladesediment fra Affarlikassaa mg/Kg.

	Bly (Pb)	Zink (Zn)
Naturligt	23	197
Station 1	161	291
Station 2	539	661
Station 4	1.768	1.875

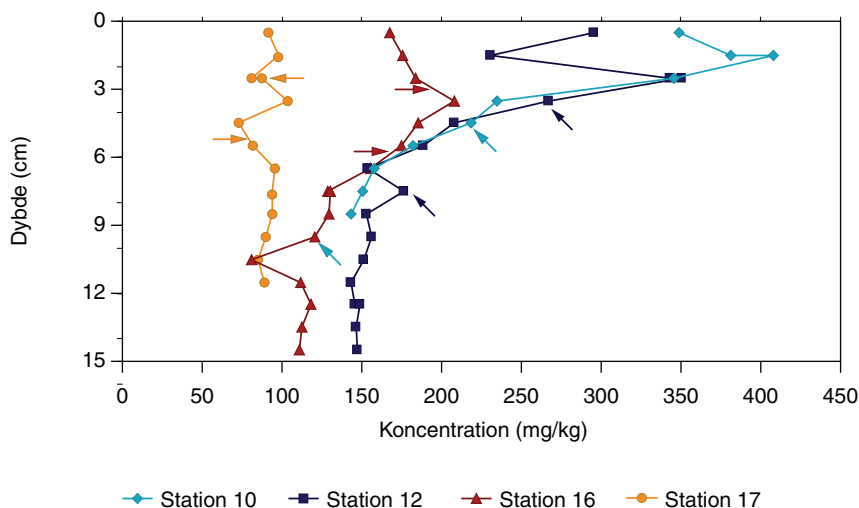
Qaamarujuk

Analyseresultaterne for sedimenterne for Qaamarujuk er afbildet i figur 4.7.3 og figur 4.7.4.

Figur 4.7.3 Bly, mg/kg, i sedimenter fra Qaamarujuk. Med pile er markeret de lag, der aflejredes i 1974 og i 1990.



Figur 4.7.4 Zink mg/kg, i sedimenter fra Qaamarujuk. Med pile er markeret de lag, der aflejredes i 1974 og i 1990.



Det ses, at ved station 10, 12 og 16 er der tydeligt forhøjet koncentration af bly og zink i de øverste lag med faldende koncentrationer, jo længere man bevæger sig mod vest fra Maarmorilik. Ved station 17, som ligger ca. 4 km vest for Qaamarujuk, er sedimentet kun svagt påvirket af bly, men ikke påviseligt af zink.

Tabel 4.7.4 viser de vigtigste data for sedimenterne i Qaamarujuk. Sedimentationshastighederne i Qaamarujuk bestemtes i 1999 af Elberling et al. (2001) ved Pb-210-metoden på sedimentsøjler indsamlet næsten samme sted som sedimenterne omtalt her. Det er ikke nøjagtigt samme sted, så der kan være mindre forskelle på de i 1999 målte sedimentationshastigheder og den, der gælder for de i 2005 undersøgte søjler.

Det ses, at koncentrationen i sedimentoverfladen i hele Qaamarujuk er forhøjet med en faktor mellem 7 og 3 for bly og mellem 2,3 og 1,2 for zink. Koncentrationerne er svagt aftagende i de øverste ca. 2,5 cm. Maksimumkoncentrationer på station 10 og 12 (nærmest Maarmorilik) findes på et tidspunkt mellem 1990 og 2005, altså omkring 8 år efter minens lukning. Det samme fandt Elberling et al. (2001) i 1999 ved anvendelse af stabile blyisotoper og Pb-210-dateringer.

Tabel 4.7.4 Sedimentdata for Qaamarujuk, koncentrationer i mg/kg, sedimentationshastighed i cm/år (Elberling et al. 2001). Baggrundskoncentrationer fra Anon. (1988).

Station	10		12		16		17	
	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Bly (Pb)	Zink (Zn)
Koncentration i overfladen	271	349	217	295	82	167	53,5	91
Baggrundskoncentration	40	200	35	150	25	135	-	-
Baggrundskoncentration vurderet fra dybe sedimenter i 2005	33?	150?	26	147	21	112	17	89
Sedimentationshastighed	0,31*		0,24		0,18**		0,16	
Forventet dybde for 1990 aflejringer, cm	4,7		3,6		2,7		2,4	
Forventet dybde for 1974 aflejringer, cm	9,9		7,7		5,8		5,1	

* Egentlig st.11, ** Egentlig st.15

Kurvefaconen for station 16 (mundingen af Qaamarujuk) i figurerne 3 og 4 antyder, at 1974 sedimentet ligger i dybden 8 cm (og ikke som antaget ud fra sedimentationshastighederne målt i 1999 ved st. 15 i 5,8 cm). Hvis det er tilfældet, må 1990 sedimentet ligge i en dybde af ca. 4 cm. I så tilfælde nåede sedimentet ved station 16 også sin maksimumkoncentration af bly og zink efter 1990.

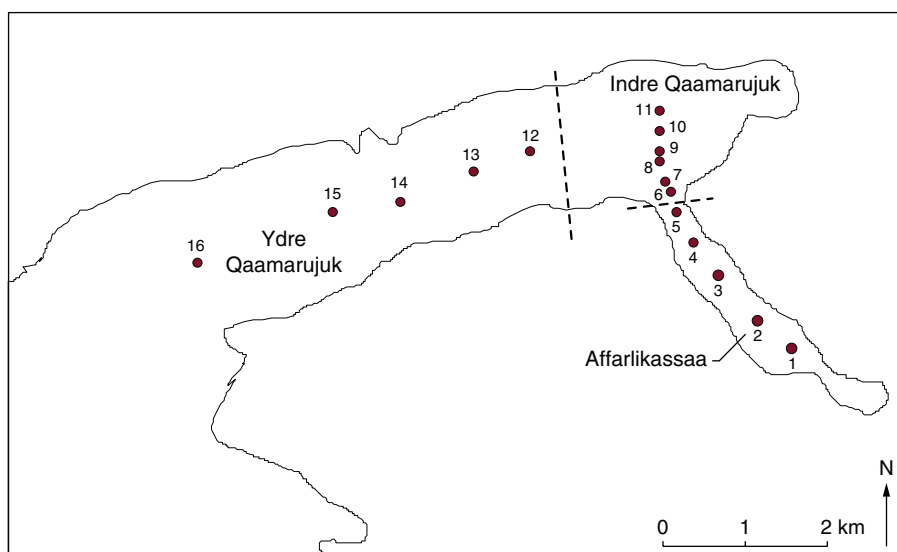
Sediment – samlet vurdering

Sammenfattende kan det siges, at sedimenterne i Qaamarujuk forurenedes med bly og zink under minedriften. Forureningen fortsatte og øgedes efter minens lukning, men er nu aftagende. I Qaamarujuk er blykoncentrationen forhøjet 3-7 gange, mens zinkkoncentrationen er forhøjet 1,2 til 2,3 gange. Ved station 17, som ligger ca. 4 km vest for Qaamarujuk, er sedimentet kun svagt påvirket af bly, men ikke påviseligt af zink.

5 Bundfauna

I august 2005 blev der indsamlet prøver af bundfauna i Affarlikassaa og Qaamarujuk med henblik på at vurdere, hvorvidt der var sket ændringer af bundmiljøet siden 1970'erne og 80'erne og specielt efter minens lukning. Kvantitative bundprøver blev i lighed med tidligere undersøgelser taget med en 0,1 m² Van Veen bundhenter med 3 prøver på hver station på i alt 16 stationer (figur 5.1). Data fra undersøgelsen i 2005 er vist i Bilag XI A og Bilag XI B. Undersøgelsen fra 2005 blev sammenlignet med tilsvarende undersøgelser udført i 1972, 1973, 1975, 1981 og 1984 (Anon. 1973, 1974, 1976, 1988).

Figur 5.1 Kort over Maarmorilikområdet med angivelse af stationer for bundfauna besøgt i august 2005 (sorte punkter). De tre områder Affarlikassaa, Indre Qaamarujuk og Ydre Qaamarujuk er afgrænset ved stiplede linier.



Fordeling af prøver på dato og stationer er vist i tabel 5.1.

Tabel 5.1 Antal af Van Veen prøver (0,1 m²) fordelt på stationer og år.

År	Station															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
1972*	1		1	1	-	-	3	-	-	-	-	1		1		5
1973*	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1	1
1975	3	3	3**	3**	3	2	3	3	3	3	3	-	3	3	3	3
1981	2	3	-	-	6	6	5	6	5	-	8	-	9	9	4	-
1984	-	2	-	-	-	-	8	8	8	-	7	-	8	8	8	8
2005	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3

* Numre angiver antal af prøver med 3 poolede Van Veen.

** Prøver helt uden dyr

Tidligere undersøgelser af bundfaunaen viste tydelige negative effekter i Affarlikassaa, hvor udledning af tailings skete, mens bundfaunaen kun i mindre grad var påvirket i Qaamarujuk (Anon 1988). Det tilgængelige materiale indeholder både tidslig reference (1972, 1973) og rumlig reference (stationerne i Ydre Qaamarujuk.).

Databehandling

Det datamateriale, der er brugt i denne analyse, er næsten udelukkende infaunaarter. Det vil sige arter, der mere eller mindre lever i sedimentet. Artslisten med 114 taxa (dyregrupper) fra 2005 er vist i Appendiks XI. For at kunne sammenligne med de tidligere undersøgelser af bundfaunaen blev der anvendt en trunckeret (reduceret) liste, idet der for eksempel er sket en taxonomisk udvikling (navneændringer, opdeling af arter mv.), ligesom der har været anvendt forskellig taxonomisk ekspertise og været forskellig ambition ved artsbestemmelserne siden 1972. Den resulterende artsliste omfatter i alt ca. 109 arter/taxa fortrinsvis fra dyregrupperne Polychaeta, Mollusca, Crustacea og Echinodermata. I lighed med mange andre fjordbasiner ved høje breddegrader er faunadiversiteten ved Maarmorilik stærkt domineret af børsteorme (Polychaeta) og i mindre grad af bløddyr (Mollusca).

Materialet blev analyseret med tre delvis forskellige metoder med henblik på at vurdere, hvorvidt ændringer af bundfaunaens var sket som følge af minedriften i perioden 1975-1984, og hvorvidt der var sket en genetablering og udvikling hen mod et for området normalt faunasamfund siden deponering af tailings stoppede i 1990.

Materialet fra prøvetagningerne 1975 til 2005 blev sorteret med den samme metode (1 mm sigte), og de enkelte Van Veen prøver blev holdt separat. Prøverne fra denne periode blev med varierende frekvens taget på det samme sæt af stationer. Materialet fra 1972 blev delvis taget på andre stationer i Qaamarujuk og materialet fra disse blev i de efterfølgende sammenligninger knyttet sammen med den geografisk nærmeste station i perioden 1975-2005. Endvidere forelå fra 1972 kun poolede prøver med hver 3 Van Veen prøver fra hver station. Ved ekstraktion af dyrene blev der i nogle tilfælde også brugt en grovere sigte (2,5 mm) end i de senere år (1,0 mm), hvorfor individantal og sandsynligvis også artsantal må betragtes som minimumsestimater. Den grovere sigtemetode kan endvidere tænkes at resultere i lavere værdier af AMBI-indekset, og dermed en højere status end med 1 mm metode. Dette skyldes, at de opportunistiske arter ofte har en lille individstørrelse. Til gengæld vil den grovere sigte give en lavere diversitet, antal arter, end 1 mm metoden. Det er derfor svært at sige præcis hvilken betydning de to forskellige metoder har på indekset, men en direkte sammenligning burde i hvert fald være mulig mellem stationerne i 1972.

En analyse blev foretaget af arternes fordeling med hensyn til følsomhed ovenfor forstyrrelser ved brug af AMBI-indekset (Borja et al. 2000). Dette indeks giver et udtryk for den relative fordeling af individer tilhørende 5 grupper af arter med forskellig følsomhed ovenfor forstyrrelser. Indekset kan variere mellem 0 og 7, hvor en høj værdi indikerer høj grad af forstyrrelse og en lav værdi en mere normal tilstand domineret af følsomme arter. Ved beregning af indekset er arterne klassificeret efter en liste, hvor de fleste arter på blødbund i det nordøstatlantiske område indgår (www.azti.es). I de fleste tilfælde har alle eller de fleste arter i en slægt den samme status med hensyn til følsomhed. Hvis en art ikke findes på listen, har den derfor fået tildelt samme følsomhed som slægten generelt.

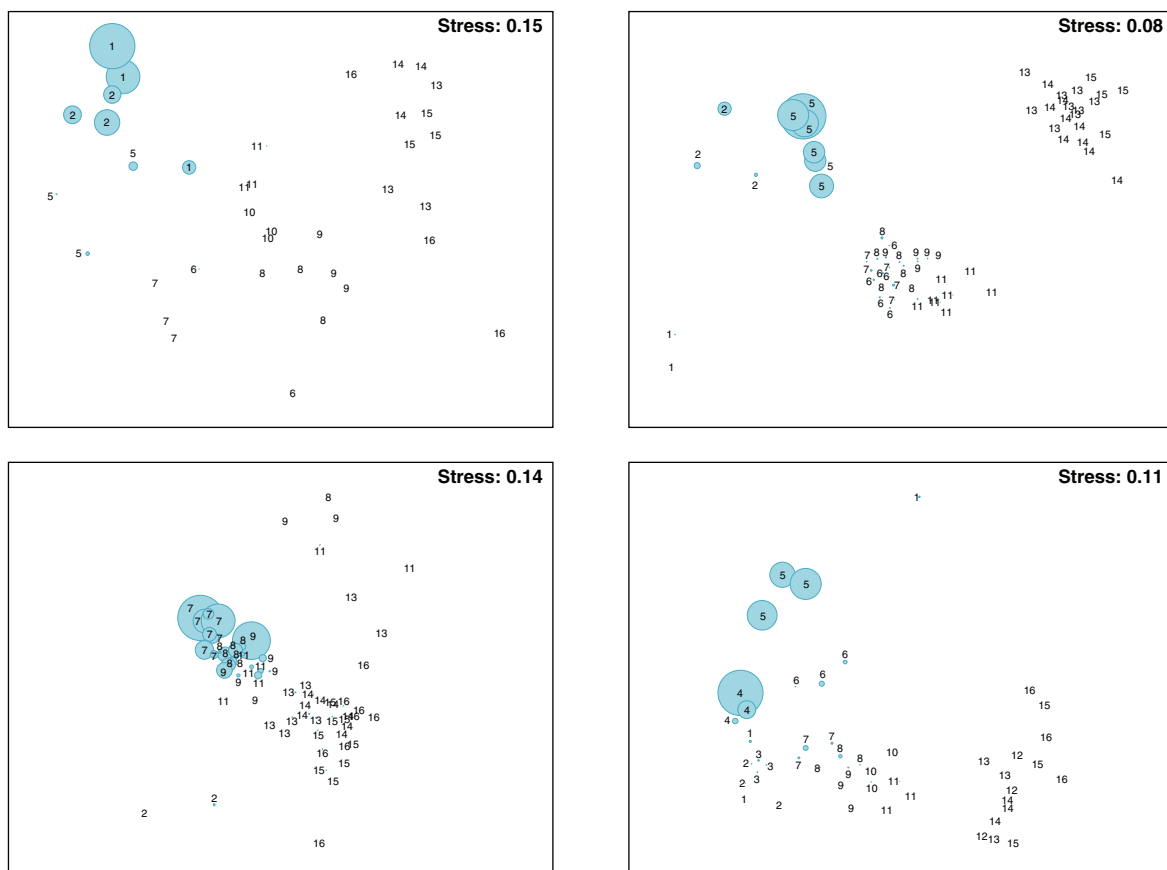
En anden analyse omfattede almindelige mål for artsdiversitet, hvor Shannon Wiener's H med basen 2 blev valgt. Høje værdier (her maksi-

mum ~4) er ofte udtryk for uforstyrrede miljøer, mens lave værdier forekommer i forstyrrede miljøer.

