



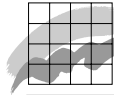
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000

Faglig rapport fra DMU, nr. 396



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000

*Faglig rapport fra DMU, nr. 396
2002*

Per Møller

Gert Asmund

Poul Johansen

Frank F. Riget

Afdeling for Arktisk Miljø

Datablad

Titel:	Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000
Forfattere: Afdeling:	Per Møller, Gert Asmund, Poul Johansen og Frank Riget Afdeling for Arktisk Miljø
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 396
Udgiver:	Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser© www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Maj 2002
Faglig kommentering:	Christian Glahder
Finansiel støtte:	Trelleborg AB
Bedes citeret:	Møller, P., Asmund, G., Johansen, P. & Riget, F. 2002: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1999-2000. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 396 http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	I rapporten dokumenteres og vurderes forureningstilstanden ved den nedlagte bly-zinkmine i Maarmorilik på baggrund af prøveindsamling i området i 1999 og 2000. Undersøgelserne viser, at der stadig frigives bly og zink fra kilder i området, men at miljøpåvirkningen efter minens lukning er betydeligt formindsket.
Emneord:	Grønland, Maarmorilik, minedrift, bly, zink, lav, havvand, tang, blåmusling, fisk, rejer.
Layout: Tegninger: Korrektur:	Per Møller Per Møller Poul Johansen
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-672-3 1600-0048
Sideantal:	61
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://faglige-rapporter.dmu.dk

Indhold

Sammenfatning	5
Eqikkaaneq	7
Summary	10
1 Indledning	12
2 Indsamling	12
3 Analyse og analysekontrol	14
4 Resultater	17
4.1 Lav	17
4.2 Havvand	21
4.3 Tang	27
4.4 Blåmuslinger	34
4.5 Fisk	42
4.5.1 Uvaq	43
4.5.2 Plettet havkat	44
4.5.3 Ulk	47
4.6 Rejer	49
5 Referencer	53
Bilag	55
Bilag I. Laboratorie interkalibrering	55
Bilag II. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i snekruslav	56
Bilag III. Vandanalyser ved Maarmorilik og referencestation nær Schades Øer 2000	57
Bilag IV. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i tangskudspidser	58
Bilag V. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i blåmusling (<i>Mytilus edulis</i>) indsamlet i 1999 og 2000	59
Bilag VI. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i uvaq og plettet havkat	60
Bilag VII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i almindelig ulk	61
Bilag VIII. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$, tørstof) i rejer	62

[Tom side]

Sammenfatning

Miljøundersøgelse

Produktionen i bly-zink minevirksomheden i Maarmorilik ophørte i 1990. Miljøtilstanden i området er siden blevet undersøgt ved at analysere for bly og zink i indsamlede prøver af havvand, planter og dyr. Denne rapport præsenterer resultaterne af de undersøgelser, som blev udført i 1999 og 2000, og vurderer den nuværende miljøtilstand i området. Resultaterne sammenlignes med data fra 1975-98.

Støv

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

Ud fra metalmålingerne i transplanteret lav konkluderer vi, at blynedfaldet fra atmosfæren er reduceret fra 1997 til 1999. Der er målt et forhøjet indhold af bly i lav i områderne omkring Affarlikassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua og området udenfor denne fjord. For zink er der en generel stigning i nedfaldet, men det påvirkede område er mindre end for bly.

Havvand

Forureningen af havvandet er formindsket markant efter minevirksomhedens ophør. Der afgives nu kun små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa, mens der stadig frigøres zink, dog tydeligt mindre end mens minedriften fandt sted. Blyindholdet i fjordens bundvand var i 2000 ca. 1000 gange lavere og zinkindholdet ca. 15 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er faldet væsentligt i Affarlikassaa og i Qaamarujuk. I 2000 kunne der således ikke påvises forhøjede blyniveauer i de øvre vandlag af Affarlikassaa. Der fandtes et forhøjet zinkniveau, men zinkværdierne har været faldende siden 1993.

Tang

Brunalger, som vokser i tidevandszonen, optager metaller fra det omgivende vand og kan derfor anvendes til at måle forureningen af havvandet. Fra 1998 til 2000 faldt blykoncentrationen i tang, mens zinkkoncentrationen steg. Set over hele undersøgelsesperioden (1982-2000) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang dog faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Efter minens lukning i 1990 er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet og mest markant for bly. Der er dog også områder, hvor zinkkoncentrationen er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af Qaamarujuk og på denne fjords nordkyst.

Blåmusling

Blåmuslinger i tidevandszonen optager også metaller fra havvandet. I blåmuslinger indsamlet i 2000 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun i Qaamarujuk. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmuslinger har været faldende gennem en årrække, men blykoncentrationen falder kun meget langsomt, fordi muslingerne ikke kan udskille en del af det bly, de én gang har

optaget. Undersøgelser viser også, at nye generationer af blåmuslinger (små muslinger) er væsentligt mindre blybelastede end ældre, større muslinger.

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

Fisk og rejer

I kød fra uvak, plettet havkat og alm. ulk fanget ved Maarmorilik i 2000 er blykoncentrationen lav. Lever fra plettet havkat og ulk undersøges for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2000 forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. Niveaueet svarer til, hvad der er fundet efter minedriftens ophør og i de sidste år, hvor der var minedrift.

I Qaamarujuk er der i 2000 forhøjede blyværdier i rejer, men blykoncentrationen er i 2000 faldet i forhold til i 1998, og der har i perioden fra 1988 været en tydeligt faldende tendens i rejernes blyindhold. I den ydre del af Qaamarujuk var blyniveaueet i rejekød ikke forhøjet i 2000.

Sundhedsrisici

I de tilfælde, hvor der i 1999 og 2000 er konstateret forhøjet blyindhold i marine organismer ved Maarmorilik, vurderes det ikke at indebære sundhedsmæssige risici for mennesker. Dette gælder dog ikke for blåmuslinger, hvor blyindholdet i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua fortsat er så højt, at det frarådes at indsamle og spise muslinger fra disse fjorde.

Samlet vurdering

Undersøgelserne i 1999 og 2000 viser, at der i Maarmorilik-området fortsat – også efter minedriftens ophør i 1990 - findes forureningskilder, som bevirker, at der kan måles forhøjede bly- og zinkniveauer i miljøet. Set over flere år har forureningsniveaueet dog som helhed været tydeligt faldende, især efter minevirksomhedens ophør i 1990, og de områder, som er bly- og zinkforurenede, bliver efterhånden mindre og mindre.

Eqikkaaneq

Avatangiisinik misissuineq

Maarmorilimmi aqerlumik-zinkimillu aatsitassiorneq 1990-mi taamaatinneqarpoq. Aatsitassiorfiup eqqaani avatangiisit qanoq issusaat tamatuma kingorna immap, naasut uumasullu aqerlumik zinkimillu akoqassusaat uuttortalugu misissorneqarsimapput. Nalunaarusiami uani misissuinerit 1999-mi 2000-milu ingerlanneqarsimasut inernerit saqqummiunneqarput, aatsitassiorfiullu eqqaani avatangiisit qanoq issusaat naliliiffigineqarluni.

Pujoralak

Aatsitassiorfimmit aqerlup zinkillu pujoralanngorluni siaruaattarnera Maarmoriliup eqqaani issuatsiaat ilaat (snekruslav) katersoriarlugit misissuineritigut paasiniarneqarsimavoq. Issuatsiaat taakku ilaat pujoralaap siaruaattarneranut uuttuutitut atornerqarsinnaapput issuatsiaat taamaallaat silaannarmit inuussutissaminnik iioraasarmata.

Issuatsiaat nuutsiterneqarsimasut saviminissamik akoqassusaannik uuttortaannerit tunngavigalugit oqaatigisinnaavarput silaannaap aqerlumik siaruartiginera 1997-mit 1999-mut annikillisimasoq. Affarlikasaap Qaamarujuullu eqqaanni issuatsiaat aqerloqassusaat nalinginnarmit qaffasinnerusoq uuttorneqarsimavoq, Perlerfiulli kangerluata qinngorpiaani kangerluullu tamatuma silataani taama innani. Zinki eqqarsaatigissagaanni ataatsimut isigalugu silaannaap siaruarternera appariarsimavoq, nunali sunnerneqarsimasoq aqerlumik akoqarnerusumit annikinnerulluni.

Imaq

Immap mingutsinneqarnera aatsitassiorfiup matunerata kingorna malunnartumik annikillisimavoq. Affarlikassaata naqqani pitsarluqut eqqakkallu toqqortat maannakkut annikitsuinnarmik aqerlumik tunioraapput, sulili aamma zinkimik tunioraasoqarluni, aatsitassiornerulli ingerlanerani minneroqisumik. Kangerluup naqqata imartaata 2000-mi aqerumik akoqassusaa 1988-1989-mut sanilliullugu 1000-riaammik nalikinnerulerimavoq zinkimik akoqassusaa 15-riaammik nalikinnerulersimalluni. Affarlikassaata Qaamarujuullu imartaa qalleq saviminissamik akoqassusaa malunnartumik aamma appariarsimavoq. 2000-mi Affarlikassaata imartaani qallermi aqerloqarnerulersimanera takutinneqarsinnaasimangilaq. Zinkimik akoqassusaa suli qaffasippoq, kisianni 1993-mili zinkimik akukilliararsimavoq.

Equutit

Equutit, sissap sinaani tinittarnerata ulittarneratalu nalaani naasimasut, immamit najugarisaminnit saviminernik iioraasarput taamaattumillu immap qanoq mingutsinneqarsimatigineranut uuttuutitut atornerqarsinnaallutik. 1998-mit 2000-mut equutit aqerlumik akukinnerulersimapput, zinkimillu akoqassusaat annertuseriarsimalluni.

Piffissaq misissuiffiusoq (1998-2000) ataatsimut isigissagaanni equutit aqerlumik zinkimillu akoqassusaat appariarsimavoq, aqerlumillu akoqassusaat zinkimik akoqassusaannut naleqqiullugu appariarnerusimalluni. Aatsitassiorfiup 1990-mi matunerata kingorna piffinni amerlanerit, ingammik Affarlikassaani, Maarmoriliup eqqarpiaani Inngilillu Qernertup ata tungaani equutit aqerlumik zinkimillu akoqassusaat appariarsimavoq, aqerlumillu akoqassusaat malunnar-

nerusumik appariarsimalluni. Kisianni aamma piffinni arlalinni aatsitassiorfiup matunerata kingorna zinkimik akoqassuseq allanngorsimannngilaq. Tamanna ingammik Qaamarujuup qinngorpiani kangerluullu sineriaata avannaatungaani atuuppoq.

Uillut

Uillut, sissap sinaani tinittarnerata ulittarneratalu nalaani uumasut aamma imaanit saviminernit iioraasarput. Uilluni 2000-mi katersorneqarsimasuni Affarlikassaata, Qaamarujuup Perlerfiullu kangerluani aqerlumik akoqassusaat annertuneruvoq. Uillut qaffasissumik zinkimik akoqalersimasut taamaallaat Qaamarujummi siumorneqarsimapput. Uillut aqerlumik zinkimillu akoqassusaat ukiuni arlalinni appariartorsimavoq, kisianni aqerlumik akokinneruleruleriartornerat arritsumik ingerlavoq, uillut aqerlumik akoqalersimaleraanngamik aqerlup ilaa piiarsinnaajunnaartaramikku. Misissuinerit aamma ersersippaat, uillut kinguaavi (uiluaqqat) uillunut anginernut utoqqaanernullu naleqqiullutik aqerlumik akuqannginnerusut.

Mingutsitsinerup annertussusaa uillut mingutsinneqarsimannngitsut Maarmoriliup eqqaanut nuullugit uuttortarneqartarpoq, tassa uillut minnerpaamik ukioq ataaseq nuunneqareernerata kingorna aqerlumik zinkimillu iioraasimanerat misissorneqartarluni. Misissuinerit tamakku takutippaat aatsitassiorfiup matoreernerata kingorna sulii mingutsitsiffiusoqartoq, mingutsitsinerli sulii appariartorpoq aatsitas-siortoqarneratalu nalaanut naleqqiullugu annikinneroqaluni.

Aalisakkat kinguppaallu

Maarmoriliup eqqaani uukkat, qeeqqat kanassullu ukioq 2000-mi piasineqarsimasut nerpiisa aqerlumik akoqassusaat appasippoq. Uukkat, qeeqqat kanassullu Maarmoriliup eqqaani 2000-mi piasineqarsimasut aqerlumik akoqassusaat appasippoq. Piffissap ingerlanerani aqerlup mingutsitsinera nalilerniarlugu qeeqqat kanassullu tingui misissorneqartarput. Aalisakkani taakkunanani marlunni Maarmoriliup eqqaani ukioq 2000-mi aqerlumik akoqassusaat qaffasissuq paasineqarsimavoq. Aqerlumik akoqassusaat aatsitassiorfiup matunerata ukiullu kingulliit ingerlanneqarnerata assigaa.

Qaamarujummi ukioq 2000-mi kinguppaat aqerlumik akoqassusaat qaffasippoq, kisianni ukioq 2000-mi aqerlumik akoqassusaat ukioq 1998-mut naleqqiullugu appariarsimavoq, 1988-ullu kingorna kinguppaat aqerlumik akoqassusaat malunnartumik appariartorsimavoq. Qaamarujuup silataatungaani kinguppaat nerpiisa aqerlumik akoqassusaat 2000-mi annertusisimannngilaq.

Peqqinnissamut naviannateqarsinnaasut

Maarmoriliup eqqaani imaani uumasut 1999-mi 2000-milu nalinginnaq qaffasinnerusumik akoqartutut paasineqarsimasut inunnut peqqinnissaq eqqarsaatigalugu navianaateqarsinnaasutut isigineqanngillat. Taamatulli uillut isigineqanngillat, tassa Affarlikassaata, Qaamarujup og Perlerfiullu kangerluani aqerlumik akoqassusaat sulii ima qaffasitsigimmat, kangerlunnit taakkunanit uillunik katersuinnissaq nerisaqarnissarlu inerteqqutigineqarluni.