Endelig omfattede en tredje analyse en beregning af et multimetrisk indeks (DKI) der kombinerer AMBI, H og en faktor, der kompenserer for lave individ- og artsantal (Borja et al. 2006). En høj værdi af dette indeks, der kan variere mellem 0 og ~1, indikerer god tilstand og en lav værdi en dårligere tilstand. Indekset er afprøvet på bundfaunasamfund i poly- til euhaline områder (18-34 psu) i det nordøstatlantiske område (Borja et al. 2006) med henblik på at få fastlagt kvalitetsgrænser i forbindelse med EU's Vandrammedirektiv (VRD). Foreløbig ligger grænsen mellem "Meget god - God" og "Moderat - Dårlig" status tæt på en værdi 0,6 på skalaen 0 til 1.

Rumlige mønstre i artssammensætning

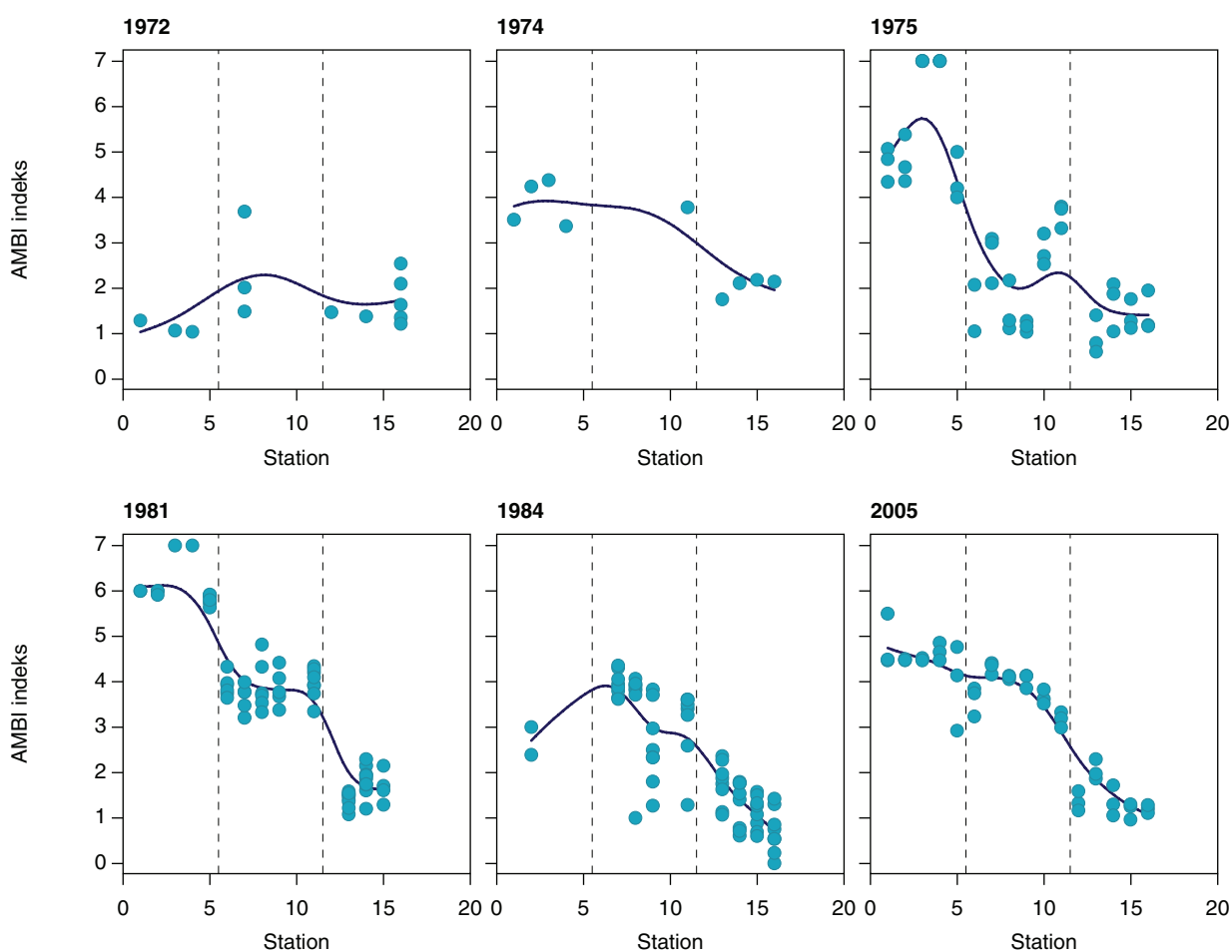
MDS-analyse af materialet fra perioden, hvor deponering af tailings foregik (1975-1984), indikerer en gruppering af prøverne i 3 grupper (figur 5.1) med forskellig artssammensætning, svarende til Affarlikassaa (stationerne 1-5), Indre Qaamarujuk (stationerne 6-11) og Ydre Qaamarujuk (stationerne 12-16). Denne gruppering var til stor del også til stede i 2005, 15 år efter at mineaktiviteterne var ophørt (figur 5.2).



Figur 5.2 MDS-plots af Bray-Curtis lighed mellem prøver fra 16 stationer i 1975, 1981, 1984 og 2005. Den relative forekomst af 1ste-gradens opportunist, *Capitella* spp. er indikeret ved blå boller. Numre refererer til station.

Fordeling på stationer over tid

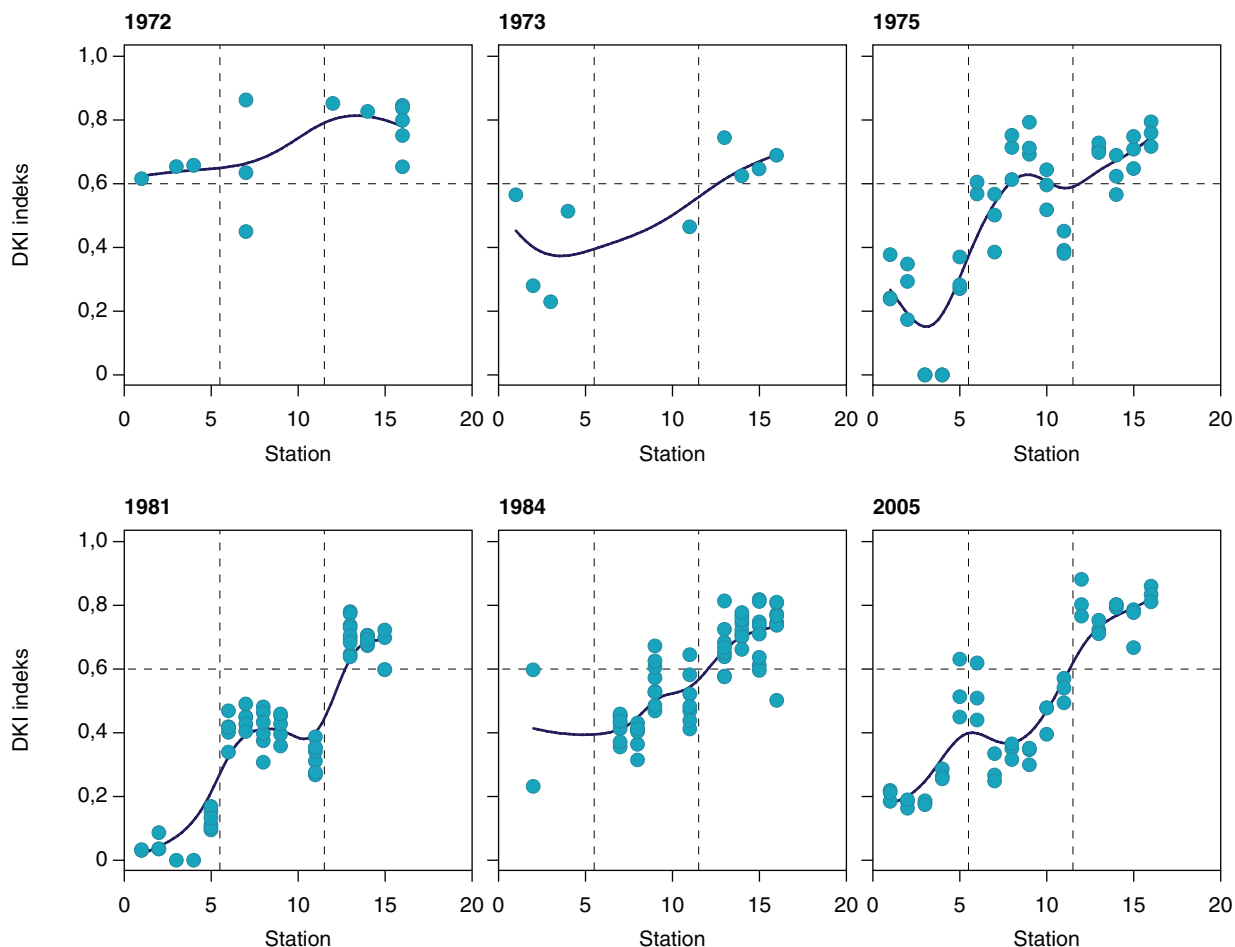
Før starten af minen i 1972 lå AMBI-indekset på mellem 1 og 2 på alle stationer, mens 1973-værdierne i Affarlikassaa var højere, mellem 3 og 4,5 (figur 5.3). I 1975, to år efter starten af minen, var indekset markant forøget til 4-7 i det primære påvirkningsområde, Affarlikassaa, mens indekset lå på nogenlunde det samme, lave niveau på øvrige stationer som før starten af minen. I 1981 var indekset stadig på et højt niveau, ca. 6-7, i Affarlikassaa, og nu var indekset også forøget i Indre Qaamarujuk. Ydre Qaamarujuk, der kan betegnes som en rumlig reference, var stadig på det lave niveau, som før starten af minen. I 1984 var der muligvis et vist fald af indekset i de 2 områder tættest på minen, mens det i Ydre Qaamarujuk stadig var uændret. I 2005, 15 år efter ophør af tailingsudledning, var fordelingen stadig meget lig den i 1981, muligvis med et vist fald i Affarlikassaa.



Figur 5.3. AMBI-indeksets fordeling på prøver fra de 16 stationer før (1972), under (1975-1984) og efter (2005) deponering af tailings. Grænser mellem områder med forskellig artssammensætning og grad af påvirkning fra minedriften er indikeret ved vertikale linier.

Fordelingen af DKI-indekset, der foruden AMBI også integrerer diversitetsmålet Shannon's H, viste stort set det samme (af beregningstekniske grunde er ændringerne af dette indeks reciprokke) mønster som AMBI alene, dog med den forskel, at værdierne fra 1973 i Affarlikassaa var mere lig 1972 på stationerne 1 og 4 (figur 5.4). Hvis man ser på grænsen mellem "God" og "Moderat" økologisk status til ca. 0,60 ifølge VRD-

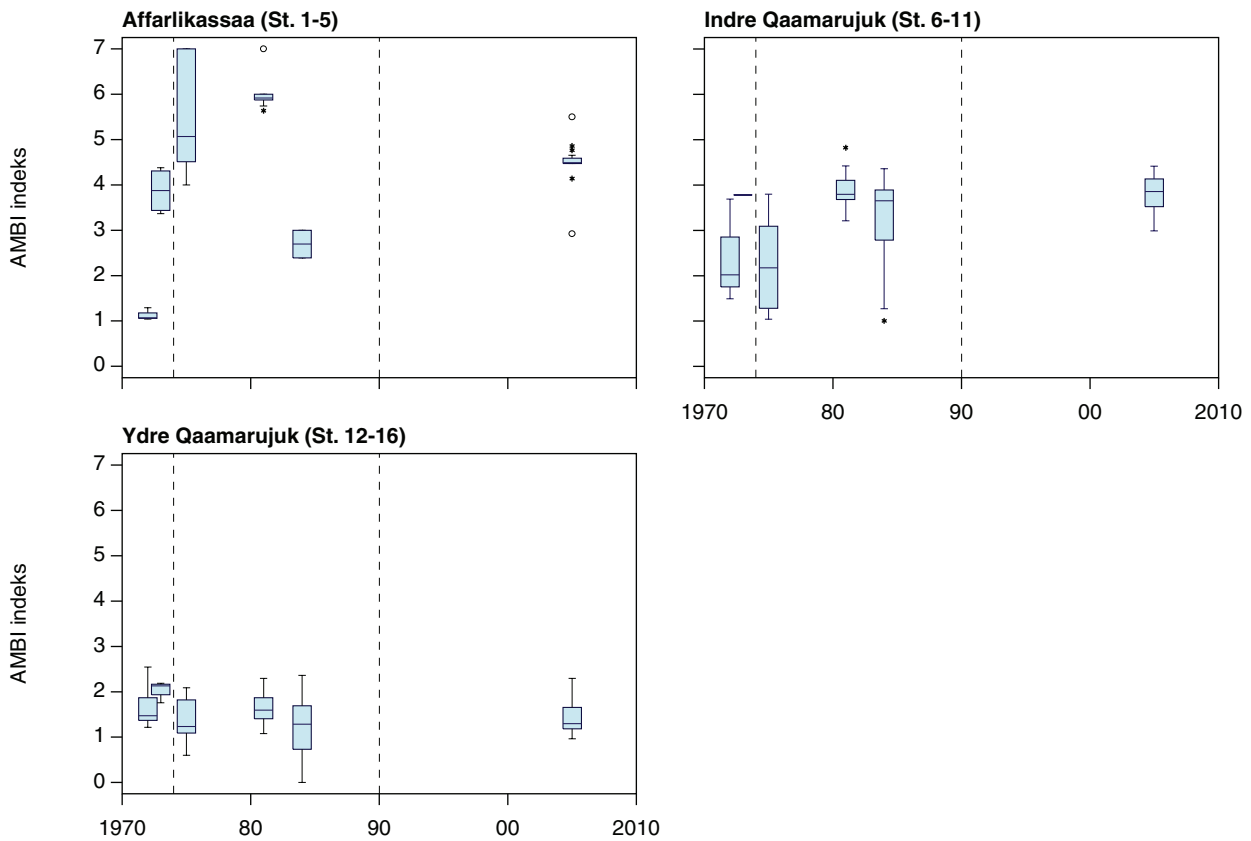
arbejdet i Nordøstatlanten (figur 5.4), ses det, at stort set alle stationer var i eller tæt på "God" eller endda "Meget god" status, før starten af minedriften. Ligeledes var stationerne i Ydre Qaamarujuk, den rumlige reference, i "God" til "Meget god" status i hele undersøgelsesperioden.



Figur 5.4 Fordeling af DKI-indekset på prøver fra de 16 stationer før (1972), under (1975-1984) og efter (2005) deponering af tailings. Grænser mellem områder med forskellig artssammensætning og grad af påvirkning fra minedriften er indikeret ved vertikale linier. Horizontal linie angiver grænsen mellem "God" og "Moderat" status ifølge VRD-arbejdet i Nordøstatlant (ca 0,60).

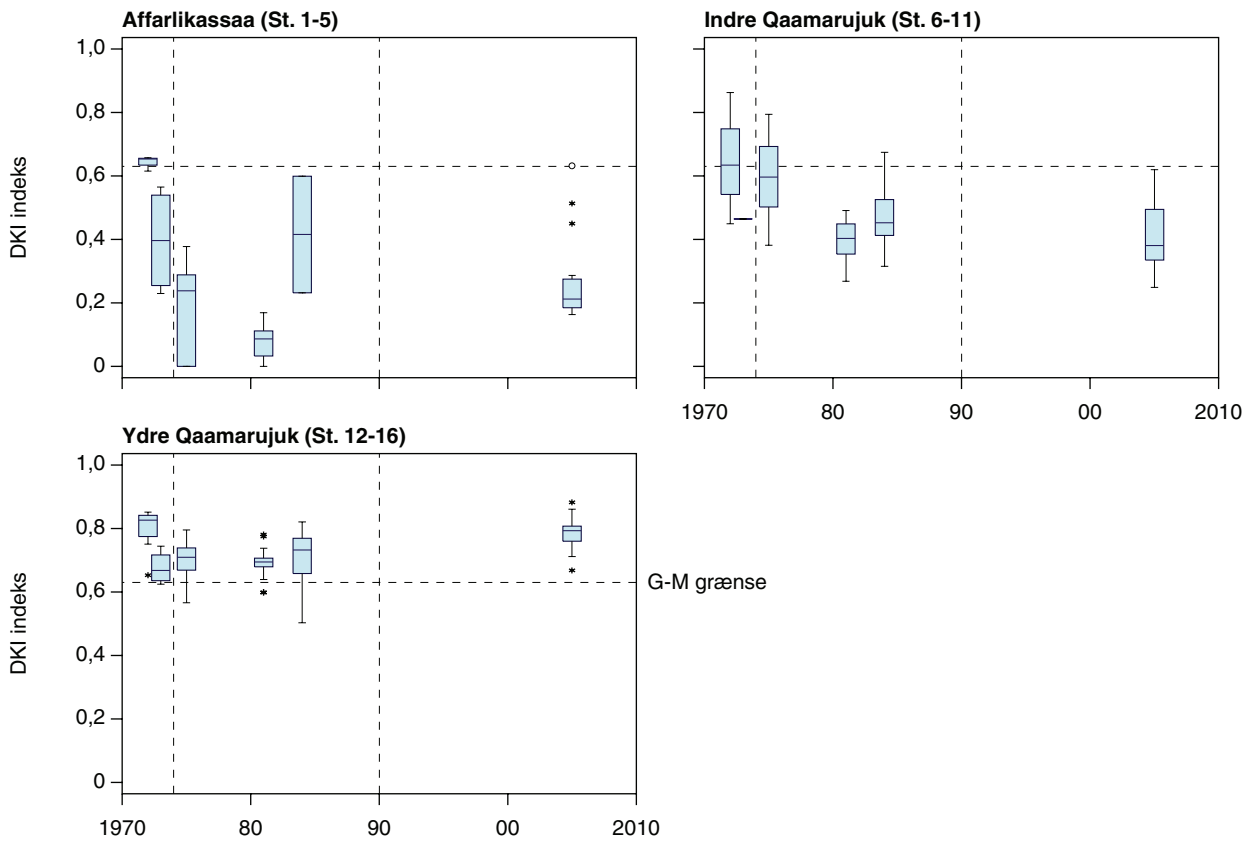
Udvikling over tid af områder

Efter minedriftens start i 1973 viser de 3 forskellige områder forskellig grad af forstyrrelse med den dårligste tilstand i 1981 (figur 5.5 og 5.6). Affarlikassaa med stationerne 1-5 udviste høj grad af forstyrrelse (højt AMBI-indeks og lavt DKI-indeks) allerede i 1975, to år efter starten af minen og nåede den dårligste status ("Dårlig") i 1981. I 2005 udviste området stadig en lav status om end lidt højere end i 1981 (ca. "Ringe" med VRD-terminologi). Status i det tilstødende område, Indre Qaamarujuk med stationerne 6-11, ændredes negativt men marginalt mellem 1972 og 1975 mens en markant ændring til "Moderat - Ringe status" var sket i 1981, en status der stadig var til stede i 2005 (figur 5.5 og 5.6).



Figur 5.5 Box and whisker plots af AMBI-indekset mod tid for hvert af de tre områder. Vertikale linier fra venstre indikerer henholdsvis start og afslutning af mineaktiviteterne (deposition af tailings). Horisontel linie i hver boks angiver medianværdi, og boksen inkluderer 50 % af værdierne.

Ændringerne af de forskellige indices blev testet med tovejs ANOVA, hvor de fikserede faktorer var område (I, II og III) og år (1972, 1973, 1975, 1981, 1984 og 2005). Testen viste signifikante forskelle både rumligt og tidsligt ($P < 0,001$, tabel 5.2). Den signifikante interaktionsterm (Område * Tid) indikerer, at de tidlige ændringer var forskellige i forskellige områder. For eksempel er det fra figur 5.5 og 5.6 tydeligt, at ændringerne var større i påvirkningsområdet (I) end i "referenceområdet" (III).



Figur 5.6 Box and whisker plots af DKI-indekset mod tid for hvert af de tre områder. Vertikale linier fra venstre indikerer henholdsvis start og afslutning af mineaktiviteterne (deposition af tailings). Horisontal linie i hver boks angiver medianværdi, og boksen inkluderer 50 % af værdierne.

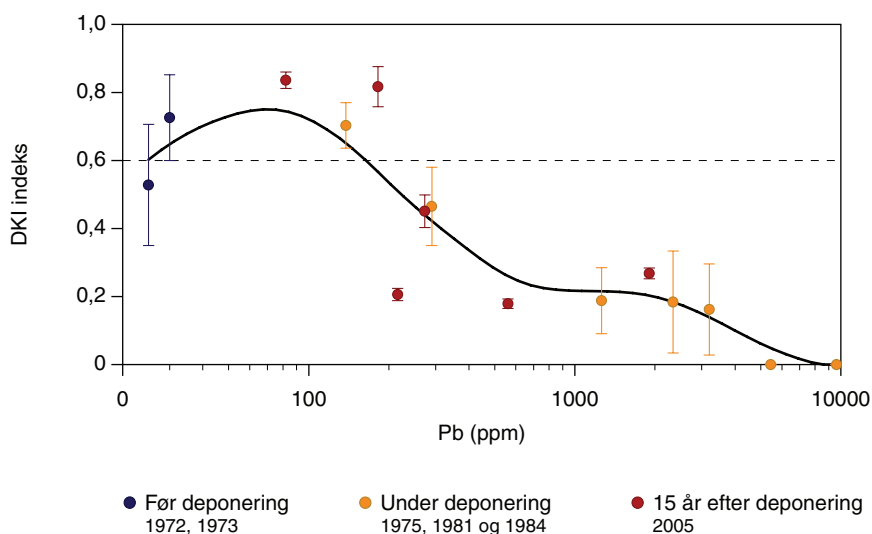
Tabel 5.2 Tovejs ANOVA-tabel for test af ændret Shannon Wiener diversitet (H), AMBI-indeks og DKI-indeks i rum (tre områder) og i tid (år 1972-2005).

Shannon Wiener' s H (log base-2)					
Variationskilde	SS	df	MS	F	P
Område	63,571	2	31,786	98,241	0,000
Tid	19,653	5	3,931	12,149	0,000
Område * Tid	13,976	10	1,398	4,32	0,000
Error	72,474	224	0,324		
AMBI-indeks					
Variationskilde	SS	df	MS	F	P
Område	118,42	2	59,21	136,824	0,000
Tid	58,187	5	11,637	26,892	0,000
Område * Tid	82,545	10	8,254	19,075	0,000
Error	96,935	224	0,433		
DKI-indeks					
Variationskilde	SS	df	MS	F	P
Område	3,018	2	1,509	160,784	0,000
Tid	1,097	5	0,219	23,372	0,000
Område * Tid	0,903	10	0,09	9,623	0,000
Error	2,103	224	0,009		

Relationer til metalforurening

De markante ændringer af samfundene relativt både den tidlige og den rumlige reference gør det muligt med høj sandsynlighed at knytte ændringerne til aktiviteter i forbindelse med minedriften. Eksakt hvilken påvirkningsfaktor, der har størst betydning, er dog sværere at fastlægge. Oveni den fysiske effekt ved at faunaen helt eller delvis begravnes ved udledning af tailings, har deponeringen også medført en forøgelse af bly og flere andre tungmetaller i sedimentet. Det gælder for eksempel kobber, der også har dokumenteret giftvirkning på bundfauna (Rygg 1985, Trannum et al. 2004). Fra målinger i sedimentet fra 70'erne og 80'erne synes der være en vis positiv korrelation mellem de forskellige metaller. Det er derfor sandsynligt, at blykoncentrationen i sedimentet afspejler metalforureningen generelt, og hvis faunaændringerne skyldes metalforurening, vil vi forvente en form for dosis-responsrelation mellem faunaparametre og blykoncentrationen i sedimentet. På figur 5.7 er vist plot af DKI-indekset mod blykoncentrationen i overfladesedimentet midlet over perioden 1974-1981 og fra stationer i 2005. Baggrundsniveauet fra før starten af minen i 1972 og 1973 er sat til 20-25 mg/kg. Data fra 1974-1981 er middelværdier fra 5 stationer i Affarlikassaa og områderne Indre og Ydre Qaamarujuk (Anon 1988). DKI-indekset viser en tendens til en sigmoid dosis-responsrelation til logaritmen af blykoncentrationen. En negativ påvirkning af faunaparametrene ser ud til at ske ved en koncentration mellem 100 og 200 mg/kg bly i sedimentet.

Figur 5.7 Plot af AMBI-indekset mod blykoncentrationen i overfladesediment. I plottet med DKI-indeks er indlagt ca. grænsen mellem "God" og "Moderat" status ifølge VRD-arbejdet (ca 0,60). Error bars = 2 x SD. Dosis-responskurven er fremkommet ved DWLS smoothing (tension = 0,5).