Ataatsimut naliliineq

1999-mi 2000-milu misissuinerit ersersippaat, aatsitassiorfiup 1990-mi matoreernerata kingorna Maarmoriliup eqqaa sulii aqerlumik zinkimillu avatangiisinut mingutsitsiffeqartoq. Ukiulli arlallit isigalugit mingutsitsineq ataatsimut isigalugu malunnartumik appariartortutut nalilertariaqarpoq, ingammik aatsitassiorfiup 1990-mi matoreernerata

kingorna, aammalu piffiit aqerlumik zinkimillu mingutsitsiffiusut
piffissap ingerlanerani annikilliartuinnartut.

Summary

Environmental study

The lead and zinc mine at Maarmorilik stopped production in 1990. Since then the environment around the site has been monitored by analysing for lead and zinc in seawater, plants and animals. This report presents the results of environmental studies conducted in 1999 and 2000 and assesses the state of the environment in the area. The results are compared with data from 1975-1998.

Dust

The lead and zinc dispersal with dust around Maarmorilik has been monitored by use of the lichen *Cetraria nivalis*. This species is used to monitor dust dispersal as the only take-up of water, nutrients and pollutants is from the surface of the lichen. The lead and zinc concentration in lichens after one year of transplantation to locations at Maarmorilik has been used as a measure of metal dispersal as dust. From this study we conclude that the lead dispersal has decreased from 1997 to 1999. We have found elevated lead levels in lichens in the areas around Affarlikassaa and Qaamarujuk, but not in inner Perlerfiup kangerlua and in areas outside this fjord. For zinc we have found an increase from 1997 to 1999, but the area affected by zinc is smaller than for lead.

Seawater

The pollution of seawater has changed drastically since mine closure, after which only small amounts of lead are released from settled tailings and waste rock in the fiord Affarlikassaa. Zinc is still released, but clearly less than when mining took place. In the bottom water of the fiord, the lead concentration was about 1000 times and the zinc concentration about 10 times lower in 2000 than in 1988-89. Metal concentrations in surface waters of Affarlikassaa have also declined significantly and in 2000 we did not find elevated lead concentrations here. Zinc concentrations in the surface waters were elevated, but levels have been declining since 1993.

Seaweed

Brown algae in the tidal zone take up metals from surrounding water and may be used to monitor sea water pollution. In seaweed the lead concentration decreased from 1998 to 2000, while the zinc concentration increased. Over the entire monitoring period (1982-1998) both the lead and zinc concentration have decreased, and lead levels have decreased more than zinc levels. Since 1990 - after mine closure - lead and zinc levels have decreased in most areas, mostly pronounced in Affarlikassaa, close to Maarmorilik and below the Black Angel mountain. However, there are also areas where zinc levels are unchanged after mine closure, that is in the inner and northern part of Qaamarujuk.

Blue mussels

Also blue mussels from the tidal zone take up metals. In blue mussels sampled in 2000 lead levels above background are found in Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua. Elevated zinc levels are found in a smaller area, only in Qaamarujuk. The lead and zinc concentrations in blue mussels have been declining over a number of years, but lead levels only slowly, because the mussels cannot depurate all the lead taken up originally. The study shows that new blue

mussel generations (small mussels) contain significantly less lead than older, larger mussels.

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

Fish and prawns

In muscle tissue from Greenland cod, spotted wolffish and shorthorn sculpin caught at Maarmorilik in 2000 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 2000 we found elevated lead concentrations in the livers of both species. The level is similar to what we have found after mine closure and during the last years of mining.

In prawns from Qaamarujuk the lead concentration is elevated in 2000, but it decreased from 1998 to 2000. Since 1988 lead levels in prawns have been clearly declining, and in outer Qaamarujuk lead levels in prawn meat were not elevated in 2000.

Human health risks

The cases where elevated lead levels in marine organisms were found at Maarmorilik in 1999 and 2000 are assessed not to imply health risks for humans, except in blue mussels. Lead concentrations in blue mussels are still so high that it is recommended not to collect and eat blue mussels from Affarlikassaa, Qaamarujuk and Perlerfiup kangerlua.

Overall conclusion

The environmental studies conducted in 1999 and 2000 show that pollution sources still exist at Maarmorilik 10 years after mine closure in 1990. However, over a number of years lead and zinc levels in seawater and biota have decreased, in particular after the mine closed, and the area affected by pollution with lead and zinc has become smaller and smaller over the years.

1 Indledning

Sorte Engel

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

Bly- og zinkforurening

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

Overvågning

Forureningen i området blev overvåget, mens minedriften fandt sted. Overvågningen er fortsat efter minedriftens ophør og omfatter indsamling og analyse af havvand, sedimenter, tang, musling, fisk, rejer og lavplanter for bly og zink. Denne rapport omhandler resultaterne fra indsamlingerne i 1999 og 2000, og der sammenlignes med tidligere resultater.

2 Indsamling

Lavprøver

I august 1999 blev der indsamlet lavprøver ved 12 stationer i Affalikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua, ved Qeqertat og ved Schades Øer (jf. afsnit 4.1, Figur 2.1 og 2.2 samt Bilag II). Der blev indsamlet prøver fra lav der var transplanteret ud på stationerne året før (1998) og i 1996. 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 papirsposer. I modsætning til tidligere år blev der ikke i 1999 indsamlet naturligt forekommende lav.

Havvandsprøver

I august-september 2000 indsamledes havvandsprøver ved standardstationerne 1 og 3 i Affalikassaa samt ved en referencestation nær Schade's øer (jf. afsnit 4.2, Figur 2.1 og 2.2 samt Bilag III). Indsamlingerne foregik fra havforskningsskibet "Adolf Jensen". Vandet blev pumpet fra den ønskede dybde til skibets dæk gennem en silicone-slange, som var det eneste medium, vandprøven har været i forbindelse med. Samtidig filtreredes prøverne gennem et 0,45 µm polycar-

bonat filter. For at konservere prøverne tilsattes dernæst 1 ml superren salpetersyre pr. liter.

Tang

I august-september 2000 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 IV).

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

Blåmuslinger

I august-september 2000 indsamledes blåmuslinger på 18 stationer i Affarlikassaa, Qaamarujuk, Perlerfiup kangerlua samt ved Qeqertat og Schades Øer (jfr. afsnit 4.4, figur 2.1 og 2.2 samt Bilag V). Ved hver station blev det tilstræbt at indsamle 20 individer i størrelsesintervallet 6,5-8 cm. I august 1999 blev der desuden indsamlet blåmuslinger ved 11 stationer, hvortil uforureneede muslinger var blevet transplanteret året før (jfr. afsnit 4.4, figur 2.1 og 2.2 samt Bilag V). Vægt og antal muslinger i hver størrelsesgruppe blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer.

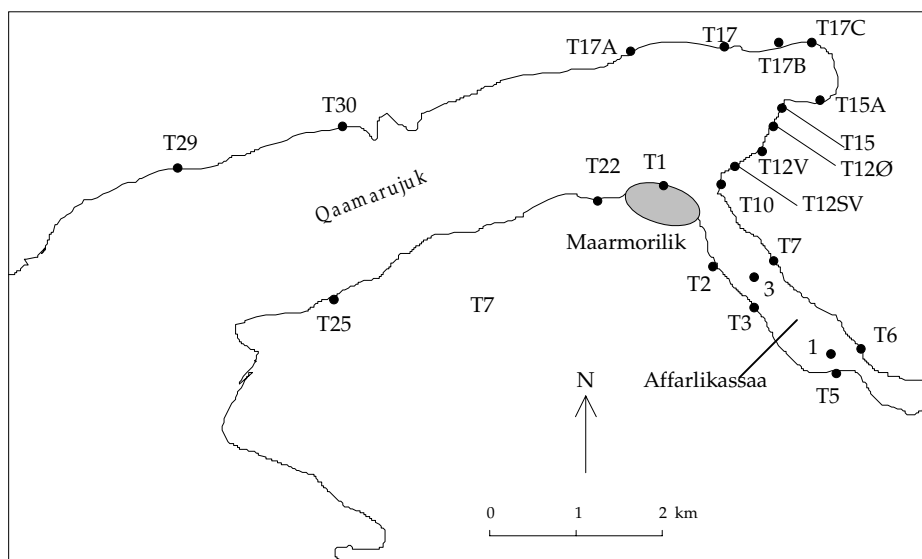
Fisk

I september 2000 indsamledes prøver af uvaq, plettet havkat og almindelig ulk i Qaamarujuk (jf. afsnit 4.5 samt Bilag VI og VII). Indsamlinger til brug som reference blev foretaget ved Kronprinsens Ejland for ulk. Af ulk og havkat blev der taget kød- og leverprøver, mens der af uvaq kun blev taget kødprøver.

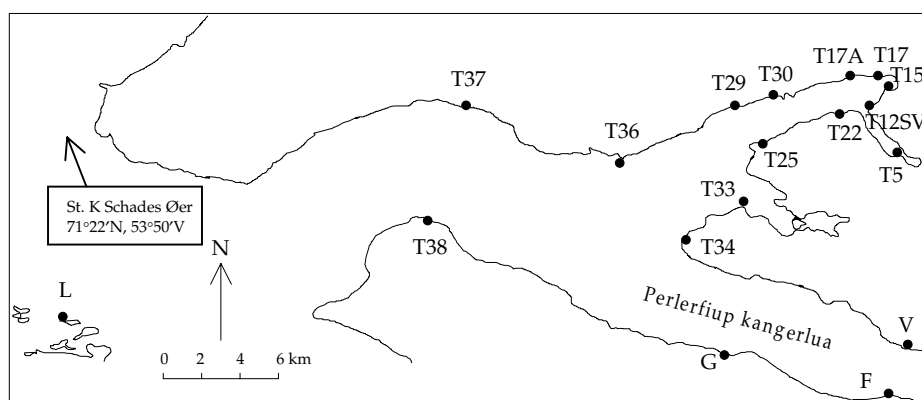
Rejer

I september 2000 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 ved Kronprinsens Ejland (jfr. afsnit 4.6 samt Bilag VIII). Rejerne blev fanget i krabberuser med finmasket net og blæksprutte og fiskerester som agn. Der blev også fanget rejer i Siegsbee-trawl. 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.

Indsamling og præparering af de forskellige prøvetyper blev udført som tidligere år for at sikre at data er sammenlignelige med tidligere års data.



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



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

3 Analyse og analysekontrol

Havvand

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

Biologiske prøver

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

Tørstofprocenten bestemtes ved vejning før og efter frysetørring.

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

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

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

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

Detektionsgrænser

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

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

Detektionsgrænserne for de anvendte analysemetoder er følgende:

Prøve	Pb	Zn
Havvand	0,01 µg/kg	0,1 µg/kg
Fisk (muskel)	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof
Fisk (lever og ben)	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof
Rejekød og hoved+skaller	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof
Musling	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof
Tang	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof
Lav	0,02 µg/g tørstof	0,4 µg/g tørstof

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

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

Zink resultaterne for biologisk materiale er næsten alle indenfor $\pm 12.5\%$ af den værdi, der af præstationsprøvningsorganisatorer 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. bilag I).

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

Dobbeltbestemmelser

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

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

	antal	Pb	Zn	Homogeniseret
Lav	3	7,0%	14,1%	nej
Tang	6	3,7%	1,3%	ja
Blåmusling	7	3,1%	0,8%	ja
Reje	4	7,9%	-	ja
Fisk	10	18,2%	-	nej

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

den relative usikkerhed ved dobbeltbestemmelser af bly i fisk er 2-3 gange højere end ved den forrige undersøgelse (Johansen et al. 1999).

4 Resultater

4.1 Lav

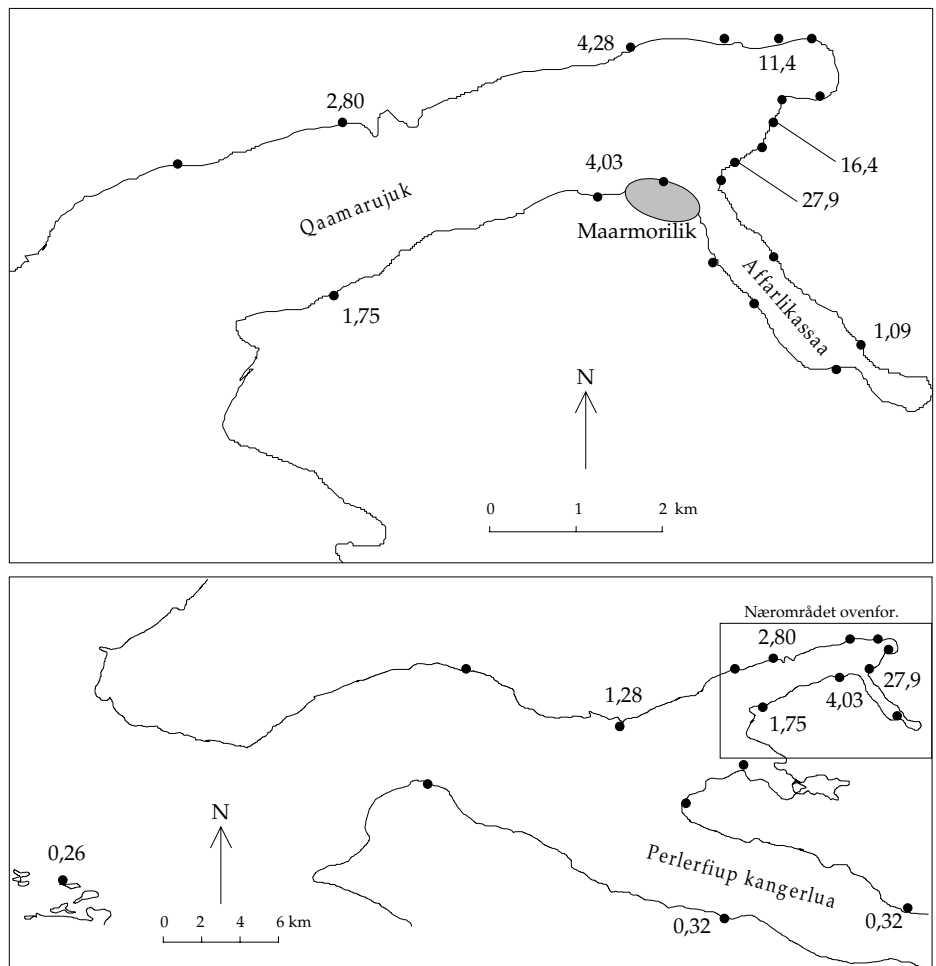
Lavarten snekruslav (*Cetraria nivalis*) kan anvendes som indikator for metalnedfald fra atmosfæren. Den vokser fortrinsvis på dødt organisk materiale og optager udelukkende sin næring gennem nedfald på overfladen. Den er derfor en velegnet indikator til registrering af støvnedfald. For at overvåge metalspredningen fra minevirksomheden til atmosfæren er snekruslav derfor gennem en årrække indsamlet ved en række lokaliteter ved Maarmorilik og i området vest herfor. Lavprøverne er analyseret for bly og zink, og analyseresultaterne for prøver indsamlet i 1999 er vist i Bilag II.

Transplantation

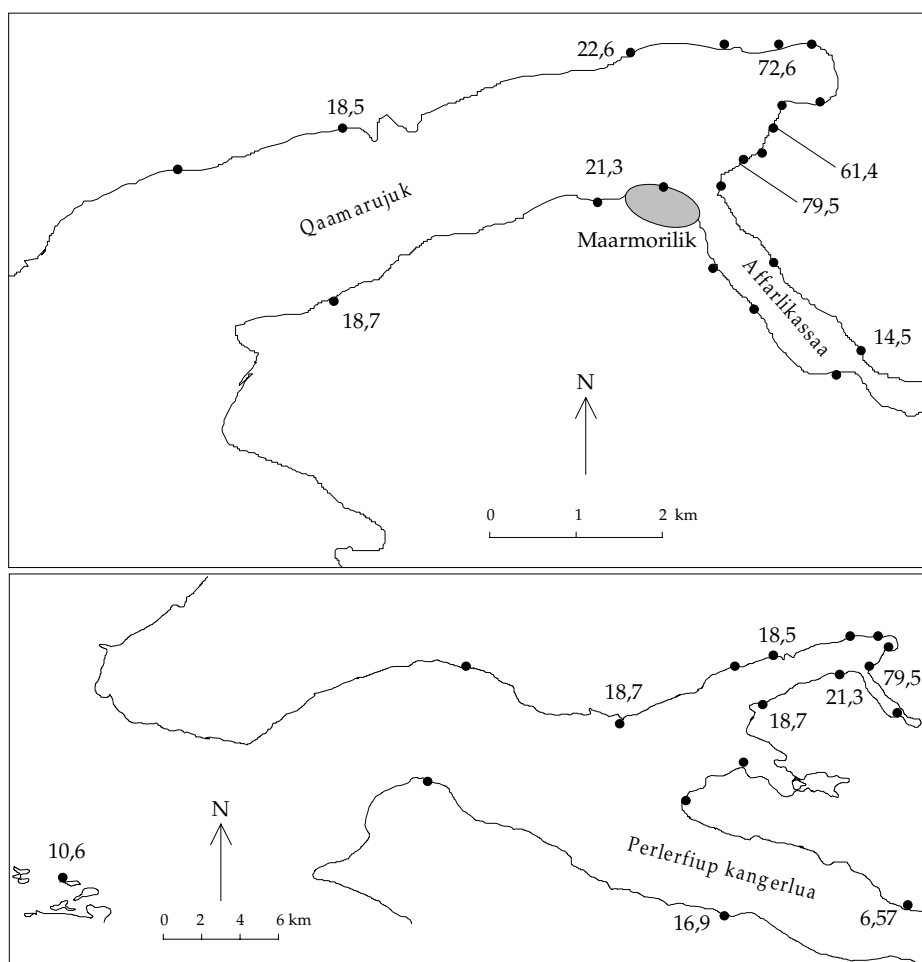
Ved miljøundersøgelser i området i 1997 (Johansen et al. 1998) fandt vi, at metalkoncentrationerne i naturligt forekommende lav ved en bestemt station var betydeligt lavere end i lav, som var transplanteret til den pågældende station året før. Vi tolkede det således, at det metal der måles i naturligt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

Koncentrationsniveauer

Figur 4.1.1 viser resultaterne for bly og Figur 4.1.2 for zink i lav som blev transplanteret fra Schades Øer året før (1998). I transplanteret lav findes forhøjede blykoncentrationer 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. Her findes de højeste værdier for zink også.



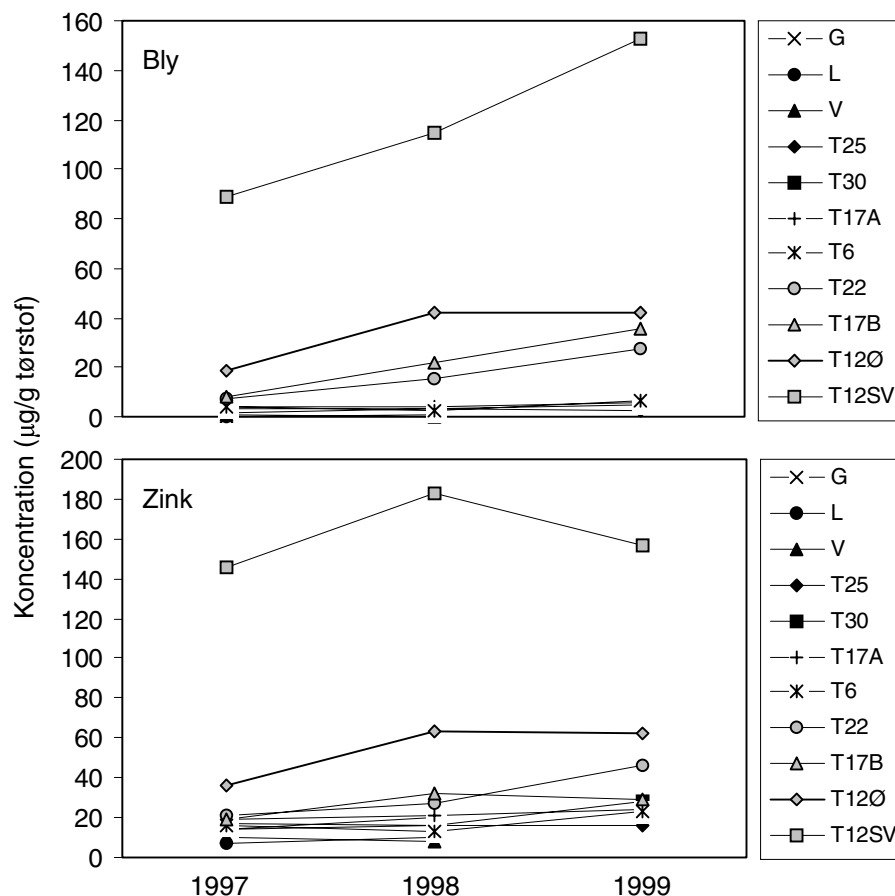
Figur 4.1.1. Blykoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 1999 transplanteret fra Schades Øer året før (blykoncentration = $0,362 \mu\text{g/g}$). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.



Figur 4.1.2. Zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i lav 1999 transplanteret fra Schades Øer året før (zinkkoncentration = $12,2 \mu\text{g/g}$). Øverst nærområdet og nederst hele indsamlingsområdet.

Tabel 4.1.1. Metalkoncentration ($\mu\text{g/g}$) tørvægt i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer i 1996 med en blykoncentration på $0,310 \mu\text{g/g}$ og en zinkkoncentration på $13,6 \mu\text{g/g}$.

Lav Station	Pb			Zn		
	1997	1998	1999	1997	1998	1999
L	0,35	0,41		6,88	9,67	
V	0,63	0,35		10,1	8,53	
G	0,23	0,34		14,3	20,0	
T6	3,93	2,22	6,09	16,2	13,1	23,35
T12SV	89,2	115	152,34	146	183	156,92
T12Ø	18,2	42,3	42,08	35,8	63,2	62,55
T17A	3,91	4,09	5,74	19,1	21,6	24,31
T17B	7,68	21,7	35,24	19,0	32,5	29,20
T22	7,62	15,3	27,20	21,0	27,4	45,89
T25	1,89	3,07	2,44	13,8	15,8	15,87
T30	2,93	3,60	4,47	16,6	16,4	28,42
T36	2,12	11,9		14,1	17,3	



Figur 4.1.3. Grafisk illustration af tidstrend for bly og zink i transplanteret lav.

Tidsudvikling

Tabel 4.1.1 og figur 4.1.3 viser bly- og zinkkoncentrationen i lav, der blev transplanteret i 1996. Det ses, at bly- og zinkkoncentrationen i de fleste tilfælde fortsætter med at stige i lav, som er transplanteret over flere år.

Tabel 4.1.2 viser bly- og zinkkoncentrationen i lav som kun har været transplanteret i ét år, henholdsvis i 1997 og 1999. Det fremgår, at blykoncentrationerne i lav efter et års transplantation i de fleste tilfælde er lavere i 1999 end i 1997, mens zinkkoncentrationerne omvendt i de fleste tilfælde er højere.

Tabel 4.1.2. Metalkoncentration ($\mu\text{g/g}$) tørvægt i lav, som blev transplanteret fra Schades Øer året før.

Lav Station	Pb		Zn	
	1997	1999	1997	1999
L	0,35	0,26	6,88	10,63
V	0,63	0,32	10,1	6,57
G	0,231	0,32	14,3	16,91
T6	3,23	1,09	16,2	14,54
T12SV	89,2	27,86	146	79,50
T12Ø	18,2	16,43	35,8	61,36
T17A	3,91	4,28	19,1	22,58
T17B	7,68	11,35	19,0	72,57
T22	7,62	4,03	21,0	21,32
T25	1,89	1,75	13,7	18,67
T30	2,93	2,80	16,6	18,53
T36	2,12	1,28	14,1	18,72

Lav - samlet vurdering

Ud fra metalmålingerne i transplanteret lav konkluderer vi, at blynedfaldet fra atmosfæren er reduceret fra 1997 til 1999. Der er målt et forhøjet blyindhold i transplanteret lav i Affarlikassaa og Qaamarujuk, men ikke i den indre del af Perlerfiup kangerlua og området udenfor denne fjord. For zink er der en generel stigning i nedfaldet, men det påvirkede område er mindre end for bly.

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 og 1999 blev havvandet dog ikke undersøgt.

Medens produktionen fandt sted, udledes 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. Ved undersøgelsen i 1995 var havvandsforureningen så lav udenfor Affarlikassaa, at den vanskeligt kunne måles. Det besluttedes derfor at koncentrere målingerne i fremtiden til Affarlikassaa og en referencestation. I dette kapitel beskrives undersøgelsen af havvand indsamlet fra stationerne 1 og 3 i Affarlikassaa og fra en referencestation ved Schades Øer. Resultaterne af disse analyser er afbildet i figur 4.2.1. og 4.2.2. Analyse-data ses i bilag III.

Metalprofiler

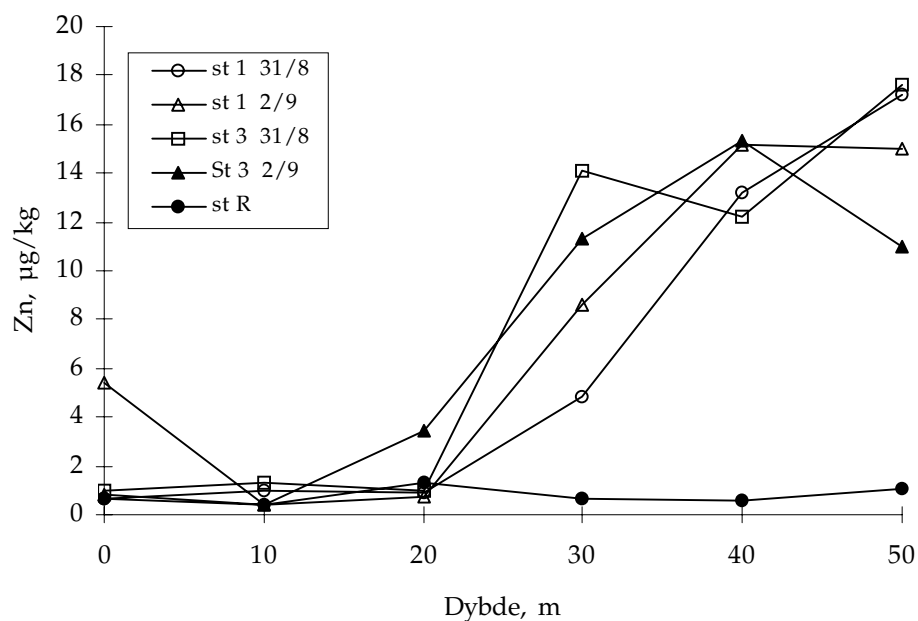
I figur 4.2.1 er zinkkoncentrationen plottet mod dybden. Tidligere undersøgelser (Møller 1984) har vist, at Affarlikassaa på denne årstid har et springlag i ca. 25 meters dybde, hvilket er fjordens tærskeldybde. Over springlaget var zinkkoncentrationen ved undersøgelsen i 2000 ikke forskellig fra, hvad der fandtes på referencestationen. Under springlaget var zinkkoncentrationen stort set den samme på begge stationer og datoer, ca. 13 µg/kg.

Dette viser, i lighed med hvad der fandtes ved tidligere undersøgelser, at det affald, der er deponeret på bunden af fjorden, stadig afgiver zink til det ovenover liggende 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 ikke systematisk, og kun ca. det dobbelte af overfladevandet. Da koncentrationerne i overfladevandet i 2000 ikke var højere i Affarlikassaa end ved referencestationen, må det nu konstateres, at der ikke mere kan måles tilførsel af bly til overfladevandet i Affarlikassaa. Dette er første gang siden minens start at der ikke har været forhøjede koncentrationer af bly i overfladevandet. Ved undersøgelserne efter minedriftens ophør, har vi tidligere fundet, at der var en tilførsel af bly til overfladevandet, som ikke kunne forklares alene ved tilførsel fra bunden af Affarlikassaa.