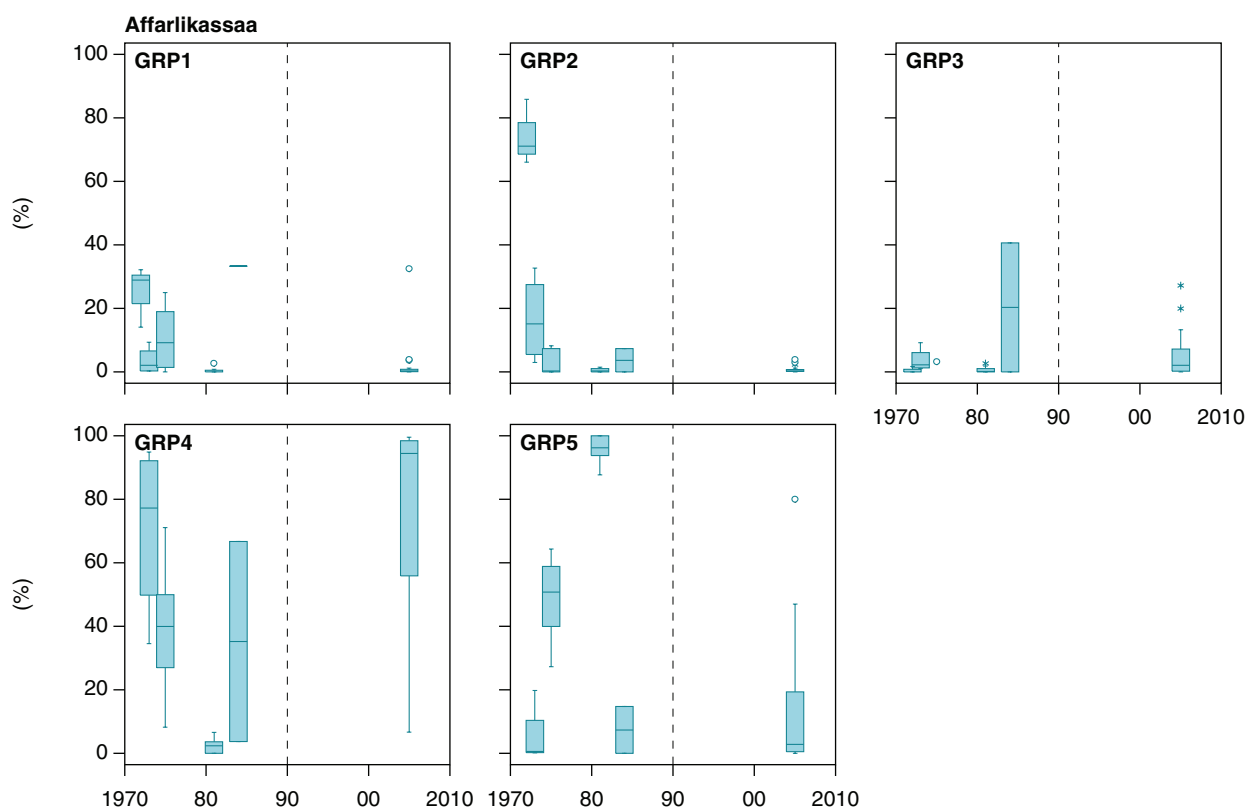


Udvikling af arter med forskellig følsomhed overfor forstyrrelse

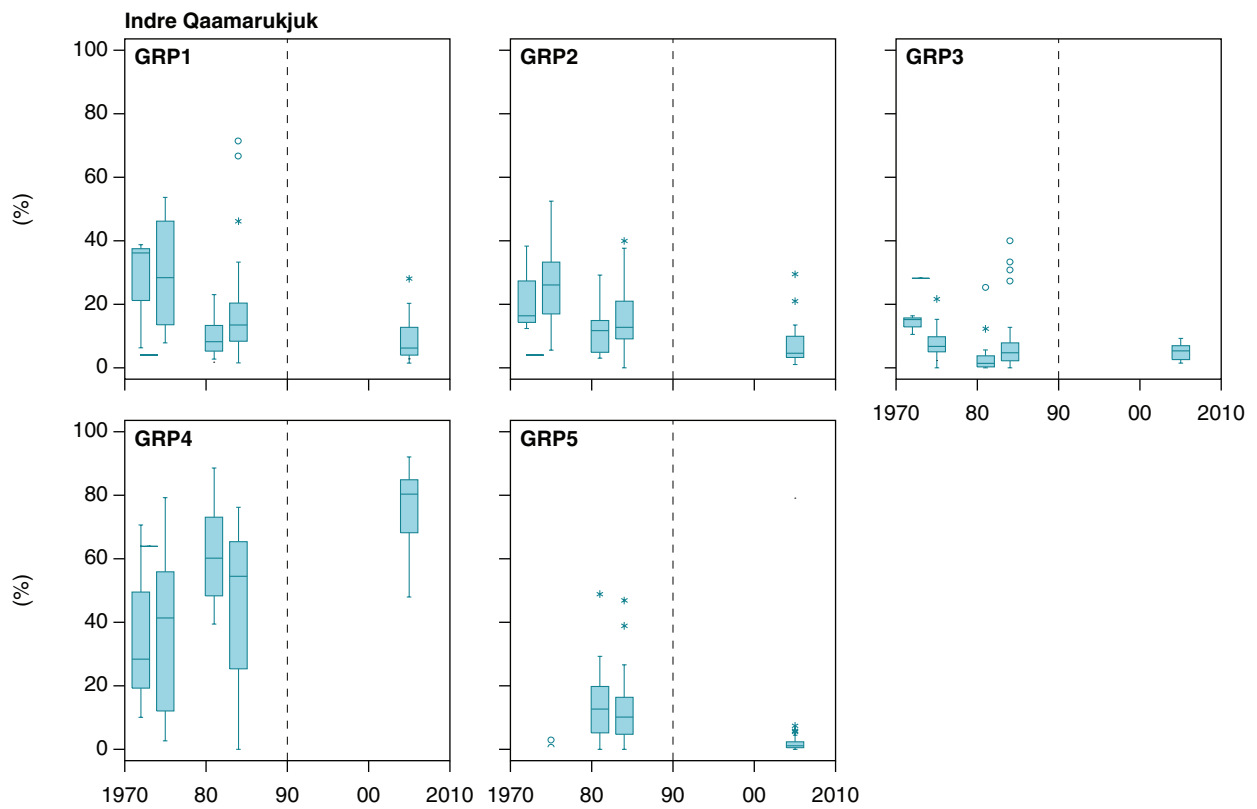
Ved beregning af AMBI-indekset bliver arterne først klassificeret i 5 klasser efter følsomhed overfor forstyrrelser, alternativt graden af opportunisme (Borja et al. 2000). Gruppe I indeholder de følsomme arter, der er karakteristiske for et uforstyrret samfund, mens Gruppe V indeholder de mest opportunistiske arter, i denne undersøgelse hovedsagelig arter af slægten *Capitella*.

Den tidlige og rumlige fordeling af grupperne, der er sammenfattet i AMBI-indekset, viser tydeligt påvirkning fra minedriften i Maarmorilik (figur 5.8). I 1972 dominerede gruppe I og II i alle tre områder mens gruppe V slet ikke fandtes i nogen af områderne. I 1973 var der dog dominans af gruppe IV (specielt *Chaetozone setosa*). Gruppe IV (specielt *Capitella* spp.) forekom i lave tal i Qaamarujuk og Affarlikassaa (i 1973) før minedriften startede. Efter starten er der en markant forøgelse specielt af gruppe V i Affarlikassaa og Indre Qaamarujuk, hvor gruppen nåede den største dominans i starten af 80'erne. I 2005 var der stadig høj dominans af gruppe IV i disse to områder, mens gruppe V var faldet tilbage til et lavt niveau. Gruppe I, de følsomme arter, var faldet til et meget lavt niveau i de to påvirkede områder men dominerede ved alle prøvetagninger i Ydre Qaamarujuk (figur 5.8).

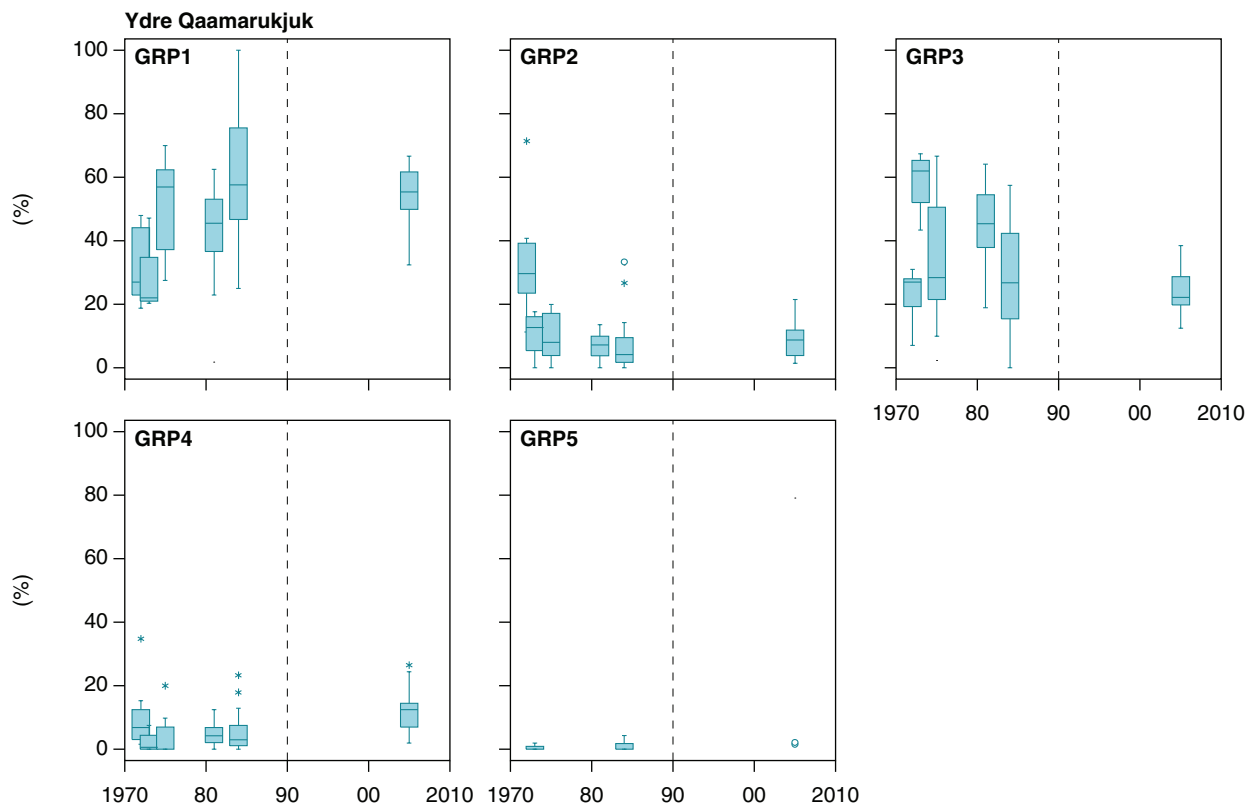
De observerede successionsmønstre i forhold til metalkoncentrationer i sedimentet var meget lig de effekter, som er beskrevet fra gradienter med organisk forurening og i forhold til iltsvind. Resultaterne styrker således opfattelsen af, at bundfaunaens diversitet og sammensætning med hensyn til sensitivitetsgrupper sensu AMBI kan bruges som indikator på forstyrrelse/forurening generelt og ikke kun i forhold til organisk forurening.



Figur 5.8a. Box and Whiskers plots af de 5 grupper af arter der indgår i AMBI-indekset mod tid i Affarlikassaa.



Figur 5.8b. Box and Whiskers plots af de 5 grupper af arter der indgår i AMBI-indekset mod tid i Indre Qaamarukjuk.



Figur 5.8c. Box and Whiskers plots af de 5 grupper af arter der indgår i AMBI-indekset mod tid i Ydre Qaamarukjuk.

Sammenligning med andre undersøgelser

En sammenligning af bundfaunaprøver fra 1970'erne taget før og efter minedriften startede viser, at bundfaunasamfundet hurtigt ændrede sig radikalt i det primære påvirkningsområde. Ændringen bestod i et markant fald i artsdiversiteten og et skift i sammensætningen af samfundet mod dominans af forureningstolerante arter. Op gennem 1980'erne, hvor minen var i drift, vedblev der med at være denne gradient i sammensætningen af faunaen. Resultater fra prøvetagningen i 2005 viser overordnet den samme rumlige fordeling af bundfaunaparametre som i perioden lige efter starten af mineaktiviteterne for 20-30 år siden. Efter at deponering af tailings var ophørt (1990), ville en naturlig sedimentation på ~2 mm/år have genereret et 3 cm tykt sedimentlag ovenpå tailings i de efterfølgende 15 år. Dette ville være et tilstrækkeligt tykt lag til, at mange, måske de fleste, bundfaunaarter skulle kunne etablere sig.

I en lignende undersøgelse (over 19 år) af metalforurene (Mo, Pb, Zn) tailings fra minedrift i British Columbia blev der vist effekter på bundfaunasamfundet, hvor små opportunistiske arter dominerede i de påvirkede områder (Burd et al. 2000). Genetableringen i denne undersøgelse var dog hurtig. Ca. 3 år efter minedriftens ophør var en stor del af det normale samfund genetableret. Metalforureningen i denne undersøgelse var dog på et meget lavere niveau end i Maarmorilik. Blykoncentrationerne i sedimentet nåede i dette tilfælde ikke over 300 ppm mens det maksimale niveau i Maarmorilik var tæt på 10.000 ppm. dvs. 30 gange højere. Dette kan muligvis forklare forskellen i resultatet mellem de to undersøgelser.

Der er også udført undersøgelser af effekter på bundfauna af deponering af tailings fra minedrift af titan. Olsgard & Hasle (1993) viste, at en stort set fuldstændig genetablering af bundfauna skete efter 4 år i de områder, hvor tailings blev deponeret. Undersøgelserne blev foretaget i Skagerrak syd for Norge, og disse tailings, i modsætning til tailings ved Maarmorilik, indeholdt kun lave koncentrationer af tungmetaller.

Trannum et al. (2004) fandt negative effekter på rekolonisationsrater af bundfauna ved kobberkoncentrationer i sedimentet af samme størrelse som fandtes i Affarlikassaa i perioden 1974-1987. En del af de effekter, vi ser i Maarmorilik-området, kan således også skyldes kobber og ikke kun bly. Det er velkendt, at specielt kobber påvirker bundfaunaens diversitet negativt (Rygg 1985).

Sammenfatning bundfauna

Deponering af tailings fra minen i Maarmorilik i perioden 1973-1990 har markant påvirket bundfaunaen i Affarlikassaa og Indre Qaamarujuk. En undersøgelse af tilstanden i 2005 viser, at en genetablering til et "normalt" bundfaunasamfund ikke var sket 15 år efter at deponering af "tailings" var ophørt. Bundfaunaen i det primære tailingsområde, Affarlikassaa, var stadig 15 år efter minens lukning i en økologisk tilstand, der kan betegnes som "Ringe" til "Dårlig". I Indre Qaamarujuk var tilstanden "Moderat" til "Ringe". Til sammenligning har tilstanden i Ydre Qaamarujuk været "God" til "Meget god", mens minedriften fandt sted, ligesom den var i hele området, før minedriften startede. Det er sandsyn-

ligt, at påvirkningen af bundfaunaen både skyldes fysiske faktorer (dækning med "tailings") og kemiske (giftvirkning af tungmetaller i sedimentet).

6 Referencer

Anon. 1973. Recipientundersøgelse august 1972 Qaumarujuk Fjord Agfardlikavså. Recipientundersøgelse for Grønlands Tekniske Organisation. Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Anon. 1974. Recipientundersøgelse juli 1973 Qaumarujuk Fjord Agfardlikavså Rapport til Ministeriet for Grønland fra Grønlands Fiskeriundersøgelser, Grønlands Geologiske Undersøgelse, Institut for Petrologi og Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Anon. 1976. Recipientundersøgelse 1975-76 Agfardlikavså Qaumarujuk. Rapport fra Grønlands Geologiske Undersøgelse, Grønlands Fiskeriundersøgelser og Institut for Petrologi.

Anon. 1988. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1972-1987. Rapport fra Grønlands Miljøundersøgelser og Grønlands Geologiske Undersøgelse.

Anon. 2002. Bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer. Fødevareredirektoratet 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.

Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European Estuarine and Coastal Environments. Marine Pollution Bulletin, 40: 1100-1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodríguez, J.G. & Rygg, B. 2006. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin (in press).

Burd, B., Macdonald, R. & Boyd, J. 2000. Punctuated recovery of sediments and benthic infauna: a 19-year study of tailings deposition in a British Columbia fjord. Marine Environmental Research 49: 145-175.

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.

Elberling, B., Asmund, G., Kunzendorf, H. & Krogstad, E.J. 2002. Geochemical trends in metal-contaminated fiord sediments near a former lead-zinc mine in West Greenland. - Applied Geochemistry 17(4): 493-502.

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.

Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 2003. Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Faglig rapport fra DMU nr. 465. Danmarks Miljøundersøgelser, 62 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.

Olsgard, F. & Hasle, J.R. 1993. Impact of waste from titanium mining on benthic fauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 185-213.

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.

Rygg, B. 1985. Effects of sediment copper on benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series* 25: 83-89.

Trannum, H.C., Olsgard, F., Skei, J.M., Indrehus, J., Øverås, S. & Eriksen, J. 2004. Effects of copper, cadmium and contaminated harbour sediments on recolonisation of soft-bottom communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 310: 87-114.

Bilag

Bilag I. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 2005

ID nr.	Station	Bly (Pb)	Zink (Zn)	Bemærkning
33214	T2	34,25	40,1	
33215	T3	8,41	17,6	
33216	T5	18,30	25,2	
33217	T6	9,63	17,5	
33218	T6 Trans	10,25	21,4	Fra Schades øer
33219	T10	158,92	64,4	
33220	T12 SW	210,26	107,2	Fra Schades øer
33221	T12 SW Trans	110,40	176,0	
33222	T7	165,66	35,1	
33238	T12 Ø	178,20	84,6	
33239	T12 Ø Trans	51,39	96,3	Fra Schades øer
33240	T15	28,62	29,6	
33241	T15 A	29,15	25,8	
33242	T17 C	33,37	37,4	
33251	T17 B	95,30	62,0	
33252	T17 B Trans	10,04	34,1	Fra Schades øer
33253	T17	26,47	32,7	
33254	T17 A	32,26	38,1	
33255	T17 A Trans	1,86	16,5	Fra Schades øer
33256	T22	103,19	61,3	
33257	T22 Trans	7,53	23,1	Fra Schades øer
33282	T25	5,84	14,8	
33283	T25 Trans	0,76	5,8	Fra Schades øer
33284	T29	22,72	49,4	
33285	T30	41,01	36,0	
33286	T30 Trans	0,94	12,7	Fra Schades øer
33369	T36	6,37	14,3	
33370	T36 Trans	0,81	9,8	Fra Schades øer
33371	T34	0,63	22,5	
33372	T33	0,47	13,8	
33431	T37	10,94	28,3	
33432	T38	0,91	18,2	
33442	TL	0,74	14,3	
33443	L Trans	0,32	11,5	Fra Schades øer
33458	V	0,37	8,7	
33459	V Trans	0,30	10,0	Fra Schades øer
33460	F	1,42	20,0	
33461	G	0,86	23,1	
33462	G Trans	0,31	14,6	Fra Schades øer
31080	Schades Øer 2004	0,27	9,1	

Bilag II. Vandanalyser ved Maarmorilik og referencestation nær Qeqertat 2005. Koncentrationer er i µg/kg

	Dybde, m	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Bly (Pb)
St. 1 18. august	2	4,29	0,0044	0,0237
	10	3,05	0,0090	0,2207
	20	6,62	0,0122	0,1507
	30	18,20	0,0829	0,1971
	40	20,90	0,0877	0,3187
	50	29,36	0,0661	0,2511
St. 1 21. august	2	2,39	<d.l.	0,0329
	10	3,39	<d.l.	0,0316
	20	4,46	0,0164	0,0752
	30	11,03	0,0545	0,0578
	40	20,44	0,0756	0,1730
	50	30,63	0,1345	0,2203
St. 3 18. august	2	2,14	0,0126	0,0220
	10	2,23	0,0075	0,0170
	20	5,26	0,0104	0,0837
	30	9,43	0,0313	0,0757
	40	23,54	0,0782	0,0800
	50	33,84	0,1450	0,2628
St. 3 21. august	2	2,01	0,0049	0,0599
	10	4,98	0,0169	0,2165
	20	6,18	0,0287	0,1780
	30	14,14	0,0835	0,1156
	40	28,76	0,1102	0,0283
	50	32,91	0,1511	0,1711
Referencestation	2	2,40	0,0189	0,0646
	10	1,41	0,0099	0,0100
	20	1,43	0,0123	0,0284
	30	2,18	0,0064	0,0505
	40	1,02	0,0156	0,0192
	50	1,96	0,0170	0,0935

Bilag III. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tangskudspidser 2005

ID nr.	Art	Station	Bly (Pb)	Zink (Zn)
33201	<i>Fucus vesiculosus</i>	T1	3,909	148,38
33202	<i>Fucus vesiculosus</i>	T1	3,077	139,04
33203	<i>Fucus vesiculosus</i>	T2	1,433	62
33204	<i>Fucus vesiculosus</i>	T2	1,498	59,78
33205	<i>Fucus vesiculosus</i>	T3	1,254	62,9
33206	<i>Fucus vesiculosus</i>	T3	1,387	67,69
33207	<i>Fucus vesiculosus</i>	T5	1,829	46,62
33208	<i>Fucus vesiculosus</i>	T7	0,699	27,51
33209	<i>Fucus vesiculosus</i>	T7	0,909	28,51
33210	<i>Fucus vesiculosus</i>	T10	2,427	111,78
33211	<i>Fucus vesiculosus</i>	T10	3,037	168,45
33212	<i>Fucus vesiculosus</i>	T12 SW	5,397	147,09
33213	<i>Fucus vesiculosus</i>	T12 SW	5,352	157,07
33244	<i>Fucus vesiculosus</i>	T12 Ø	10,669	251,16
33243	<i>Fucus vesiculosus</i>	T12 Ø	21,164	517,07
33245	<i>Fucus vesiculosus</i>	T15	5,315	152,94
33246	<i>Fucus vesiculosus</i>	T15	5,328	150,38
33247	<i>Fucus vesiculosus</i>	T15 A	4,524	106,66
33248	<i>Fucus vesiculosus</i>	T15 A	4,236	108,8
33260	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17	3,408	79,38
33261	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17	2,997	77,32
33262	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 A	1,87	59,24
33263	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 A	1,927	56,47
33258	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 B	3,622	88,03
33259	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 B	3,703	93,68
33250	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 C	4,28	103,03
33249	<i>Fucus vesiculosus</i>	T17 C	3,494	78,6
33264	<i>Fucus vesiculosus</i>	T22	1,175	48,89
33265	<i>Fucus vesiculosus</i>	T22	1,157	42,06
33276	<i>Fucus vesiculosus</i>	T25	0,697	30,39
33277	<i>Fucus vesiculosus</i>	T25	0,694	28,96
33278	<i>Fucus vesiculosus</i>	T29	1,361	41,55
33279	<i>Fucus vesiculosus</i>	T29	1,435	40,3
33280	<i>Fucus vesiculosus</i>	T30	1,24	38,63
33281	<i>Fucus vesiculosus</i>	T30	1,329	39,74
33287	<i>Fucus vesiculosus</i>	T33	0,51	17,86
33288	<i>Fucus vesiculosus</i>	T33	0,571	18,07
33289	<i>Fucus vesiculosus</i>	T34	0,409	16,65
33290	<i>Fucus vesiculosus</i>	T36	0,784	29,41
33291	<i>Fucus vesiculosus</i>	T36	0,652	23,29
33427	<i>Fucus distichus</i>	T37	0,233	25,11
33428	<i>Fucus distichus</i>	T37	0,16	23,89
33429	<i>Fucus distichus</i>	T38	0,112	9,87
33430	<i>Fucus distichus</i>	T38	0,22	13,84
33437	<i>Fucus vesiculosus</i>	L	0,123	7,52
33438	<i>Fucus vesiculosus</i>	L	0,178	7,22
33465	<i>Fucus distichus</i>	F	0,321	17,12

33466	<i>Fucus distichus</i>	F	0,143	14,45
33463	<i>Fucus distichus</i>	V	0,223	14,07
33464	<i>Fucus distichus</i>	V	0,165	12,67
33467	<i>Fucus distichus</i>	TG	0,223	12,58
33468	<i>Fucus distichus</i>	TG	0,178	10,71

**Bilag IV. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmus-
ling (*Mytilus edulis*) indsamlet i 2005**

ID nr.	Station	Antal individer	Gns. længde (mm)	Gns. individvægt (g vådvægt)	Bemærkning	Tørstof %	Bly (Pb)	Zink (Zn)
31078	L	20	53,6	5,3	Indsamlet i 2004	15,34	1,78	132,7
31079	L	10	82,3	16,5	Indsamlet i 2004	12,23	6,25	100,2
33223	T1	20	45,3	2,9		18,3	63,69	185,4
33224	T1	20	54,9	4,4		16,87	69,49	179,4
33225	T5	20	45,7	3,8		21,37	12,83	91,8
33226	T5	20	55	5,7		20,54	12,75	101,8
33227	T5	20	65,1	8,8		20,1	18,81	128,6
33228	T10	20	45,05	2,9		19,47	38,97	176,7
33229	T10	20	55,05	5,1		17,71	50,44	199,8
33230	T10	9	65,7	8,8		16,55	113,20	175,5
33231	T12 SW	10	39,7	3,9		15,98	98,30	305,6
33232	T12 SW	20	45,15	3,1		18,76	108,46	301,7
33233	T12 SW	20	55,6	5,5		18,06	139,23	272,4
33234	T5	20	56,6	6,5	Transplanteret i 2004	19,08	6,17	130,1
33235	T5	13	67,38	11,2	Transplanteret i 2004	16,87	6,47	127,0
33236	T12 SW	20	55,05	5,5	Transplanteret i 2004	18,21	65,30	218,0
33237	T12 SW	6	67,67	10,7	Transplanteret i 2004	16,46	63,72	227,3
33266	T12 Ø	20	45,1	3,3		18,85	152,04	196,5
33267	T12 Ø	20	55	5,5		17,19	205,94	359,8
33268	T12 Ø	16	65,38	8,6		17,19	216,66	432,8
33269	T15	20	45,15	2,8		18,52	43,65	169,2
33270	T15	20	55,25	4,7		16,44	62,89	166,6
33271	T15	20	65	6,7		16,26	87,04	200,2
33272	T15 A	20	55,1	4,5		16,95	59,42	202,3
33273	T15 A	20	64,85	7,4		17,81	52,17	181,2
33274	T17 C	19	55,34	4,3		15,31	51,02	245,5
33275	T17 C	15	64,37	6,8		14,77	42,52	184,7
33292	T17 A	20	45	2,5		15,79	23,73	105,7
33293	T17 A	20	54,95	3,9		14,73	25,83	132,6
33294	T17 C	20	45,05	2,5		14,68	35,77	262,5
33295	T17 B	20	45	2,7		16,62	39,65	117,5
33296	T17 B	20	54,85	5,0		17,81	32,25	123,5
33297	T17 B	14	64,5	7,7		17,66	34,99	137,5
33298	T22	20	45,65	2,7		16,73	19,08	128,4
33299	T22	20	55,2	4,4		16,53	23,80	130,4
33401	T22	17	64,97	6,8		16,16	26,47	159,2
33402	T17 A	12	56,33	4,8	Transplanteret i 2004	14,66	13,14	183,5
33403	T17 A	9	62,5	5,9	Transplanteret i 2004	11,89	13,05	164,1
33404	T22	20	55	4,3	Transplanteret i 2004	12,68	14,49	196,6
33405	T22	11	71,73	11,6	Transplanteret i 2004	10,84	11,69	186,6
33406	T25	20	45,7	2,8		16,57	7,63	122,5
33407	T25	20	54,95	4,7		15,63	11,66	139,7

33408	T29	20	45,3	2,6		16,72	11,09	107,4
33409	T29	20	54,85	4,3		16,13	12,73	105,6
33410	T30	20	45,35	2,4		15,08	13,58	119,7
33411	T30	20	55,85	4,3		14,61	17,21	125,9
33412	T25	20	55,65	5,0	Transplanteret i 2004	13,59	7,47	141,4
33413	T25	6	64	8,4	Transplanteret i 2004	14,66	7,98	158,8
33414	T25	6	76,5	10,0	Transplanteret i 2004	10,76	8,21	96,7
33415	T30	13	54,73	4,0	Transplanteret i 2004	11,96	9,83	99,8
33416	T30	8	67,49	12,3	Transplanteret i 2004	10,31	9,66	165,9
33417	T36	20	45,15	2,6		16,44	8,84	142,4
33418	T36	20	54,9	4,4		15,03	14,17	162,5
33419	T36	18	63,33	6,0		15,76	13,43	160,5
33420	T33	18	44,5	2,8		16,84	4,23	105,8
33421	T33	20	55	4,3		16,83	4,41	113,0
33422	T33	20	64,45	7,4		15,52	5,54	123,2
33423	T34	20	55,55	5,7		18,62	2,85	95,9
33424	T34	13	66,19	9,0		18,3	4,93	97,1
33425	T36	9	55,72	5,0	Transplanteret i 2004	13,99	6,59	185,2
33426	T36	6	76,5	12,8	Transplanteret i 2004	11,78	7,86	134,1
33433	T37	20	45,4	2,7		16,13	4,38	125,7
33434	T37	20	55	4,7		15,62	3,34	126,0
33435	T38	16	56,5	5,8		17,41	2,77	111,9
33436	T38	20	65,1	8,1		17,71	2,95	123,1
33439	L	20	45,15	3,0	Indsamlet i 2005	16,66	0,94	92,3
33440	L	20	55,1	5,3	Indsamlet i 2005	16,46	0,97	107,9
33441	L	18	65,33	8,4	Indsamlet i 2005	17,8	1,03	94,1
33470	F	20	65,95	10,9		22,39	1,73	86,4
33471	F	20	75,35	15,5		22,66	1,94	89,1
33473	G	20	55,1	6,2		18,4	2,35	99,9
33474	G	20	65,4	8,9		17,92	4,48	129,1
33475	F	14	84,57	21,4		20,33	3,63	92,4
33476	G	20	76,5	14,8		18,11	2,30	105,6

Bilag V. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i ammassat indsamlet i juli 2006

ID nr.	Længde (cm)	Vægt (g)	Køn	Tørstof %	Bly (Pb)
33556	15,5	32,29	HAN	18,83	2,47
33557	16,5	36,16	HAN	16,98	2,14
33558	16,5	36,08	HAN	15,3	2,97
33559	16,5	37,64	HAN	16,9	1,28
33560	16	33,99	HAN	15,36	1,39
33561	17	37,61	HAN	15,16	1,77
33562	16	30,63	HAN	17,89	2,07
33563	17	45,13	HAN	17,88	2,57
33564	15,7	34,34	HAN	17,62	2,77
33565	15,5	28,65	HAN	14,62	2,83
33566	16	31,90	HAN	15,05	1,86
33567	17	37,84	HAN	15,41	3,32
33568	14	22,35	HAN	15,17	2,05
33569	13,5	19,88	HAN	17,4	2,51
33570	16,5	32,92	HAN	14,58	1,56
33571	17	41,69	HAN	16,86	1,63
33572	16,5	36,00	HAN	14,86	2,60

**Bilag VI. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i plettet havkat
indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q) Qaamarujuk
august 2005**

ID nr.	Køn	Længde (cm)	Vægt (g)	Lokalitet	Væv	Tørstof %	Bly (Pb) (mg/kg tørvægt)
33325	Han	94	7.390	Ydre Q	Lever	40,59	0,295
33326	Han	51	1.020	Ydre Q	Lever	34,62	0,088
33327	Han	56	1.510	Ydre Q	Lever	34,2	0,240
33328	Hun	61	1.880	Ydre Q	Lever	34,15	0,205
33329	Hun	65	2.260	Ydre Q	Lever	36,81	0,356
33309	Han	98	8.110	Indre Q	Lever	36,36	0,058
33310	Hun	75	3.960	Indre Q	Lever	34,93	0,425
33311	Hun	97	8.110	Indre Q	Lever	41,01	0,047
33312	Hun	67	2.020	Indre Q	Lever	25,9	0,116
33313	Hun	71,5	2.810	Indre Q	Lever	34,64	0,388
33525	Han	94	7.390	Ydre Q	Muskel	18,52	0,062
33526	Han	51	1.020	Ydre Q	Muskel	17,76	0,054
33327	Han	56	1.510	Ydre Q	Muskel	20,35	0,051
33328	Hun	61	1.880	Ydre Q	Muskel	18,06	0,048
33329	Hun	65	2.260	Ydre Q	Muskel	17,76	0,086
33309	Han	98	8.110	Indre Q	Muskel	16,9	0,073
33310	Hun	75	3.960	Indre Q	Muskel	17,82	0,053
33311	Hun	97	8.110	Indre Q	Muskel	18,22	0,047
33312	Hun	67	2.020	Indre Q	Muskel	11,68	0,066
33313	Hun	71,5	2.810	Indre Q	Muskel	17,93	0,077