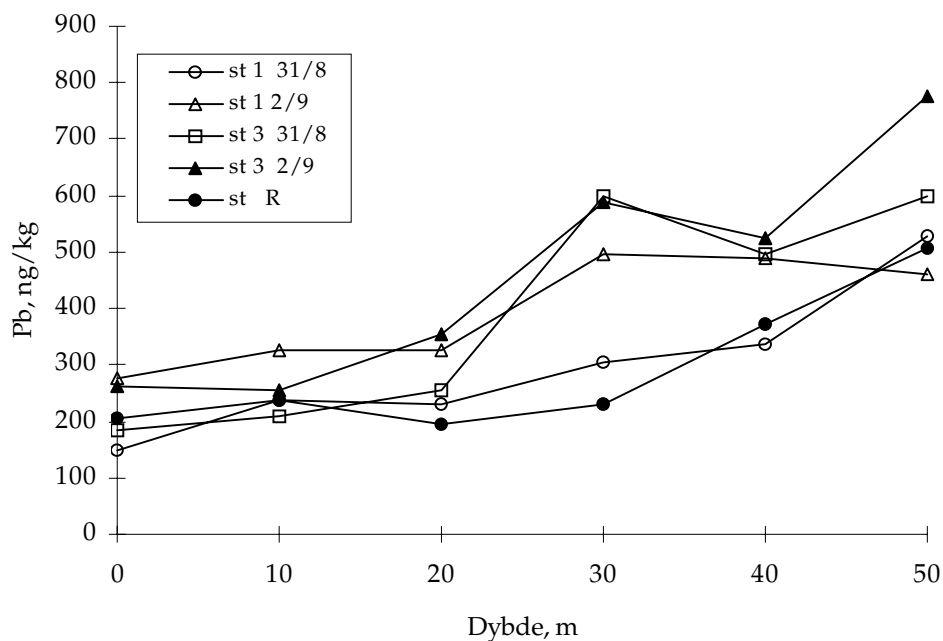
Referencestation

En referencestation er meget vigtig når det drejer sig om vurdering af små blykoncentrationer i havvand. Det er kendt at der kan være mange problemer forbundet med indsamling, opbevaring og analyse af uforurenede og svagt forurenede havvand. Specielt bly har givet problemer. Det må formodes at disse problemer er de samme for Affarlikassa og for referencestationen. Det er derfor ikke de absolutte koncentrationer der er afgørende for, om vandet kan siges at være forurenede, men alene forskellen mellem stationerne og referencestationen. I 2000 var blyindholdet ved referencestationen højere end i de tidligere år, hvilket der ikke kan gives nogen forklaring på. Det betyder, at det ligeledes tilsyneladende "høje" blyniveau i overfladen af Affarlikassa ikke kan tilskrives lokal forurening. Se tabel 4.2.1 og bilag III.

Faktisk var middelværdien af bly ved referencestationen lidt højere end middelværdien af bly i overfladevandet i Affarlikassaa.



Figur 4.2.1. Zinkkoncentration ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i Affarlikassaa og referencestationen 2000 afbildet mod dybden i meter.



Figur 4.2.2. Blykoncentration (ng/kg) i Affarlikassaa og referencestationen 2000 afbildet mod dybden i meter.

Tidsudvikling

I perioden 1975-1998 var 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. Mens minedriften fandt sted, var vandet under springlaget stærkt forurenet 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 for dybder mellem 0 og 50 m, fundet samme år ved en referencestation i Uumannaq området, men langt fra Maarmorilik. Tallene repræsenterer altså forureningsbidraget fra Maarmorilik. Variationskoefficienten (vZn og vPb) er beregnet som middelværdiens standardafvigelse divideret med middelværdien.

Tabel 4.2.1 Zink- og blyindholdet ($\mu\text{g}/\text{kg}$) og variationskoefficienten i bund- og overfladevand i Affarlikassaa om efteråret, korrigeret med referencestationens koncentrationer.

Havvand År	Bundvand				Overfladevand			
	Zn	vZn	Pb	vPb	Zn	vZn	Pb	vPb
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	12,20	0,09	0,225	0,293	0,655	0,687	*	*

* Blykoncentrationen mindre i Affarlikassaa end ved referencestation.

Bundvandet

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, medens zinkindholdet var steget, formodentlig som følge af gråbjergsdumpningen, der er fundet 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 således ca. 1000 gange lavere i perioden 1995-2000 end i 1988-1989. Zinkindholdet er i 2000 kun ca. 15 gange lavere end i 1988-1989. Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa afgiver altså betydeligt mere zink end bly.

Overfladevandet

Medens minedriften fandt sted, var forureningen af overfladevandet med bly og zink i Affarlikassaa hovedsageligt forårsaget af opblanding af det stærkt forurenede bundvand. I september 1990 gav bortgravning og flytning af Gl. Gråbjergsdump desuden et væsentligt

bidrag af zink, mens et højt blyindhold i havvandet primært skyldtes et højt opløseligt blyindhold i 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.

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

Zink/bly forholdet

I tabel 4.2.2 ses forholdet mellem opløst zink og bly i bundvand og overfladevand fra Affarlikassaa samt den relative standardafvigelse, korrigeret for referencestationens koncentrationer. Hvis den eneste kilde til forureningen af overfladevandet i Affarlikassaa er en opblanding med det forurenede bundvand, skal 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 (p) for, at de observerede forskelle kan være fremkommet ved en tilfældighed. I de tilfælde hvor der er signifikant forskel, d.v.s. sandsynligheden er mindre end 0,05, er der i sidste kolonne markeret en mulig årsag dertil.

Tabel 4.2.2. Zink/blyforhold i Affarlikassaa, og dets relative standardafvigelse, r.S.E.

Havvand	Bundvand		Overfladevand		Sandsynlighed (p)	Forhøjet i overfladen
	År	Zn/Pb	r.S.E.*	Zn/Pb		
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	54,2	1,31	**			

* $\exp \sqrt{(\ln(1+vZn))^2 + (\ln(1+vPb))^2}$ (beregnet ud fra 6 prøver fra Affarlikassaa og 5 fra referencestationen). vZn og vPb: se Tabel 4.2.1.

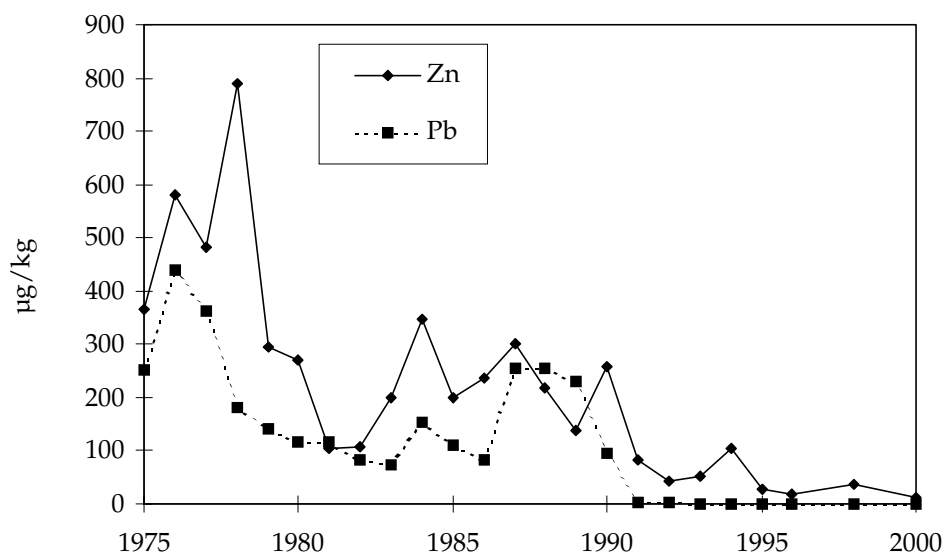
** Blykoncentrationen mindre i Affarlikassaa end ved referencestation.

I to tilfælde før minen lukkede har zinkindholdet i overfladevandet været højere, end det kunne forklares ved opblanding med bundvand. Blyindholdet i overfladen har været højere end forventet i 1987 samt i perioden 1990-98. 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. fra gråbjergsdumpe. Der kendes ingen forklaring på en eventuel tilførsel af bly fra andre kilder i 1987, hvorimod forklaringen på det lave zink/blyforhold i overfladen i 1990 ligger i et kompliceret samspil mellem særlig høj blyforurening fra tailings i maj-juli og frigivelsen af zink fra gråbjergsdumping (se Asmund 1992).

Andre blykilder

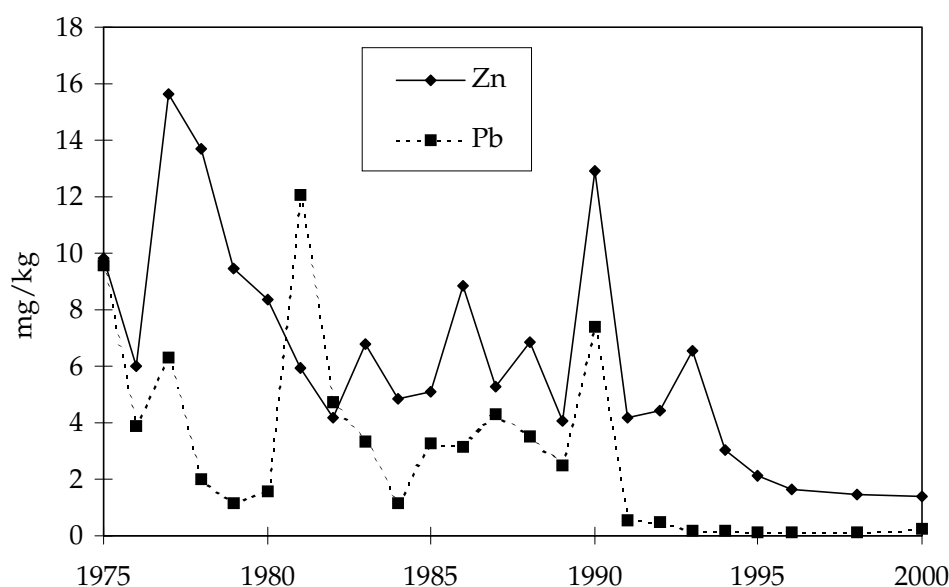
Fra 1991 til 1998 tegnede der sig det interessante billede, at overfladevandets blyindhold ikke kunne forklares alene ved opblanding af bundvand, da dettes blyindhold er for lavt. Der er altså andre kilder, der er dominerende for blyfrigivelsen til overfladevandet efter minens lukning. Disse kunne være gråbjergsdumpe, støvspredd bly eller udsivninger fra Maarmorilik. Undersøgelserne viste ikke hvilken af disse, der er af størst betydning. I 2000 var blyindholdet i havvandet faldet så meget, at der ikke kunne påvises forskelle mellem Maarmorilik-vandet og vandet fra referencestationen. Dette skyldes primært et meget højt blyindhold i vandet ved referencestationen, som nævnt tidligere.



Figur 4.2.3 Bly- og zinkkoncentration i bundvandet fra Affarlikassaa om efteråret for perioden 1975-2000.

Havvand – samlet vurdering

Forureningen af havvandet er formindsket markant efter minevirksomhedens ophør. Der afgives nu kun små mængder bly fra deponeret "tailings" og gråbjerg på bunden af Affarlikassaa, mens der stadig frigøres zink, dog tydeligt mindre end mens minedriften fandt sted. Blyindholdet i fjordens bundvand var i 2000 ca. 1000 gange lavere og zinkindholdet ca. 15 gange lavere end i 1988-1989. Også overfladevandets metalindhold er faldet væsentligt i Affarlikassaa og i Qaamarujuk. I 2000 kunne der således ikke påvises forhøjede blyniveauer i de øvre vandlag af Affarlikassaa. Der fandtes et forhøjet zinkniveau, men zinkværdierne har været faldende siden 1993.



Figur 4.2.4 Bly og zinkkoncentrationen i overfladevandet fra Affarlikassaa om efteråret for perioden 1975-2000.

4.3 Tang

Skudspidser af tangprøver indsamlet i 2000 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af Bilag IV. Der er indsamlet prøver fra to arter, blæretang (*Fucus vesiculosus*) og langfrugtet klørtang (*F. distichus*), men kun på station T38 blev begge arter indsamlet i 2000. 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 2000.

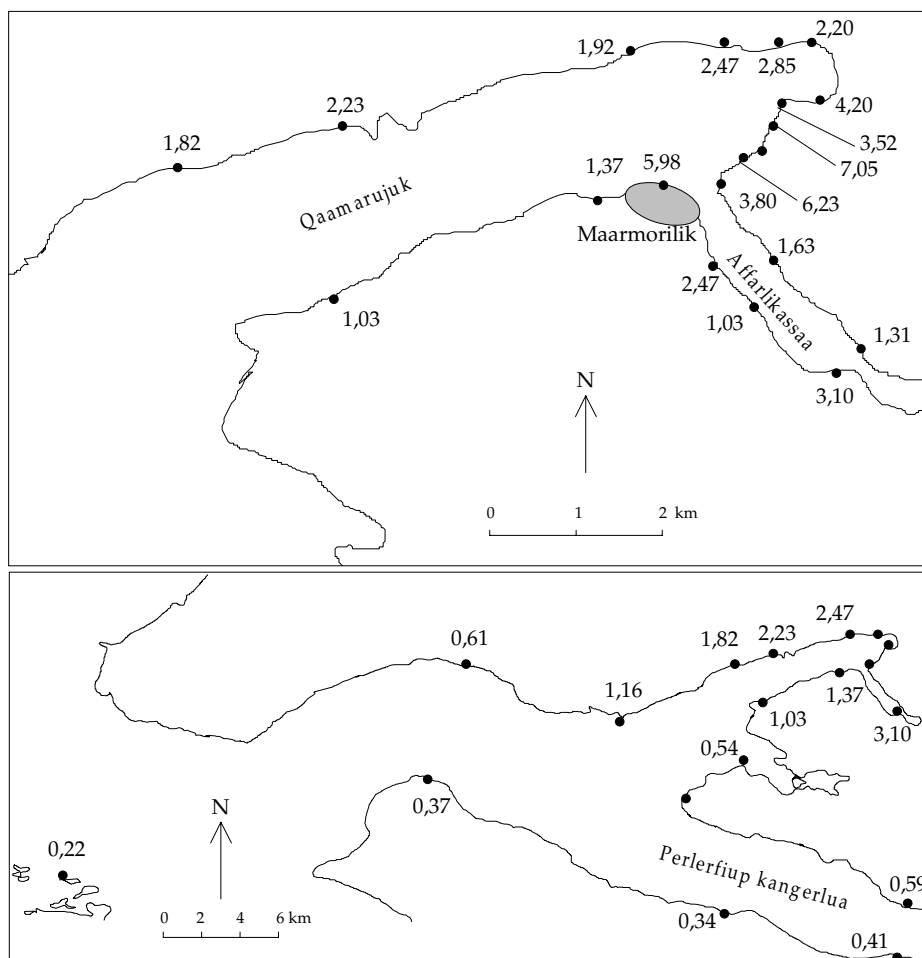
Geografisk fordeling

I tabel 4.3.1 er bly- og zinkkoncentrationerne i skudspidser af blæretang estimeret for hver station i 2000. Estimerterne er beregnet som geometriske middelværdier efter korrektion for art (jvf. ovenfor). Den geografiske fordeling for bly og zink er ligeledes afbildet i figurene 4.3.1 til 4.3.2.