Bilag VII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i almindelig ulk indsamlet i indre (Indre Q) og ydre (Ydre Q.) Qaamarujuk samt i et referenceområde (Ref.) i den indre del af Perlerfiup kangerlua i august 2005

ID nr.	Køn	Længde (cm)	Vægt (g)	Lokalitet	Væv	Tørstof %	Bly (Pb)
33349	Hun	33,5	510	Indre Q	Lever	29,8	0,623
33350	Hun	32,5	430	Indre Q	Lever	33,58	0,171
33351	Hun	31,5	400	Indre Q	Lever	34,01	0,280
33352	Hun	33	420	Indre Q	Lever	29,31	0,594
33353	Hun	34	490	Indre Q	Lever	23,65	0,891
33354	Hun	33	520	Indre Q	Lever	43,52	0,023
33355	Hun	33	440	Indre Q	Lever	32,76	0,042
33356	Hun	30	340	Indre Q	Lever	28,87	0,214
33357	Hun	26	200	Indre Q	Lever	33,77	0,364
33358	Hun	25,5	190	Indre Q	Lever	32,06	0,153
33359	Hun	32,5	440	Ydre Q	Lever	38,07	0,040
33367	Hun	35,5	510	Ydre Q	Lever	39,42	0,094
33368	Han	28	330	Ydre Q	Lever	41,16	0,018
33388	Han	27,5	290	Ydre Q	Lever	39,61	0,060
33360	Han	29	270	Ydre Q	Lever	37,84	0,238
33361	Hun	32	390	Ydre Q	Lever	28	0,093
33362	Hun	31	390	Ydre Q	Lever	34,77	0,032
33363	Hun	25,5	210	Ydre Q	Lever	37,3	1,092
33364	Han	28,5	280	Ydre Q	Lever	38,37	0,068
33365	Hun	21,5	130	Ydre Q	Lever	29,41	0,148
33366	Hun	34	540	Ydre Q	Lever	37,98	0,036
33448	Hun	33	450	Ref.	Lever	32	0,041
33449	Hun	31	370	Ref.	Lever	36,18	0,044
33450	Hun	31,5	370	Ref.	Lever	32,94	0,055
33451	Hun	31	390	Ref.	Lever	36,49	0,037
33452	Hun	28	300	Ref.	Lever	27,68	0,081
33453	Hun	27	230	Ref.	Lever	32,14	0,056
33454	Hun	34,5	610	Ref.	Lever	43,33	0,040
33455	Hun	28,5	250	Ref.	Lever	22,07	0,094
33456	Hun	32	390	Ref.	Lever	36,19	0,041
33457	Hun	32	340	Ref.	Lever	30,41	0,048
33448	Hun	33	450	Ref.	Muskel	18,53	0,025
33449	Hun	31	370	Ref.	Muskel	20,25	0,032
33450	Hun	31,5	370	Ref.	Muskel	19,81	0,015
33451	Hun	31	390	Ref.	Muskel	19,61	0,025
33452	Hun	28	300	Ref.	Muskel	18,38	0,005
33453	Hun	27	230	Ref.	Muskel	17,9	0,029
33454	Hun	34,5	610	Ref.	Muskel	19,57	0,047
33455	Hun	28,5	250	Ref.	Muskel	17,86	0,017
33456	Hun	32	390	Ref.	Muskel	19,61	<0,001
33457	Hun	32	340	Ref.	Muskel	18,44	0,010

33359	Hun	32,5	440	Ydre Q	Muskel	21,43	0,019
33360	Han	29	270	Ydre Q	Muskel	18,44	0,014
33361	Hun	32	390	Ydre Q	Muskel	18,57	0,013
33362	Hun	31	390	Ydre Q	Muskel	19,02	0,009
33363	Hun	25,5	210	Ydre Q	Muskel	19,01	0,760
33364	Han	28,5	280	Ydre Q	Muskel	17,65	0,016
33365	Hun	21,5	130	Ydre Q	Muskel	18,05	0,021
33366	Hun	34	540	Ydre Q	Muskel	20,13	0,018
33367	Hun	35,5	510	Ydre Q	Muskel	17,76	0,007
33368	Han	28	330	Ydre Q	Muskel	18,02	0,024
33349	Hun	33,5	510	Indre Q	Muskel	18,75	0,300
33350	Hun	32,5	430	Indre Q	Muskel	19,23	0,069
33351	Hun	31,5	400	Indre Q	Muskel	17,91	0,041
33352	Hun	33	420	Indre Q	Muskel	17,47	0,159
33353	Hun	34	490	Indre Q	Muskel	19,73	0,961
33354	Hun	33	520	Indre Q	Muskel	19,27	0,025
33355	Hun	33	440	Indre Q	Muskel	17,32	0,019
33356	Hun	30	340	Indre Q	Muskel	17,39	0,044
33357	Hun	26	200	Indre Q	Muskel	19,08	0,058
33358	Hun	25,5	190	Indre Q	Muskel	17,07	0,027
33448	Hun	33	450	Ref.	Ben	31,62	0,463
33449	Hun	31	370	Ref.	Ben	32,48	0,347
33450	Hun	31,5	370	Ref.	Ben	29,36	0,452
33451	Hun	31	390	Ref.	Ben	30,59	0,301
33452	Hun	28	300	Ref.	Ben	33,89	0,572
33453	Hun	27	230	Ref.	Ben	27,78	0,252
33454	Hun	34,5	610	Ref.	Ben	38,14	0,435
33455	Hun	28,5	250	Ref.	Ben	26,92	0,520
33456	Hun	32	390	Ref.	Ben	34,45	0,355
33457	Hun	32	340	Ref.	Ben	31,37	0,493
33359	Hun	32,5	440	Ydre Q	Ben	35,86	0,340
33360	Han	29	270	Ydre Q	Ben	33,06	3,967
33361	Hun	32	390	Ydre Q	Ben	35,65	0,340
33362	Hun	31	390	Ydre Q	Ben*	33,49	9,323
33363	Hun	25,5	210	Ydre Q	Ben	32,26	0,733
33365	Hun	21,5	130	Ydre Q	Ben*	33,49	0,701
33366	Hun	34	540	Ydre Q	Ben	35	0,530
33368	Han	28	330	Ydre Q	Ben	37,8	0,483
33367	Hun	35,5	510	Ydre Q	Ben	38,33	0,933
33349	Hun	33,5	510	Indre Q	Ben*	33,49	35,325
33350	Hun	32,5	430	Indre Q	Ben	33,33	1,025
33351	Hun	31,5	400	Indre Q	Ben	35,4	4,596
33352	Hun	33	420	Indre Q	Ben	30,3	7,126
33353	Hun	34	490	Indre Q	Ben	34,87	14,809
33354	Hun	33	520	Indre Q	Ben	37,84	0,340
33355	Hun	33	440	Indre Q	Ben*	33,49	0,692
33356	Hun	30	340	Indre Q	Ben	34,55	1,127
33357	Hun	26	200	Indre Q	Ben	33,31	1,926
33358	Hun	25,5	190	Indre Q.	Ben	31,31	1,019

* Blykoncentration på tørvægtsbasis er beregnet ud fra gennemsnitlige tørvægts % i øvrige benprøver (33,49 %), da der ikke var tilstrækkelig mængde prøvemateriale til tørstofbestemmelse.

Bilag VIII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i uvak indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q) Qaamarujuk august 2005

ID nr.	Køn	Længde (cm)	Vægt (g)	Lokalitet	Væv	Tørstof %	Bly (Pb)
33331	Han	64	3.120	Ydre Q	Muskel	17,18	0,048
33332	Hun	66	3.590	Ydre Q	Muskel	17,62	0,052
33333	Han	52	1.960	Ydre Q	Muskel	19,77	0,079
33334	Hun	47	1.190	Ydre Q	Muskel	18,23	0,037
33335	Han	45	1.150	Ydre Q	Muskel	18	0,076
33315	Han	56	2.150	Indre Q	Muskel	18,52	0,050
33316	Han	50	1.640	Indre Q	Muskel	15,98	0,060
33317	Hun	51	1.700	Indre Q	Muskel	16,87	0,058
33318	Han	55	2.260	Indre Q	Muskel	16,97	0,059
33319	Hun	54	2.140	Indre Q	Muskel	16,46	0,055

**Bilag IX. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejer (*Pandalus borealis*) indsamlet i Indre (Indre Q) og Ydre (Ydre Q.)
Qaamarujuk samt i et referenceområde (Ref.) ved Qeqertat i august 2005, H+S: hoveder og skaldele**

ID nr.	Lokalitet	Væv	Længde- gruppe	Antal individer	Gns. individvægt (g)	Gns. vægt delprøve (g)	Tørstof %	Bly (Pb) mg/kg tørvægt
33380	Indre Q	Kød	20-22 mm	22	5,93	1,77	19,67	0,511
33382	Indre Q	Kød	22-24 mm	28	7,96	2,52	20,42	0,257
33384	Indre Q	Kød	24-25 mm	28	9,64	3,11	20,53	0,150
33386	Indre Q	Kød	25-26 mm	17	11,82	3,82	20,81	0,217
33389	Ydre Q	Kød	20-22 mm	33	5,92	2,02	20,04	0,223
33391	Ydre Q	Kød	22-24 mm	30	7,79	2,68	19,66	0,130
33393	Ydre Q	Kød	24-26 mm	22	9,49	3,49	19,91	0,089
33395	Ydre Q	Kød	26-28 mm	22	11,98	4,19	19,8	0,117
33398	Ref.	Kød	20-24 mm	30	7,14	2,20	20,88	0,077
33400	Ref.	Kød	24-26 mm	20	11,08	3,33	20,22	0,078
33445	Ref.	Kød	26-28 mm	13	13,00	4,42	20,91	0,067
33447	Ref.	Kød	28-30 mm	20	15,25	4,84	20,44	0,105
33381	Indre Q	H+S	20-22 mm	22	5,93	3,86	21,71	2,802
33383	Indre Q	H+S	22-24 mm	28	7,96	4,91	23,29	2,003
33385	Indre Q	H+S	24-25 mm	28	9,64	5,79	23,57	1,656
33387	Indre Q	H+S	25-26 mm	17	11,82	7,00	25,01	2,002
33390	Ydre Q	H+S	20-22 mm	33	5,92	3,72	21,54	0,972
33392	Ydre Q	H+S	22-24 mm	30	7,79	4,94	23,4	0,958
33394	Ydre Q	H+S	24-26 mm	22	9,49	5,84	22,26	1,136
33396	Ydre Q	H+S	26-28 mm	22	11,98	7,30	23,63	1,161
33397	Ref.	H+S	20-24 mm	30	7,14	4,23	22,11	0,602
33399	Ref.	H+S	24-26 mm	20	11,08	6,63	22,67	0,594
33444	Ref.	H+S	26-28 mm	13	13,00	7,73	23,96	0,448
33446	Ref.	H+S	28-30 mm	20	15,25	9,57	24,52	0,519

Bilag X. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i marine sedimenter indsamlet i 2005

ID nr.	Lokalitet	Sedimentdybde	Bly (Pb)	Zink (Zn)
33373	Station 1	0-1 cm	157,8	295
33373	Station 1	1-2 cm	274,1	445
33373	Station 1	2-3 cm	239,5	381
33373	Station 1	3-4 cm	235,1	402
33373	Station 1	4-5 cm	664,8	859
33373	Station 1	5-6 cm	2.055,3	3.185
33373	Station 1	6-7 cm	3.723,0	7.601
33373	Station 1	7-8 cm	4.250,2	9.624
33373	Station 1	8-9 cm	3.149,8	8.040
33373	Station 1	9-10 cm	1.759,4	6.284
33373	Station 1	10-11 cm	957,9	2.753
33373	Station 1	11-12 cm	251,2	784
33373	Station 1	12-13 cm	78,2	350
33373	Station 1	13-14 cm	40,3	249
33373	Station 1	14-15 cm	27,2	218
33374	Station 2	0-1 cm	539,3	660
33374	Station 2	1-2 cm	581,8	704
33374	Station 2	2-3 cm	595,0	710
33374	Station 2	3-4 cm	1.312,1	1.660
33374	Station 2	4-5 cm	2.281,5	2.480
33374	Station 2	5-6 cm	2.371,0	2.394
33374	Station 2	6-7 cm	2.658,6	3.439
33374	Station 2	7-8 cm	2.761,2	3.270
33374	Station 2	8-9 cm	2.244,0	3.282
33374	Station 2	9-10 cm	3.219,8	5.798
33374	Station 2	10-11 cm	7.194,7	17.552
33374	Station 2	11-12 cm	11.351,3	21.038
33375	Station 4	0-1 cm	1.768,3	1.875
33375	Station 4	1-2 cm	2.040,4	2.404
33375	Station 4	2-3 cm	3.096,9	4.326
33375	Station 4	3-4 cm	4.058,6	5.332
33375	Station 4	4-5 cm	3.422,1	4.074
33375	Station 4	5-6 cm	3.047,6	3.659
33375	Station 4	6-7 cm	2.875,9	2.454
33375	Station 4	7-8 cm	2.323,6	1.828
33375	Station 4	8-9 cm	837,8	1.572
33375	Station 4	9-10 cm	795,7	1.328
33375	Station 4	10-11 cm	854,0	1.388
33375	Station 4	11-12 cm	794,6	1.155
33376	Station 10	0-1 cm	271,3	349
33376	Station 10	1-2 cm	275,6	395
33376	Station 10	2-3 cm	187,0	345
33376	Station 10	3-4 cm	73,2	235
33376	Station 10	4-5 cm	67,0	219
33376	Station 10	5-6 cm	51,8	182
33376	Station 10	6-7 cm	40,0	158