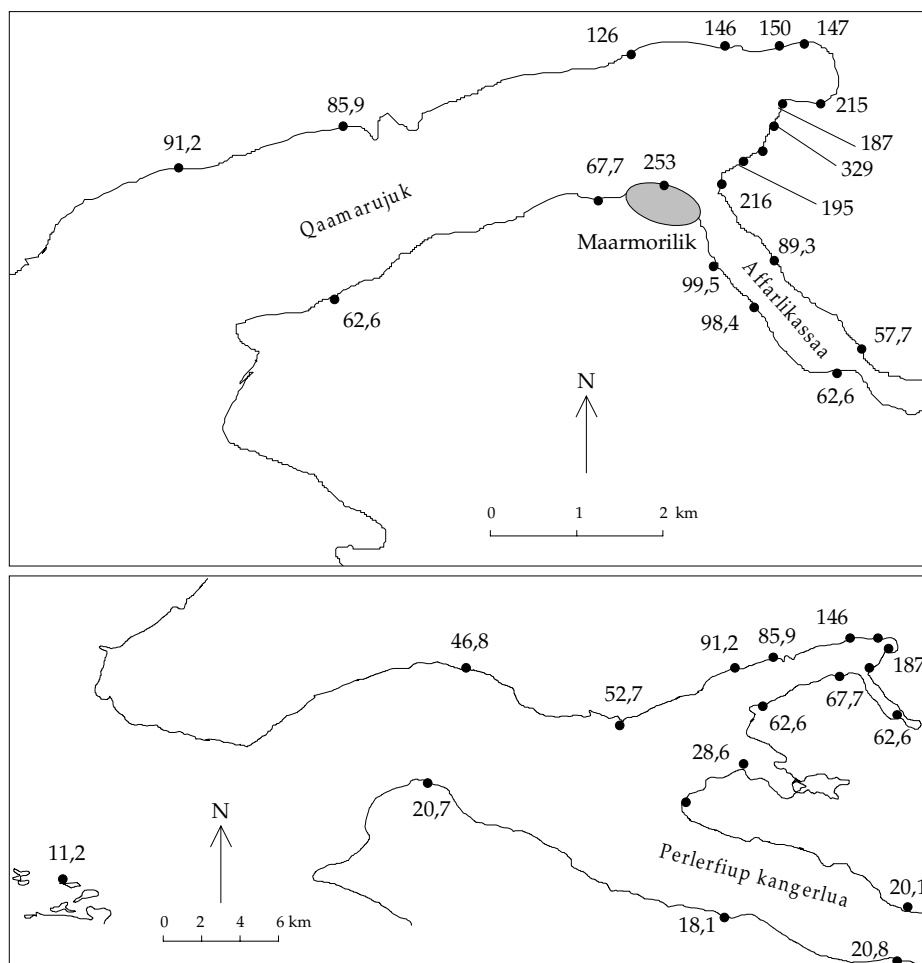
Der er forhøjede værdier af bly og zink i Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua med tydeligt faldende værdier, jo længere man bevæger sig mod vest fra Maarmorilik og med højere værdier på nordsiden af Qaamarujuk og ydre Perlerfiup kangerlua. De højeste zinkværdier optræder ved selve Maarmorilik og i det område i den indre del af Qaamarujuk, hvor en gråbjergsdump var placeret, før den blev fjernet i 1990 (figur 4.3.2). De højeste blyværdier findes ligeledes i dette område (figur 4.3.1).

Tabel 4.3.1. Estimerede bly- og zinkkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af blæretang (*Fucus vesiculosus*) 2000. Analyseresultaterne for langfrugtet klørtang (*F. distichus*) er omregnet til blæretang, jf. teksten. Beliggenheden af stationer undersøgt i 2000 ses på figur 2.1 og 2.2.

Tang	Pb	Zn	Station	Pb	Zn
F	0,41	20,08	G	0,34	18,1
L	0,22	11,2	V	0,59	20,1
T1	5,98	253	T2	2,47	99,5
T3	1,03	98,4	T5	3,10	62,6
T6	1,31	57,7	T7	1,63	89,3
T10	3,80	216	T12Ø	7,05	329
T12SV	6,23	195	T15	3,52	187
T15A	4,20	215	T17	2,47	146
T17A	1,92	126	T17B	2,85	150
T17C	2,20	147	T22	1,37	67,7
T25	1,03	62,6	T29	1,82	91,2
T30	2,23	85,9	T33	0,54	28,6
T36	1,16	52,7	T37	0,61	46,8
T38	0,37	20,7			



Figur 4.3.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tang fra 2000.



Figur 4.3.2. Zinkkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tang fra 2000.

Tidsudvikling

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

Nærmest minen (Gråbjergsdump): St. T12Ø og T12V

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

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

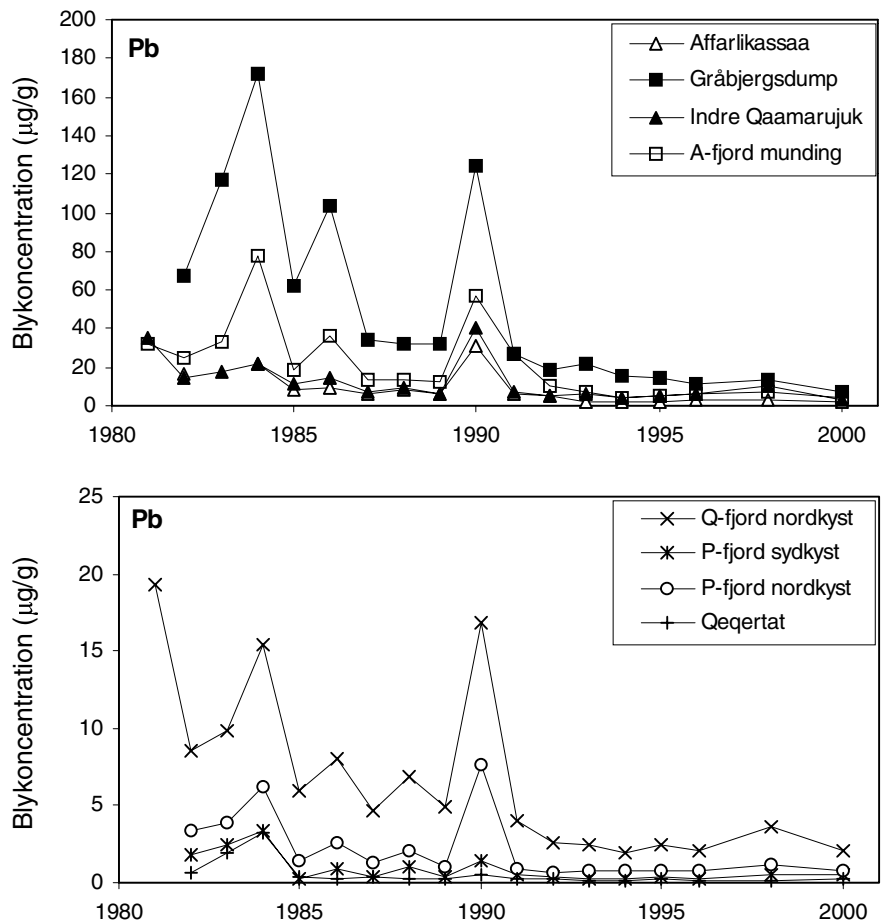
Indre Qaamarujuk Fjord (Indre Qaamarujuk): St. T17A, T17, T17B, T17C, T15A, T15

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

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

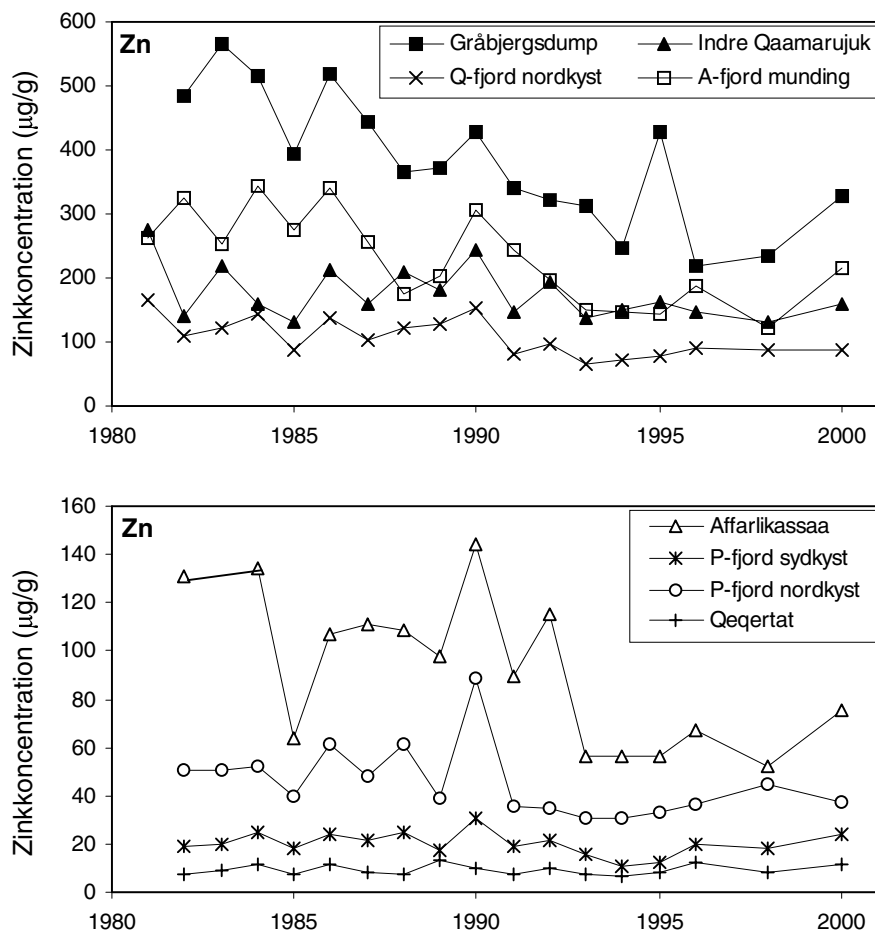
Vest for og ved Qeqertanguit (P-fjord nordkyst): St. T36 og T37

Qeqertat: St. L



Figur 4.3.3. Tidsudvikling i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).

Tidsudviklingen for alle stationer med en tidsrække på 9 eller flere år er desuden analyseret (tabel 4.3.2 og 4.3.3). De anvendte statistiske analysemetoder er Spearman korrelation, lineær regressions analyse og ICES's metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). I 1990 er der en betydelig top i blykoncentrationen for alle områder. Årsagen hertil kan dels være arbejdet med opgravning og dumpning af gråbjerg og dels det forhøjede indhold af opløseligt bly i det sidste malm, der blev behandlet af Greenex. Opgravning og deponering af gråbjergsdumpen bevirkede en afgivelse af tungmetaller, hvor zink-bly forholdet var væsentligt større end 1 (ca. 10) og det sidst behandlede malm afgav zink og bly i et forhold væsentligt under 1, og da det især var bly, der steg i tang i 1990, vurderes det, at årsagen dertil hovedsageligt er det høje indhold af opløseligt bly i det sidste malm. Ved de statistiske analyser er året 1990 derfor ikke medtaget.



Figur 4.3.4. Tidsudvikling i zinkkoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i skudspidser af tang i forskellige områder (se tekst).

Bly

I området som helhed er blykoncentrationen faldet i 2000 i forhold til 1998, især i indre Qaamarujuk, i ydre Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua (figur 4.3.3). Set over hele monitoringsperioden er der desuden et tydeligt fald i blykoncentrationen for alle delområder (figur 4.3.3). For de fleste stationer er faldet statistisk signifikant og med et retlinet forløb 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.

Det årlige ændring i blykoncentrationen for de forskellige stationer er beregnet til mellem -2% (St. V) og -16% (St. T12Ø).

Efter minens lukning har blykoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.3.2).

Zink

Zinkkoncentrationen i tang er steget i alle delområder fra 1998 til 2000 (figur 4.3.4). Set over hele monitoringsperioden er der dog et mindre fald i zinkkoncentrationen, som dog kun er signifikant for nogle af stationerne (tabel 4.3.3). Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til mellem -1% (T17B,T38) og -6% (T5).

Efter minens lukning har zinkkoncentrationen i tang også været faldende på de fleste stationer, især i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og i området under Sorte Engel fjeldet (tabel 4.3.3). På nogle stationer mest markant i den aller inderste del af Qaamarujuk og på nordkysten af Qaamarujuk har zinkkoncentrationen i tang dog været stigende eller er uændret i perioden efter minens lukning (tabel 4.3.2).

Tang - samlet vurdering

Fra 1998 til 2000 faldt blykoncentrationen i tang, mens zinkkoncentrationen steg. Set over hele monitoringsperioden (1982-2000) er både bly- og zinkkoncentrationen i tang dog faldet, og blykoncentrationen er faldet mere end zinkkoncentrationen. Siden 1990 efter minens lukning er bly- og zinkniveauet i tang faldet i de fleste områder, mest markant i Affarlikassaa, tæt ved Maarmorilik og under Sorte Engel fjeldet og mest markant for bly. Der er dog også områder, hvor zinkkoncentrationen er uændret i perioden efter minens lukning. Det gælder især området i den indre del af og på nordkysten af Qaamarujuk.