33376	Station 10	7-8 cm	33,5	150
33376	Station 10	8-9 cm	33,4	143
33377	Station 12	0-1 cm	217,2	295
33377	Station 12	1-2 cm	146,4	231
33377	Station 12	2-3 cm	201,0	347
33377	Station 12	3-4 cm	94,9	267
33377	Station 12	4-5 cm	45,1	208
33377	Station 12	5-6 cm	36,8	189
33377	Station 12	6-7 cm	28,7	153
33377	Station 12	7-8 cm	37,1	176
33377	Station 12	8-9 cm	28,5	153
33377	Station 12	9-10 cm	30,5	156
33377	Station 12	10-11 cm	26,5	151
33377	Station 12	11-12 cm	25,2	144
33377	Station 12	12-13 cm	25,6	148
33377	Station 12	13-14 cm	25,1	147
33377	Station 12	14-15 cm	25,7	147
33378	Station 16	0-1 cm	82,0	168
33378	Station 16	1-2 cm	84,7	176
33378	Station 16	2-3 cm	89,7	184
33378	Station 16	3-4 cm	92,1	208
33378	Station 16	4-5 cm	61,5	185
33378	Station 16	5-6 cm	48,4	175
33378	Station 16	6-7 cm	36,2	156
33378	Station 16	7-8 cm	32,3	130
33378	Station 16	8-9 cm	32,4	130
33378	Station 16	9-10 cm	24,6	121
33378	Station 16	10-11 cm	15,3	81
33378	Station 16	11-12 cm	21,3	112
33378	Station 16	12-13 cm	21,7	118
33378	Station 16	13-14 cm	21,1	113
33378	Station 16	14-15 cm	56,7	111
33379	Station 17	0-1 cm	53,5	91
33379	Station 17	1-2 cm	56,4	98
33379	Station 17	2-3 cm	28,7	85
33379	Station 17	3-4 cm	29,5	103
33379	Station 17	4-5 cm	21,1	73
33379	Station 17	5-6 cm	17,9	82
33379	Station 17	6-7 cm	22,8	95
33379	Station 17	7-8 cm	19,1	94
33379	Station 17	8-9 cm	18,6	94
33379	Station 17	9-10 cm	18,5	90
33379	Station 17	10-11 cm	16,6	85
33379	Station 17	11-12 cm	16,7	89

**Bilag XI A. Bundfauna 2005. Artsliste med antallet af indivi-
der per station (0,3 m²)**

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
Crustacea								
<i>Metridia longa</i>								1
<i>Amphipoda</i>					1			
<i>Caprella septentrionalis</i>					2			
<i>Crustacea</i>					2			
<i>Diastylis scorpioides</i>				1	2	1		
<i>Gitanopsis inermis</i>					3			
<i>Jassa falcata</i>					19			
<i>Parajassa pelagica</i>					1			
<i>Parathemisto abyssorum</i>	1			1				1
<i>Pontoporeia femorata</i>	2			1	2	9		
<i>Tanaidacea</i>								
Echinodermata								
<i>Amphiura filiformis</i>								
<i>Asteroidea</i>					2			
<i>Ctenodiscus crispatus</i>							2	3
<i>Echinodermata</i>					1			
Mollusca								
<i>Batharca glacialis</i>								1
<i>Bivalvia</i>					3	3		
<i>Chaetoderma nitidulum</i>								7
<i>Chlamys islandica</i>					14			
<i>Cingula moerchi</i>								1
<i>Delectopecten greenlandicus</i>						2		
<i>Gastropoda</i>				2	2	1		
<i>Hiatella arctica</i>				1	304	6		
<i>Macoma calcarea</i>							1	
<i>Mya neoovata</i>						7	1	
<i>Mya truncata</i>			1		2	9		
<i>Nucula belloti</i>								
<i>Nuculana minuta</i>								
<i>Nuculana pernula</i>								
<i>Serripes groenlandicus</i>						1		
<i>Thracia sp.</i>					4			
<i>Thyasira gouldi</i>							8	12
<i>Thyasira sp.</i>								
<i>Yoldiella lenticula</i>							5	11
Other								
<i>Nemertea</i>					1		1	
Polychaeta								
<i>Allia quadrilobata</i>								
<i>Allia suecica</i>						3		
<i>Ampharete finmarchica</i>					1	20	17	12
<i>Amphicteis gunneri</i>								
<i>Amphitrite cirrata</i>				1	2			
<i>Anaitides groenlandica</i>	1	4	2	3	1	3	1	
<i>Antionella sarsi</i>	2	1		6				
<i>Aphelochaeta sp.</i>				11	168	4		

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Apistobranthus tullbergi</i>							1	
<i>Asabellides lineata</i>					3	2		
<i>Axionice maculata</i>					1	3		
<i>Capitella giardi</i>	26		3	61	15			
<i>Capitella minima</i>	2	4	20	391	553	66	62	30
<i>Capitellidae</i>								
<i>Chaetozone setosa</i>	922	1.485	1.941	2.103	668	782	1.754	1.015
<i>Chaetozone sp.</i>						1		
<i>Chirimia biceps</i>								
<i>Chone duneri</i>	1							1
<i>Chone infundibuliformis</i>	1							
<i>Chone sp.</i>		1	2			28	4	
<i>Circeis spirillum</i>						1		
<i>Cirratulus cirratus</i>					3			
<i>Eclysippe vanelli</i>								
<i>Eteone flava</i>					3			
<i>Eteone longa</i>		2				11	8	11
<i>Euchone sp. 1</i>		1			5	19		
<i>Euchone sp. 2</i>		1		6	7	82	3	
<i>Euchone sp. 3</i>						8		
<i>Euchone sp. 4</i>						9		
<i>Eupolymnia nesidensis</i>								
<i>Galathowenia oculata</i>								
<i>Gattyana amondseni</i>								
<i>Gattyana cirrosa</i>	1				23	3		
<i>Glyphanostomum palescens</i>								
<i>Harmothoe imbricata</i>				2	36	1		
<i>Harmothoe sp.</i>						3		
<i>Heteromastus filiformis</i>								
<i>Lanassa venusta</i>					1	8		
<i>Laonice bahusiensis</i>							1	3
<i>Leaena abranchiata</i>	1							
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>					19	116	36	46
<i>Lysippe labiata</i>		1				30	3	4
<i>Maldane arctica</i>								1
<i>Melinna cristata</i>						1		
<i>Melinnopsis arctica</i>						1		
<i>Nephtys ciliata</i>								
<i>Nephtys paradoxa</i>						1	1	
<i>Nereimyra punctata</i>	4			38	422	23		
<i>Nereis pelagica</i>						1		
<i>Nicomache sp.</i>								
<i>Nothria sp.</i>								
<i>Notomastus latericeus</i>					1	1		
<i>Ophelina acuminata</i>						4		
<i>Ophelina cylindricaudata</i>								
<i>Pectinaridae</i>								
<i>Pholoe minuta</i>					2			
<i>Polychaeta</i>								1
<i>Polycirrus medusa</i>				1	18			
<i>Polydora caeca</i>								
<i>Polydora caulleryi</i>							2	
<i>Polydora quadrilobata</i>				6		1		

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Polydora sp.</i>								
<i>Pomatoceros triqueter</i>					1			
<i>Praxillella affinis</i>							1	
<i>Praxillella gracilis</i>							1	
<i>Praxillella praetermissa</i>						7	1	3
<i>Praxillella sp.</i>								1
<i>Prionospio steenstrupi</i>	1	1	1		1	13	4	5
<i>Scalibregma inflatum</i>	9	1	2	20	61	21	34	21
<i>Scoletoma fragilis</i>			10			1	10	
<i>Scoloplos armiger</i>						8	11	17
<i>Spio armata</i>								2
<i>Spio filicornis</i>		2	1	5	6	1		
<i>Spiochaetopterus typicus</i>							1	
<i>Terebellides stroemi</i>		2	1	6	44	4	3	6
<i>Typosyllis sp.</i>								
<i>Typosyllis variegata</i>								
Sipuncula								
<i>Golfingia sp.</i>								
<i>Golfingia vulgaris</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
Crustacea								
<i>Metridia longa</i>	1	1	4		1	2		
<i>Amphipoda</i>	1	1	1					
<i>Caprella septentrionalis</i>								
Crustacea								
<i>Diastylis scorpioides</i>								
<i>Gitanopsis inermis</i>								
<i>Jassa falcata</i>								
<i>Parajassa pelagica</i>								
<i>Parathemisto abyssorum</i>			1			1		
<i>Pontoporeia femorata</i>								
Tanaidacea								1
Echinodermata								
<i>Amphiura filiformis</i>				1				
Asteroidea								
<i>Ctenodiscus crispatus</i>		1						
Echinodermata								
Mollusca								
<i>Batharca glacialis</i>	1	5	2	21	7	14	9	2
<i>Bivalvia</i>		1						
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	4	4			2	1	1	1
<i>Chlamys islandica</i>								
<i>Cingula moerchi</i>								
<i>Delectopecten greenlandicus</i>								
Gastropoda								
<i>Hiatella arctica</i>								
<i>Macoma calcarea</i>								
<i>Mya neoovata</i>								
<i>Mya truncata</i>								
<i>Nucula belloti</i>		2		1	1	6		1
<i>Nuculana minuta</i>				3				
<i>Nuculana pernula</i>							1	2
<i>Serripes groenlandicus</i>								
<i>Thracia sp.</i>								
<i>Thyasira gouldi</i>	16	11	37	19	8	41	15	19
<i>Thyasira sp.</i>								2
<i>Yoldiella lenticula</i>	23	8	7	1			1	
Other								
Nemertea								
<i>Nemertea</i>		1	2	3	1	1	1	3
Polychaeta								
<i>Allia quadrilobata</i>								1
<i>Allia suecica</i>			1	1	1	1		2
<i>Ampharete finmarchica</i>	5	26	25	7	6	11	7	6
<i>Amphicteis gunneri</i>				1			4	5
<i>Amphitrite cirrata</i>								
<i>Anatides groenlandica</i>								
<i>Antionella sarsi</i>								
<i>Aphelochaeta sp.</i>		2						
<i>Apistobranchnus tullbergi</i>								
<i>Asabellides lineata</i>								
<i>Axionice maculata</i>								
<i>Capitella giardi</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Capitella minima</i>	9	5	1					1
<i>Capitellidae</i>							1	
<i>Chaetozone setosa</i>	682	458	317	16	23	18	10	3
<i>Chaetozone sp.</i>								
<i>Chirimia biceps</i>					1		4	2
<i>Chone duneri</i>								
<i>Chone infundibuliformis</i>								
<i>Chone sp.</i>		5	1		2	1	1	11
<i>Circeis spirillum</i>								
<i>Cirratulus cirratus</i>								
<i>Eclysippe vanelli</i>				2				3
<i>Eteone flava</i>								
<i>Eteone longa</i>	3	2						0
<i>Euchone sp. 1</i>								
<i>Euchone sp. 2</i>		1	1					
<i>Euchone sp. 3</i>								
<i>Euchone sp. 4</i>								
<i>Eupolymnia nesidensis</i>								3
<i>Galathowenia oculata</i>			2			1		
<i>Gattyana amondseni</i>								
<i>Gattyana cirrosa</i>		1						
<i>Glyphanostomum palescens</i>								2
<i>Harmothoe imbricata</i>								
<i>Harmothoe sp.</i>		1						2
<i>Heteromastus filiformis</i>							2	
<i>Lanassa venusta</i>		5		5	1	1		
<i>Laonice bahusiensis</i>		2	1	4	8	10	3	8
<i>Leaena abranchiata</i>								
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	17	32	36	10	3	5	5	9
<i>Lysippe labiata</i>	8	15	15	15	10	16	2	6
<i>Maldane arctica</i>	1	1		13	13	48	46	42
<i>Melinna cristata</i>			1					
<i>Melinnopsis arctica</i>								
<i>Nephtys ciliata</i>	1							
<i>Nephtys paradoxa</i>								
<i>Nereimyra punctata</i>		1						
<i>Nereis pelagica</i>								
<i>Nicomache sp.</i>								1
<i>Nothria sp.</i>								2
<i>Notomastus latericeus</i>								
<i>Ophelina acuminata</i>			4	2		6	1	2
<i>Ophelina cylindricaudata</i>				5	1	2		
<i>Pectinaridae</i>		1						
<i>Pholoe minuta</i>								
<i>Polychaeta</i>				1				
<i>Polycirrus medusa</i>								
<i>Polydora caeca</i>				1				
<i>Polydora caulleryi</i>		1						
<i>Polydora quadrilobata</i>								
<i>Polydora sp.</i>						1		
<i>Pomatoceros triqueter</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Praxillella affinis</i>			1					
<i>Praxillella gracilis</i>	1	1		2	1	7	2	1
<i>Praxillella praetermissa</i>						1		2
<i>Praxillella sp.</i>	1							
<i>Prionospio steenstrupi</i>	5	3	21	2	4	8	2	2
<i>Scalibregma inflatum</i>	11	11	6	1	4	4	2	1
<i>Scoletoma fragilis</i>							1	
<i>Scoloplos armiger</i>	9	11	32	4	1			2
<i>Spio armata</i>	2	1	1	1		1		
<i>Spio filicornis</i>								
<i>Spiochaetopterus typicus</i>			5	9	6	17	8	13
<i>Terebellides stroemi</i>	3	4	7	11	5	3	2	
<i>Typosyllis sp.</i>								1
<i>Typosyllis variegata</i>								1
Sipuncula								
<i>Golfingia sp.</i>							1	5
<i>Golfingia vulgaris</i>	1							

Bilag XI B. Bundfauna 2005. Artsliste med vådvægt i g per station (0,3 m²)

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
Crustacea								
<i>Amphipoda</i>					0,007			
<i>Caprella septentrionalis</i>					0,002			
<i>Crustacea</i>					0,01			
<i>Diastylis scorpioides</i>				0,023	0,029	0,001		
<i>Gitanopsis inermis</i>					0,006			
<i>Jassa falcata</i>					0,036			
<i>Metridia longa</i>								0,003
<i>Parajassa pelagica</i>					0,014			
<i>Parathemisto abyssorum</i>	0,07			0,006				0,007
<i>Pontoporeia femorata</i>	0,043			0,016	0,035	0,242		
<i>Tanaidacea</i>								
Echinodermata								
<i>Amphiura filiformis</i>								
<i>Asteroidea</i>					0,039			
<i>Ctenodiscus crispatus</i>							24,37	29,985
<i>Echinodermata</i>					0,016			
Mollusca								
<i>Bathyarca glacialis</i>								0,506
<i>Bivalvia</i>					0,004	0,017		
<i>Chaetoderma nitidulum</i>								0,042
<i>Chlamys islandica</i>					334,326			
<i>Cingula moerchi</i>								0,003
<i>Delectopecten greenlandicus</i>						0,012		
<i>Gastropoda</i>				0,025	0,005	0,001		
<i>Hiatella arctica</i>				0,366	5,121	0,541		
<i>Macoma calcarea</i>							1,24	
<i>Mya neoovata</i>						1,108	2,893	
<i>Mya truncata</i>			0,004		0,056	0,257		
<i>Nucula belloti</i>								
<i>Nuculana minuta</i>								
<i>Nuculana pernula</i>								
<i>Serripes groenlandicus</i>						0,114		
<i>Thracia sp.</i>					0,032			
<i>Thyasira gouldi</i>							0,257	0,422
<i>Thyasira sp.</i>								
<i>Yoldiella lenticula</i>							0,242	0,71
Other								
<i>Nemertea</i>					0,004		0,005	
Polychaeta								
<i>Allia quadrilobata</i>								
<i>Allia suecica</i>						0,01		
<i>Ampharete finmarchica</i>					0,036	0,439	0,179	0,11
<i>Amphicteis gunneri</i>								
<i>Amphitrite cirrata</i>				3,49	0,202			
<i>Anaitides groenlandica</i>	0,3	0,559	0,516	0,16	0,078	0,011	0,038	
<i>Antionella sarsi</i>	0,105	0,056		0,037				
<i>Aphelochaeta sp.</i>				0,021	0,22	0,005		0,003

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Apistobranchus tullbergi</i>							0,001	
<i>Asabellides lineata</i>					0,003	0,007		
<i>Axionice maculata</i>					0,126	0,114		
<i>Capitella giardi</i>	0,208		0,007	0,261	0,046			
<i>Capitella minima</i>	0,008	0,007	0,069	1,688	1,184	0,079	0,058	0,019
Capitellidae								
<i>Chaetozone setosa</i>	9,453	18,37	27,64	23,69	3,291	4,77	9,25	5
<i>Chaetozone sp.</i>						0,002		
<i>Chirimia biceps</i>								
<i>Chone duneri</i>	0,001							
<i>Chone infundibuliformis</i>	0,96							
<i>Chone sp.</i>						0,019		
<i>Circeis spirillum</i>								
<i>Cirratulus cirratus</i>					0,01			
<i>Eclysippe vanelli</i>								
<i>Eteone flava</i>					0,017			
<i>Eteone longa</i>		0,007				0,045	0,012	0,028
<i>Euchone sp. 1</i>		0,007			0,012	0,133		
<i>Euchone sp. 2</i>		0,001		0,002	0,002	0,031	0,001	
<i>Euchone sp. 3</i>						0,262		
<i>Euchone sp. 4</i>						0,051		
<i>Eupolymnia nesidensis</i>								
<i>Galathowenia oculata</i>								
<i>Gattyana amondseni</i>						0,002		
<i>Gattyana cirrosa</i>	0,002				0,373	0,016		
<i>Glyphanostomum palescens</i>								
<i>Harmothoe imbricata</i>				0,021	0,382	0,003		
<i>Harmothoe sp.</i>						0,013		
<i>Heteromastus filiformis</i>								
<i>Lanassa venusta</i>					0,002	0,082		
<i>Laonice bahusiensis</i>							0,226	0,493
<i>Leaena abbranchiata</i>	0,017							
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>					0,133	0,453	0,128	0,127
<i>Lysippe labiata</i>		0,005				0,076	0,003	0,018
<i>Maldane arctica</i>								
<i>Melinna cristata</i>						0,001		
<i>Melinnopsis arctica</i>						0,001		
<i>Nephtys ciliata</i>								
<i>Nephtys paradoxa</i>						3,55	0,001	
<i>Nereimyra punctata</i>	0,012			0,291	2,144	0,088		
<i>Nereis pelagica</i>						0,008		
<i>Nicomache sp.</i>								
<i>Nothria sp.</i>								
<i>Notomastus latericeus</i>					0,003	0,018		
<i>Ophelina acuminata</i>						0,044		
<i>Ophelina cylindricaudata</i>								
Pectinariidae								
<i>Pholoe minuta</i>					0,004			
Polychaeta								
<i>Polycirrus medusa</i>				0,007	0,146			
<i>Polydora caeca</i>								
<i>Polydora caulleryi</i>							0,001	
<i>Polydora quadrilobata</i>				0,017		0,001		

Art/Station	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Polydora sp.</i>								0,001
<i>Pomatoceros triqueter</i>					0,002			
<i>Praxillella affinis</i>								
<i>Praxillella gracilis</i>							0,017	
<i>Praxillella praetermissa</i>						0,058	0,002	0,02
<i>Praxillella sp.</i>								0,004
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0,004	0,003	0,002			0,027	0,004	0,009
<i>Scalibregma inflatum</i>	0,726	0,003	0,034	0,685	0,429	0,202	0,385	0,193
<i>Scoletoma fragilis</i>			0,002	0,012	0,035	0,107	0,036	
<i>Scoloplos armiger</i>					0,022	0,06	0,089	0,056
<i>Spio armata</i>								0,006
<i>Spio filicornis</i>		0,004	0,003	0,017	0,016	0,006		
<i>Spiochaetopterus typicus</i>							0,021	
<i>Terebellides stroemi</i>		0,016	0,009	0,136	0,611	0,67	0,051	0,19
<i>Typosyllis sp.</i>								
<i>Typosyllis variegata</i>								
Sipuncula								
<i>Golfingia sp.</i>								
<i>Golfingia vulgaris</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
Crustacea								
<i>Amphipoda</i>		0,001	0,006					
<i>Caprella septentrionalis</i>								
<i>Crustacea</i>								
<i>Diastylis scorpioides</i>								
<i>Gitanopsis inermis</i>								
<i>Jassa falcata</i>								
<i>Metridia longa</i>	0,003	0,002	0,01		0,003	0,006		
<i>Parajassa pelagica</i>								
<i>Parathemisto abyssorum</i>			0,004			0,009		
<i>Pontoporeia femorata</i>								
<i>Tanaidacea</i>								0,001
Echinodermata								
<i>Amphiura filiformis</i>				0,009				
<i>Asteroidea</i>								
<i>Ctenodiscus crispatus</i>		8,742						
<i>Echinodermata</i>								
Mollusca								
<i>Bathyarca glacialis</i>	0,512	1,759	0,241	5,379	1,292	3,268	3,827	0,074
<i>Bivalvia</i>		0,006						
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	0,018	0,062			0,017	0,027	0,043	0,016
<i>Chlamys islandica</i>								
<i>Cingula moerchi</i>								
<i>Delectopecten greenlandicus</i>								
<i>Gastropoda</i>								
<i>Hiatella arctica</i>								
<i>Macoma calcarea</i>								
<i>Mya neoovata</i>								
<i>Mya truncata</i>								
<i>Nucula belloti</i>		0,195		0,327	0,036	0,543		0,023
<i>Nuculana minuta</i>				0,102				
<i>Nuculana pernula</i>							0,096	0,167
<i>Serripes groenlandicus</i>								
<i>Thracia sp.</i>								
<i>Thyasira gouldi</i>	0,402	0,219	0,98	0,38	0,156	0,621	0,139	0,192
<i>Thyasira sp.</i>								0,009
<i>Yoldiella lenticula</i>	1,323	0,695	0,396	0,06			0,043	
Other								
<i>Nemertea</i>			0,013	0,072	0,03	0,008	0,001	0,005
Polychaeta								
<i>Allia quadrilobata</i>								0,001
<i>Allia suecica</i>			0,004	0,002	0,001	0,001		0,001
<i>Ampharete finmarchica</i>	0,032	0,252	0,096	0,018	0,023	0,02	0,033	0,007
<i>Amphicteis gunneri</i>				0,003			0,034	0,06
<i>Amphitrite cirrata</i>								
<i>Anaitides groenlandica</i>								
<i>Antionella sarsi</i>								
<i>Aphelochaeta sp.</i>		0,006						
<i>Apistobranchnus tullbergi</i>								
<i>Asabellides lineata</i>								
<i>Axionice maculata</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Capitella giardi</i>								
<i>Capitella minima</i>	0,005	0,004	0,002					0,011
Capitellidae							0,007	
<i>Chaetozone setosa</i>	3,56	1,89	1,283	0,062	0,083	0,072	0,027	0,006
<i>Chaetozone sp.</i>								
<i>Chirimia biceps</i>					0,127		0,061	0,042
<i>Chone duneri</i>								
<i>Chone infundibuliformis</i>								
<i>Chone sp.</i>		0,006						0,009
<i>Circeis spirillum</i>								
<i>Cirratulus cirratus</i>								
<i>Eclysippe vanelli</i>				0,001				
<i>Eteone flava</i>								
<i>Eteone longa</i>	0,006	0,002						0,001
<i>Euchone sp. 1</i>								
<i>Euchone sp. 2</i>								
<i>Euchone sp. 3</i>								
<i>Euchone sp. 4</i>								
<i>Eupolymnia nesidensis</i>								0,036
<i>Galathowenia oculata</i>			0,004			0,004		0,006
<i>Gattyana amondseni</i>								
<i>Gattyana cirrosa</i>		0,001						
<i>Glyphanostomum palescens</i>								0,001
<i>Harmothoe imbricata</i>								
<i>Harmothoe sp.</i>		0,002						0,005
<i>Heteromastus filiformis</i>							0,003	
<i>Lanassa venusta</i>		0,009		0,019	0,002	0,004		
<i>Laonice bahusiensis</i>		0,055	0,015	0,335	1,016	0,673	0,145	0,841
<i>Leaena abranchiata</i>								
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	0,04	0,104	0,086	0,024	0,013	0,011	0,01	0,024
<i>Lysippe labiata</i>	0,026	0,102	0,14	0,106	0,048	0,104	0,017	0,036
<i>Maldane arctica</i>	0,004	0,001		0,115	0,171	0,39	0,236	0,187
<i>Melinna cristata</i>			0,002					
<i>Melinnopsis arctica</i>								
<i>Nephtys ciliata</i>	0,736							
<i>Nephtys paradoxa</i>							2,06	
<i>Nereimyra punctata</i>		0,002						
<i>Nereis pelagica</i>								
<i>Nicomache sp.</i>								0,009
<i>Nothria sp.</i>								0,017
<i>Notomastus latericeus</i>								
<i>Ophelina acuminata</i>			0,206	0,006		0,119	0,035	0,051
<i>Ophelina cylindricaudata</i>				0,007	0,003	0,003		
Pectinariidae								
<i>Pholoe minuta</i>								
<i>Polychaeta</i>	0,005			0,003	0,002			0,001
<i>Polycirrus medusa</i>								
<i>Polydora caeca</i>				0,001				
<i>Polydora caulleryi</i>		0,001						
<i>Polydora quadrilobata</i>								
<i>Polydora sp.</i>								
<i>Pomatoceros triqueter</i>								

Art/Station	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Praxillella affinis</i>			0,042	0,042				
<i>Praxillella gracilis</i>	0,002	0,012		0,197	0,22	0,099	0,031	0,002
<i>Praxillella praetermissa</i>						0,007		0,027
<i>Praxillella sp.</i>	0,005							
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0,01	0,007	0,041	0,007	0,012	0,045	0,004	0,009
<i>Scalibregma inflatum</i>	0,069	0,039	0,028	0,006	0,02	0,012	0,013	0,004
<i>Scoletoma fragilis</i>							0,345	
<i>Scoloplos armiger</i>	0,041	0,038	0,148	0,012	0,002			0,005
<i>Spio armata</i>	0,004	0,001	0,002	0,002		0,002		
<i>Spio filicornis</i>								
<i>Spiochaetopterus typicus</i>			0,114	0,052	0,031	0,213	0,034	0,065
<i>Terebellides stroemi</i>	0,196	0,016	0,211	0,074	0,084	0,011	0,005	
<i>Typosyllis sp.</i>								0,006
<i>Typosyllis variegata</i>								0,007
Sipuncula								
<i>Golfingia sp.</i>							0,002	0,083
<i>Golfingia vulgaris</i>	0,216							

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No.	2006
600	Assessing Potential Causes for the Population Decline of European Brown Hare in the Agricultural Landscape of Europe – a review of the current knowledge. By Olesen, C.R. & Asferg, T. 30 pp.
599	Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 93 s.
598	Klimabetingede effekter på marine økosystemer. Af Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 50 s.
597	Vandmiljø og Natur 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 50 s.
596	Terrestriske Naturtyper 2005. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 99 s.
595	Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 64 s.
594	Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Af Grant, R. et al. 114 s.
593	Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer. Af Skriver, J. & Friberg, N. 33 s.
592	Modelling Cost-Efficient Reduction of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model Specification Data, and Cost-Fnctions. By Schou, J.S. et al. 67 pp.
591	Økonomiske konsekvenser for landbruget ved ændring af miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Rapport fra økonomiudredningsgruppen. Af Schou, J.S. & Martinsen, L. 55 s.
590	Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Af Pedersen, M.L. et al. 44 s.
589	Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. By Illerup, J.B. et al. 554 pp.
588	Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s.
587	Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Andersen, H.V. et al. 96 s.
586	Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening. Af Bach, H. et al. 88 s.
585	Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Af Boutrup, S. et al. 140 s.
584	The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005. By Kemp, K. et al. 40 pp.
583	Naturgenopretning af søerne i Vejlerne – en vurdering af effekterne på yngle- og trækfugle. Af Clausen, P., Holm, T.E. & Kjeldsen, J.P. 122 s.
582	Arter 2004-2005. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 145 s.
581	Physical and biological oceanography in West Greenland waters with emphasis on shrimp and fish larvae distribution. By Søderkvist, J., Nielsen, T.G. & Jespersen, M. 54 pp.
580	Habitatmodellering i Ledreborg Å. Effekt af reduceret vandføring på ørred. Af Clausen, B. et al. 58 s.
579	Aquatic and Terrestrial Environment 2004. State and trends – technical summary. By Andersen, J.M. et al. 136 pp.
578	Limfjorden i 100 år. Klima, hydrografi, næringsstofflørsel, bundfauna og fisk i Limfjorden fra 1897 til 2003. Af Christiansen, T. et al. 85 s.
577	Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Empiriske modeller for sammenhæng til næringsstofflørsler, klima og hydrografi. Af Markager, S., Storm, L.M. & Stedmon, C.A. 219 s.
576	Overvågning af Vandmiljøplan II – Vådområder 2005. Af Hoffmann, C.C. et al. 127 s.
575	Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland. Af Schou, J.S. et al. 42 s.
574	Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2005. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringsager. Af Kjellsson, G., Damgaard, C. & Strandberg, M. 22 s.
573	Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11. Scientific Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 4.-8. April 2005. By Laursen, K. (ed.) 141 pp.
572	Søerne i De Vestlige Vejler. Af Søndergaard, M. et al. 55 s.

I rapporten dokumenteres og vurderes forureningstilstanden ved den nedlagte bly-zinkmine i Maarmorilik, Vestgrønland på baggrund af miljøundersøgelser udført i 2005. Undersøgelserne viser, at der fortsat – 15 år efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede koncentrationer af bly og zink i miljøet. Set over flere år er forureningen dog som helhed faldet markant, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er forurenet med bly og zink, er efterhånden blevet mindre og mindre. Det er nu primært i fjordene Affarlikassaa og Qaamarujuk, der kan spores en påvirkning.