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

Tang - Pb Station/År	ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2000)
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
St. L, 1982-2000	sign	sign	sign	sign	-11%	+2%
T1, 1987-2000	sign	sign	-	sign	-12%	-13%
T2, 1985-2000	sign	sign	sign	sign	-11%	-12%
T3, 1984-2000	sign	sign	sign	sign	-14%	-15%
T5, 1982-2000	sign	sign	-	sign	-10%	-12%
T7, 1988-2000	sign	sign	sign	sign	-12%	-8%
T10, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-13%	-14%
T12Ø, 1983-2000	sign	sign	-	sign	-16%	-13%
T15, 1986-2000	-	-	-	sign	-7%	-9%
T15A, 1986-2000	-	-	-	-	-5%	-2%
T17, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-9%	-2%
T17A, 1986-2000	sign	sign	-	sign	-10%	-6%
T17B, 1986-2000	-	-	-	-	-5%	-4%
T17C, 1986-2000	-	-	-	-	-3%	-2%
T22, 1986-2000	sign	sign	sign	sign	-14%	-10%
T25, 1982-2000	sign	sign	-	sign	-11%	-6%
T29, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-11%	-4%
T30, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-11%	-3%
T36, 1982-2000	sign	-	-	sign	-9%	+4%
T37, 1982-2000	-	sign	-	sign	-11%	-1%
T38, 1982-2000	sign	sign	-	sign	-11%	-1%
st. G, 1986-2000	sign	-	sign	-	-5%	+1%
st. V, 1988-2000	-	-	-	-	-2%	+1%

ICES-metode : *Systematisk mellemårs effekt*: sign angiver signifikant på 5% niveau ellers angivet som -. Metoden tester om en udglattet kurve (3 års glidende gennemsnit) giver en forbedret beskrivelse af forløbet end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at forløbet med rimelighed kan beskrives ved den udglattede kurve. *Lineær effekt*: sign angiver signifikant (på 5% niveau) faldende tendens. Metoden tester om en ret linie giver en forbedret beskrivelse end de observerede værdier set i forhold til en overordnet gennemsnitsværdi. Signifikans fortolkes således, at der er en ændring gennem årene og såfremt 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 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. *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-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficienten. Desuden er den årlige ændring i zinkkoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Tang - Zn Station/År	ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring (hele perioden)	Årlig ændring (1991-2000)
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt			
St. L, 1982-2000	-	-	-	-	0%	+4%
T1, 1987-2000	-	sign	-	sign	-3%	-2%
T2, 1985-2000	sign	sign	sign	sign	-5%	-2%
T3, 1984-2000	-	-	-	-	-4%	-5%
T5, 1982-2000	sign	sign	-	sign	-6%	-4%
T7, 1988-2000	-	-	-	-	-4%	-1%
T10, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-4%	-2%
T12Ø, 1983-2000	sign	sign	-	sign	-5%	-2%
T15, 1986-2000	-	sign	-	sign	-5%	-5%
T15A, 1986-2000	-	-	-	-	-3%	0%
T17, 1981-2000	-	-	-	-	-2%	-2%
T17A, 1986-2000	-	-	-	sign	-3%	0%
T17B, 1986-2000	-	-	-	-	-1%	0%
T17C, 1986-2000	-	-	-	sign	-2%	+1%
T22, 1986-2000	-	sign	-	sign	-5%	-2%
T25, 1982-2000	-	sign	-	sign	-4%	-1%
T29, 1981-2000	-	sign	-	sign	-3%	+1%
T30, 1981-2000	sign	sign	-	sign	-3%	+1%
T36, 1982-2000	-	-	-	-	-2%	+4%
T37, 1982-2000	sign	sign	sign	-	-2%	+5%
T38, 1982-2000	-	-	-	-	-2%	+2%
st. G, 1988-2000	-	-	-	-	-3%	+1%
st. V, 1988-2000	-	-	-	-	-3%	-1%

Se forklaring af ICES-metode under Tabel 4.3.2.

4.4 Blåmuslinger

Muslingeprøver fra 1999 og 2000 blev analyseret for bly og zink, og resultaterne fremgår af Bilag V. Der blev i 1999 indsamlet prøver, som var transplanteret, og i 2000 prøver 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 forurenet. 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 forurenet til et uforurenet område (Riget et al. 1997). Herefter udskiller de stort set

ikke bly. Det indebærer, at blyindholdet i blåmuslinger ved Maarmorilik kun kan forventes at falde meget langsomt i takt med, at muslingerne vokser. Dog vil nye generationer af muslinger, som har været udsat for en betydelig mindre eksponering end de ældre generationer, forventes at være mindre belastede af bly.

"Naturlige" muslinger

Ved sammenligning med tidligere resultater er det valgt at anvende blykoncentrationen for muslinger i størrelsesgruppen 1-2 g tørvægt af bløddele (svarende til ca. 6-8 cm skallængde), idet blykoncentrationen er afhængig af (stiger med) muslingernes størrelse. Værdierne fremgår af Tabel 4.4.1. I tilfælde, hvor ingen af prøverne falder indenfor det ønskede størrelsesinterval, er angivet blykoncentrationen i prøver, hvor gennemsnitsvægten er under 1 g tørvægt, større end 2 g tørvægt eller et gennemsnit af disse. 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 2000. Blykoncentrationen er givet for muslinger i prøver hvor gennemsnitsvægten af bløddelene er mellem 1 - 2 g tørvægt. < angiver at gennemsnitsvægten af muslinger i prøven er mindre end 1 g tørvægt.

Blåmusling					
Station	Pb	Zn	Station	Pb	Zn
K (Schade)	1,09<	183	L	2,31	163
G	3,58<	137	T5	41,6<	204
T12Ø	188	674	T12SW	191<	584
T15	126<	458	T17A	137<	266
T17B	370	329	T22	50,5	229
T25	29,0<	224	T29	176	237
T30	48,6<	229	T33	7,95<	145
T36	17,6<	165	T37	66,0	156
T38	2,72<	124			

Geografisk fordeling

Figur 4.4.1 viser de målte blyværdier og figur 4.4.2 zinkværdierne i naturlige muslingepopulationer i 2000. De højeste blykoncentrationer optræder i den inderste del og på nordkysten af Qaamarujuk. Blyniveauet er desuden forhøjet i den øvrige del af Qaamarujuk og i Perlerfiup kangerlua. Der er i 2000 ikke nogen entydig gradient i de naturlige blåmuslingers blyindhold. Det skyldes, at blykoncentrationerne er målt i forskellige størrelsesgrupper i stationsnettet. Som nævnt i indledningen til dette afsnit udgøres en væsentlig del af blyindholdet i "gamle" muslinger af bly, som ikke kan udskilles, og som er optaget af muslingerne i perioden med højere blybelastning, mens minedriften fandt sted. Unge, små muslinger, som er vokset op efter minens lukning, har været eksponeret for en væsentlig lavere blyforurening og har derfor et lavere blyindhold end større, ældre muslinger.

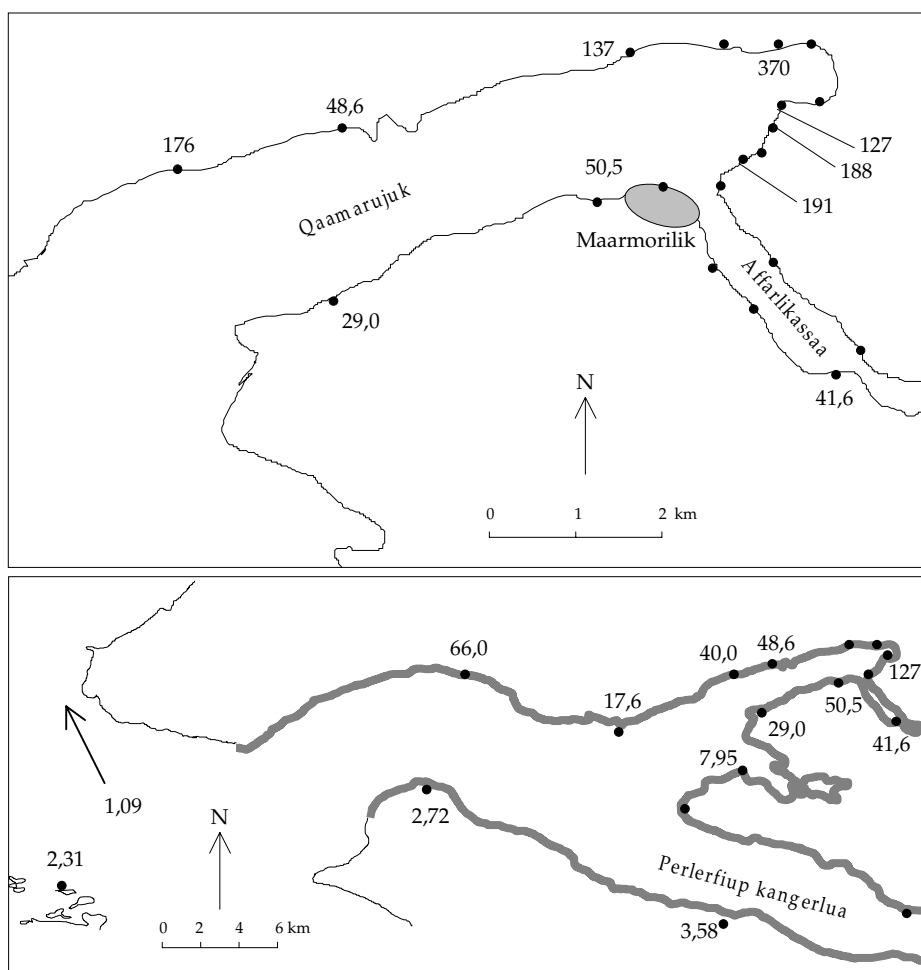
Zinkkoncentrationerne viser ligeledes faldende værdier væk fra mineområdet, men med væsentlig mindre koncentrationsforskelle end

for bly. Tæt ved Maarmorilik er koncentrationen op til knap 700 $\mu\text{g/g}$ tørstof, men den er kun forhøjet i selve Qaamarujuk og ikke i Perlerfiup kangerlua.

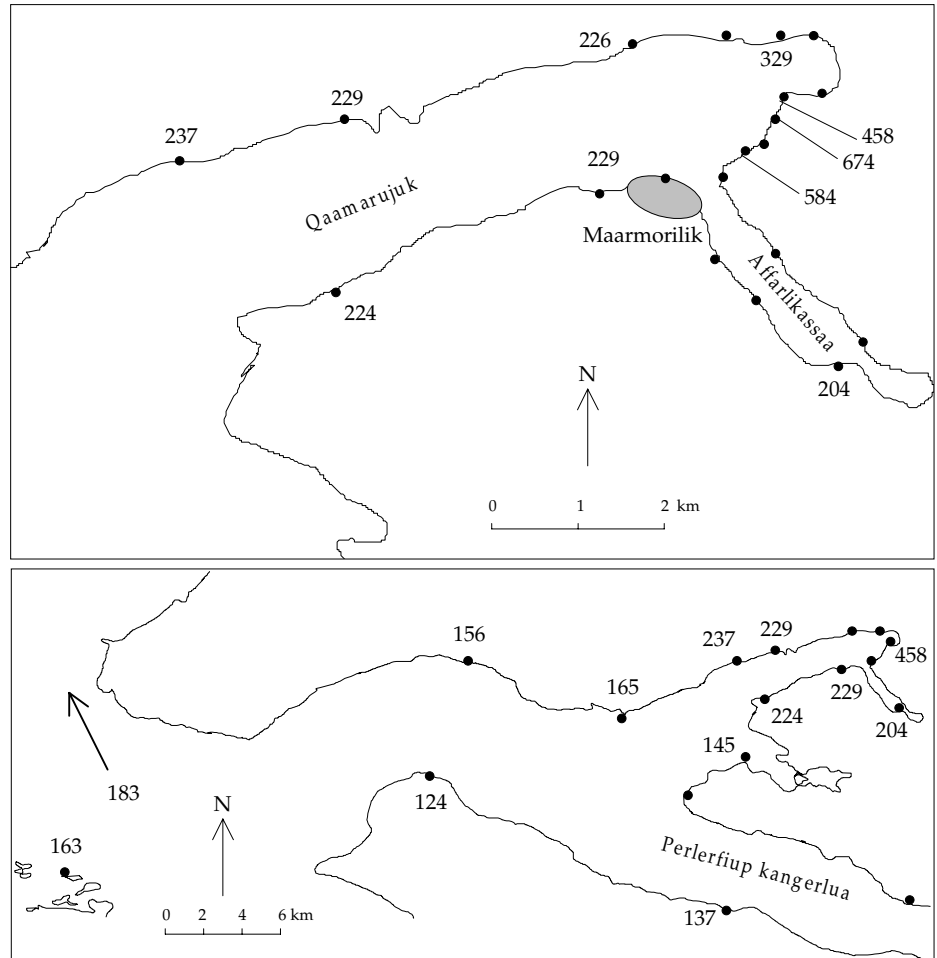
Egnethed til fortæring

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

Ved vurderingen af mulige sundhedsskadelige virkninger af det forhøjede blyindhold i blåmuslinger er anvendt en værdi på 2 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 figur 4.4.1 er blykoncentrationen over den anførte grænseværdi på alle stationer nær Maarmorilik, i Qaamarujuk og på nordsiden af Perlerfiup kangerlua. På sydsiden af Perlerfiup kangerlua er blykoncentrationen i 2000 under grænseværdien. Det er første gang, det er observeret efter minens lukning. Imidlertid er der i 2000 kun fundet og analyseret små muslinger fra dette område, og eventuelle store muslinger fra området må fortsat forventes at have blykoncentrationer over grænseværdien. Det frarådes derfor fortsat at indsamle og spise blåmuslinger fra Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua.



Figur 4.4.1. Pb ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmuslinger fra 2000. Den del af kystzonen der her er fremhævet (grå), repræsenterer området hvorfra det frarådes at indsamle og spise blåmuslinger.



Figur 4.4.2. Zn ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i blåmuslinger fra 2000.

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i bly- og zinkkoncentrationen er analyseret ved tre forskellige statistiske metoder: Spearman korrelationen, lineær regressions analyse og ICES metoden. Denne sidste metode er nærmere beskrevet i Nicholson et al. (1995). Den statistiske behandling af tidserien af tungmetalkoncentrationer fremgår af tabellerne 4.4.2 og 4.4.3 for henholdsvis bly og zink.

Blyværdierne viser for alle stationer en faldende tendens gennem perioden, som dog ikke på alle stationer er signifikant på 5% niveau. Den årlige ændring i blykoncentrationen er beregnet ved lineær regression til at ligge mellem -3% og -17%.

Zinkværdierne viser for alle stationer en faldende tendens, som dog ikke er signifikant for alle. Den årlige ændring i zinkkoncentrationen er beregnet til at ligge mellem -1% og -13%.

Nye generationer

Et forhold, som i de kommende år kan forventes at få større og større betydning for blybelastningen af blåmuslinger, er opvækst af nye muslingegenerationer. De vil være eksponeret for en langt mindre blybelastning end de ældre generationer, som har været udsat for en større påvirkning i en periode før minens lukning, og som kun langsomt eller slet ikke udskiller bly, som de én gang har optaget.

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-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficienten. Desuden er den årlige ændring i blykoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Blåmusling - Pb	ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
Station					
St. L	sign	sign	sign	sign	-12%
T5	sign	sign	sign	sign	-15%
T12Ø	sign	sign	sign	sign	-12%
T12SV	-	sign	-	-	-13%
T15	sign	sign	-	sign	-10%
T17A	sign	sign	sign	sign	-4%
T17B	sign	sign	sign	sign	-6%
T22	sign	sign	-	sign	-11%
T25	sign	sign	-	sign	-8%
T29	sign	sign	-	sign	-3%
T30	-	sign	-	sign	-4%
T36	sign	sign	-	sign	-7%
T37	sign	sign	-	sign	-7%
T38	sign	sign	-	sign	-17%

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-test metode er angivet signifikansen af Spearman korrelations koefficienten. Desuden er den årlige ændring i zinkkoncentrationen for hele perioden beregnet ved lineær regression.

Blåmusling - Zn	ICES-metode			Spearman korrelation	Årlig ændring
	Systematisk mellem år	Lineær effekt	Ikke lineær effekt		
Station					
St. L	-	-	-	-	-1%
T5	sign	sign	-	sign	-6%
T12Ø	-	-	-	-	-4%
T12SV	-	sign	-	-	-13%
T15	sign	sign	-	sign	-4%
T17A	-	sign	-	sign	-2%
T17B	sign	sign	-	sign	-4%
T22	sign	sign	-	sign	-6%
T25	sign	sign	sign	-	-2%
T29	sign	sign	-	-	-1%
T30	sign	-	sign	-	-1%
T36	sign	sign	-	sign	-3%
T37	-	sign	-	sign	-3%
T38	sign	sign	-	sign	-4%

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 1998 og indsamlet igen i 1999. 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 længdevægt relationen udregnet på årsbasis for hver enkelt population (Riget et al. 1997). I tilfælde, hvor længdevægt relationen ikke kan beregnes (kun en observation) er der anvendt en for stationen gennemsnitlig længdevægt relation. 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:	Naturlige					Transplanterede								
						1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1998	
Transpl.-år						1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1998	
Indsaml.-år	1994	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1996	1997	1997	1998	1999	
L	5,27	1,69	1,11		1,11									
Schade		0,55	1,03	0,66	0,86									
T5						19,7	43,1		25,9		20,5		11,7	
T12Ø						103					134		95,3	
T12SV						116	365	273	164	178	89,4		118	
T17A						18,4	42,2	42,0	17,6	34,1	19,5		15,4	
T17B						19,0	48,3		19,9	34,7	21,6	42,2	22,2	
T22						18,5	37,8		20,5	29,5	13,5		11,0	
T25						11,0	18,1	23,5	11,1	11,5	6,99		6,10	
T30						9,35	21,2		12,1	10,0	5,78		8,05	
T36						9,75			5,25	7,18	4,77		7,20	
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	

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

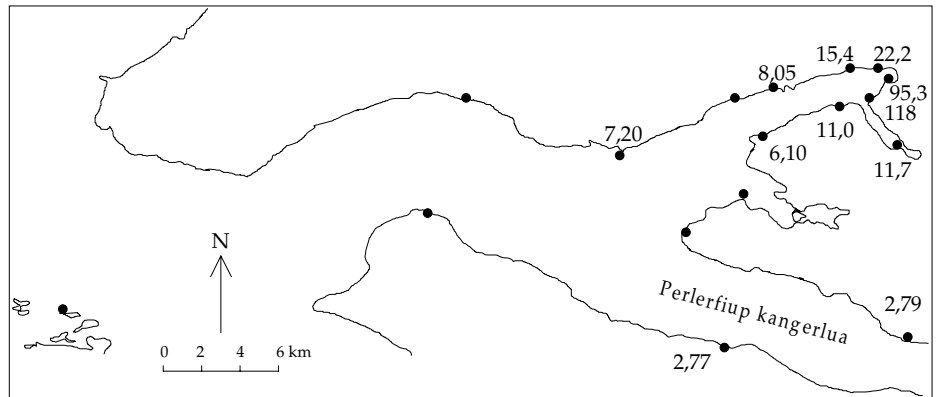
Zink:	Naturlige					Transplanterede								
						1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1998	
Transpl.-år						1994	1994	1994	1995	1995	1996	1996	1998	
Indsaml.-år	1994	1995	1996	1997	1998	1995	1996	1997	1996	1997	1997	1998	1999	
L	178	150	148		157									
Schade			135	108	121									
T5						165	142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

Geografisk fordeling

Resultaterne af transplantationerne viser, at der i 1999 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 det mest belastede

område ved den gamle gråbjergsdump (st. T12Ø og T12SV). Dette skyldes formentligt, at muslingerne kan regulere deres zinkindhold (udskille zink) op til en vis belastning.

Blyindholdet i transplanterede muslinger i 1999 er vist i figur 4.4.3, og det ses, at det er forhøjet i hele det undersøgte område. Den største forøgelse i muslingernes blybelastning findes i området ved den gamle gråbjergsdump. Her er forøgelsen omkring 100 gange. I Affarlikassaa og den indre del af Qaamarujuk er forhøjelsen 10-20 gange og i den ydre del af Qaamarujuk og ved Qeqertanguit 6-8 gange, mens den i den indre del af Perlerfiup kangerlua er omkring 2 gange.



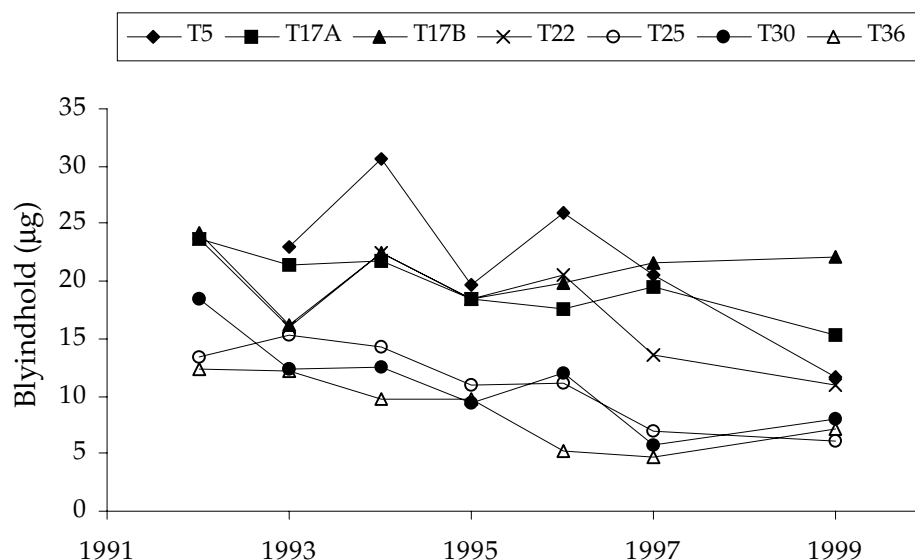
Figur 4.4.3 Blyindhold (μg) i en 6 cm musling i 1999 transplanteret året før

Tidsudvikling

Tidsudviklingen i blyindholdet i blåmuslinger efter et års transplantation er vist i figur 4.4.4. Fra 1997 til 1999 er blyindholdet faldet ved nogle stationer, men steget ved andre. Set over hele perioden 1992 til 1999 viser blyindholdet efter et års transplantation en faldende tendens i hele området.

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

Muslinger, som har været transplanteret over flere år, fortsætter med at akkumulere bly, som det fremgår af tabel 4.4.4.



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

Blåmusling – samlet vurdering

Blåmuslinger i tidevandszonen optager også metaller fra havvandet. I blåmuslinger indsamlet i 2000 er der forhøjede værdier af bly i fjordene Affarlikassaa, Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua. Blåmuslinger med forhøjede zinkkoncentrationer findes kun i Qaamarujuk. Bly- og zinkkoncentrationen i blåmuslinger har været faldende gennem en årrække, men blykoncentrationen falder kun meget langsomt, fordi muslingerne ikke kan udskille en del af det bly, de én gang har optaget. Undersøgelser viser også, at nye generationer af blåmuslinger (små muslinger) er væsentligt mindre blybelastede end ældre, større muslinger.

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

4.5 Fisk

Der er tidligere indsamlet prøver af fiskearter, som er almindeligt forekommende i området: ammassat (lodde), plettet havkat, almindelig ulk, hellefisk og uvak. I 2000 blev der indsamlet og analyseret prøver af uvak, plettet havkat og alm. ulk.

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

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

Ved vurderinger af blyniveauet i prøver fra fisk har der været mistanke om, at nogen af de ældre blyanalyser (op til omkring midten af 1980-erne) i fisk, specielt de lave koncentrationer i fiskekød, har været fejlagtige (for høje). Dette er bekræftet ved reanalyser af tidligere indsamlede prøver (Dietz et al. 1997). Årsagen hertil er de tidligere anvendte analysemetoder og procedurer, som ikke har været tilstrækkeligt kontrolleret. Som en konsekvens af dette er der derfor ved den statistiske behandling her kun medtaget blyanalyser udført af AM's eget laboratorium, hvilket vil sige analyser tilbage til 1988. I teksten vil der dog til sammenligning med de nuværende blyniveauer blive refereret til de tidligere blyniveauer.

4.5.1 Uvaq

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VI. Blykoncentrationerne i kød fra uvaq viser ingen afhængighed af fiskens størrelse og køn. De estimerede blykoncentrationer for 2000 er vist i tabel 4.5.1.1, hvor de er sammenlignet med værdier fra andre områder i Grønland og med tidligere undersøgelser ved Maarmorilik.

Blyniveauet i uvakmuskel er lavt som ved tidligere undersøgelser. Stigningen fra 1996 er ikke nødvendigvis udtryk for, at blyniveauet er højere ved Maarmorilik end i referenceområder, idet alle blyniveauer i fiskemuskel fra 2000 er højere end tidligere målt, også i referenceområder (se tabel 4.5.3.1). Analyser af dobbeltprøver (se afsnit 3) viser større variation end tidligere, hvilket tyder på, at lave blyniveauer (som i fiskekød) er mere usikkert bestemt ved denne end ved de tidligere undersøgelser.

Blyniveauet i uvaqmuskel er betydeligt under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark. Denne værdi er 0,3 mg/kg bly på vådvægtsbasis (Anon 1985). I fiskekød svarer den til 1,5 mg/kg bly på tørvægtsbasis.

Tabel 4.5.1.1. Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i uvaqmuskel fra Maarmorilik og referenceområder. Alle estimater er i $\mu\text{g/g}$ tørstof. Værdien markeret med < angiver at flere end 20% af analyse-resultaterne er under detektionsgrænsen. Prøver er indsamlet i september, bortset fra i 1991, hvor der er også er data for 6 fisk indsamlet marts-maj.

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

4.5.2 Plettet havkat

Der blev analyseret muskel- og leverprøver fra plettet havkat fanget ved Maarmorilik i september 2000. 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 4.5.2.1. 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 4.5.2.1).

I muskel er blykoncentrationerne meget lave og i de fleste tilfælde under detektionsgrænsen. Ved de seneste undersøgelser ser blyniveauet dog ud til at være højere end i 1998. Som nævnt ovenfor i omtalen af resultaterne for uvak, er det dog ikke nødvendigvis et udtryk for en reel stigning.

I lever er blyniveauet generelt højere end i muskel. Ved 2000 undersøgelsen er værdierne højere end i 1998 og forhøjet i forhold til niveauet i referenceområderne, men på niveau med hvad der er fundet efter minedriftens ophør og de seneste år, mens minedriften fandt sted. 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 1985). 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 det har kun overskredet den angivne grænseværdi ved undersøgelserne en enkelt gang (1991) siden 1988.

Tabel 4.5.2.1. Estimeret blykoncentration (est. Pb) og medianværdi (med. Pb) i plettet havkat fra Maarmorilik og referenceområder. 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	
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	
Maarmorilik	September	1988	<0,06*	<0,05	
	September	1989	<0,07*	<0,05	
	September	1990	<0,07*	0,06	
	Marts-maj	1991	<0,06*		
	September	1991	<0,09*	<0,05	
	September	1992	<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
Havkat – lever					
Område/måned	År	n	est. Pb	med. Pb	
Amiitsuatsiaq	1993	10	<0,06*	<0,05	
	1994	2	0,05	0,09	
Schades Øer	1995	3	0,043	0,049	
Sermilik	1995	2	0,087	0,078	
Nord for Saatut	1998	6	<0,05*	<0,05	
Maarmorilik	September	1988	0,22	0,14	
	September	1989	0,32	0,41	
	September	1990	0,40	0,38	
	September	1991	0,57	1,42	
	September	1992	0,19	0,17	
	September	1993	<0,20*	0,26	
	September	1994	0,79	0,60	
	September	1995	0,31	0,29	
	September	1998	<0,12*	0,07	
	September	2000	5	0,28	0,47

4.5.3 Ulk

Analyseresultaterne for de enkelte prøver fremgår af bilag VII.

Blykoncentrationen i muskel fra alm. ulk viser afhængighed af fiskestørrelsen, men ikke af køn. For blykoncentrationen i ulkelever er der afhængighed af fiskestørrelse og vægt, men ikke af fiskens køn. De estimerede værdier for ulke fanget i henholdsvis indre og ydre del af Qaamarujuk samt referenceområder fremgår af tabel 4.5.3.1.

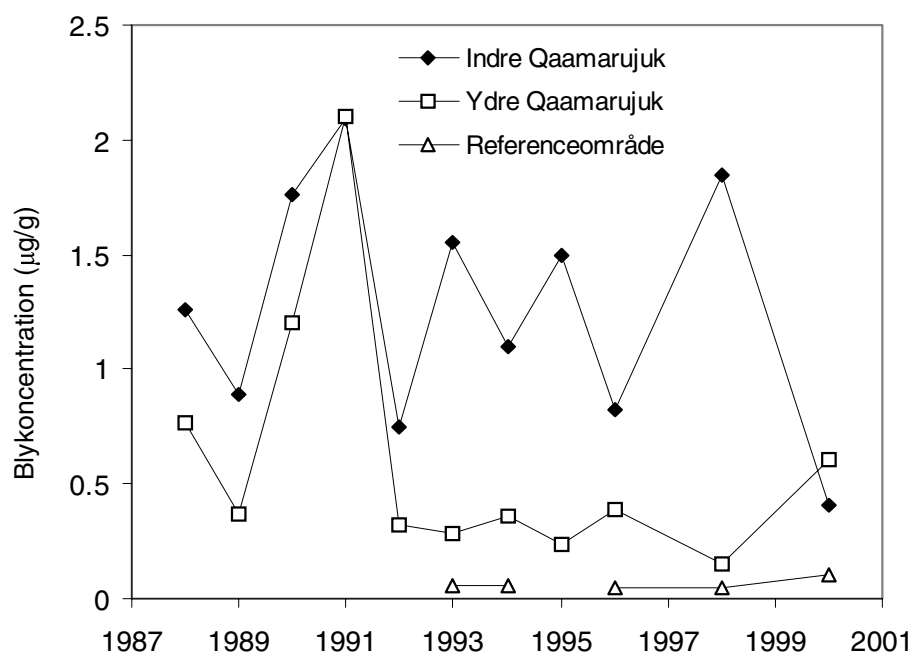
Blykoncentrationen i kød ligger i 2000 på samme niveau i den indre og den ydre del af Qaamarujuk og i referenceområdet, hvor blykoncentrationen i 2000 er højere end tidligere målt.

I lever er blykoncentrationen i ydre Qaamarujuk på niveau med værdien i indre Qaamarujuk, og i begge områder er niveauet højere end i referenceområdet, se Figur 4.5.1. Som nævnt i afsnittet om uvaq er lave blyniveauer mere usikkert bestemt ved denne end ved de tidligere undersøgelser. Det kan være årsagen til, at blyniveauet i referenceområdet i 2000 er højere end fundet tidligere i andre referenceområder, således at der ikke nødvendigvis er tale om reelle forskelle. Over monitoringsperioden (1988-2000) varierer koncentrationen meget fra år til år uden nogen tendens til entydig ændring i perioden.

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 1985). 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 ulkelver er højere end i muskel, og det har overskredet den angivne grænseværdi i den indre del af Qaamarujuk ved de fleste undersøgelser siden 1988, dog ikke ved den seneste. I den ydre del af Qaamarujuk er grænseværdien kun overskredet to gange siden 1988, nemlig i 1990 og 1991.

Tabel 4.5.3.1. Estimerede blykoncentrationer (est. Pb) og medianværdier (med. Pb) i alm. ulk fra Maarmorilik og referenceområder. 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
Amiitsuatsiaq	1993	8	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,03*	<0,02			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
	1998	10	<0,05*	<0,05			
Kronprins.Ejl.	2000	10	0,08	0,05			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk			Ydre Qaamarujuk			
	1988	5	0,11	0,10	4	<0,09*	0,06
	1989	5	0,15	0,11	5	<0,07*	<0,05
	1990	5	0,46	0,54	5	0,14	0,16
	1991	5	<0,07*	<0,05	9	0,45	1,15
	1992	5	<0,10*	0,07	10	<0,08*	<0,05
	1993	5	0,15	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	0,14	0,13	8	0,13	0,12
Ulk – lever							
Område	År	n	Est. Pb	Med. Pb	n	Est. Pb	Med. Pb
Amiitsuatsiaq	1993	9	<0,06*	<0,05			
	1994	10	<0,06*	0,04			
Schades Øer	1996	10	<0,05*	<0,05			
Schades Øer	1998	10	<0,05*	<0,05			
Kronprins.Ejl.	2000	10	0,10	0,05			
Maarmorilik	Indre Qaamarujuk			Ydre Qaamarujuk			
	1988	10	1,26	1,35	10	0,77	0,79
	1989	10	0,89	0,77	10	0,37	0,28
	1990	10	1,76	1,98	10	1,20	1,69
	1991	10	2,09	1,55	9	2,10	3,16
	1992	10	0,75	0,42	10	0,32	0,33
	1993	10	1,55	2,44	10	0,28	0,20
	1994	10	1,10	1,37	10	0,36	0,45
	1995	10	1,50	1,52	10	0,24	0,23
	1996	10	0,82	0,54	10	0,39	0,28
	1998	10	1,85	2,29	10	0,15	0,17
	2000	12	0,41	0,31	8	0,61	0,34



Figur 4.5.1. Tidsudvikling i blykoncentrationen i lever fra ulke fanget i indre og ydre del af Qaamarujukfjorden samt referenceområdet. Værdierne er normaliseret til en ulk med længden 27,5 cm og vægten 0,24 kg.

Fisk samlet vurdering

I kød fra uvak, plettet havkat og alm. ulk fanget ved Maarmorilik i 2000 er blykoncentrationen lav. Lever fra plettet havkat og ulk undersøges for at vurdere den tidsmæssige udvikling i blyforureningen. I begge arter fandtes i 2000 forhøjede blyværdier ved Maarmorilik. Niveauet svarer til, hvad der er fundet efter minedriftens ophør og i de sidste år, hvor der var minedrift.

4.6 Rejer

Der indsamles og analyseres prøver af dybhavsrejer (*Pandalus borealis*) ved Maarmorilik og i et referenceområde i Uumannaq fjorden som et led i vurderingen af forureningstilstanden ved Maarmorilik. Prøverne opdeles i kød og i de resterende hoved- og skaldele og analyseres for bly. Analyseresultaterne fra de enkelte prøver i 2000 fremgår af Bilag VIII.

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

Som ved de fleste tidligere undersøgelser, er blykoncentrationen i rejer højere i indre end i ydre Qaamarujuk, og blyværdierne er i 2000 faldet i forhold til i 1998, både i rejernes kød og i deres hoved- og skaldele. For hoved+skaldele fra indre og ydre Qaamarujuk og kød fra ydre Qaamarujuk er koncentrationerne i 2000 de hidtil laveste der

er blevet målt, mens det for kød fra indre Qaamarujuk kun er målt lavere i 1996 (Tabel 4.6.1). Med undtagelse af kød fra ydre Qaamarujuk er blykoncentrationen i både indre og ydre Qaamarujuk i 2000 tydeligt højere end i referenceområdet for samme år (Kronprinsens Ejland).

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). I perioden 1988-2000 har blykoncentrationen i rejernes hoved- og skaldele været tydeligt faldende (Figur 4.6.2). I rejekød er der også en faldende tendens (Figur 4.6.1).

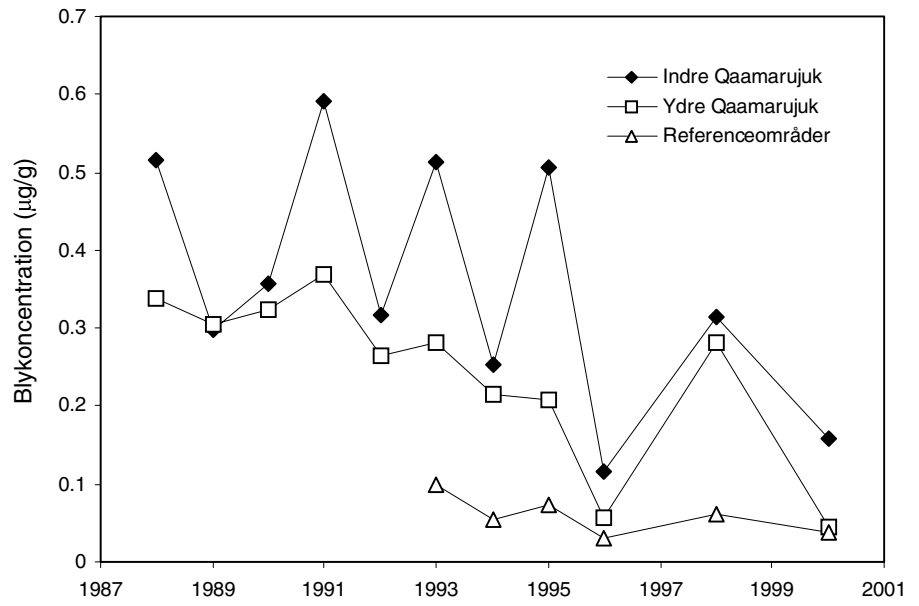
Blyniveauet i rejekød er betydeligt under den grænseværdi, som gælder for blyindhold i levnedsmidler i Danmark. Denne værdi er 1,0 mg/kg bly på vådvægtsbasis (Anon 1985). I rejekød svarer den til ca. 5 mg/kg bly på tørvægtsbasis.

Rejer – samlet vurdering

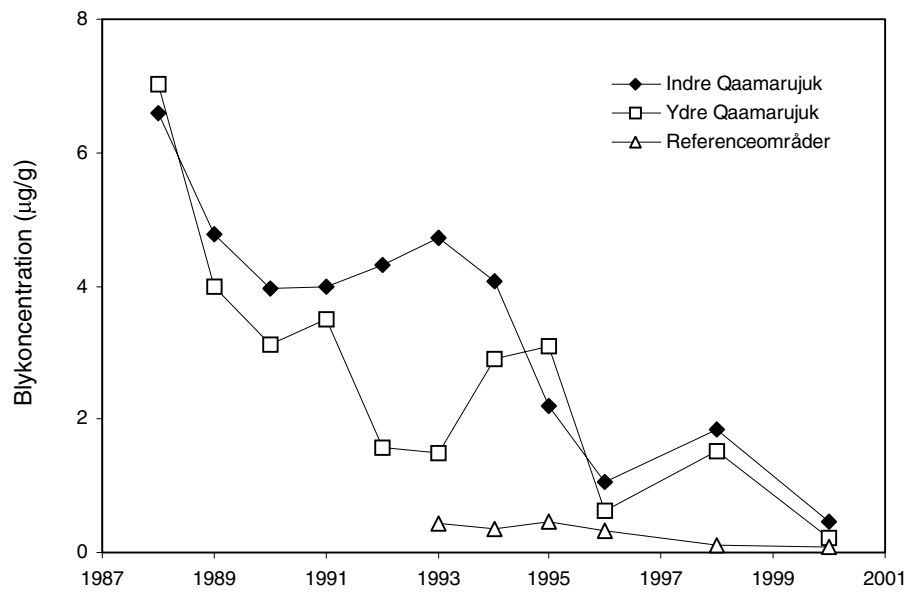
I Qaamarujuk er der i 2000 forhøjede blyværdier i rejer, men blykoncentrationen er i 2000 faldet i forhold til i 1998, og der har i perioden fra 1988 været en tydeligt faldende tendens i rejernes blyindhold. I den ydre del af Qaamarujuk var blyniveauet i rejekød ikke forhøjet i 2000.

Tabel 4.6.1. Estimerede blykoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejer fra referencemråder og Maarmorilik. 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	0,437	0,100
	1994	0,328	0,057
Salleq	1994	0,354	0,054
Schades Øer	1995	0,466	0,074
Qeqertat	1996	0,312	0,031
Sermillip kangerlua	1998	0,112	0,061
Kronprinsens Ejland	2000	0,081	0,039
Indre Qaamarujuk	1988	6,59	0,515
	1989	4,77	0,298
	1990	3,95	0,358
	1991	3,98	0,591
	1992	4,31	0,316
	1993	4,72	0,514
	1994	4,06	0,254
	1995	2,19	0,506
	1996	1,05	0,117
	1998	1,84	0,315
2000	0,45	0,158	
Ydre Qaamarujuk	1988	7,03	0,339
	1989	3,98	0,305
	1990	3,11	0,324
	1991	3,49	0,370
	1992	1,56	0,266
	1993	1,49	0,281
	1994	2,91	0,216
	1995	3,08	0,209
	1996	0,622	0,057
	1998	1,51	0,281
2000	0,23	0,045	



Figur 4.6.1. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i rejekød af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.



Figur 4.6.2. Tidsudviklingen i blykoncentrationen ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i hoved- og skaldel af rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk og i referenceområder.

5 Referencer

Anon. 1985. Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler. Lovtidende A 1985 – Hæfte 69, side 1451-1457.

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

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

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

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

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

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

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

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

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

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

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

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

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

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2001

- Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK
- Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 110 s., 120,00 kr.
- Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, O.S.C. & Worsøe, I.M. 27 pp., 75,- DKK
- Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 62 s., 100,- kr.
- Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L.
- Nr. 382: Bystruktur og transportadfærd. Hvad siger Transportvaneundersøgelsen? Af Christensen, L. (i trykken)
- Nr. 383: Pesticider 2 i overfladevand. Metodaafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 45 s. + Annex 1, 75,- kr.
- Nr. 384: Natural Resources in the Nanortalik Area. An Interview Study on Fishing, Hunting and Tourism in the Area around the Nalunaq Gold Project. By Glahder, C.M. 81 pp., 125,- kr.
- Nr. 385: Natur og Miljø 2001. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H., Christensen, N. & Kristensen, P. 368 s., 200,00 kr.
- Nr. 386: Pesticider 3 i overfladevand. Metodaafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 94 s., 75,00 kr.
- Nr. 387: Improving Fuel Statistics for Danish Aviation. By Winther, M. 56 pp., 75,- DKK

2002

- Nr. 388: Microorganisms as Indicators of Soil Health. By Nielsen, M.N. & Winding, A.
- Nr. 389: Naturnær skovrejsning – et bæredygtigt alternativ? Af Aude, E. et al. (elektronisk)
- Nr. 390: Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv-projekt. Fase II. Af Nielsen, K. et al.
- Nr. 391: Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. Af Lisbjerg, D. et al.
- Nr. 392: Næringssaltbegrænsning af makroalger i danske kystområder. Et samarbejdsprojekt mellem Ringkøbing Amt, Nordjyllands Amt, Viborg Amt, Århus Amt, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Fyns Amt, Roskilde Universitetscenter og Danmarks Miljøundersøgelser. Af Krause-Jensen, D. et al.

[Tom side]

I rapporten dokumenteres og vurderes forureningstilstanden ved den nedlagte bly-zinkmine i Maarmorilik på baggrund af prøveindsamling i området i 1999 og 2000. Undersøgelserne viser, at der stadig frigives bly og zink fra kilder i området, men at miljøpåvirkningen efter minens lukning er betydeligt formindsket.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-672-3
ISSN (elektronisk) 1600-0048